KLIIMAMINISTEERIUM

cleanest



Reoveepuhastuse käsiraamat

Tallinn 2023

Toimetaja: Aleksander Maastik

Koostajad: Vallo Kõrgmaa ja Mait Kriipsalu

Autorid (tähestiku järjekorras): Aare Kuusik, Aimar Kivirüüt, Alar Noorvee, Aleksander Maastik, Andra Villers, Anne Menert, Argo Kuusik, Aser Sikk, Daisi Rist, Egge Haiba, Egle Saaremäe, Enn Tõnisberg, Erki Lember, Jaak Jaaku, Jaak Truu, Kaja Orupõld, Kristjan Karabelnik, Maarja-Liis Salumäe, Mailis Laht, Mait Kriipsalu, Mait Põldemaa, Margit Kõiv-Vainik, Mart Taklai, Mihkel Gross, Olev Sokk, Pille Kängsepp, Priit Tamm, Raili Kärmas, Taavo Tenno, Toomas Tamm, Vahur Värk, Vallo Lemmiksoo ja Vallo Kõrgmaa

Jooniste graafiline kujundamine: Ottar Tamm

Retsensendid: Aare Kuusik, Aimar Kivirüüt, Anni Mandel, Andra Villers, Argo Kuusik, Egge Haiba, Egle Saaremäe, Enn Tõnisberg, Erki Lember, Jaak Truu, Karin Pachel, Katri Kartau, Mait Kriipsalu, Mart Taklai, Mihkel Gross, Sergei Zub, Taavo Tenno, Tatjana Rein, Vahur Värk, Vallo Lemmiksoo ja Vallo Kõrgmaa

Kaanefoto: Morten Poolakese

Käsiraamat on valminud LIFE IP CleanEST projekti raames, mida rahastavad Euroopa Komisjoni LIFE programm ja Eesti riik. LIFE programmi rahastusleping nr LIFE17 IPE/EE/000007. Käsiraamat kajastab autorite seisukohti ja Euroopa Komisjon ei vastuta sisu kasutamise eest.

Saateks

Vett vajavad eluks kõik meie planeedil elavad organismid, sh inimesed. Eestis kasutatakse olmes ja tootmises nii pinna- kui ka põhjavett. Suur osa sellest jõuab kanalisatsiooni ning tuleb enne loodusesse tagasi juhtimist või taaskasutamist puhastada. Seda tehakse reoveepuhastis, milles kulgevate keerukate protsesside rakendamiseks on vaja mitmesuguseid seadmeid ning haritud insenere ja töömehi.

Aegade jooksul on Eestis välja antud palju juhendeid ning mõni kanalisatsiooni ja veekaitset käsitleva õpikki, aga kõiki reovee puhastamisega seotud aspekte ühiste kaante vahel varem käsitletud ei ole. Ometi on meil olemas hulk spetsialiste, kes oma lausa legendaarsetelt vanema põlvkonna õpetlastelt ja inseneridelt saadud erialateadmisi järjepidevalt täiendavad ja edasi annavad.

Reoveekäitlus on kallis ning selle areng sai Eestis suure tõuke käesoleva sajandi alguses, mil tekkis võimalus kasutada Keskkonnainvesteeringute Keskuse (SA KIK) ja Euroopa Liidu tugiprogrammide toetusi. Kuigi veevarustuse ja kanalisatsiooni suuremad projektid on tänaseks lõppenud ning veevarustus- ja kanalisatsioonitööde hüppelist kasvu ei ole ette näha, tuleb neid süsteeme siiski käigus hoida, arendada ja optimeerida. Keskkonnaministeerium on aastaid korraldanud hankeid reoveepuhastite operaatorite koolitamiseks. Alates 2017. aastast on võimalik Järvamaa Kusehariduskeskuses omandada veekäitlusoperaatori kutse ning Tallinna Tehnikaülikoolis, Eesti Maaülikoolis ja Tartu Ülikoolis koolitatakse reoveekäitluse insenere ja tehnolooge. Kuigi reoveekäitluse eriala on võimalik õppida erineva taseme (kutse- või kõrghariduse vormis) õppekavade järgi, on puudu tänapäevasel tasemel õppekirjandusest, sest viimased põhjalikumad eestikeelsed õpikud pärinevad 1980-ndate esimesest poolest.

Nagu muudki majandusvaldkonnad, areneb reovee puhastamine tänapäeval väga kiiresti. Täienevad standardid ning õigusaktidki. Et ajaga kaasas käia, peavad vee- ja reoveevaldkonnas tegutsejad end pidevalt täiendama: lugema erialaõpikuid, tuhlama internetis, külastama reoveepuhasteid ja messe ning tundma huvi selle vastu, mida teevad erialaorganisatsioonid. Meie vee puhtus põhineb ju erialasel pädevusel.

Käesolev käsiraamat on valminud projekti *LIFE IP CleanEST* raames, mida rahastavad Euroopa Komisjoni *LIFE*-programm ja Eesti riik. Raamatu koostamisel püüti olla nii põhjalik, et seda saaks kasutada kutse- ja kõrgkoolis õpetamisel, oleks aga arusaadav ka neile veemajanduse valdkonna inimestele, kelle töökohustuste hulka reovee puhastamine ei kuulu. Et reoveekäitlus on väga lai ning kiiresti arenev valdkond, ei pruugi raamatus olla kajastatud kõik puhastustehnoloogiad ja -võtted, ent

andsime endast parima, et peamine käsitletud saaks. Kuigi raamatu kirjutamisel tugineti suuresti erialastandarditele (peamiselt Saksa normidele) ning välismaistele kõrgkooliõpikutele, arvestati ka teadusuuringute tulemusi, milles on varasemaid teadmisi oluliselt täpsustatud või lausa ümber kujundatud.

Erilist rõhku on pööratud eestikeelsele oskussõnavarale, et aidata ühtlustada eri erialade inimeste keelepruuki. Eestikeelsed terminid seoti peamiselt maailma teaduskeele *lingua franca*'ks kujunenud inglise keelega, ent ka vene keelega, sest arvestatav osa reoveepuhastite operaatoritest on venekeelsed. Oskussõnavalimiku koostasid Aleksander Maastik, Raili Kärmas, Karin Pachel, Vallo Kõrgmaa, Mait Kriipsalu ja Vjačeslav Mutavči, tuginedes peamiselt standardile EVS-EN 16323.

Käsiraamatu koostasid Eesti juhtivad teadlased ja erialaspetsialistid, kelle põhitöökohaks on mõni Eesti õppeasutus või projekteerimis- ja konsultatsiooniettevõte. Raamat valmis tänu nende inimeste pikaajalisele ja heale koostööle. Suur tänu kõigile, kes oma pingelise töö kõrvalt leidsid piisavalt aega peatükkide kirjutamiseks ja/või kolleegide kirjutatu retsenseerimiseks. Avaldame siirast tänu emeriitprofessor Aleksander Maastikule, kes ühtlustas autorite esialgsed tekstid lihtsamini loetavaks.

Illustreerivad fotod püüdsime valida autorite isiklikest arhiividest ning valdav osa skeemidest on autorite koostatud. Muude autorite jooniseid on vajadusel eestindanud või kohandanud.

Kasutatud allikatele on viidatud õpiku põhijaotiste kaupa. Lugeja peab silmas pidama, et viidatud on õigusaktide 2023. aastal kehtivale versioonile, ning et alati on vaja kontrollida, ega seda muudetud ole.

Head lugemist!

Vallo Kõrgmaa ja Mait Kriipsalu

Sisukord

Saateks ... 3
Lühendid ... 13
1 Veeringe, inimene ja veemajandus ... 20
1.1 Veeringe ... 20
1.2 Inimese mõju veeringele ... 21
1.3 Veemajandus ja reoveekäitlus ... 22
2 Kuidas kirjeldada reovett ... 27
2.1 Reovett iseloomustavad suurused ning nende määramine ... 27
2.1.1 Reovee mittelahustuv osa ... 27
2.1.2 Orgaaniline aine ... 28
2.1.3 Orgaanilise aine koostisosad ... 31
2.1.4 Toitained ... 36
2.1.5 pH ja puhverdusvõime ... 39
2.1.6 Ohtlikud ained ... 40
2.1.7 Naftasaadused ... 42
2.1.8 Fenoolid ... 43
2.1.9 Rasvad ja õlid ... 43
2.1.10 Ravimijäägid ... 43
2.1.11 Mikroplast ... 44
2.1.12 Patogeenid ... 44
2.2 Vooluhulk ... 45
2.3 Reovee iseloomustamiseks määratavad näitajad ning nende määramissagedus ... 46
2.3.1 Vajalikud andmed reovee kohta ning nende usaldusväärsuse kontrollimine ... 47
2.3.2 Vooluhulga kirjeldamine ... 48
2.3.3 Reostuskoormuse määramine ... 53
2.4 Reovee omadused sõltuvalt päritolust ... 57
3 Reovee ärajuhtimine ... 60
3.1 Üldist ... 60
3.2 Kohtpuhastusseadmed ... 61
3.3 Torustikud ja kaevud ... 62
3.3.1 Kanalisatsioonitorustik ... 62
3.3.2 Kanalisatsioonikaevud ... 64
3.4 Tuulutusrajatised ... 67
3.5 Kanalisatsioonivõrgu projekteerimine ... 68
3.5.1 Kanalisatsioonitrassi valik ... 69
3.5.2 Hüdraulilised uuringud ... 69
3.5.3 Olmereovee arvutusäravool ... 70
3.5.4 Vooluhulk ühisvoolukanalisatsiooni võrgus ... 72
3.5.5 Kanalisatsioonitorustiku hüdrauliline arvutus ... 72
3.6 Vaakumkanalisatsioon ... 76
3.7 Survekanalisatsioon ... 79
3.8 Pumpla ... 81
3.8.1 Hüdrauliline löök ... 83
3.8.2 Kaevpumpla ... 85
3.8.3 Reoveepumbad ... 87
3.8.4 Suur reoveepumpla ... 89
3.8.5 Kavitatsiooni ohu kontroll ... 89
3.9 Reovee purgimissõlm ... 91
4 Reovee puhastamise üldpõhimõtted ... 93

4.1 Reovee puhastamise etapid ... 93
4.2 Puhastustehnoloogia valimine ... 95
4.3 Reoveepuhastuse tulem ... 98
4.3.1 Reovee omadused ... 98
4.3.2 Puhasti komplekssus ... 98
4.3.3 Puhasti käitamine ... 99
5 Eelpuhastus ... 102
5.1 Eelpuhastuse olulisus ... 102
5.2 Võred ja sõelurid ... 103
5.2.1 Üldised põhimõtted ... 103
5.2.2 Jämevõred ... 103
5.2.3 Peenvõred ... 104
5.2.4 Mehaanilised võred ... 104
5.2.5 Varb- ja piluvõred ... 104
5.2.6 Kaarvõre ... 106
5.2.7 Treppvõre ... 106
5.2.8 Liikuva ekraaniga võre ... 107
5.2.9 Sõelurid ... 108
5.2.10 Võrede ja sõelurite valimise ja dimensioneerimise alused ... 109
5.2.11 Võrede tüüpilised probleemid ... 112
5.2.12 Võrede hooldamine ... 112
5.3 Liivapüünis ... 113
5.3.1 Liivapüünise vajalikkus ja tüübid ... 113
5.3.2 Rennliivapüünis ... 114
5.3.3 Konstantse läbivoolukiirusega liivapüünis ... 114
5.3.4 Vortex-liivapüünis ... 114
5.3.5 Lehterliivapüünis ... 115
5.3.6 Hüdrotsüklon ... 115
5.3.7 Õhustatav liivapüünis ... 116
5.3.8 Kruvikonveieriga liivapüünis ... 117
5.3.9 Kombiseadmed ... 117
5.3.10 Liivapüüniste tüüpilised probleemid ja hooldus ... 118
5.3.11 Liivapüünise dimensioneerimine ... 118
5.4 Reovee ühtlustamine ... 121
5.4.1 Ühtlustusmahuti ... 121
5.4.2 Neutraliseerimine ... 122
5.5 Kolloidide kõrvaldamine reoveest ... 123
5.5.1 Koagulatsioon ... 124
5.5.2 Flokulatsioon ehk helvestamine ... 126
5.6 Eelsetiti ... 126
5.6.1 Eelsetiti vajadus ja tüübid ... 126
5.6.2 Eelsetite tüüpilised probleemid ja nende kontrollmeetmed ... 128
5.7 Septik ... 129
5.8 Rasva jm ujuvmaterjali kõrvaldamine ... 129
6 Bioloogiliste protsesside põhialused ... 135
6.1 Reoveepuhasti kui ökosüsteem ... 135
6.1.1 Bakterid ... 136
6.1.2 Arhed ... 137
6.1.3 Vetikad ... 137
6.1.4 Seened ... 137
6.1.5 Ainuraksed ehk algloomad ... 138
6.1.6 Hulkraksed organismid (*Metazoa*) ... 139

6.1.7 Kuidas kujunevad kooslused? 140
6.2 Ainevahetus ja keskkonnatingimused 143
6.2.1 Toitainete vajadus 143
6.2.2 Ainevahetusprotsesside alused 143
6.2.3 Keskkonnatingimused 145
6.3 Stöhhiomeetria ja kineetika alused 147
6.3.1 Biokeemilised reaktsioonid mustas kastis 147
6.3.2 Mikroorganismide kasvu dünaamika 149
6.3.3 Mikroorganismide kasvu kineetika 150
6.3.4 Kasvu kiirused mõjutavad mikroorganismikoosluste kujunemist reoveepuhastis 152
6.4 Tegurid, mis võivad bioloogilist puhastusprotsessi pärssida 155
6.4.1 Inhibitsioon 156
6.4.2 Vahutamine reoveepuhastis 158
6.4.3 Aktiivmuda pundumine 160
7 Aktiivmudapuhastus 166
7.1 Aktiivmudapuhastuse põhikomponendid 167
7.2 Aktiivmudapuhastite tehnilised lahendused 168
7.3 Aktiivmudaprotsessi iseloomustavad tegurid 171
7.3.1 Hüdrauliline viibeaeg 171
7.3.2 Mudavanus 172
7.3.3 Mudakoormus 175
7.4 KHT massibilanss aktiivmudapuhastis 176
7.5 Aktiivmudapuhasti koormuse mõju puhastusprotsessile 177
7.6 Aktiivmudasisaldus 178
7.7 Aktiivmudateke 180
7.7.1 Lihtsustatud meetod aktiivmudatekke määramiseks 181
7.7.2 Mudatekke BHT-põhine arvutus 182
7.7.3 Mudatekke KHT-fraktsiooni põhine arvutus 183
7.8 Hapnikutarve 186
7.9 Annuspuhastustehnoloogia 188
7.9.1 Annuspuhasti tööpõhimõte 190
7.9.2 Annuspuhastit iseloomustavad tegurid 196
7.9.3 Annuspuhasti käitamine 203
7.10 Aeroobne graanulmuda 205
8 Lämmastiku kõrvaldamine 208
8.1 Sissejuhatus lämmastikuärastusse 208
8.2 Lämmastiku sidumine biomassi 210
8.3 Nitrifikatsioon 211
8.3.1 Nitrifikatsiooni stöhhiomeetria 211
8.3.2 Nitrifikatsiooni kineetika 212
8.3.3 Nitrifikatsiooni hapnikutarve 214
8.4 Denitrifikatsioon 215
8.4.1 Denitrifikatsioni stöhhiomeetria 215
8.4.2 Denitrifikatsioonitingimused 217
8.4.3 Orgaaniliste ainete piirang denitrifikatsioonil 218
8.5 Eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastus 220
8.5.1 Lämmastiku muundumine eel-denitrifikatsiooniga lämmastikuärastuses 221
8.5.2 Denitrifikatsiooni tõhusus 222
8.6 Tõhustatud lämmastikuärastuse tehnoloogilised lahendused 224
8.6.1 Bardenpho järelanoksiline lämmastikuärastus 224
8.6.2 Kaskaad-denitrifikatsioon 225
8.6.3 Lämmastikuärastus annuspuhastis 226

8.6.4 Simultaan-nitrifikatsioon-denitrifikatsioon ... 227
8.6.5 Vahelduv nitrifikatsioon-denitrifikatsioon ... 227
8.6.6 Lämmastikuärastuse tõhustamine nitritatsiooni teel ... 228
8.6.7 Anammox protsess ... 228
9 Fosforiärastus ... 230
9.1 Fosforivormid ... 230
9.2 Bioloogiline fosforiärastus ... 231
9.2.1 Bioloogilise fosforiärastustehnoloogia (bio-P) põhialused ... 232
9.2.2 Fosforit akumuleerivad organismid ... 233
9.2.3 Bioloogilise fosforiärastuse piirangud ... 235
9.2.4 Bioloogilise fosforiärastuse enamlevinud lahendused ... 236
9.2.5 Bioloogilise P-ärastuse dimensioneerimine ... 238
9.3 Keemiline fosforiärastus ... 241
9.3.1 Koagulandid ... 241
9.3.2 Keemilise fosforiärastustehnoloogia rakendamine ... 242
9.3.3 Koagulandikulu arvutamine ... 244
9.3.4 Enamlevinud probleemid keemilise fosforiärastustehnoloogia käitamisel ... 245
9.4 Bioloogilise ja keemilise fosforiärastuse võrdlus ... 246
9.5 Bioloogilise ja keemilise fosforiärastuse juhtimine ... 247
9.5.1 Bioloogilise fosforiärastuse juhtimine ... 247
9.5.2 Keemilise fosforiärastuse juhtimine ... 247
10 Biokilepuhastus ... 250
10.1 Biokile olemus ja teke ... 250
10.1.1 Biokiletehnoloogia ülevaade ... 251
10.1.2 Massiülekande mõju ning eri keskkondade teke biokiles ... 253
10.2 Biokilereaktorite peamised tüübid ... 254
10.2.1 Nõrgbiofilter ... 256
10.2.2 Sukelbiofilter ... 261
10.2.3 Sukeltugimaterjaliga biofilter ... 263
10.2.4 Heljuvtugimaterjaliga biofilter ... 268
10.2.5 Hübriidsüsteemid ... 272
10.3 Biokilepuhasti projekteerimine – eeltingimused ja peamised komponendid ... 274
10.3.1 Reovee omadused ja selle eelkäitluse tähtsus ... 274
10.3.2 Biokilekandjate valik, tüübid ja näitajad ... 275
10.3.3 Biokile aktiivsus ... 279
10.4 Biokile koormusnäitajad ... 280
10.4.1 Õhustamine ja segamine, difusiooni mõju ... 281
10.4.2 Biokile paksuse ja irdumise kontrollimine. ... 283
10.4.3 Järelpuhastus ja settekäitlus ... 283
11 Looduslähedased puhastusmeetodid ... 287
11.1 Biotiigid ... 289
11.1.1 Kirjeldus ja kasutusvõimalused ... 289
11.1.2 Dimensioneerimine ... 292
11.1.3 Rajamine ... 296
11.1.4 Käitamine ja hooldus ... 297
11.2 Tehismärgalapuhastid ... 297
11.2.1 Tehismärgalapuhastite tüübid ja põhiomadused ... 298
11.2.2 Puhastusprotsessid eri tüüpi tehismärgalapuhastites ... 299
11.2.3 Taimede roll tehismärgalapuhastites ... 300
11.2.4 Tehismärgalapuhastite kasutusalad ... 301
11.2.5 Tehismärgalade hapnikuvarustus ... 302
11.3 Avaveelised tehismärgalapuhastid ... 303

11.4 Vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhastid 310
11.5 Horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhastid 316
11.6 Vertikaalse ja horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhastite hooldus 322
11.7 Võimalusi tehismärgalapuhastites kulgevate protsesside tõhustamiseks 323
11.7.1 Hübriid- ehk kombineeritud süsteemid 323
11.7.2 Hüdraulilised modifikatsioonid 323
11.7.3 Sundõhustamine 324
11.7.4 Spetsiaalsed filtermaterjalid 324
11.7.5 Erilahendused 325
11.8 Lämmastikuärastuse eripärad tehismärgalapuhastites 326
11.8.1 Ammoniaagi lendumine 327
11.8.2 Orgaanilise lämmastiku ammonifikatsioon 327
11.8.3 Nitrifikatsioon 328
11.8.4 Denitrifikatsioon 329
11.8.5 Aeroobne denitrifikatsioon 329
11.8.6 Nitraadi redutseerumine ammooniumlämmastikuks 329
11.8.7 Ammooniumi adsorptsioon 330
11.8.8 Lämmastiku sidumine taimedesse ja taimede roll lämmastiku ärastamise soodustamisel 330
11.8.9 Anaeroobne ammooniumi oksüdeerumine (ANAMMOX) 330
11.9 Fosforiärastuse eripärad tehismärgalapuhastites 331
12 Reovee anaeroobne puhastamine 338
12.1 Anaeroobne lagunemine 341
12.1.1 Hüdrolüüs 342
12.1.2 Fermentatsioon 342
12.1.3 Atsetogenees 343
12.1.4 Metanogenees 344
12.1.5 Anaeroobse lagunemise tingimused 344
12.2 Metaani/biogaasi tootlikkus, kasutamine ja töötlemine 345
12.2.1 Metaani ja energia teoreetiline saagis 345
12.2.2 Muud kääritis aset leidvad protsessid 347
12.2.3 Biogaasi kasutamine 349
12.3 Anaeroobsed süsteemid ja nende dimensioneerimine 350
12.3.1 Septik 351
12.3.2 Imhoffi setiti 353
12.3.3 Täielikult segunenud sisuga reaktor 353
12.3.4 Olmereovee UASB 354
12.3.5 Anaeroobsed kontaktprotsessid (ACP) 361
12.3.6 Anaeroobsed filtrid (AF) 362
12.3.7 Suure koormusega UASB ja selle edasiarendused 363
12.3.8 Laiendatud graanulmudakihiga bioreaktor ehk EGSB 363
13 Membraanbioreaktor 368
13.1 Membraanbioreaktorite üldpõhimõte 368
13.1.1 Ajalugu 368
13.1.2 Üldkirjeldus 368
13.1.3 Kasutamine 370
13.2 Membraanbioreaktori tööpõhimõte 371
13.2.1 Membraanis kulgevad protsessid 372
13.2.2 MBR konfiguratsioon 373
13.2.3 Membraanimoodulite paigutus 377
13.2.4 Membraanimaterjal 382
13.3 Reoveepuhastusprotsess ning heitvee kvaliteet 383

13.3.1 Puhastustõhusus tüüpiliste saasteainete suhtes ... 383
13.3.2 Veehügieen ... 383
13.3.3 Mikroplastid ... 384
13.4 Membraanbioreaktori projekteerimine ... 384
13.4.1 Mahuti suuruse ja membraani pindala määramine ... 386
13.4.2 Permeaadivoo arvutamine ... 387
13.4.3 Tagastusmudavoo arvutamine ... 388
13.4.4 Õhustusvajadus ... 388
13.5 Membraanbioreaktorite käitus ja hooldamine ... 389
13.5.1 Membraanbioreaktorite käitustsüklid ... 389
13.5.2 Membraanide käitus ... 390
13.5.3 Membraanide saastumine ning nende füüsiline ja keemiline puhastamine ... 392
13.6 Käitus ja sagedasemad probleemid ... 394
13.7 MBR tulevikuvaated ... 395
14 Puhurid, segurid ja pumbad ... 398
14.1 Vee õhustamine ja segamine ... 398
14.2 Õhustusseadmed ... 398
14.2.1 Peenmullõhustus ... 398
14.2.2 Jämemullõhustus ... 399
14.2.3 Puhurid ... 400
14.3 Segurid ... 402
14.4 Pumbad ... 404
15 Selitamine ja setitamine ... 406
15.1 Selitamine ... 406
15.2 Setitamine ... 406
15.2.1 Üksikosakesesettimine ... 407
15.2.2 Helvessettimine ... 411
15.2.3 Tsoonsettimine – aktiivmuda settimine ... 411
15.3 Setititüübid ... 412
15.4 Settimise tõhustamine lamellide abil ... 415
15.5 Setiti kavandamine ... 416
15.6 Eelsetiti ... 418
15.7 Järelsetiti ... 418
15.7.1 Järelsetiti toimimine ... 418
15.7.2 Setiti koormuse arvutamine tsoonsettimise kaudu ... 419
15.7.3 Setiti koormuse arvutamine sõltuvalt muda settimisomadustest ... 422
15.7.4 Tagastusmuda vooluhulk ja kuivainesisaldus ... 424
15.8 Järelsetitite käitamine ... 427
15.8.1 Setiti voogude juhtimine ... 427
15.8.2 Muud setiti tööd mõjutavad tegurid ... 430
16 Reovee järelpuhastus ... 435
16.1 Järelpuhastuse eesmärgid ja ülesanded ... 435
16.2 Filtrimine ... 436
16.2.1 Teralised filtrid ... 437
16.2.2 Ketasfiltrid ... 449
16.2.3 Liigitus ja põhimõtted ... 450
16.2.4 Seest väljapoole toimivad ja osaliselt vette sukeldatud ketasfiltrid ... 453
16.2.5 Ketasfiltrite käitamine ja hooldamine ... 459
16.3 Adsorptsioon ... 462
16.3.1 Adsorptsioon aktiivsöega ... 463
16.4 Desinfitseerimine ... 467
16.4.1 Kloorimine ... 470

16.4.2 UV-töötlus ... 472
16.5 Osoonimine ... 476
17 Reoveesette käitlemine ... 483
17.1 Sissejuhatus ... 483
17.2 Reoveesette veesisalduse vähendamine ... 483
17.2.1 Reoveesette tihendamine ... 485
17.2.2 Sette tahendamine ... 494
17.2.3 Reoveesette kuivatamine ... 499
17.3 Reoveesette stabiliseerimine ja hügieniseerimine ... 503
17.3.1 Stabiliseerimise ja hügieniseerimise ülevaade ... 503
17.3.2 Reoveesette kompostimine ... 508
17.3.3 Reoveesette anaeroobne stabiliseerimine ... 522
17.3.4 Humifitseerimine ... 535
17.3.5 Lubistabiliseerimine ... 538
18 Õhupuhastus ... 542
18.1 Sissejuhatus ... 542
18.2 Peamised õhku paisatavad saasteained ... 542
18.3 Õhusaaste regulatsioon ning seadustest tulenevad kohustused ... 544
18.3.1 Õhukvaliteedi tagamine ning heitkoguste reguleerimine ... 544
18.3.2 Lõhnaaine määramine ... 545
18.4 Lõhnaainete tekkekohad ning nende määramine ... 546
18.5 Õhupuhastussüsteemi kavandamine ja lõhnaaine leviku vähendamine ... 547
18.5.1 Protsessi kavandamine, paigutamine ja toimimine ... 547
18.5.2 Ainete lisamine puhastusprotsessi ... 549
18.5.3 Õhusaaste levimise piiramine ja kõrvaldamine ... 550
18.6 Õhu puhastamine ... 553
18.6.1 Õhu bioloogiline puhastus ... 554
18.6.2 Füüsikaline ja keemiline õhupuhastus ... 559
18.7 Õhupuhastussüsteemi käitlemine ... 568
19 Reoveepuhasti kavandamine ... 572
19.1 Ettevalmistavad tegevused ... 572
19.1.1 Osapooled ja nende tingimused ... 572
19.1.2 Asukoha valik ... 573
19.1.3 Projekteerimistingimused ... 573
19.1.4 Keskkonnamõju või keskkonnamõju strateegiline hindamine. ... 574
19.1.5 Projekteerimiseelsed uuringud ... 575
19.2 Reoveepuhasti projekteerimine ... 578
19.2.1 Eskiisprojekt ... 579
19.2.2 Ehitusprojekt ... 580
19.2.3 Ehitusprojekti koosseis ... 583
19.2.4 Tehnoloogiaprojekt ... 584
19.3 Tööstusreovee käitlemine ... 589
19.3.1 Tööstusreovee kohtpuhastid ... 590
19.3.2 Tööstusreovee käitlemine asulareoveepuhastis ... 591
19.4 Kompaktpuhasti (valmispuhasti) – tehases valmistatud reoveepuhasti ... 593
20 Reoveepuhasti käitamine ... 596
20.1 Osapooled ja nende rollid ... 596
20.2 Reoveepuhasti pideva töö tagamine ... 598
20.2.1 Seadmete hooldamine ... 598
20.2.2 Seire ja andmete kogumine ... 599
20.3 Reoveepuhasti toimivust piiravad tegurid, nende kaardistamine ja ohjamine ... 605
20.4 Reoveepuhasti töö optimeerimine ... 609

20.5 Reoveepuhasti energiatõhus juhtimine 611
21 Ohutus ja tervishoid 615
21.1 Ohtude identifitseerimine ja riskide hindamine 615
21.1.1 Ohtude ja ohtlike sündmuste tuvastamine 617
21.1.2 Riskide hidamine 618
21.2 Tööohutus vee-ettevõttes 621
21.3 Kuidas saab reoveepuhasti operaator ennast ja teisi kaitsta 623
21.3.1 Töö kemikaalidega 624
21.3.2 Plahvatusoht töökohal 627
21.3.3 Bioloogiliste ohutegurite riskide maandamine 629
21.3.4 Töö elektriseadmetega 630
21.3.5 Muud ohutegurid töökohal 630
22 Reoveepuhastite arengulugu 637
22.1 Asulaveevärgi ja -kanalisatsiooni arengulugu 637
22.2 Reoveekäitluse areng Eestis 642
LISAD 672
Lisa 1. Sõnavara 673
Lisa 2. Aktiivmuda mikroskopeerimine 718
Lisa 3. Proovivõtt reoveekäitluses 729
Lisa 4. Reoveepuhastuse analüüsimeetodeid 739

Lühendid

μ	mikroorganismide kasvukiirus
μ_{ANO}	ammooniumi oksüdeeruvate organismide (ANO) kasvukiirus
$\mu_{ANO,max}$	ANO-de kasvu maksimaalne kiirus
$\mu_{ANO,O}$	ANO-de kasvu kiirus, kui hapnikusisaldus on S_{O2}
A_{bk}	biokilekandjate eripind
A_C	osakese pinnaprojektsioon risti liikumise suunaga
A_{filter}	filtri pindala
A_{JS}	setiti pindala
$A_{JS,eff}$	setiti toimiv pindala
aK	aasta keskmine
A_{kanal}	kanali ristlõikepindal
AL	aeglaselt lagunev (indeks)
A_{lamell}	ühe lamelli pindala
alk	leelisus (indeks)
A_{MB}	membraani pindala
A_{MB0}	membraani pindala ühes moodulis
A'_{net}	varbvõre prahiga katmata osa ristlõikepind
Anorg	anorgaaniline (indeks)
A_P	membraanelementide projektsioon
A_{proj}	ühe setitilamelli horisontaalprojektsiooni pindala
A_r	reaktori pindala
$A_{settetihendi}$	settetihendi pindala
A_{TMP}	tehismärgalapuhasti pindala
$A_{täitekiht}$	täitekihi pindala
$A_{võreava}$	võre läbivooluavade kogupindala
b	endogeense lagunemise kiirustegur
BHT	biokeemiline hapnikutarve
Bio	Biololagunev (indeks)
BioP	bioloogiline fosforiärastus
BM	biomass (indeks)
C	reoaine sisaldus
C^*_{TMP}	reoaine märgalasisene taustsisaldus
C_{BHT}	BHT sisaldus
$C_{BHT,SV}$	sissevooluvee BHT
C_{BHT20}	biokeemilise hapnikutarve (20-päevane) sisaldus
$C_{BHT5,SV}$	sissevooluvee BHT_5 sisaldus
$C_{BHT7,VV}$	väljavooluvee BHT_7 sisaldus
C_{DOC}	DOC-sisaldus
C_{KA}	kuivainesisaldus
C_{KHT}	KHT sisaldus
$C_{KHT, AL}$	aeglaselt laguneva KHT sisaldus
$C_{KHT, bio}$	biolaguneva KHT sisaldus
$C_{KHT, ke}$	kergesti laguneva orgaanilise KHT sisaldus
$C_{KHT,SV}$	sissevooluvee KHT sisaldus
C_N	üldlämmastiku sisaldus
$C_{N,SV}$	lämmastikusisaldus sissevooluvees
C_{nitrit}	nitritisisaldus
C_{O2}	vee lahustunud hapniku sisaldus
$C_{OU,gaas}$	väljuvate gaaside lõhnaainesisaldus vastava valdkonna eriheite või akrediteeritud labori määratu kohaselt
C_P	üldfosfori sisaldus
$C_{P,SV}$	sissevooluvee fosforisisaldus
$C_{P,VV}$	väljavooluvee fosforisisaldus
C_{SV}	sissevooluvee reoainesisaldus
c_{vesi}	vee erisoojus
C_{VV}	väljavooluvee (soovitav) reoainesisaldus
C_x	ainesisaldus

D	aine annus (doos)
d	päev, päevane (indeks)
d_{BT}	dispersiooniarv (biotiigi arvutamisel)
d_{ij}	osakeste keskmine suurus kahe kõrvuti asetseva sõela suuruse vahel
d_{mull}	mulli läbimõõt
DN	denitrifikatsioon
D_{O3}	osooniannus
$D_{O3,DOC}$	DOC-spetsiifiline osooniannus
d_{osake}	osakese läbimõõt
$d_{osake,keskm}$	osakeste keskmine läbimõõt
d_{toru}	toru siseläbimõõt
eff_D	denitrifikatsiooni tõhusus
eff_{ES}	eelsetiti eraldustõhusus
$eff_{HA,ES}$	heljumikoormuste vähenemistõhusus eelsetitis
$eff_{õ}$	õhustuse tõhusus
F	voog
$f_{P,OHO,SV}$	koefitsient, mis iseloomustab seda, kui palju fosforit seovad liigmuda heterotroofsed mikroorganismid sõltuvalt sissevoolu orgaanilise aine sisaldusest
$f_{P,PAO,SV}$	koefitsient, mis näitab, kui palju fosforit seovad liigmuda PAO-d sõltuvalt sissevoolu orgaanilise aine sisaldusest
F_r	Froude'i arv
$f_{TM/VV}$	tagastusmuda ja väljavooluvee vooluhulkade suhe
g	raskuskiirendus
h	tund, tunnine
H_{filter}	filterkihi paksus
h_k	torustiku kohtsurvekadu
h_{ka}	küllastunud auru surve
H_{kaap}	põhjakaabi kõrgus
H_{kanal}	kanali sügavus
$H_{kääriti}$	kääriti kõrgus
h_l	survekadu
h_L	rõhukadu
$H_{mudakiht}$	mudakihi kõrgus
HRT	hüdrauliline viibeaeg
$H_{SBR,0}$	annuspuhasti veetase settimisetapi alguses
$H_{SBR,VV,algus}$	selginenud veesamba paksus settimisetapi lõpus
$H_{SBR,VV,lõpp}$	SBR-i selginud vee osa väljavoolamise lõpus
H_{setiti}	setiti settimiseosa sügavus
$H_{settevesi}$	setteveekihi kõrgus
$H_{settihendi}$	settetihendi sügavus
H_{sti}	pumba staatiline imikõrgus
h_t	kogusurvekadu pumba imitorus
$H_{TMP,SV}$	veetase filterkeha sissevoolupiirkonnas
$H_{TMP,VV}$	veetase filterkeha väljavoolupiirkonnas
H_{vesi}	vee sügavus, veesamba kõrgus
i	hüdrauliline lang, toru lang
ie	inimekvivalent
i_{kanal}	kanali lang
i_{min}	torustiku minimaalne lang
inert	inertne
inf	infiltratsioon
JS	järelsetiti
$K_{20,BT}$	BHT-ärastustegur temperatuuril 20°C
KA	kuivaine
$k_{A,TMP}$	TMP esimest järku pindalapõhine ärastustegur
KAL	kuivaine lenduv osa, põletuskadu
K_{ANO}	ANO-de küllastuskoefitsient
$K_{ANO,O}$	ANO-de küllastuskoefitsient, mis sõltub O_2 sisaldusest
K_{BHT}	orgaanilise aine lagundatavuskonstant
keskm	keskmine (indeks)
k_f	filtermaterjali filtratsioonimoodul

KHT	keemiline hapnikutarve
KI	kuiva ilma (indeks)
KL	kergesti lagunev (indeks)
K_{O2}	vee hapnikusisaldus, mille puhul mikroorganismide kasvukiirus on pool maksimaalsest
K_S	substraadi küllastuskoefitsient
$K_{T,BT}$	BHT-ärastustegur temperatuuril T
L_{BT}	biotiigi laius
L_{kanal}	kanali laius
LM	liigmuda
L_{setiti}	setiti laius
L_{TMP}	horisontaalse läbivooluga TMP laius
L_{TMP}	horisontaalse läbivooluga TMP filterkeha laius
$L_{võrepilu}$	võrevarbade vahelise pilu laius
m_{AmO}	mikroorganismide maksimaalne kasvukiirus
m_{AO}	mikroorganismide kasvukiirus, kui hapnikusisaldus on C_{O2}
max	maksimaalne (indeks)
MB	membraan (indeks)
$M_{jäätmed}$	kompostitavate jäätmete märgmass
$M_{KA,BM}$	aktiivmuda mass annuspuhastis reaktsioonajal
$M_{KAL,AN}$	orgaanilise aine kogusisaldus (biomassisisaldus) kääritis
M_{sete}	sette märgmass
$M_{tugiaine}$	tugiaine märgmass
N	nitrifikatsioon (indeks)
N	lämmastik, üldlämmastik
$\eta_{dün}$	dünaamiline viskoossus
n_{gaas}	gaasi moolide arv
n_{inim}	inimeste arv piirkonnas
η_{kin}	kinemaatiline viskoossus
n_{MB}	membraanimoodulite arv
n_{pat}	patogeenide arv
$NPSH_a$	tegelik absoluutrõhk pumba imiavas
$NPSH_r$	väikseim vajalik absoluutrõhk rõhk pumba imiavas
NR	nitraadiringlus
NT	nitraaditagastus (NT+TM)
$n_{tsükkel,filter}$	filterkeha koormamistsüklite arv päevas
$n_{tsükkel,SBR}$	ööpäevas toimuvate tsüklite arv
n_{vj}	veejaoturite arv
Org	orgaaniline (indeks)
OU	hapnikutarve
OU_C	hapnikutarve orgaaniliste ainete oksüdeerimiseks
OU_D	denitrifikatsiooni puhul tagasiarvestatav hapnikutarve
OU_d	päevane hapnikutarve
$OU_{d,C}$	päevane hapnikutarve orgaaniliste ainete oksüdeerimiseks
$OU_{d,D}$	päevane denitrifikatsiooni puhul tagasiarvestatav hapnikutarve
$OU_{d,N}$	päevane nitrifikatsiooniks kuluva hapniku tarve
$OU_{h,\ SBR}$	tunnine SBR-i hapnikutarve
OU_N	lämmastikuühendite oksüdeerimisele kuluva hapniku tarve
p	avaldatud rõhk
P	fosfor
p_{abs}	absoluutrõhk
p_{andur}	veesamba rõhk mahuti põhjast rõhuandurini
P_{BT}	biotiigi pikkus
p_{HS}	hüdrostaatiline rõhk
$p_{ka,abs}$	küllastunud auru rõhk absoluutrõhuna
P_{kanal}	kanali pikkus
PM	permeaat (indeks)
P_{setiti}	setiti settimiseosa pikkus
p_{TM}	transmembraanne rõhk

P_{TMP}	horisontaalse läbivooluga TMP filterkeha pikkus
P_{toru}	toru pikkus
p_{vesi}	veesamba rõhk mahuti põhjas
$p_{õhk,abs,pinnal}$	õhurõhk absoluutrõhuna veevõtukoha pinnal
Q	vooluhulk
q_A	hüdrauliline pinnakoormus
$q_{A,BÕF}$	bioloogilise heitõhufiltri pinnakoormus
$q_{A,filter}$	filtri hüdrauliline pinnakoormus
$q_{A,MB}$	membraani koguvoog
$q_{A,MB,\ keskm}$	membraani läbiv keskmine veevoog
$q_{A,MB,tagasipesu}$	membraani tagasipesuvoog
$q_{A,NBF}$	nõrgbiofiltri pinnakoormus
$Q_{a,r}$	arvutuslik vooluhulk
$q_{A,tih}$	tihendimuda pinnakoormus
Q_{aK}	aastakeskmine vooluhulk
$q_{AK,BHT}$	massi pinnakoormus BHT järgi
$Q_{AN,dim}$	anaeroobse reaktori (metaantanki) dimensioneerimisel kavandatav päevane vooluhul
$Q_{AN,SV}$	anaeroobsesse reaktorisse (metaantanki) juhitava muda vooluhulk
Q_d	keskmine ööpäevane vooluhulk
$Q_{d,max}$	maksimaalne ööpäevane vooluhulk
$Q_{h,max}$	maksimaalne tunnine vooluhulk
$Q_{h,min}$	minimaalne tunnine vooluhulk
q_i	eriheide
$Q_{inf,aK}$	infiltratsioonivee aastakeskmine vooluhulk
$Q_{jäätmed}$	lisajäätmete vooluhulk
q_{KA}	setitimuda pinnakoormus
$q_{KA,\ tih}$	tihendi massi pinnakoormus
$q_{KA,g}$	raskusjõu tõttu settinud massi pinnakoormus
$q_{KA,TM}$	massi pinnakoormus sõltuvalt tagastusmuda pupamisest
$q_{KA,ÜV}$	massi pinnakoormus ülevoolust tingituna
Q_{keskm}	keskmine vooluhulk
$Q_{KI,2h,max}$	kuivailma 2 tunni maksimaalne vooluhulk
$Q_{KI,aK}$	kuivailma aastakeskmine vooluhulk
$Q_{KI,d,aK}$	aasta keskmine kuivailma ööpäevane vooluhulk
$Q_{KI,h,max}$	kuivailma maksimaalne tunnivooluhulk
$Q_{KI,h,min}$	kuivailma minimaalne tunnivooluhulk
$Q_{KI,max}$	kuivailma maksimaalne vooluhulk
$Q_{koagulant}$	koagulandi ööpäevane kogus
Q_{LM}	liigmuda vooluhulk
$Q_{lõhnaaine}$	lõhnaaine hetkeline heitkogus
Q_{max}	maksimaalne ööpäevane vooluhulk
Q_{NR}	nitraadiringluse vooluhulk
$Q_{O,aK}$	olmemajapidamiste aastakeskmine joogiveehulk, mis juhitakse kanalisatsiooni
Q_{PM}	permeaadi vooluhulk
$Q_{PM,\ 24h}$	permeaadi koguvooluhulk ööpäevas
Q_{PS}	primaarmuda vooluhulk
q_{SV}	mudamahu pinnakoormus
Q_{SV}	sissevooluhulk biopuhastisse
Q_t	toru täisristlõikele vastav vooluhulk
$Q_{teh,aK}$	tööstuste aasta keskmine kanaliseeritav vesi
Q_{TM}	tagastusmuda vooluhulk
$Q_{õhk}$	saastunud õhu vooluhulk
Q_δ	õhu kogus, mis tuleb läbi õhustite reovette puhuda
R	universaalne gaasikonstant

R	reaktor (indeks)
$R_{,BHT5,SV}$	sissevoolu BHT_5-koormus
r_{20}	reaktsiooni kiirus temperatuuril 20 °C
Re	Reynoldsi arv
$R_{KA,LM}$	liigmuda päevane kogus
$R_{KA,LM}$	liigmuda ööpäevane voog kuivainena
$R_{KA,VV}$	heljumi päevane koormus UASB-reaktori väljavoolus
R_{KAL}	orgaanilise aine koormus
r_T	reaktsiooni kiirus temperatuuril T °C
$R_{TKN,SV}$	sissevooluvee Kjeldahl'i kogulämmastik
$R_{TKN,SV}$	sissevoolu Kjeldahli lämmastiku koormus
RV	reovesi (indeks)
R_x	reostuskoormus
S	lahustunud osaga seotud reoainesisaldus; substraadi (toitaine) sisaldus
Sade	sadestuv, sadestatav
SAD_f	õhustuse erivajadus membraanelemendi projektsiooni suhtes
SAD_m	õhustuse erivajadus membraani kogupindala suhtes
SAD_p	õhustuse erivajadus permeaadi voo suhtes
S_{alk}	vee leelisus
$S_{BHT7,VV}$	väljavooluvee BHT (lahustunud)
SCR	võre püüdesuhe
S_{KHT}	lahustunud KHT sisaldus
$S_{KHT,bio,SV}$	sissevooluvee lahustunud biolaguneva KHT sisaldus
$S_{KHT,inert}$	lahustunud mittelaguneva KHT sisaldus
S_{NH4}	ammoniumlämmastiku sisaldus
$S_{NH4,VV}$	väljavooluvee ammooniumlämmastiku sisaldus
$S_{NO2,VV}$	väljavooluvee nitritlämmastiku sisaldus
$S_{NO3,DN}$	denitrifitseeritava nitraatlämmastiku sisaldus
$S_{NO3,SV}$	sissevooluvee nitraadisisaldus
$S_{NO3,VV}$	väljavooluvee nitraatlämmastiku sisaldus
$S_{Norg,BM}$	biomassi seotava lämmastiku sisaldus
$S_{Norg,VV}$	väljavooluvee orgaanilise lämmastiku sisaldus
S_{O2}	hapnikusisaldus
SOTR	puhasti hapnikutarve
SP	mudateke
SP_d	tekkiva muda hulk päevas
$SP_{d,C}$	biopuhastusprotsessis (eelkõige orgaaniliste ühendite lagundamisest) tekkiva muda hulk
$SP_{d,P}$	fosforiärastusel tekkiva muda hulk
SRT	mudavanus
SRT_{AER}	aeroobne mudavanus
$SRT_{käärit}$	hüdrauliline viibeaeg kääritis
SRT_{tih}	hüdrauliline viibeaeg tihendis
S_S	osakese erikaal
S_{SV}	sissevooluvee ainesisaldus (lauhstunud)
SV	30 minutit settinud aktiivmuda ruumala
SV	sissevool (indeks)
SVI	mudaindeks
t	aeg
T	vee temperatuur
t_{Bio-P}	bioloogilisele fosforiärastusele kuluv aeg
t_d	pooldumisaeg
t_{DN}	denitrifikatsiooni aeg

t_{DN+N}	lämmastikuärastuse kestus (nitrifikatsiooni + denitrifikatsiooni aeg)
tekkiv	tekkiv, protsessis tekkiv (indeks)
t_{flok}	flokulatsiooniaeg
t_{HL}	hüdraulilise löögi periood
t_{kanal}	kanalisatsiooni kasutamisaeg
TM	tagastusmuda
t_N	nitrifikatsiooni aeg
t_{paus}	tsüklite vaheline paus
t_{pesu}	pesutsükkli kestus
t_{set}	settimisaeg
t_{set}	settimisele kuluv aeg
$t_{tagasipesu}$	tagasipesu kestus
$t_{tih,JS}$	heljumi tihenemisaeg järelsetitis
$t_{tsükkel}$	ühe (SBR-i) tsükli kestus
t_{vv}	heitvee dekanteerimisele kuluv aeg
v	voolu kiirus
V	ruumala
v_0	algkiirus
VA	vertikaalse läbivooluga TMP teoreetiline õhustusvõime
VA_{dif}	hapnikusisend difusiooni teel
VA_{konv}	hapnikusisend konvektsiooni teel
V_{AN}	anaeroobse mahuti ruumala
V_{AN}	anaeroobse (Bio-P) reaktori ruumala
V_{DN}	denitrifikatsioonimahuti ruumala
VFA	lenduvad rasvhapped
V_{gaas}	gaasi ruumala
$v_{hlöök}$	hüdraulilise löögi levimiskiirus
v_{keskm}	keskmine voolukiirus
V_m	mahutis oleva vee hulk
V_{MB}	membraanimahuti ruumala
v_{min}	minimaalne voolukiirus
V_N	aeroobse (nitrifikatsiooni-) reaktori ruumala
V_N+V_{DN}	läbivoolse puhasti denitrifikatsiooni- ja õhustusmahuti koguruumala
V_{osake}	osakese maht
V_R	reaktori (mahuti) ruumala
$V_{R,min}$	reaktori (mahuti) minimaalne maht
v_S	settimiskiirus
$v_{s,0}$	settimise algkiirus
$V_{SBR,dek}$	mahuti maht pärast dekanteerimisetapi lõppu
$V_{SBR,max}$	SBR mahuti maksimaalne maht
$V_{SBR,min}$	annuspuhasti minimaalne maht
v_{ZSV}	tsooni settimiskiirus
VV	väljavool (indeks)
v_{vj}	veejaoturite pöörlemiskiirus
$v_{võrepilu}$	voolukiirus võrepilus
$v_{õhk,üles}$	õhumulli tõusukiirus vedelikus
$v_{üles}$	tõusuvoolu kiirus
$v_{üles,disain}$	projektijärgne tõusuvoolu kiirus
X	osakestesse seotud reoainesisaldus
X_{anorg}	heljumi anorgaanilise aine sisaldus
$X_{anorgKA,SV}$	sissevooluvee anorgaanilise heljumi sisaldus
$X_{anorgKA,tekkiv}$	protsessis tekkivate anorgaaniliste ainete sisaldus
X_{BM}	biomassi hulk ajahetkel t
$X_{BM,0}$	algne biomassi hulk
X_I	reoveega puhastisse jõudev mittelahustunud ja bioloogiliselt mittelagunev aine (seotakse biomassi)
x_{ij}	sõelale jäänud osakeste osakaal
X_{KA}	heljumisisaldus
$X_{KA,BM}$	biomassi (nt aktiivmuda) kuivainesisaldus

$X_{KA,JS}$	järelsetiti põhjamuda heljumisisaldus
$X_{KA,LM}$	liigmuda kuivainesisaldus
$X_{KA,SBR,min}$	aktiivmudasisaldus annuspuhasti minimaalse mahu puhul
$X_{KA,SV}$	sissevooluvee heljumisisaldus
$X_{KA,tih}$	tihendatud põhjamuda sisaldus
X_{KAL}	heljumi orgaanilise aine sisaldus
X_{KHT}	heljumiga seotud KHT sisaldus
$X_{KHT,bio,SV}$	sissevooluvee mittelahustunud biolaguneva KHT sisaldus
$X_{KHT,BM}$	biomassi sisaldus väljendatuna KHT kaudu
$X_{KHT,inert}$	heljuvosa mittelaguneva sisaldus
$X_{KHT,inert,LM}$	biomassi mittelaguneva KHT sisaldus
$X_{KHT,LM}$	liigmuda sisaldus väljendatuna KHT kaudu
$X_{P,keem}$	fosforisisaldus, mida on vaja keemiliselt ärastad
$X_{P,sad,Al}$	alumiiniumisoola abil keemiliselt sadestatud fosfori sisaldus
$X_{P,sad,Fe}$	rauasoola abil keemiliselt sadestatud fosfori sisaldus
X_{sete}	sette suhteline niiskussisaldus
$X_{tugiaine}$	tugiaine suhteline niiskussisaldus
Y	saagistegur
$Y_{AN,energia,net}$	energia netotoodang kääritamisel
$\Delta Q_{SBR,max}$	ühes tsüklis mahutisse juhitav maksimaalne sissevoolumaht
ΔT	temperatuuride vahe
η	vedeliku viskoossus
η_{abs}	absoluutne viskoossus
ρ_g	gaasi tihedus
ρ_s	osakeste tihedus
ρ_v	vedeliku tihedus
ρ_{vesi}	vee tihedus

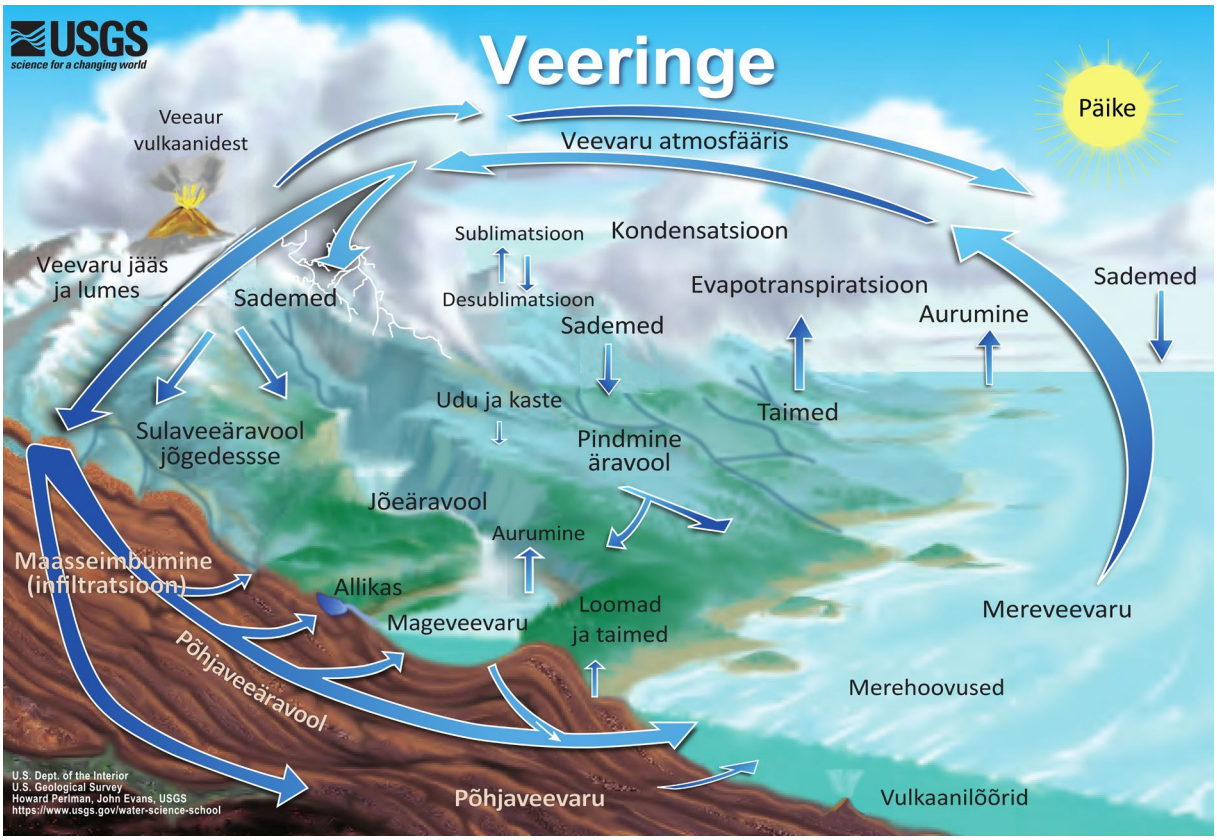
1 Veeringe, inimene ja veemajandus

Mait Kriipsalu, Vallo Kõrgmaa, Mailis Laht, Raili Kärmas ja Toomas Tamm

1.1 Veeringe

Inimene ei saa elada ilma veeta. Me vajame vett nii joomiseks, söögitegemiseks kui ka hügieeniks ja muudeks tegevusteks. Kuigi ligi 71% meie planeedist on kaetud veega, kõlbab vaid 1% sellest joogiveeks. Nõudlus puhta mageda vee järele on viimastel aastakümnetel rahvastiku kasvu ja keskkonnaprobleemide tõttu hüppeliselt kasvanud.

Vesi on pidevas ringluses. Veeringe kirjeldab vee olemasolu ja liikumist Maa peal, sees ja kohal. Maakeral on vesi alati liikvel ning oma olekut muutmas – vedelast auruks ja tahkeks (jääks) ning uuesti vedelaks. Veeringe on toiminud miljardeid aastaid ning sellest oleneb kogu elu Maal.



Joonis 1.1. Veeringe põhimõtteskeem [1]

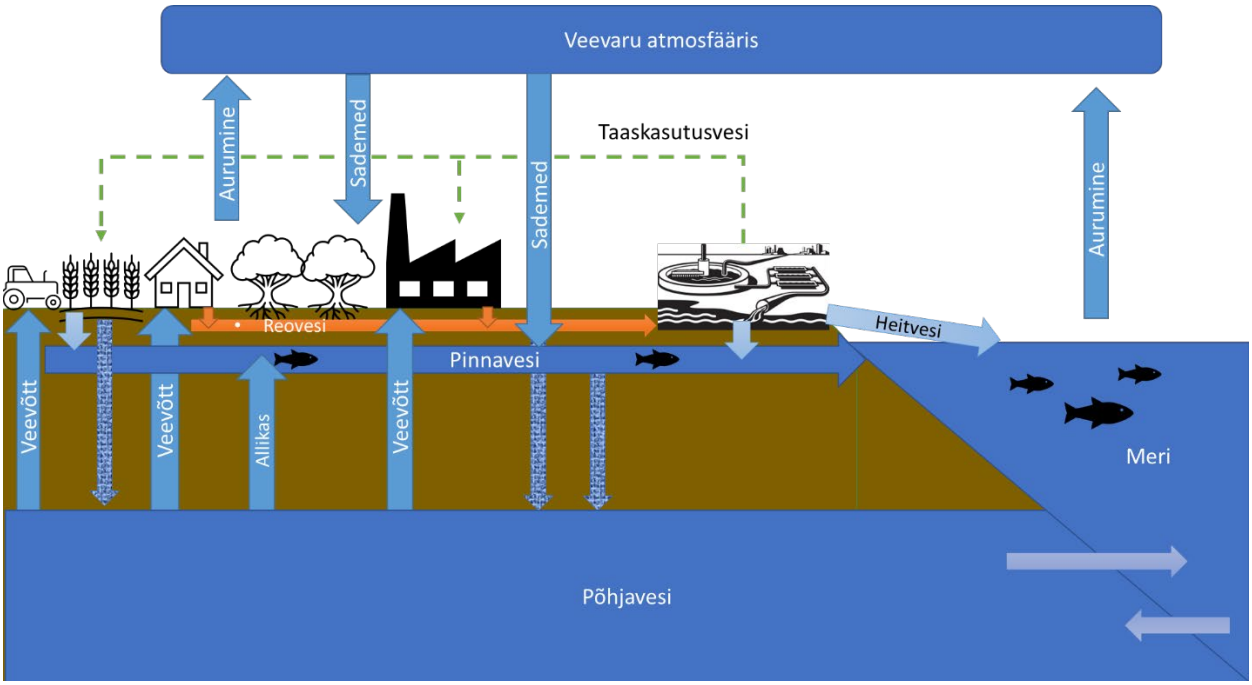
Veeringel (joonis 1.1) mingit lähtekohta ei ole, aga võime alustada ookeanidest. Veeringet käigus hoidev päike soojendab ookeanide vett ning osa sellest aurub. Tõusvad õhuvoolud viivad auru atmosfääri jahedamatesse kihtidesse, kus ta kondenseerub pilvedeks. Õhuvoolud kannavad pilvi ümber maailma, nendes olevad veepiisakesed põrkavad kokku, ühinevad ning langevad taevast

sademetena maha. Osa sademeist langeb lumena ning võib salvestuda jääkilpidesse või liustikesse tuhandeteks aastateks. Osa lumest ja jääst sublimeerub, s.o läheb tahkest olekust vahetult gaasilisse, ning jõuab uuesti atmosfääri.

Enamik (umbes 90%) ookeanidest aurunud veest sajab ookeanidesse tagasi, moodustades nn väikese veeringe. Osa sademetest sajab mandritele ning moodustab raskusjõu toimel mööda maapinda voolates pindmise äravoolu. Osa sellest veest jõuab orgudes olevatesse jõgedesse ning liigub jõeäravooluna ookeanide poole, osa aga koguneb mageveevaruna järvedesse. Suur osa sadanud veest ei jõua siiski kohe pinnaveekogudesse, vaid imbub maasse. Osa maasse imbunud veest jääb maapinnalähedastesse pinnasekihtidesse ning võib sealt maasisese äravooluna üsna ruttu pinnaveekogudesse pääseda või auruda taimkattega alalt (evapotranspiratsioon) või taimede kaudu (transpiratsioon). Vett aurub ka siseveekogude pinnalt. Osa maasse imbunud veest vajub sügavamale ning täiendab põhjaveekihtide (veega küllastunud kivimite) mageveevaru pikaks ajaks. Ka see vesi liigub ja võib leida mageveeallikatena tee maapinnale ning lõpuks tagasi ookeani jõuda, kus suur veeringe "lõpeb" … ja algab uuesti.

1.2 Inimese mõju veeringele

Veeringet mõjutab järjest enam maailma üha suurenev rahvastik ja sellega seonduv veekulu olmes, tööstuses ja põllumajanduses. Paraku kaasneb veekasutusega (joonis 1.2) sageli ka surve keskkonnale. Inimene vajab vett nii joomiseks kui ka niisutamiseks või millegi tootmiseks. Valdavalt pärineb kasutusse minev vesi kas pinna- või põhjaveest ning piiratud ressursside korral seab veekasutus veekogumid surve alla. Kasutatud vett on vaja puhastada. Osa sellest kogutakse kanalisatsioonis kokku ning puhastatakse reoveepuhastis enne loodusesse tagasijuhtimist või taaskasutamist. Kuid et oluline osa kasutatud veest liigub keskkonda ka puhastamata, on hea, kui toimivad looduslikud isepuhastusprotsessid (vesi liigub läbi märgalade ja taimestiku) ning vesi ei jõua liiga kiiresti veekogudesse. Heitvee juhtimine veekogusse (jõkke, järve või merre) avaldab sageli olulist mõju seal elavatele organismidele. Pinna- ja põhjavee seisundit iseloomustavad kokkulepitud kvaliteedinäitajad (keemilised, bioloogilised ja hüdromorfoloogilised), millega on võimalik inimtegevuse mõju veekeskkonnale mõõta ja hinnata. Joogiveele määratud täiendavate kvaliteedinõuete eesmärk on tagada vee ohutus inimeste tervisele.



Joonis 1.2. Inimmõjuga veeringe lihtsustatud skeem

Eesti veekogusid mõjutavad elukondlikust, toiduaine- ja kergetööstusest ning põllumajandusest pärinevast reostusest tulevad toitained. Vee seisundile avaldavad negatiivset mõju maakasutus, energiatootmine, tööstus, põllumajandus, turism, linnade areng ning kliima- ja demograafilised muutused [2]. Tekkinud surve väljendub saasteainete heites, vee liigses kasutamises (veestress), veekogude füüsilistes muutustes ning äärmuslikes sündmustes (üleujutused, põud), mis, kui midagi ette ei võeta, üha sagenevad. Veekasutusega kaasnev reostus ei tunnista administratiivpiire, vaid kandub piki jõge ühest külast, vallast ja riigist teise. Saastunud vee keskkonda juhtimisega kaasnevad negatiivsed mõjud võivad olla nii otsesed (nt põhjavee reostumine, vee-elustiku hukkumine mürkide tõttu) kui ka kumuleeruvat laadi (nt võib toitainetega saastunud vee juhtimine pinnaveekogudesse põhjustada nende eutrofeerumist ning öist anoksiat – veeorganismide hukkumist hapnikupuuduse tõttu). Isegi kui vette juhitud saaste kogused ei ole nii suured, et nad põhjustaksid vee-elustiku hukkumist, pidevas stressis elavad organismid nõrgenevad ning muutuvad haigustele vastuvõtlikumaks. Saasteainete mõju võib avalduda ka väärarengutes ja paljunemisprobleemides. Veekogude seisund sõltub nii reovee puhastamise tõhususest kui ka põllumajanduses rakendatavatest veekaitsemeetmetest.

1.3 Veemajandus ja reoveekäitlus

Veemajandus on valdavalt rakendusliku suunaga majandusala, mis tegeleb nii pinna- kui põhjavee uurimise, jaotamise, kasutamise ja kaitsmisega. Euroopa Komisjoni liikmesriikidelt nõutakse veemajanduse ja ruumilise planeerimise kooskõlastamist ning veemajanduse integreerimist

rahastamisprioriteetidesse [2]. 2000. aastal vastu võetud Veepoliitika raamdirektiivis (VRD-s) käsitleti esimest korda igakülgselt kõiki veevarudega seotud probleeme ja tehti selgeks, et veemajandus tähendab palju enamat kui pelgalt veevarustust ja reoveepuhastust. Üks VRD eesmärke on vaadelda veeringet keskkonnakaitselistel eesmärkidel, võttes arvesse vee loomulikke liikumisteid veeringes. Seetõttu tuleb veemajanduses lähtuda hüdroloogilistest üksustest – valglatest. Valgla on maa-ala, millelt voolu- või seisuveekogu saab oma vee. Valglate majandamise põhiüksusena on VRD-s kasutusele võetud mõiste valglapiirkond (ingl river basin district): maa- või mereala, mis koosneb ühest või mitmest kõrvuti asetsevast valglast ning nendega seotud põhjaveest ja rannikumerest. Eesti veeseaduse [3] järgi on meil valglapiirkonna vaste vesikond. Valgalapõhine lähenemine nõuab põhjalikku ning komplekssет arusaama looduse ning inimese vahelistest interaktsioonidest ning eeldab, et looduslikke veekogusid inimtegevus ei mõjuta [4]. Inimmõju hindamiseks tuleb esmalt kaardistada surved (nt tööstusest pärinev veeheide, kaevandamisest tulenev muutus veekogu hüdroloogilises režiimis, rändetõkked) ning seejärel hinnata, kas need surved mõjutavad veeseisundit negatiivselt. Survete ja negatiivsete mõjude puudumisel loetakse veeseisund heaks, vastasel juhul tuleb rakendada meetmeid (nt tööstusele reoveepuhasti rajamine) inimmõju vähendamiseks. VRD kohustab Euroopa riike vesikondi tervikmajandama ning tulemus sõltub sellest, kui kooskõlastatult käsitletakse kõiki vesikonna veeringet mõjutavaid loodusprotsesse ja inimtegevust [5]. Seetõttu tuleb veekogude majandamisel arvesse võtta nii looduslikke protsesse kui ka inimese poolt tekitatavat (negatiivset) survet.

Jõgede, järvede, põhjavee ja rannikuvee ning mere seisundi parandamiseks, üleujutuste vastu võitlemiseks ning põllu- ja metsamaadelt kraavide ja ojade kaudu ära kanduva sette ning toitainete kinni hoidmiseks koostatakse veemajanduskavad (VMK). VMK eesmärk on tagada pinnavee ja põhjavee hea seisund. VMK koostatakse iga kuue aasta tagant selleks, et saada põhjalik ülevaade Eesti veekogude seisundist ning planeerida tegevusi jõgede, järvede ja rannikuvee ning mere seisundi parandamiseks. Eesmärgi saavutamiseks planeeritavad tegevused jagunevad mitmesugusteks meetmeteks. Reovee puhastamine on VMK kontekstis üks peamistest põhimeetmetest: tegevustest, mille abil on võimalik saavutada pinna- ja põhjavee hea seisund. Põhimeetmed on seaduste, määruste ning muude õigusaktide kaudu reguleeritud peamised veekaitselised tegevused (nt ühiskanalisatsiooni välja ehitamine ja rekonstrueerimine, keskkonnakaitseloa vajalikkus). Reovee puhastamine on reguleeritud väga erineval tasemel õigusaktidega, alustades rahvusvahelisest õigusest ning lõpetades siseriiklike seaduste ja määrustega.

Konkreetsemad nõuded reovee puhastamiseks ja heitvee suublasse juhtimiseks on Euroopa Liidu tasandil reguleeritud 1991. a vastu võetud asulareovee puhastamise direktiiviga [6], mis kehtestab nii

reovee kogumise kui ka puhastamise nõuded ning sätestab ka konkreetsed piirnormid suublasse juhitava heitvee kohta. Asulareovee puhastamise direktiiv on Eesti õigusesse üle võetud veeseaduse ja selle rakendusaktidega, mille sisu kirjeldatakse täpsemalt allpool. 2020. aastal võeti Euroopa Liidu tasandil vastu ka vee taaskasutuse määrus [7], mis sätestab täiendavad reovee puhastamise nõuded selliselt, et reovett oleks võimalik heitveena suublasse juhtimise asemel taaskasutada põllumajandusliku niisutusveena või muul otstarbel. Selline taaskasutus on eelkõige vajalik Lõuna-Euroopa maades, kus veepuudus on saanud igapäevaseks probleemiks. Eestis võib saadav kasu olla pigem seotud veeressursside optimaalsema kasutusega, mille tulemusena vähenevad nii surve keskkonnale kui ka ressursikasutusega seotud kulud.

Reoveega seonduv on reguleeritud ka 2010. aastal vastu võetud tööstusheidete direktiiviga [8], mis käsitleb nii kaudset kui ka otseheidet suurtest olulise mõjuga tootmissektoritest. Reovee juhtimist ühiskanalisatsiooni käsitletakse kaudse heitena. Viimasel ajal on enim tähelepanu saanud just selle reguleerimine, et tagada heitvee ohutus mikrosaasteainete sisalduse poolest. Mikrosaasteained on orgaanilised või mineraalsed, inimtekkelised või looduslikku päritolu saasteained, mis tekitavad veekeskkonna jaoks olulisi toksikoloogilisi probleeme. Vee mikrosaasteainete sisaldus võib olla väga väike, mõõdetav mikrogrammides või nanogrammides liitri kohta. Nad võivad pärineda tööstuslikest protsessidest, inim- ja veterinaarravimeid tootvast farmaatsiatööstusest, isikliku hügieeni vahenditest, tööstus- või majapidamiskemikaalidest, pesu- ja kosmeetikavahenditest, tekstiilidest, pestitsiididest või värvides ja kattematerjalides sisalduvatest mikroainetest. Mikrosaasteaineid võidakse ühiskanalisatsiooni juhtida spetsiifilistest tööstussektoritest ning nad võivad jõuda reoveepuhastist otse suublasse või koos reoveesettega põllule. Tööstusheidete direktiiv on Eesti õigusesse üle võetud nii tööstusheite seaduse [9] ja selle rakendusaktidega kui ka valdkondlike seadustega, näiteks reovee puhastamise asjus veeseaduse ja selle rakendusaktidega.

Peale Euroopa Liidu õigusaktide reguleerivad reovee puhastamist ka mitmed rahvusvahelised konventsioonid. Eestis jaoks on neist kõige olulisem Läänemere piirkonna merekeskkonna kaitse ehk Helsingi konventsioon [10]. See rahvusvaheline Läänemere kaitse leping sõlmiti 9. aprillil 1992 kõigi Läänemerd ümbritsevate riikide ja Euroopa Majandusühenduse vahel ning selle rakendusorganisatsioon Helsingi Komisjon (HELCOM) on kehtestanud mitmeid nõudeid reovee puhastamise tõhustamiseks Läänemere äärsetes riikides. Läänemere suure inimkoormuse ja mere seisundi parandamise vajaduse tõttu on Eestis mitmed reovee puhastamise nõuded rangemad kui nendes Euroopa Liidu riikides, mis ei asu Läänemere ääres. Olulisim probleem on Läänemere eutrofeerumine, mille pidurdamise peamisi meetmeid on toitainete heite vähendamine nii punktkoormus- kui ka hajusatest allikatest. Ülalkäsitletud rahvusvahelised kokkulepped on

integreeritud Eesti õigusesse. Rakendajal tuleb enamasti juhinduda Eesti õigusest, välja arvatud siis, kui valdkonda reguleerib mõni Euroopa Liidu otsekohalduv määrus, mida täiendavalt Eesti õigusesse üle ei võeta. Eesti õiguses on kõige olulisem keskkonnakaitset reguleeriv õigusakt keskkonnaseadustiku üldosa seadus [11], mis sätestab keskkonnakaitse kõige üldisemad printsiibid ning määrab saasteainete vette, õhku ja pinnasesse juhtimise põhimõtted. Veekaitset reguleerib veeseadus, mis seab veekaitse üldeesmärgiks vete hea seisundi tagamise ja säilitamise ning kehtestab nõuded saasteainete vette juhtimise kohta. Kui suublaks oleva veekogumi seisund ei ole hea, on saasteainete vette juhtimine keelatud.

Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni seadus [12] reguleerib tegevusi siis, kui vesi ei ole enam loodusvara, vaid on kaubaks muutunud, s.o vee-ettevõtja ja kliendi vahelisi õiguslikke suhteid: veeteenuse hinnaga seonduvat ning seda, et elutähtis veeteenus oleks kättesaadav kõigile Eesti elanikele.

Veeseaduse alusel on keskkonnaministri määrustena kehtestatud hulk rakendusakte, mis täpsustavad veeseaduse nõudeid reovee kogumise ja puhastamise kohta. Neist olulisim on reovee puhastamist ja heitvee suublasse juhtimist reguleeriv keskkonnaministri määrus [13], mille nõuded käsitlevad nii heitvee veekogusse juhtimist kui ka hajutatult pinnasesse immutamist. Teine keskkonnaministri määrus [14] täpsustab kanalisatsiooniehitiste planeerimise, ehitamise ja hooldamise nõudeid, mida on vaja arvestada juba nende kavandamisel. Ka reovee käitlemisel tekkiv sete on keskkonnaministri kahe määrusega saanud täpse kasutuskorra. Et reoveesete on jäätmeseaduse alusel loetud jäätmeks, on selle kasutus reguleeritud nii jäätmerežiimis [15] kui ka tootena [16].

Vee-ettevõtted peavad igal aastal Keskkonnaagentuurile esitama andmed reovee puhastamise kohta (määrus [17]), et statistika peegeldaks võimalikult täpselt reovee puhastamise tegelikku olukorda.

Suurt osa vee kvaliteediga seotud probleemidest on võimalik ohjata ning ennetada, kui reovesi kokku koguda ja puhastada. Tähtis on mõista, et reoveepuhasti on sageli viimane kaitseliin veekeskkonna (ja ka inimese!) tervise ja heaolu eest seismisel. Reoveepuhastustehnoloogia õige valik ning puhastite tõhus toimimine aitavad hoida vee puhtana ja looduskeskkonna mitmekesisena.

Viidatud allikad

[1] U.S. Geological Survey. Veeringe, The Water Cycle, Estonian. [WWW] https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/veeringe-water-cycle-estonian (Oct. 27, 2022). Eesti keelde tõlkinud Aleksander Maastik.

[2] Euroopa Komisjon. Euroopa veevarude kaitsmise kava. Brüssel, Nov. 2012. [WWW] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:52012DC0673. (Jan. 27, 2022)

[3] Riigikogu. Veeseadus. RT I, 29.06.2022, 12.

[4] *N. Voulvoulis, K. D. Arpon, and T. Giakoumis. The EU Water Framework Directive: from great expectations to problems with implementation. Science of the Total Environment, vol. 575, pp. 358–366, Jan. 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.228.*

[5] *Ü. Sults and A. Maastik. Hea tava valgla tervikmajandamisel Praktiline abimaterjal EL veepoliitika raamdirektiivi elluviimiseks. 2001. [WWW] http://www.panda.org/europe/freshwater/themes/seminars/seminar.html. (Jan. 27, 2022)*

[6] *Euroopa nõukogu direktiiv nr 91/271/EMÜ asulareovee puhastamise kohta. 1991. [WWW] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=CELEX%3A31991L0271. (Oct. 19, 2022)*

[7] *Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2020/741, 25. mai 2020, mis käsitleb vee taaskasutuse miinimumnõudeid. 2020. [WWW] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/et/TXT/?uri=CELEX%3A32020R0741. (Oct. 19, 2022).*

[8] *Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2010/75/EL, 24. november 2010 , tööstusheidete kohta (saastuse kompleksne vältimine ja kontroll). 2010. [WWW] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/ALL/?uri=CELEX:32010L0075. (Oct. 19, 2022).*

[9] *Riigikogu. Tööstusheite seadus. RT I, 27.05.2022, 19 , 2013.*

[10] *Läänemere piirkonna merekeskkonna kaitse konventsioon. RT II 1995, 11, 57.*

[11] *Riigikogu. Keskkonnaseadustiku üldosa seadus. RT I, 27.05.2022, 3.*

[12] *Riigikogu. Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni seadus. RT I, 30.12.2021, 20.*

[13] *Keskkonnaministri 08.11.2019 määrus nr 61. Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteainesisalduse piirväärtused. RT I, 22.09.2021, 2.*

[14] *Keskkonnaministri 31.07.2019 määrus nr 31. Kanalisatsiooniehitise planeerimise, ehitamise ja kasutamise nõuded ning kanalisatsiooniehitise kuja täpsustatud ulatus. RT I, 06.08.2019, 8.*

[15] *Keskkonnaministri 31.07.2019 määrus nr 29. Haljastuses, rekultiveerimisel ja põllumajanduses kasutatava reoveesette kvaliteedi piirväärtused ning kasutamise nõuded. RT I, 06.08.2019, 7.*

[16] *Keskkonnaministri 19.07.2017 määrus nr 24. Reoveesettest toote valmistamise nõuded. RT I, 18.12.2020, 7.*

[17] *Keskkonnaministri 16.01.2020 määrus nr 6. Veekasutuse aruande täpsustatud andmekoosseis ja aruande esitamise kord. RT I, 29.01.2022, 7.*

2 Kuidas kirjeldada reovett

Aimar Kivirüüt, Aare Kuusik, Mailis Laht ja Vallo Kõrgmaa

Reoveepuhastisse juhitav reovesi on väga mitmekesine nii keemilise koostise kui ka puhastamist vajava koguse poolest. Lihtsustatult võib siiski öelda, et see koosneb 99,9 massiprotsendi ulatuses veest ning 0,1% orgaanilisest ainest, anorgaanilistest ühenditest ja mikroorganismidest. Tahked osakesed võivad reovees esineda settivate osakestena, kolloididena või lahustunud olekus. Reovesi sisaldab ka heljuvaid aineid (nt paber, kalts, plast) ning gaase (nt vesiniksulfiid, ammoniaak, metaan). Reovee täielikku kemikaalisisaldust on väga keeruline määrata (maailmas on teada üle 350 000 keemilise ühendi), sest see sõltub reovee päritolust ning sellest, mis parasjagu reoveepuhastisse jõuab.

2.1 Reovett iseloomustavad suurused ning nende määramine

2.1.1 Reovee mittelahustuv osa

Reovesi sisaldab erisuuruseid osakesi – suurvõõristest kolloidsete osakesteni välja. Reoveepuhasti eelpuhastusastmes kõrvaldatakse võrede abil enamik suurvõõristest ning vette jääva nii orgaanilise kui ka mittelaguneva tahke anorgaanilise aine hulka iseloomustav heljum, mida kirjeldavad:

- **kuivainesisaldus C_{KA}** (ingl *total solids*, TS), mille määramiseks reoveeproov kuivatatakse 105 °C juures täielikult, vesi kõrvaldatakse ning kuivatusjääk hõlmab nii lahustunud, heljuvat kui ka pinnal ujuvat ainet;
- **heljumisisaldus X_{KA}** (ingl t*otal suspended solids*, TSS), mille määramiseks reoveeproov filtreeritakse läbi teatud avasuurusega filtri, filtri peale jäänud heljumimass kuivatatakse 105 °C juures ja kaalutakse. Saadakse heljumi kuivaine mass vedeliku mahuühiku kohta (mg/l). Eestis kasutatakse heljumi identifitseerimiseks filterpaberit, mille ava suurus on 0,45 μm**;**
- **heljumi anorgaanilise aine sisaldus X_{anorg}** (ingl *anorganic suspended solids*), on heljumifraktsioon, mis ei võta osa puhastusprotsessist ning seotakse aktiivmuda massi. **Anorgaaniline heljum ei mõjuta ka KHT-testi tulemust.** Heljumisisaldus määratakse vee filtrimisega läbi tiheda filterpaberi, mille ava suurus on kokkuleppeliselt 0,45 μm. Pärast vedeliku kõrvaldamist reoveeproovist kuumutakse heljumit 550°C juures kuni kogu orgaaniline aine on lendunud. Seejärel põletusjääk, mis iseloomustab anorgaanilist heljumit (X_{anorg}), kaalutakse. Tulemus avaldatakse mg/l. Kui mõõtmistulemused puuduvad, võib reovee eeldatavaks anorgaanilise heljumi osakaaluks lugeda 30% ning eelpuhastatud reovee omaks 20% [1];

- **heljumi orgaanilise aine sisaldus X_{KAL}** (ingl v*olatile suspended solids*, VSS) on reoveeproovi heljumi selle osa sisaldus, mis kõrgel temperatuuril (500 ±50 °C) lendub. Samas ei pruugi osa orgaanilist ainet põleda ja vastupidi, osa mineraalsest ainest võib lenduda. Sellele vaatamata kasutatakse seda näitajat heljumi orgaanilise osa iseloomustamiseks.

2.1.2 Orgaaniline aine

Orgaanilise aine iseloomustamiseks ei ole otstarbekas määrata eraldi kõiki orgaanilisi ühendeid, vaid leida kogu seda ainet iseloomustav tunnus. Orgaaniliste ainete ühine tunnus on see, et neid on võimalik oksüdeerida ja nad sisaldavad süsinikku. Oksüdeeritavust hinnatakse kahe standardnäitajaga – keemilise hapnikutarbe (KHT_{Cr}) ja biokeemilise hapnikutarbega (BHT_t). Süsinikusisaldust hinnatakse orgaanilise süsiniku üldsisalduse (TOC) testiga.

Keemiline hapnikutarve

Keemilise hapnikutarve testiga arvutatakse orgaanilise aine sisaldus tugeva oksüdandi kulu järgi. Eestis kasutavatest standardiseeritud testi kohaselt on tugevaks oksüdandiks segu dikromaadi ja väävelhappe lahusest, millele on lisatud katalüsaatoriks hõbesulfaati. Testi käigus tõstetakse oksüdatsioonikiiruse suurendamiseks temperatuuri ning peale kahte tundi on kogu orgaanilise aine oksüdatsioon sisuliselt lõppenud. KHT väärtus leitakse moodustunud kroomi (Cr^{3+}) sisalduse järgi, mida mõõdetakse kas tiitrimise või spektrofotomeetriga. Väärtust väljendatakse kulunud dikromaadi ekvivalentse hapnikumassi ma huühikuna mgO2/l ning see näitab, mitu milligrammi hapnikku kulub kogu orgaanilise aine oksüdeerimiseks [2, 3].

KHT väärtust on võimalik arvutada ka teoreetiliselt, kasutades selleks orgaanilise ühendi stöhhiomeetrilist valemit. Orgaanilise aine sisalduse väljendusvorm on kirjanduses $C_nH_aO_bN_c$, kus allindeksid väljendavad vastavate molekulite arvu. Stöhhiomeetriliselt on orgaanilise aine oksüdeerimine kirjeldatav valemiga:

$$C_nH_aO_bN_c + \frac{1}{4}(4n + a - 2b - 3c)O_2 \rightarrow \mathrm{n}CO_2 + \frac{1}{2}(a - 3c)H_2O + NH_3. \qquad (2.1)$$

Reoveepuhastis olev biomass on kokkuleppeliselt väljendatav valemina $C_5H_7O_2N$ ning oksüdeerimisreaktsioon on seega:

$$C_5H_7O_2N + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 2H_2O + NH_3. \qquad (2.2)$$

Reaktsioonis väljendub, et ühe mooli orgaanilise aine oksüdeerimiseks kulub 5 mooli hapnikku. $C_5H_7O_2N$ molaarmass on 113 g/mol ning hapniku molekuli O_2 on 32 g/mol ehk hapnikukogus

ühe grammi orgaanilise aine kohta on 5 x 32/113 = 1,42 gO_2/g. Seda väärtust loetakse reoveepuhastis oleva bakterimassi tüüpiliseks keemiliseks hapnikutarbeks.

KHT-testide tulemused erinevad teoreetilistest väärtustest ainult mõne protsendi võrra. Selle põhjal või b järeldada, et KHT-testi ajal oksüdeeritakse orgaaniline aine täielikult ning katse täpsus on väga hea [4].

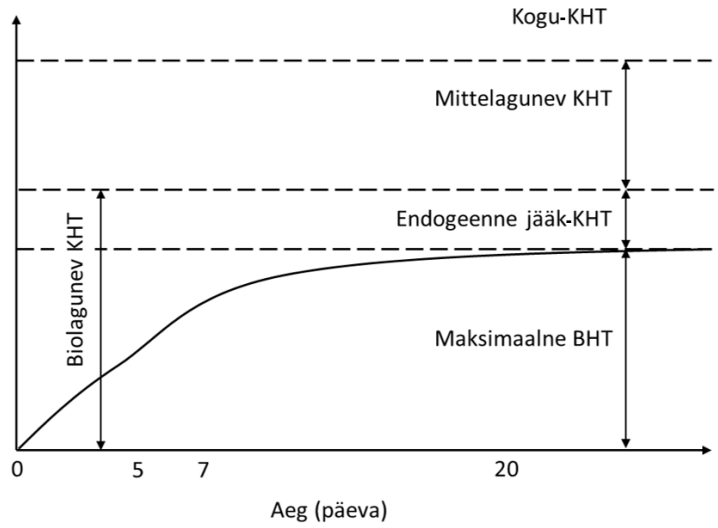
Biokeemiline hapnikutarve

Oksüdeeritavuse põhjal iseloomustatakse orgaanilise aine kogust biokeemilise hapnikutarbe (BHT) kaudu. BHT on vee mahuühikus lahustunud hapniku mass, mis kulub ettenähtud tingimustes (seitsme päeva jooksul 20°C juures nitrifikatsiooni inhibeerimisega või inhibeerimiseta) vees sisalduva orgaanilise ja/või anorgaanilise aine bioloogiliseks oksüdeerimiseks [2, 4]. Sõnapaar „bioloogiliseks oksüdeerimiseks“ viitab sellele, et BHT-testi tegemisel on vajalik mikroorganismide juuresolek. Kui proovis mikroorganismid (nt tööstusreovees) puuduvad, tuleb need koos vajalike makro- ja mikrotoiteainetega ning puhverlahusega proovi lisada nõnda, et säiliks sobiv pH-väärtus.

Biokeemilise hapnikutarbe testiga iseloomustatakse seda osa orgaanilisest ainest, mis on biolagundatav, mittelagundatava orgaaniline aine osa sellega määrata ei saa. BHT-testi tulemus on biolagundatava orgaanilisest aine tegelikust sisaldusest alati väiksem. Osa biolagundavast ainest jääb inertseks endogeenseks jäägiks (s.o. orgaaniline aine, mis jääb alles siis, kui mikroorganismide toitainevarud on väliskeskkonnas ammendunud ning tarbitakse rakkude suremisel vabanenud orgaanilist ainet), mille tekitamiseks bakterid hapnikku ei vaja, küll aga biolagundavat orgaanilist ainet. Kui tahetakse kirjeldada kogu biolagundatava orgaanilise aine sisaldust, tuleb vastav hapnikuosa juurde arvestada. Joonisel 2.1 on kujutatud BHT-testi tulemuse sõltuvus ajast ning tegeliku biolagundatava KHT ja kogu-KHT osakaal.

Erinevalt KHT-testist, milles orgaaniline aine oksüdeeritakse täielikult juba kahe tunniga, võib see bioloogilistes protsessides aega võtta mitmeid nädalaid. Kuigi osa orgaanilisest ainest on bakteritele kohe kasutatav, sisaldab reovesi ka heljuvainet, kolloide ja makromolekule, mille ühendeid on vaja eelnevalt lagundada väiksemateks molekulideks, mida mikroorganismid on võimelised kasutama. Mõned ühendid lagundatakse mikroorganismide poolt väga aeglaselt ning hapnik kulub pikema ajaperioodi jooksul. Maksimaalseks biokeemiliseks hapnikutarbeks, kui enamik mikroorganismidele kättesaadavast orgaanilisest ainest lagundatakse, loetakse tavaliselt 20-päevase testiga määratut. Ka siis võib mingi osa orgaanikast (nt mõned spetsiifilised polüsahhariidid, mis lagunevad ainult anaeroobses keskkonnas) lagundamata jääda. Kuna test kestab pikka aega, tehakse ta praktilisel kaalutusel lühema aja jooksul. Testi kestvus päevades näidatakse lühendis allindeksiga. Kui

nitrifikatsioon on testi tegemisel inhibeeritud, on allindeks c, mis tähendab, et test iseloomustab ainult süsiniku tarbimisega seotud hapnikukulu.



Joonis 2.1. BHT-testi tulemuse sõltuvus ajast ning kogu-KHT ja biolaguneva KHT meelevaldsed osakaalud [4] järgi

Eestis on kasutusel seitsmepäevane biokeemilise hapnikutarbe test BHT_7, mille kestel ei oksüdeerita kogu mikroorganismide poolt lagundatav orgaaniline aine. Selle hindamiseks on kasutusel empiiriline valem:

$$C_{BHT,20} = \frac{1}{1-e^{-K_{BHT}.t}} \cdot C_{BHT,t} \, , \qquad (2.3)$$

kus K_{BHT} on orgaanilise aine lagundatavuskonstant (d^{-1}) ning t – aeg.

K_{BHT} väärtus võib olla olmereoveepuhastis vahemikus 0,15 – 0,8 d^{-1} [5], ta valiselt arvestatakse aga selle väärtuseks 0,23 d^{-1}. Usaldusväärsemate tulemuste saavutamiseks on soovitatav teha maksimaalse BHT test K_{BHT}-konstandi leidmiseks, kuna maksimaalse BHT tuletamine konstandi K_{BHT} kaudu muudab orgaanilise aine iseloomustamise lühendatud BHT-testiga ebausaldusväärseks. Valdavalt iseloomustab BHT_t-test just seda osa orgaanilisest ainest, mis kõige enam mõjutab hapnikutarvet reoveepuhastis.

Orgaanilise süsiniku üldsisaldus (TOC)

Orgaanilise süsiniku üldsisalduse testiga (väljendatakse süsinikuna) määratakse kõigi orgaaniliste ühendite (biolagunevate ja mittelagunevate) sisaldus. TOC (ingl *total organic carbon*) määratakse kõrgel temperatuuril põletamisega, mille tulemusel orgaaniline aine täielikult oksüdeeritakse. Põletamise käigus mõõdetakse vabanenud CO_2, mis iseloomustab algselt proovis olnud orgaanilise aine sisaldust. TOC-i mõõtmisseadmed on tihtipeale keerukad, kuid võimaldavad saada mõõtetulemuse mõne minutiga ning sobivad seega pidevmõõtmiseks reoveepuhastitel.

Sarnaselt KHT-näitajaga on võimalik arvutada ka analüüsitava proovi TOC-väärtused, kui on teada orgaanilise aine teoreetiline koostis $C_nH_aO_b$. Orgaanilise aine üldsisaldus:

$$TOC_t = \frac{12x}{12x+y+16z}, \qquad (2.\ 4)$$

kus x, y ja z on mõõdetavas orgaanilises aines olevate süsiniku-, vesiniku- ja hapnikumolekulide arv.

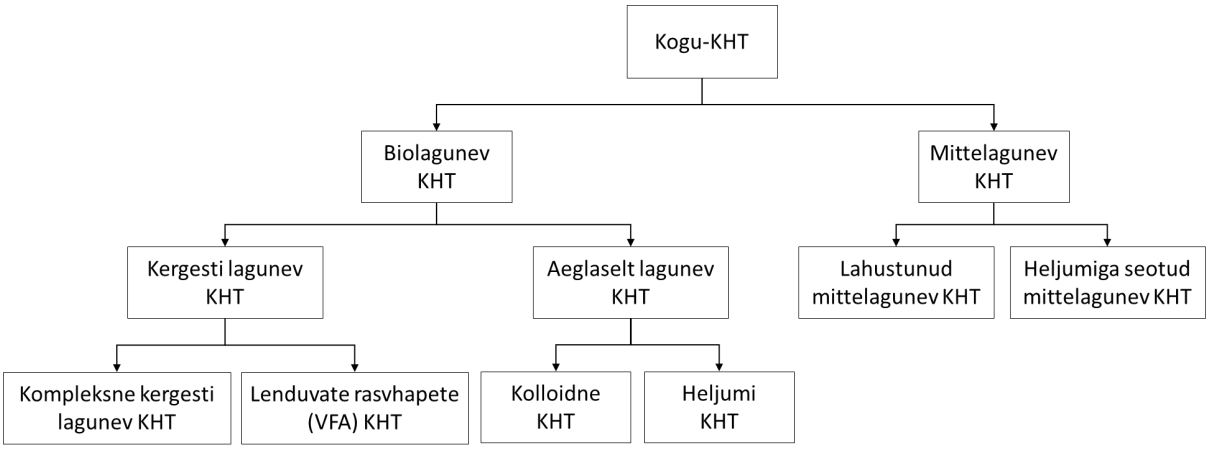
Kuna nii KHT- kui ka TOC-väärtusi on võimalik reovee ainete teoreetilist koostist teades arvutada, on võimalik mõõdetud TOC-väärtused konverteerida KHT-väärtusteks ja vastupidi. Sellist metoodikat on rakendatud mitmes puhasti sissevooluvee pidevseireks kasutatavas TOC-i mõõteseadmes. Et reovees oleva orgaanilise aine keemiline koostis suuresti varieerub, võib KHT ja TOC konverteerimisel tekkida suur viga. Soovitatav on valida üks neist ning kasutada arvutuste tegemisel ainult seda.

Orgaanilise aine sisaldust hinnatakse peamiselt KHT-väärtuse kaudu, mis iseloomustab kõige paremini orgaanilises aines olevat keemilist energiat [4]. TOC-i eelistatakse peamiselt siis, kui ei soovita kasutada keskkonnaohtlikke kemikaale. Järgnevates jaotistes on reovee orgaanilise aine sisaldust väljendatud KHT-testi põhjal.

2.1.3 Orgaanilise aine koostisosad

Reovees oleva orgaanilise aine kvantitatiivsest iseloomustamisest ainuüksi ei piisa. Vaja on teada ka, kuidas mingi osa orgaanilisest ainest reoveepuhastusprotsessis käitub. Selleks on oluline reovett fraktsioneerida, s.o jagada komponentideks. Olulisemad fraktsioonid on näidatud joonisel 2.2. Kogu-KHT jaguneb biolagunevaks ning mittelagunevaks osaks. Fraktsiooninimetuste lühendites näidatakse esimeses suures tähistuses, kas tegemist on ainesisalduse (C), lahustunud osa (S) või osakestesse seotuga (X).

Reovees oleva aine fraktsioonidel on väga suur mõju reoveepuhastuse toimimisele, eriti lämmastikku ja fosforit ärastavates puhastites. Näiteks annab kergesti lagundava KHT kindlakstegemine informatsiooni sellest, kas fosfori tõhustatud bioloogiline ärastamine on soovitud mahus võimalik või aitab see hinnata aktiivmudapuhastis tekkiva liigmuda kogust ning õhustamisvajadust. Esinduslik fraktsioneerimine annab olulist teavet reoveepuhastuses toimuvate protsesside kohta ning võimaldab teha otsuseid nende juhtimiseks.



Joonis 2.2. KHT olulisemad fraktsioonid

Reovee fraktsioonid võivad olmereoveepuhastite sissevoolus olulisel määral varieeruda. Fraktsioonide osakaalu mõjutavad järgmised tegurid ja nende kombinatsioonid:

- sotsiaalmajanduslikud tegurid;
- milleks ja kuidas tarbevett kasutatakse;
- vooluhulga kõikumine ning infiltratsioon;
- köögihuntide kasutamine;
- piirkonna tööstusreovee omadused ning osakaal puhasti vooluhulgas;
- reovee viibeaeg väliskanalisatsiooni torustikus;
- pesuainete fosforisisaldus.

Alljärgnevalt käsitletakse üksikasjalikult reovee KHT fraktsioone, mille määramine või kindlaks tegemine annab reovee kohta kõige olulisemat informatsiooni. Juhul, kui reoveepuhastust arvutuslikult modelleeritakse, on soovitatav reovett detailselt fraktsioneerida [6].

Lahustunud mittelagunev KHT

Reovees olev lahustunud mittelagundatav KHT ($S_{KHT,inert}$) on see **osa lahustunud orgaanikast, mida bioloogiliselt ei ole võimalik lagundada**. Selle sisaldus mõjutab reoveepuhasti hapnikutarvet ning biomassi teket. Mida suurem on $S_{KHT,inert}$ osakaal kogu-KHT väärtuses, seda vähem on vaja reovett õhustada ning seda vähem tekib liigmuda. Mittelagunev KHT mõjutab ka väljavooluvee kvaliteeti, sest bioloogiline puhastus seda ei vähenda. Mittelaguneva KHT määramiseks on vaja heljum väljavooluveest välja filtreerida (ava suurus 0,45 μm) ning filtreeritud proovist määrata KHT. Mudavanus reoveepuhastis käideldavas vees peab olema seejuures vähemalt kolm päeva, mille kestel on enamik lahustunud biolagunevast KHT-st kõrvaldatud.

Olmereovee lahustunud mittelaguneva KHT sisaldus on 5–10% reoveepuhastisse sisenevast KHT-st [1].

Heljumisse seotud mittelagunev KHT

Reovee heljumisse seotud mittelagunevat KHT-d mikroorganismid lagundada ei suuda. Heljumi KHT-testiga mõõdetud orgaaniline aine sisaldab nii lagunevat kui ka mittelagunevat osa. Mittelagunevat osa ($X_{KHT,inert}$) ei tohi segi ajada anorgaanilise osaga (X_{anorg}), mis KHT väärtust ei mõjuta (nt liivaterakesed, klaas või mõni muu inertne materjal). KHT fraktsioneerimisel on oluline määrata mittelaguneva heljuvaine sisaldus, sest see mõjutab väga suurel määral biomassi teket ja hapnikutarvet. Mida suurem on heljumi mittelaguneva KHT sisaldus, seda rohkem tekib liigmuda ning seda väiksem on hapnikutarve, sest biolagundatav osa jääb väiksemaks.

Otsene mõõtmismeetod $X_{KHT,inert}$ osakaalu leidmiseks puudub, kuid seda on võimalik määrata arvutuslikult, täpne metoodika leidub juhendis [6].

Heljumisse seotud mittelagunev KHT määratakse valemiga:

$$X_{KHT,inert} = f_A \cdot X_{KHT} = f_A \cdot (C_{KHT} - S_{KHT}), \qquad (2.5)$$

kus $X_{KHT,\ intert}$ on heljuvosa mittelagunev KHT (mg/l); f_A – heljumiga seotud KHT mittelaguneva osa osakaal; X_{KHT} – heljumiga seotud KHT väärtus (mg/l) ; C_{KHT} – kogu-KHT (mg/l) ning S_{KHT} – lahustunud KHT (mg/l).

Saksa DWA standardi [1] kohaselt on heljumiga seotud KHT mittelaguneva osa osakaal (f_A) olmereovees 0,20 – 0,35 heljuvaine KHT-st (arvutustes tavaliselt 0,3).

Biolagunev KHT

KHT biolaguneva orgaanilise osa hindamiseks kasutatakse juba eespool mainitud BHT_t-testi. Kuna tavapäraselt tehakse lühiajaline test (BHT_7), siis on vaja BHT seitsmepäevane väärtus ümber arvutada maksimaalseks väärtuseks BHT_{20}. Selleks kasutatakse valemit 2.6, kuid ka sel moel saadud väärtus ei väljenda kogu biolagunevat orgaanilist ainet ning juurde tuleb arvestada bakterite lagunemisel tekkiv inertne endogeene jääk. Biolagunev KHT:

$$C_{KHT,bio} = \frac{1}{1-f_{BHT}} \cdot C_{BHT,20}, \qquad (2.6)$$

kus $C_{KHT,\ bio}$ on biolagunev KHT; f_{BHT} – parandustegur ning $C_{BHT,20}$ – biokeemiline hapnikutarve mgO_2/l.

Konstant f_{BHT} = 0,15 on parandustegur biolaguneva KHT ($C_{KHT,bio}$) tuletamiseks BHT_{20} testist, mis arvestab heterotroofsete mikroorganismide juurdekasvutegurit (0,45 mgKHT/mgKAL), mikro-

organismide lagunemisel tekkiva e ndogeense jäägi fraktsiooni (0,2 mgKAL/mgKAL) ning biomassi tüüpilist KHT-sisaldust (1,5 mgKHT/mgKAL) [7].

Kui on teada mittelaguneva KHT fraktsioonid, siis on biolaguneva KHT sisaldus:

$$C_{KHT,bio} = C_{KHT} - S_{KHT,inert} - X_{KHT,inert}\ , \qquad (2.7)$$

kus C_{KHT} on kogu-KHT; $S_{KHT,\ inert}$ – lahustunud mittelagunev KHT ning $X_{KHT,\ inert}$ – heljumisse seotud mittelagunev KHT.

KHT biolagunev fraktsioon omab suurt tähtsust reoveepuhasti hapnikutarbe täpsel määramisel.

Kergesti lagunev KHT

Kergesti lagunev KHT arvestab seda osa **orgaanilisest ainest, mida mikroorganismidel on kõige lihtsam omastada**. See fraktsioon on oluline lämmastiku- ja fosforiärastuse toimimise hindamiseks [6]. Lämmastikuärastuse anoksilises tsoonis on see fraktsioon peamine süsinikuallikas denitrifikatsiooni toimimisel. Bioloogilise fosforiärastuse hindamiseks tuleb kergesti lagunev KHT omakorda jagada kaheks fraktsiooniks – kergesti lagundatavaks kompleksseks KHT-ks ja lühikese ahelaga lenduvaid rasvhappeid sisaldavaks kergesti lagunevaks KHT-ks (VFA).

Olmereovee puhul võib kergesti lagunevaks orgaanikaks lugeda lahustunud lagundatava KHT. Lahustunud KHT mõõtmisel on vaja eelnevalt kõrvaldada kolloidne osa (vt lisa 4).

Kui lahustunud KHT väärtus on määratud, leitakse kergesti lagunev orgaaniline KHT toimivas reoveepuhastis järgmiselt:

$$C_{KHT,ke} = S_{KHT,SV} - S_{KHT,inert,VV}\ , \qquad (2.8)$$

kus $C_{KHT,ke}$ on kergesti lagunev orgaaniline KHT; $S_{KHT,SV}$ – sissevooluvee lahustunud KHT väärtus ning $S_{KHT,inert,VV}$ – väljavooluvee lahustunud mittelaguneva KHT väärtus (toimiva puhasti väljavooluvee lahustunud KHT sisaldus).

Saksa DWA standardite kohaselt loetakse kergesti lagundava KHT osakaaluks 0,15–0,25 biolagunevast KHT-st [1]. Biolagunev KHT arvutatakse DWA soovituse kohaselt valemiga 2.7.

Aeglaselt lagunev KHT

Aeglaselt lagunev orgaaniline aine $C_{KHT,AL}$ hõlmab **orgaanilisi aineid, mida on vaja enne absorbeerimist või mikroorganismide poolt tarbimist lõhustada**. Sellised ained esinevad reovees kas heljumina või

kolloidsel kujul. Reovees võib leiduda ka suuri komplekssseid orgaanilisi molekule, mida võib lahustunuks lugeda. Lihtsustamiseks loetakse olmereovee kirjeldamisel aeglaselt lagunevaks KHT-ks seda osa lagunevast orgaanikast, mis esineb heljumi ja kolloidsel kujul. Tööstusliku reovee iseloomustamisel sellist lihtsu stust ei ole võimalik teha, sest niisugune reovesi võib lahustunud kujul sisaldada ka aeglaselt lagunevat KHT-d [6].

Aeglaselt laguneva KHT kolloidne osa absorbeerub puhastusprotsessis kiiresti biomassi koosseisu ning kõrvaldatakse reoveest sarnaselt heljumiga. Kolloidse osa eristamine on oluline puhastites, kus reovesi eelsetitatakse, kuna see protsessiosa kõrvaldab ainult heljumiga seotud lagundava orgaanilise aine. Kolloidne osa ei ole settiv, transporditakse järgnevasse puhastusastmesse ning võidakse kõrvaldada flotatsiooni- või muu seadmega, millesse lisatakse flokulanti.

Aeglaselt lagundatav KHT kõrvaldatakse puhastusprotsessist mikroorganismide vahendusel ning kuna olmereoveepuhastisse satub biomassi just see osa, siis sõltub selle kõrvaldamiseks kuluv aeg mudavanusest. Kõrvaldamise kestust võib hinnata eespool kirjeldatud BHT_{20}-testiga. Enamik (90%) aeglaselt lagunevast KHT-st kõrvaldatakse 20-päevase mudavanuse korral.

Aeglaselt lagunev orgaaniline KHT leitakse juba eelnevalt määratletud KHT-fraktsioonide kaudu:

$$C_{KHT,AL} = C_{KHT} - S_{KHT,inert} - X_{KHT,inert} - C_{KHT,ke}\ , \qquad (2.9)$$

kus $C_{KHT,\ AL}$ on aeglaselt lagunev KHT; C_{KHT} – reovee KHT; $S_{KHT,\ inert}$ – lahustunud mittelagunev KHT; $X_{KHT,inert}$ – heljuvosa mittelagunev KHT ning $C_{KHT,ke}$ – kergesti lagunev KHT.

Arvutusnäide:

Olmereoveepuhasti sissevooluvees määrati: keemiline hapnikutarve C_{KHT} = 800 mg/l, lahustunud keemiline hapnikutarve S_{KHT} = 100 mg/l ning biokeemiline hapnikutarve C_{BHT7} = 400 mg/l.

Fraktsioneerida orgaaniline aine.

- Lahustunud mittelagunev KHT ($S_{KHT,inert}$).

Olmereovees on lahustunud mittelaguneva KHT sisaldus 5−10% kogu reoveepuhastisse sisenevast KHT-st, arvutuses valime selle väärtuseks 5%:

$$S_{KHT,inert} = C_{KHT} \cdot 0{,}05 = 800\frac{mg}{l} \cdot 0{,}05 = 40\frac{mg}{l}.$$

- Heljuvosa mittelagunev KHT ($X_{KHT,inert}$).

Heljuvosa mittelaguneva KHT osakaal f_A on vahemikus 0,2–0,35 ning arvutatakse valemiga 2.5. Võtame arvutuste aluseks osakaalu $f_A = 0,25$:

$$X_{KHT,inert} = f_A \cdot X_{KHT} = f_A \cdot (C_{KHT} - S_{KHT}) = 0,25 \cdot \left(800\frac{mg}{l} - 100\frac{mg}{l}\right) = 175\ mg/l.$$

- Biolagunev KHT ($C_{KHT, bio}$).

Biolaguneva KHT sisalduse leidmiseks kasutame valemeid 2.6 ja 2.7. Orgaanilise aine lagundatavuse koefitsiendiks k_{BHT} valime olmereoveepuhastile tavapärase väärtuse 0,23 d^{-1}.

$$BHT_{20} = \frac{1}{1-e^{-k_{BHT}\cdot t}} BHT_t = \frac{1}{1-e^{-0,23\cdot 7}} \cdot 400\frac{mg}{l} = 500\ mg/l.$$

- Biolagunev KHT on seega:

$$C_{KHT,bio} = \frac{1}{1-f_{BHT}} BHT_{20} = \frac{1}{1-0,15} 500\frac{\text{mg}}{\text{l}} = 588\frac{mg}{l}.$$

Kontroll:

$$C_{KHT} - S_{KHT,inert} - X_{KHT,inert} = 588$$

$$800 - 40 - 175 = 585\frac{mg}{l} \approx 588 mg/l.$$

- Kergesti lagunev KHT ($C_{KHT,ke}$).

Kergesti laguneva KHT arvutamisel eeldame, et selle moodustab kogu lahustunud lagundatava KHT osa, seega:

$$C_{KHT,ke} = S_{KHT} - S_{KHT,inert} = \frac{100mg}{l} - 40\frac{mg}{l} = 60\frac{mg}{l}.$$

- Aeglaselt lagunev KHT ($C_{KHT,AL}$).

Aeglaselt laguneva KHT leiame valemiga 2.9:

$$C_{KHT,AL} = C_{KHT} - S_{KHT,inert} - X_{KHT,inert} - C_{KHT,ke} = 800\frac{mg}{l} - 40\frac{mg}{l} - 175\frac{mg}{l} - 60\frac{mg}{l} = 525\ \frac{mg}{l}.$$

2.1.4 Toitained

Lämmastikuühendid

Lämmastikuühenditest eristatakse anorgaanilisi vorme (ammooniumlämmastik NH_4-N, nitritlämmastik NO_2-N ja nitraatlämmastik NO_3-N) ning orgaanilist lämmastikku. Orgaanilised ja anorgaanilised vormid kokku annavad üldlämmastiku:

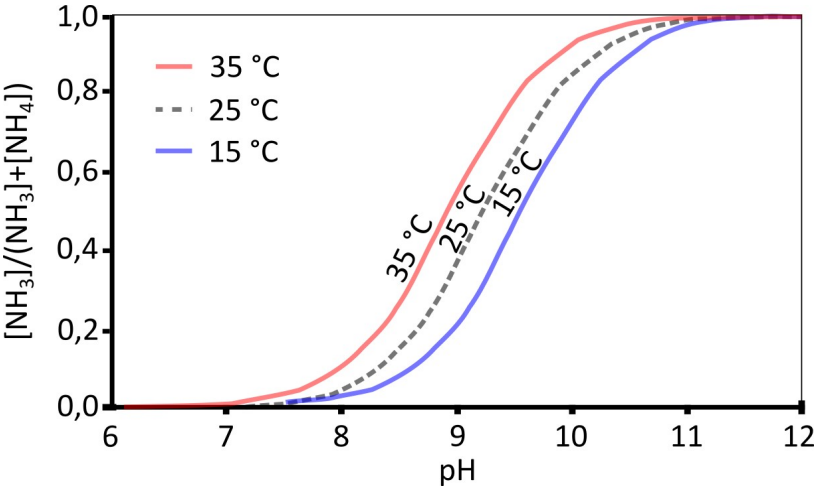
$$N_{üld} = (NH_4^+ - N) + (NO_3^- - N) + (NO_2^- - N) + N_{org}. \quad (2.10)$$

Orgaanilise lämmastiku sisaldus leitakse anorgaaniliste lämmastikuühendite lahutamise teel üldlämmastikust. Tähelepanu peab pöörama anorgaaniliste lämmastikuühendite sisaldusele (kas mg/l või mgN/l) – kui anorgaanilised vormid on avaldatud ioonidena (mg/l), siis arvutatakse nad ümber väljendatuks lämmastikuna (mgN/l):

$$N_{anorg} = (0{,}778 \cdot NH_4^+) + (0{,}304 \cdot NO_2^-) + (0{,}226 \cdot NO_3^-). \quad (2.11)$$

Olmereovees on tavapäraselt 60−75% kogulämmastikust ammooniumlämmastik. Sissevooluvee nitraatide ja nitritite sisaldus on üldjuhul olematu, välja arvata mõned tööstusreoveed. Arvestades seda, et ammooniumiioonid ja ammoniaak on võimelised kergesti teineteiseks üle minema ning nende omavaheline suhe lahuses sõltub vee pH-st ja temperatuurist, on võimalik NH_3-sisaldus arvutada pH väärtuse põhjal. Ammoniaagi osatähtsus vees leiduvate NH_4^+ ja NH_3 summaarses hulgas pH eri väärtuste ja temperatuuride korral on kujutatud joonisel 2.3. Ammoniaagi suur sisaldus on toksiline elusorganismidele. Olmereovee, mille pH on peamiselt neutraalne, ammoniaagisisaldus on väike. Suure lämmastikusisaldusega reovees (tööstused, kääriti settevesi, prügilad), mille pH on tavapäraselt kõrge, peab arvestama võimalikku ammoniaagist tulenevat inhibitsiooni.

Üldlämmastikku on võimalik määrata ka meetodiga Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), mille puhul leitakse ammoniaagi (NH_3-N), ammooniumi (NH_4-N) ja orgaanilise lämmastiku summa, jättes arvestamata nitraadid ning nitritid. Lämmastikuvormide alusel on võimalik hinnata bioloogilise puhastusprotsessi toimivust. Kui puhastusseadmest väljuvas vees on lämmastikuühendite seas ülekaalus nitraadid, on mikroorganismid ära kasutanud kogu reovees leidunud süsinikku sisaldava orgaanilise aine ning asunud nitrifitseerima lämmastikuühendeid (bioloogiline puhastus on täielik). Kui väljuvas heitvees on ülekaalus NH_4^+-soolad, ei ole mikroorganismid jõudnud süsinikku sisaldavat orgaanilist ainet ära kasutada ning puhastus on osaline või puudub hoopis.



Joonis 2.3. Ammoniaagi osakaal ammooniumlämmastikus sõltuvalt temperatuurist ja pH väärtusest [13]

Fosforiühendid

Fosforiühendid esinevad vees anorgaaniliste ja orgaaniliste vormidena. Analüütilises praktikas määratakse eraldi fosfaadid (PO_4^{3-}) ja summaarne fosforisisaldus ($P_{üld}$), millesse kuuluvad anorgaanilised fosfaadid, polüfosfaadid ja orgaanilised fosforiühendid.

Seega on fosfaatide ja üldfosfori sisalduse alusel võimalik leida orgaanilise fosfori sisaldus ainult siis, kui ollakse kindel, et vees ei leidu pesemisvahenditest pärinevaid polüfosfaate või kui need on juba fosfaatideks hüdrolüüsunud. Kui anaorgaanilised vormid on esitatud ioonidena (mg/l), siis arvutatakse need ümber väljendatuks fosforina (mgP/l):

$$P_{anorg} = (0{,}392 \cdot PO_4^{3-}). \qquad (2.12)$$

Vees leiduvatest fosforiühenditest on mürgised fosfororgaanilised pestitsiidid ja mõningad tööstuses kasutatavad ained, kuid neile ühenditele on seatud piirkontsentratsioonid. Seevastu enamlevinud fosforiühendid ei ole mürgised ning on mikroorganismidele vajalikud.

Väävliühendid

Väävel (S) on vajalik valkude sünteesiks ning see vabaneb omakorda nende lagunemisel. Sulfaadid (SO_4^{2-}) redutseeritakse mikroorganismide poolt anaeroobsetes tingimustes sulfiidideks (S^{2-}), mis omakorda seovad endaga vesinikiooni ning moodustavad vesiniksulfiidi (H_2S), mis on mädamuna lõhnaga värvusetu mürgine gaas. Analoogiliselt ammoniaagiga sõltub see, kas H_2S püsib vees või eraldub gaasina, vee pH-st. Tavaliselt koguneb vesiniksulfiid isevoolutorustiku ülaossa ning oksüdeeritakse bioloogiliselt väävelhappeks, mis on korrodeeriv.

2.1.5 pH ja puhverdusvõime

Vesinikueksponendi (pH) abil väljendatakse vee happelisust või aluselisust. Matemaatiliselt on pH negatiivne logaritm vesilahuse vesinikioonide sisaldusest (mol/l): pH = -log[H^+]. Neutraalse keskkonna pH = 7, happelise keskkonna pH alla 7 (ülekaalus on H^+-ioonid) ning aluselise keskkonna pH suurem kui 7 (ülekaalus on OH^-ioonid).

Bioloogiliseks puhastamiseks peaks reovee pH jääma vahemikku 6,5–8,5. Reoveepuhastisse juhitava olmereovee pH on ligikaudu 7 ning pH-st tingitud probleeme tavaliselt ei teki. Tänu reovee koostises olevatele ühenditele (nt karboksüülhapped, süsihappegaas, kaltsiumkarbonaat) avaldab vee pH teatavat vastupanu kiiretele muutustele. Seda nähtust nimetatakse **puhverdusvõimeks** – vee võimele vastu panna reaktsiooni järsule muutumisele happe või aluse lisamise korral. Siiski mõjutab puhastusprotsess reovee vesinikioonisisaldust. Orgaanilise aine lagundamisel vabanev CO_2 suurendab näiteks vees olevate vesinikioonide sisaldust ning pH väärtus väheneb. Väga intensiivne õhustamine viib aga CO_2 veest välja ning pH suureneb. Sellist pH suurenemist võib täheldada ka fotosünteesi korral, mille käigus taimed omastavad veest süsihappegaasi.

Lämmastikku ärastavates reoveepuhastites pH protsessi kestel väheneb ning võib juhtuda, et see langeb väga madalale ja hakkab mikroorganismide kasvu inhibeerima. Selle võimaluse hindamiseks on vaja määrata reovee puhverdusvõime. Aluselisus ehk **leelisus** on vee võime neutraliseerida happeid tänu oma vesinikkarbonaadi-, karbonaadi- või hüdroksiidioonisisaldusele. Reovees reguleerib pH-d peamiselt karbonaatne puhversüsteem, seetõttu väljendatakse leelisus tavaliselt vesinikarbonaadi molaarse sisaldusena mmol/l, mis tuleb ioonideks teisendamiseks korrutada molaarmassiga (61 g/mol või mg/mmol HCO_3^- jaoks):

$$leelisus\ HCO_3^-\ \left(\frac{mg}{l}\right) = leelisus\ HCO_3^-\ \left(\frac{mmol}{l}\right) \cdot 61\ \left(\frac{mg}{mmol}\right). \qquad (2.13)$$

Leelisust esitatakse ka kaltsiumkarbonaadi sisaldusena:

$$leelisus\ HCO_3^-\ \left(\frac{mg}{l}\right) = leelisus\ CaCO_3\ \left(\frac{mg}{l}\right) \cdot 1{,}22. \qquad (2.14)$$

Leelisust mõõdetakse happe kogusega, mis kulub pH viimiseks 4,2-ni. Sellest väiksema pH väärtuse juures muutuvad kõik karbonaadid ja bikarbonaadid karbonaathappeks ja pH muutub happe lisamisel lineaarselt.

2.1.6 Ohtlikud ained

Ohtlikuks loetakse need ained, mis võivad ohustada inimese tervist või keskkonda. Reoveepuhastuse kontekstis muutub oluliseks veel nende omadus pärssida puhasti toimimist (vt ka jaotist 6.4.1).

Ainete ohtlikkuse mõistmiseks tuleb alati läbi mõelda, millele, kellele või millal on aine ohtlik ning millistel tingimustel. Oht sõltub aine omadustest. Euroopas on kokku lepitud reeglid, mille alusel kõik kemikaalid, mida soovitakse kasutada, tuleb registreerida ja nende võimalikud kahjulikud mõjud eelnevalt hinnata [8]. Oluline teabeallikas kemikaalide kohta on ohutuskaart (ingl safety data sheet, SDS), milles kirjeldatakse ohtlikuks klassifitseeritud aine omadusi ja mõju ning antakse juhiseid selle ohutuks käitlemiseks. Ohutuskaart teavitab ka potentsiaalsest ohust inimese tervisele ja keskkonnale ning sellest, mida peab tegema aine käitlejate tervise, ohutuse ja keskkonna kaitsmiseks. Oht võib sõltuda kokkupuuteviisist või toime laadist. Ohte kirjeldatakse ohulausete [9] ja piktogrammidega [10]. Täpset kontrollitud ja usaldusväärset infot kemikaalide kohta saab Euroopa Kemikaaliagentuuri (European Chemicals Agency, ECHA) kodulehelt [11]. Reoveepuhasti puhul seisneb oht peamiselt bioloogiliste protsesside häirimises. Kui puhastisse jõudva reovee ohtlike ainete sisaldus on enam-vähem stabiilne, suudavad selles toimuvad bioloogilised protsessid nendega teataval määral kohaneda. Peale bioloogiliste protsesside on ohus kogu kanalisatsioonisüsteem, kui sellesse (ja sealtkaudu reoveepuhastisse) juhitakse suurel hulgal korrodeerivaid, söövitavaid või ummistusi põhjustavaid aineid. Ohtlike ainete põhjustatud probleemid puhasti toimimisele ei ole alati seotud suurte vooluhulkadega, mida tavaliselt seostatakse löökkoormusega. Pigem vastupidi – suure vooluhulga korral ebasoodsad ained pigem lahjenevad ning nende mõju puhasti toimimisele väheneb. Ometi võib väikesegi koguse kontsentreeritud aine ühekordne juhtimine puhastisse avaldada selle toimimisele olulist mõju. Riskide vähendamiseks peab iga reoveepuhasti käitaja tundma oma kliente ning nende juures kulgevaid protsesse. Tööstusettevõtetest pärit võimalike negatiivsete mõjude vähendamiseks on soovitatav lähtuda neisse puutuvatest juhenditest ja seadustest [12–14].

Olenevalt omadustest kõrvaldatakse ohtlikke aineid reoveepuhastist erinevalt. Ohtlikud ained võivad olla nii biolagunevad (poolestusaeg alla 10 ööpäeva) kui ka inertsed (poolestusaeg üle 150 ööpäeva ning reoveepuhastis ei lagune). Omaduste poolest saab ohtlikke aineid liigitada lenduvateks (eralduvad gaasidena), hüdrofoobseteks (vees ei lahustu) või hüdrofiilseteks (lahustuvad vees). Hüdrofoobsed ained seotakse reoveepuhastusprotsessis biomassi külge ning neid on võimalik veest kätte saada. Hüdrofiilseid ained on aga keeruline kõrvaldada ning sageli läbivad nad puhastusprotsessi, ilma et nende sisaldus oluliselt väheneks. Kuna ohtlikud ained valdavalt bioloogilistes protsessides ei lagune ning kanduvad kas settesse, õhku või heitveega suublasse, on keskkonnakaitselistest eesmärkidest lähtuvalt äärmiselt oluline, et nende ühiskanalisatsiooni juhtimist välditaks juba kasutuskohas.

Keskkonnamõju poolest peetakse ohtlikuks üldjuhul aineid, mis kahjustavad organisme ning seetõttu on oluline teada aine mõju avaldavat sisaldust reovees ja seda, kui kiiresti mõju toimib. Kahjulik mõju võib olla erinev – kas silmapilkselt tappev või avalduv alles aastate pärast (vähkkasvajad, närvisüsteemikahjustused). Nende keskkonnaohtlike ainete, mis on bioloogiliselt ei lagune, on püsivad ja akumuleeruvad, mõju tänu lahjendamisele looduses ei vähene, sest nad kuhjuvad toiduahelas.

Lühidalt oh tlike ainet rühmadest [15–17]:

- **raskmetallid** – avaldavad kahjulikku mõju veeloomade, muu loomastiku ja inimeste tervisele (nt allergilised reaktsioonid, nahalööbed, hingamisteede ärritus, seedetraktihäired, neerupuudulikkus, neurotoksilisus);
- **polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud (PAH)** – akumuleeruvad keskkonnas ning mõjutavad elusorganisme oma akuutse toksilisuse, mutageensuse ja kantserogeensusega;
- **lenduvad orgaanilised ühendid** – ained, mis muutuvad vedelikust kergesti auruks ning võivad pikemaajalisel kokkupuutel põhjustada maksa-, neeru- ja kesknärvisüsteemi kahjustusi;
- **tinaorgaanilised ühendid** – püsivad, bioakumuleeruvad ja toksilised ained. Mõjutavad oma mürgisusega maksa, närvirakke ning immuunsüsteemi eest vastutavaid rakke; põhjustavad kalade soo muutumist;
- **ftalaadid** – toitu, keskkonda ja inimorganismi akumuleeruvad (sh bioakumuleeruvad) ühendid, mis lagunevad kiiresti, on kantserogeensed ning mittepüsivad. Võivad põhjustada närvisüsteemihäireid ja sündivuse vähenemist (suguhormoonide taseme muutumine), kahjustada hormoonsüsteemi, neere ja maksa ning ägendada nahapõletikke;
- **polübroomitud ühendid (PBDE)** – looduses püsivad bioakumuleeruvad ühendid, mis toodetes aitavad aeglustada süttimist. Kogunevad inimese verre, rinnapiima, rasvkoesse, põhjustades maksa- ja närvikahjustusi ning kahjustavad hormoonsüsteemi;
- **kloroalkaanid** – väga püsivad, bioloogiliselt mittelagunevad ja veeorganismidele mürgised ühendid. Lühiahelaga klooritud parafiinid (SCCP) on keskkonnale ohtlikumad kui klooritud parafiinid (MCCP);
- **perfluoritud ühendid (PCF)** – keskkonnas püsivad, toksilised ja akumuleeruvad (sh bioakumuleeruvad) ained. Mõjutavad arengut ning hormoonsüsteemi, organismis kogunevad maksa;
- **dioksiinid ja furaanid** – inimorganismis ja mereelustikus bioakumuleeruvad ühendid, kantserogeensed, halvasti lahustuvad, äärmiselt püsivad. Dioksiinid imenduvad rasvkoesse ning ladestuvad toiduahelas;

- **heksabromotsüklododekaan (HBCDD-d)** – lipofiilne püsiv orgaaniline saasteaine, mereelustikus ja keskkonnas bioakumuleeruv;
- **polüklooritud bifenüülid (PCB)** – kantserogeensed ja mutageensed ained, mis võivad akumuleeruda rasvkoes. PCB-d võivad põhjustada siseorgani-, aju- ja nahahaigusi ning mõjutada immuunsüsteemi, närvisüsteemi ja reproduktiivsust;
- **pestitsiidid ja insektitsiidid** – väga mürgised ained, mis avaldavad ägedat toksilist mõju inimestele ja kariloomadele. Võivad kahjustada maksa ning mõjutada hingamisteid ja närvisüsteemi.

2.1.7 Naftasaadused

Hüdrokeemias hõlmab mõiste „naftasaadused“ kõiki fossiilsetest kütustest toodetud aineid, mille seas on nii mittepolaarseid kui ka polaarseid ühendeid. Polaarsete ainete molekulid on tervikuna neutraalsed, kuid nende elektronid jaotuvad ebaühtlaselt (üks molekuliosa on nõrgalt positiivne, teine nõrgalt negatiivne). Selliseid aineid leidub rohkesti ka looduses, kuid keemilise analüüsiga on väga raske teha vahet looduslike naftasaadustest pärit ja polaarsete ühendite vahel. Seetõttu hõlmab mõiste "naftasaadused" ainult fossiilsetest kütustest pärinevaid mittepolaarseid ühendeid, s.o umbes 70–90% kõigist naftasaadustes esinevatest ühenditest – alifaatsetest, alitsüklilistest ja aromaatsetest süsivesinikest.

Üldjuhul mõistetakse vee naftasaadusesisalduse all mittepolaarsete orgaaniliste ühendite ehk süsivesinike summaarset sisaldust. Naftasaadused satuvad vette peamiselt vanaõli maha valamisel, remonditöökodadest ja masinapesulatest. Sajuperioodidel jõuab kanalisatsiooni sillutatud tänavatele ja teedele tilkunud õli. Kuna naftasaadused on keskkonnaohtlikud reostajad, on nende juhtimine veekogudesse normitud.

Vees leiduva naftasaaduse määramiseks kasutatakse kolme meetodit:

- kaalumine – kõige kindlam meetod, kuid ei sobi väikeste sisalduste määramiseks;
- infrapunakiirgus – kiirguse abil mõõdetakse CH_2-radikaalide hulka, kuid selle meetodi puudus on see, et see arvestab naftasaaduste hulka ka looduses orgaanilise aine lagunemisel tekkivad analoogilised alifaatsed süsivesinikud;
- ultraviolettkiirgus, mille abil mõõdetakse üksnes aromaatsete ühendite sisaldust. Sobib siis, kui aromaatsed ühendid on alifaatsetest mürgisemad.

Kõigi nende meetodite korral algab analüüsimine naftasaaduste lahutamisega veest ning polaarsete ühendite kõrvaldamisega.

Naftasaaduste identifitseerimiseks võrreldakse nende proove kümnekonna tähtsama alifaatse süsivesiniku sisalduse alusel. Otsuse identsuse kohta teeb laborant. Pikaajalisel vees seismisel naftasaadused aurustuvad, sorbeeruvad, oksüdeeruvad biokeemiliselt ja keemiliselt, mille tagajärjel koostises toimuvad nihked võivad naftasaaduste päritolu kindlakstegemise keeruliseks muuta.

2.1.8 Fenoolid

Fenoolid on orgaanilised ained, milles OH-rühm on seotud aromaatse tuuma külge. Nad moodustavad väga ühendirohke aineklassi. Looduses tekivad fenoolid orgaanilise aine lagunemisel. Analüütilises keemias jagatakse fenoolid kahte rühma: veeauruga lenduvateks (kresoolid, ksülenoolid, tünool, fenool) ja mittelenduvateks (resortsiin, pürokatehiin, hüdrokinoon, pürogallool jt).

Reoveepuhastuses analüüsitakse peamiselt neid fenoole, mille kohta on seadusandluses kehtestatud summaarne piirsisaldus. Piirsisalduse määramisega on probleeme, sest määramismeetodite tundlikkus eri fenoolide suhtes ei ole ühesugune ning tulemused ei ole omavahel võrreldavad.

2.1.9 Rasvad ja õlid

Nii taimsed kui ka loomsed rasvad ja õlid (ingl *fat, oil, grease,* FOG) kulutavad reoveepuhastusprotsessis palju hapnikku ning mõjutavad negatiivselt selle hapnikuvarustust, võivad ummistada biokilekandjaid ning aktiivmudapuhastis soodustada soovimatute niitjate organismide (nt *Microthrix parvicella*) kasvu. Niitjate organismide kasv soodustab aktiivmudapuhastis viskoosse pruuni vahu teket ning halvendab muda settimisomadusi ja mudaindeksit (muda on hõre ja ei setti). Vee rasvasisaldus võib pärssida anaeroobseid protsesse, sest rasvad lagunevad kaua ja raskesti. Tööstusettevõttel (nt tapamaja, piimatööstus), milles tekib rasvarikast reovett, peab olema kohtpuhasti. Oluline on suure rasvasisaldusega jääk- ja kõrvalsaadused (nt vadak, rääsunud piimatooted) kokku koguda ning käidelda selleks sobivas ettevõttes [14].

2.1.10 Ravimijäägid

Viimastel aastatel on keskkonnas, peamiselt vees, järjest enam tuvastatud ravimite toimeainete jääke. Kuigi nende sisaldus on nii väike, et jääb tunduvalt allapoole tavaliste saasteainete omast, võivad ravimijäägid siiski põhjustada probleeme. Peale haiguste leviku peegeldab reovesi ka elanikkonna ravimitarbimist. Reoveepuhastid on ravimijääkide poolest olulised punktreostusallikad, sest neis

puhastatakse nii valgalal asuvate kodumajapidamiste kui ka haiglate ja tööstusettevõtete reovett, mille eelpuhastamise tõhusus on varieeruv. Nüüdisaegsele tehnikatasemele vastavad puhastid suudavad kõrvaldada ainult selliseid ravimijääke, mis on kergesti biolagundatavad ja/või absorbeeruvad, ülejäänud läbivad puhastusprotsessi, nõnda, et nende hulk väheneb üksnes vähesel määral. Seetõttu on paljude ravimijääkide kõrvaldamine võimalik ainult reovee süvapuhastustehnoloogiate abil [18] (vt ka jaotist 16).

2.1.11 Mikroplast

Mikroplastiks nimetatakse kõiki vees mittelahustunud plastitükke, mille mõõtmed on väiksemad kui viis mm. Need osakesed (rõivakiud, kosmeetikatooted, hügieenitarbed, ravimid, pinnatöötlus-materjalid) satuvad keskkonda igapäevaste tarbekaupade kaudu. Mikroplasti võib reovette jõuda plastitööstusest, pakendajatelt, jäätmekäitlejatelt ja prügilatest. Mikroplastid absorbeerivad keemilisi ühendeid, mis võivad olla ohtlikud keskkonnale ja organismidele.

Reovee mikroplastisisaldusele piirväärtusi ei seata. Korralikult töötav asulareoveepuhasti on võimeline kõrvaldama enam kui 99% mikroplast iosakestest, mille suurus on ≥ 300 µm [14].

2.1.12 Patogeenid

Reoveega jõuavad ühiskanalisatsiooni ning puhastisse peaaegu kõik haigused, mis kanalisatsiooni-võrguga ühendatud elanikkonna seas liiguvad. Haigustekitajaks võivad olla tõvestavad bakterid (nt *Legionella spp, Escherichia coli*), viirused (nt herpes, koroonaviirus) ja parasiidid (nt solkmed, perekonna *Candida* seened). Seetõttu peavad reoveepuhasti käitajad ja teised kanalisatsioo-niehitistega kokku puutuvad inimesed pöörama suurt tähelepanu isiklikule hügieenile.

Kuigi osa patogeensetest organismidest osaleb suure tõenäosusega ka bioloogilises reoveepuhastusprotsessis (nt *E. coli* tarbib glükoosi), seatakse sageli eesmärgiks nende kõrvaldamine puhastusprotsesside käigus. Eestis ei ole heitvee patogeenisisalduse suhtes eraldi nõudeid seatud, sest tänu meie klimaatilistele tingimustele paljud patogeenid hukkuvad suublas. Pinnavett kasutatakse meil joogivee tootmiseks vaid kahes linnas ning mõlemal juhul on tehnoloogia valikul seatud kaasnevaks eesmärgiks patogeensete organismide kõrvaldamine. Heitvee juhtimise korral pinnasesse sõltub patogeensete organismide jõudmine põhjavette pinnase omadustest ning seda arvestatakse joogiveepuurkaevude rajamisel. Taaskasutusveesüsteemide rajamisel võib olla vaja vett täiendavalt puhastada, kui puhastatud reovesi juhitakse jaotusvõrgu kaudu otse tarbijale. Kui reoveesetet

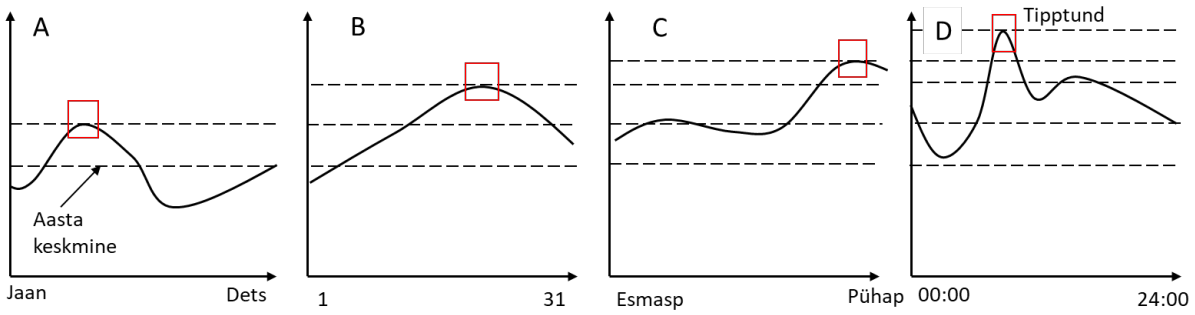
kasutatakse põllumajanduses või haljastuses, peab sette muutma hügieeniliselt ohutuks (vt ka jaotist 17), sest nakkushaiguste levimise ohtu peetakse põllumajandusliku kasutuse puhul suureks.

2.2 Vooluhulk

Reovee vooluhulka on vaja teada hüdrauliliste arvutuste tegemiseks ja reoveepuhasti eri osade dimensioneerimiseks. Eesmärk on tagada kogu reovee liikumine ühest etapist teise ning välistada üleujutusi või möödavoole. Oluline on, et valitav seade suudaks vastu võtta maksimaalse koguse reovett, jälgides seejuures seadme optimaalset tööpunkti. Tuleb hinnata, kas seade on pikema aja jooksul tõhus nii eesmärgi täitmise kui ka energiakasutuse poolest. Näiteks reoveepumba valikul võib pumba tegelik tööpunkt sattuda tõhususkõvera alumisse punkti ning pump kulutab oluliselt rohkem elektrienergiat, kui sama reoveekogust pumpaks tõhusam pump. Lühikese ajaga võib energiakulu seejuures ületada tõhusama pumba või ühtlustusmahuti maksumuse. Paremate otsuste tegemiseks, s.o seadmete valikul ning puhastiosade dimensioneerimisel on vaja iseloomustada reovee vooluhulkasid kõikides ekstreemolukordades.

Reovee vooluhulk muutub ajas. Kõikumine võib olla hooajaline (suvi, talv, puhkuseperiood vm) või lühiajaline, nt sademevetest või lume sulamisest tulenev infiltratsioon. Ka ööpäevane vooluhulk kõigub, saavutades maksimumi keskpäeval ning miinimumväärtuse varastel hommikutundidel. Olmereovee vooluhulga tüüpilist kõikumist illustreerib joonis 2.4.

Peale inimeste käitumisharjumuste ja tööstusettevõtete töökorralduse mängib reoveepuhastisse jõudva vooluhulga dünaamika kujunemisel olulist rolli ka sademevesi, s.o sademetena langenud ning ehitiste, sealhulgas kraavide kaudu kogutav ja ärajuhitav vesi. Reoveekogumisalade kanalisatsioonitorustik võib olla ühisvoolne või lahkvoolne. Ühisvoolse kanalisatsiooni puhul juhitakse reovesi ja sademevesi kokku ühte torusse, lahkvoolse puhul on reovee ja sademevee jaoks eraldi torustikud. Reoveepuhastitesse juhitava reovee kogus sõltub lahkvoolse ühiskanalisatsiooniga piirkondades peamiselt liitunud elanike ja ettevõtete arvust ning infiltratsiooni suurusest, ühisvoolses kanalisatsioonis voolava vee hulka mõjutavad sademed.



Joonis 2.4. Reovee vooluhulga varieerumine A aasta lõikes, B maksimaalse vooluhulgaga kuul, C maksimaalse vooluhulgaga nädalal, D maksimaalse vooluhulgaga päeval

Üldjuhul tuleks sademevee suublasse juhtimisel kasutada looduslähedasi lahendusi nagu rohealasid, viibetiike, vihmaaedu ja imbkraave, mis võimaldavad sademeveest vabaneda maastiku kujundamise kaudu, vältides sademevee reostumist. Suuremates asulates rajati algul ühisvoolne kanalisatsioon ning hiljem reoveepuhasti ning neis võib reovee vooluhulk suurte vihmavalingute ajal olla mitu korda suurem kui „kuival ajal“. Kuna mitmed puhastusprotsessi osad on hüdraulikaga seotud ning selleks, et vältida ebaotstarbetuid investeeringuid puhasti rajamisel ja käitamisel, on ühisvoolukanalisatsiooniga piirkondades lubatud juhtida sademevett vihmavalingu ajal ülevoolude kaudu suublasse koos reoveega vahekorras vähemalt neli ühele. Reovee ja sademevee vooluhulkade suhtarv määratakse ehitusprojektis. Et reovee ja sademevee suhtarvu leidmise täpne kord puudub, võib kasutada jaotises 2.3.2 kirjeldatud lähenemist.

Ka lahkvoolse ühiskanalisatsiooniga piirkondades võib vihmavalingu- või lumesulaperioodidel ette tulla suuremaid vooluhulgatippe, mida võivad põhjustada kas infiltratsiooni suurenemise kanalisatsioonitorustikku või kinnistu sademevee ebaseadusliku juhtimise ühiskanalisatsiooni.

Reoveepuhastite hüdraulilistes arvutustes lähtutakse tavaliselt tunnikeskmistest vooluhulkadest. Pumpade ja isevoolsete kanalisatsioonitorude insenertehniliste arvutuste tegemiseks on vaja teada ka hetkelisi vooluhulkasid, mille määramist käsitletakse järgmistes jaotistes.

2.3 Reovee iseloomustamiseks määratavad näitajad ning nende määramissagedus

Reoveekogumisaladel ja reoveepuhastites kogutakse alati reovett iseloomustavaid andmeid. Piisava asjakohaste andmete olemasolul ning nende õigel töötlemisel on võimalik saada väärtuslikku teavet reovee iseloomu kohta, mis on aluseks reoveepuhasti laienduse projekteerimiseks, puhasti optimeerimiseks või igapäevases käitlustegevuses.

Eestis kasutavates juhendites ei ole öeldud, milliseid ja kui palju andmeid on reovee kohta vaja. Järgnevates jaotistes antakse sellekohast teavet, tuginedes Saksamaal kehtivale standardile [19].

2.3.1 Vajalikud andmed reovee kohta ning nende usaldusväärsuse kontrollimine

Tavaliselt kogutakse reoveepuhastitel järgmisi andmeid: reovee vooluhulgad, ilmastikutingimused (vihmavalingpäevad või kuiva ilma perioodid), reovee temperatuur ja keemiline koostis. Reoveeanalüüside maht ja sagedus sõltuvad uuringu eesmärkidest. Näiteks peavad üle 50-inimekvivalendise koormusega puhastid kord aastas puhastusastme kindlakstegemiseks võtma proovid reoveepuhastisse sisenevast reoveest ning väljuvast heitveest.

Kogutud andmete analüüsimisel tuleb alati veenduda nende õigsuses. Näiteks ega ole suurte vooluhulkade korral rakendunud ülevoolud, mida vooluhulgamõõtur ei registreerinud. Soovitatav on kindlaks teha piirkonna väliskanalisatsiooni skeem ja toimivus.

Iga andmeanalüüsi alustamisel on vaja eelnevalt määratleda uuritavad näitajad. Seejärel tuleb selgeks teha:

- kas olemasolevad andmed on esinduslikud või mitte: kas vooluhulga mõõtmisandmed on täpsed, kas andmestik on piisav ning kas proovivõtul on kogutud piisavas mahus usaldusväärseid andmeid soovitud näitajate kohta;
- kas vooluhulga mõõtmine tagab järjepideva andmestiku uuritavate perioodide kohta (sisaldavad ka nädalavahetuse- ja tipukoormusi), et oleks võimalik koostada aegrida;
- kas reoveeproovid on analüüsitud akrediteeritud laborites või puhasti enda laboris. Viimasel juhul on soovitav teha kontrollanalüüs;
- kas on olemas reoveeproovide ööpäevakeskmistatud või vooluhulgaproportsionaalsed analüüsid;
- kas proovivõtukoht on soovitud informatsiooni kogumiseks esinduslik (vt ka lisa 3).

Kui mõni neist punktidest ei ole täidetud, on vaja otsustada, kas vajalikud andmed saadakse lisauuringutega või tuletatakse empiiriliselt. Empiirilisi väärtusi tuleks kasutada mõõdetute usaldusväärsuse kontrollimiseks. Väikesel reoveekogumisalal, kus puudub tööstuse mõju ning pikemaajaliste uuringute tegemine ei ole majanduslikult otstarbekas või mõttekas, kasutatakse empiirilisi väärtusi, mida kontrollitakse analüüsides lühiajalise (nt seitsme ööpäeva) reostuskoormuse andmestikku. Reovee vooluhulgad tuleks siiski kindlaks teha mõõdetud andmete põhjal.

Põhilised näitajad, mida on vaja reovee iseloomustamiseks, on tabelis 2.1.

Tabel 2.1. Reovee iseloomustamiseks vajalikud andmed [19, 20]

Näitaja	Sümbol	Ühik
Kuivailma aastakeskmine vooluhulk	$Q_{KI,aK}$	m^3/d
Reovee aastakeskmine vooluhulk	Q_{aK}	m^3/d
Infiltratsioonivee aastakeskmine vooluhulk	$Q_{inf,aK}$	m^3/d
Maksimumvooluhulk	$Q_{h,max}$	m^3/h
Kuivailma maksimaalne vooluhulk	$Q_{KI,h,max}$	m^3/h
Kuivailma minimaalne vooluhulk	$Q_{KI,h,min}$	m^3/h
Biokeemiline hapnikutarve	C_{BHT}	mgO_2/l
Keemiline hapnikutarve	C_{KHT}	mgO_2/l
Lahustunud keemiline hapnikutarve	S_{KHT}	mgO_2/l
Heljuvaine	X_{KA}	mg/l
Anorgaaniline heljum	X_{anorg}	mg/l
Üldlämmastik	C_N	mg/l
Ammoniumlämmastik	S_{NH4}	mg/l
Üldfosfor	C_{TP}	mg/l
Üldleelisus	S_{alk}	mmol/l

2.3.2 Vooluhulga kirjeldamine

Vooluhulga iseloomustamiseks on eelkõige oluline kasutada mõõdetud andmeid. Andmete õigsuse kontrollimiseks on vaja neid võrrelda teoreetiliste väärtustega. Vaja on analüüsida ka piirkonna veetarbimist ning teha kindlaks, kas puhastisse jõudvad vooluhulgad võivad tulevikus suureneda või väheneda. Veetarbimise analüüsimisel tuleb arvestada ka demograafilisi muutuseid, tööstuspiirkondade ning uute asustusalade lisandumist või ära jäämist. See on oluline kuiva aja, s.o võõrveest kõige vähem sõltuva reoveekoguse määramisel ning omakorda aluseks reovee ainesisalduse arvutamisel, mis võib olla määrav näitaja puhastustehnoloogia valikul. Allpool käsitletakse joogiveetarbimisele või reovee mõõtmisandmetele tuginevaid arvutusmeetodeid. Kui mõõtmisandmeid pole (nt plaanitakse liita uusarenduspiirkonda), on võimalik vooluhulgad määrata teoreetiliselt.

Vooluhulga kirjeldamine empiiriliselt ning veetarbe kaudu

Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooniga piirkondades on andmed tarbitud joogi- ja tootmisvee kohta tavaliselt olemas. Neid andmeid on võimalik vaatlusalusele reoveekogumisalale üle kanda. Juurde tuleb arvestada ettevõtete omaveevärkidest ühiskanalisatsiooni juhitava vee kogus. Maha tuleb aga arvestada see vesi, mis jääb tootesse (nt õlletööstuses) või mida põllumajandusettevõtted kasutavad kastmiseks. Tekkiva reovee aastakeskmine kogus:

$$Q_{aK} = Q_{O,aK} + Q_{teh,aK}\,(m^3/d), \qquad (2.15)$$

kus $Q_{O,aK}$ on olmemajapidamiste aastakeskmine joogiveehulk, mis juhitakse kanalisatsiooni (m³/d) ning $Q_{teh,aK}$ – tööstuste aasta keskmine kanaliseeritav vesi (m³/d), mis ei pruugi võrduda vee-ettevõttelt saadud veehulgaga, kui osa sellest läheb tootesse.

Tähelepanu peab juhtima sellele, et valem 2.15 iseloomustab tekkiva reovee kogust, puhastisse juhitav kogus on võõrvee (infiltratsiooni) võrra suurem (vt ka jaotist 2.3.2.2).

Piirkondades, kus ühisveevärk ei kattu ühiskanalisatsiooniga, on reoveehulga leidmine keeruline: vaja on liita kõik tarbitud vee kogused ning maha lahutada need, mida vaadeldava piirkonna ühiskanalisatsiooni ei juhita.

Reovee vooluhulkade määramiseks on vaja analüüsida:

- vee tarbimistrendi vaadeldavas piirkonnas. Selleks on vaja andmeid vähemalt viimase viie aasta olmevee tarbimise (m³/d) ning ka tööstuses tarbitud vee kohta. Need andmed võimaldavad hinnata veetarbimise võimalikku suurenemist või vähenemist;
- vee tarbimise hooajalisust: analüüsitakse ühisveevärgi päevaseid (m³/d) ning võimaluse korral ka tööstuste omaveevärgi tarbeveekoguseid. See võimaldab hinnata vee tarbimise hooajalisi muutusi;
- määrata vee eritarve q_N (l/ie·d). Selleks on vaja teada ühisveevärgi teeninduspiirkonna inimeste arvu ja nende aastakeskmist veetarvet (m³/d). Kui pole näha vee tarbimise olulist muutumist, tuleb analüüsida viimast kolme aastat, andmete puudumisel viimast aastat. Tarbimise kogukogustest tuleb maha arvata tööstustes kasutatav vesi. Kui väärtus jääb väljapoole vahemikku 100 – 150 l/ie·d, tuleb analüüsida selle põhjuseid.

Vee tarbimise analüüsimise peamine eesmärk on kindlaks teha selle muutuseid ning kontrollida olemasolevate andmete usaldusväärsust. Selle analüüsiga saab hinnata ka reoveepuhastisse jõudva infiltratsioonivee koguseid. Kui mõõtmisandmeid pole, võimaldab vee tarbimise analüüs määrata reoveepuhastisse juhitava vee koguseid.

Reovee aasta keskmist vooluhulka on võimalik leida ka inimese eriveetarbe ja piirkonna tööstuste ja ärihoonete veetarbe kaudu:

$$Q_{aK} = \frac{N \cdot q_N}{1000} + Q_{teh,aK} \quad (\text{m}^3/\text{d}), \qquad (2.16)$$

kus N on inimeste arv piirkonnas; q_N – keskmine ööpäevane veetarve inimese kohta (l/ie·d) ning $Q_{teh,aK}$ – tööstuste ja ärihoonete aastakeskmine kanaliseeritav vesi (m³/d).

Vooluhulga arvutamisel võetakse olmereovee eriäravool võrdseks eriveetarbimisega, kasutada võib ka standardi EVS 835 [21] veetarbimise kohta. Nii Saksa kui Eesti standardites loetakse eriveetarbimiseks 100 – 150 l/ie·d, tavaliselt 120 l/ie·d. Ühisveevärgi arengukavades on tegeliku eriveetarbimise väärtused tihti väiksemad kui standardite kohased.

Ettevõtete reoveearvestus sõltub ettevõtte tüübist. Standardist EVS 835 [21] saab leida nii soovituslikke andmeid vee olmetarbimise kohta (tabel 2.2) kui ka mitmesuguste asutuste veetarbimise sõltuvalt voodikohast (haiglad, hotellid jms), töötajate või külastajate arvust vms. Ettevõtetelt pärineva reovee puhul tuleb arvestada ka veetarbimisrežiimi. Elanikud tarbivad vett 365 päeva aastas, asutused/ettevõtted aga olenevalt töökorraldusest 100−365 (tüüpiliselt 225−275) päeva. Asutuste ja ettevõtete veekasutus on erinev nii ööpäevas kui ka nädalapäevade lõikes. Koolid on avatud vaid tööpäevadel ja töö ajal, neil on ka pikad vaheajad, mil veekasutus on minimaalne. Kui asutuste või ettevõtete veekasutus $Q_{teh,aK}$ ei ole teada, võib selle väärtuseks võtta 10−30% elanike veetarbimisest.

Asulareoveele tuleb juurde arvestada tööstusettevõtete omaveevärkidest ühiskanalisatsiooni jõudev vesi.

Tabel 2.2. Ööpäevane veetarbimine inimese kohta standardi EVS 835 järgi

Kasutusotstarve	**Tarbimine, l**
WC loputusvesi	32
Hügieeni tarvis	60
Pesupesemine	30
Nõudepesu	15
Toiduvalmistamine	4
Puhastus	1
Muud	1
Kokku	143

Reovee aasta keskmine kuiva ilma vooluhulk:

$$Q_{\mathrm{KI,aK}} = Q_{aK} + Q_{inf,aK}\ (\mathrm{m^3/d}), \qquad (2.17)$$

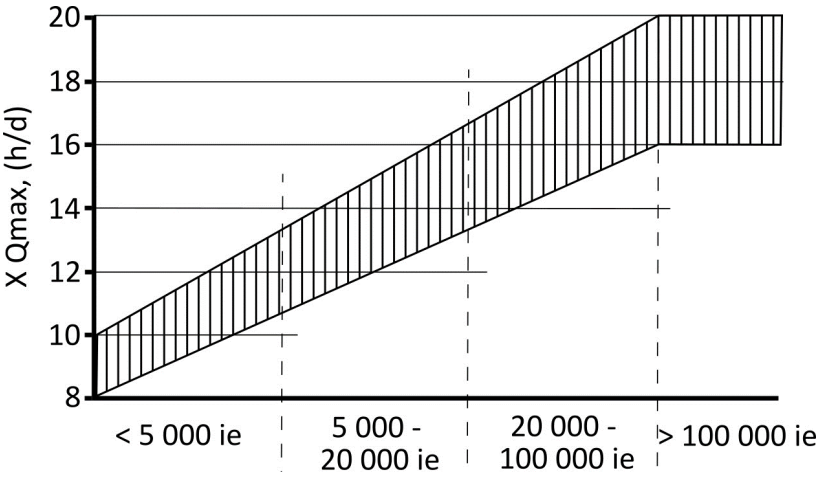
kus Q_{aK} on reovee aasta keskmine kogus (m^3/d) ning $Q_{inf,\ aK}$ – infiltratsioonivee aasta keskmine kogus (m^3/d). Infiltratsioonivee kogused leitakse kasutades jaotises 2.3.2.2 kirjeldatud meetodeid.

Maksimaalne kuiva aja kanaliseeritav tunnivooluhulk leitakse jagamisteguri abil jooniselt 2.5. Joonise ülemine ala iseloomustab maksimaalset tunnist vooluhulka ning alumine kahe tunni keskmist vooluhulka. Jagamisteguri väärtus iseloomustab kanalisatsiooni kasutamise aega, mis on väikeasulates

perioodilisem kui suurlinnades. Maksimaalne kuiva aja vooluhulk, mis võetakse võrdseks kahe tunni keskmise kuiva ilma vooluhulgaga:

$$Q_{KI,max} = \frac{Q_{aK}}{x_{Qmax}} + \frac{Q_{inf,aK}}{24}, \quad (m^3/d) \qquad (2.18)$$

kus $Q_{RV,aK}$ on aasta keskmine kuiva ilma reovee hulk (m^3/d); x_{Qmax} − jagamistegur, mis iseloomustab kanalisatsiooni kasutamise aega ning $Q_{inf,aK}$ − aasta keskmine infiltratsioonivee hulk (m^3/h).



Joonis 2.5. Jagamisteguri väärtus sõltuvalt reoveekogumisala suurusest [21]

Reoveepumplate ja väliskanalisatsioonitorustike projekteerimisel tuleb maksimaalsed ja minimaalsed vooluhulgad määrata EVS 835 [21] metoodikaid kasutades (vt jaotist 3).

Infiltratsioon

Infiltratsioon on põhja- või muu võõrvee tungimine kanalisatsioonivõrku [21]. Infiltratsioonivee kogused sõltuvad sademetest ja lume sulamisest ning on hooajaliselt muutuvad. Kui torustikud on rajatud allapoole põhjavee taset, võib infiltratsioonivett tekkida 365 päeva aastas. Kuival ajal, kui põhjavee tase on allpool torustiku rajamissügavust, võib reovesi torustikust ka välja lekkida. Vanades kanalisatsioonivõrkudes võib infiltratsioonivee ööpäevakogus olla reovee omast tunduvalt suurem. Kuna reoveepuhasti toimimist võib negatiivselt mõjutada suur infiltratsioonivee osakaal, on väga oluline õigesti hinnata selle kogust. Infiltratsioonivee hulga määramiseks on kaks võimalust:

- öömiinimumi mõõtmine, mis sobib piirkondadesse (nt väikeasulad), kus öine veetarve on peaaegu olematu. Mõõdetakse puhastisse jõudva reovee vooluhulgad näiteks nädalavahetuste varahommikul (laupäeval või pühapäeval). Mõõta tuleb regulaarselt vähemalt kaks korda kuus. Infiltratsioonivee hooajalise varieerumise hindamiseks on vaja selle kogust mõõta kolme aasta kestel vähemalt kuus korda kuus;

- mõõta reovee ja kanalisatsioonivee ööpäevahulkade vahet. Selleks leitakse kanalisatsioonivee kuiva aja kuumaksimaalsed kogused jaotises 2.3.2.3 kirjeldatud meetodi kohaselt. Saadud väärtusest lahutatakse reovee tarbitud vee koguse põhjal saadud vooluhulgad (jaotis 2.3.2.1).

Kui mõõtmisandmed ei ole, võetakse infiltratsioonivee suurimaks vooluhulgaks 3 l/s torustiku kilomeetri kohta või 1 l/s valgala hektari kohta (l/s · ha). Alates 2003. aastast kehtib nõue, et uute kollektorite infiltratsioonivee vooluhulk ei tohi olla suurem kui 0,33 l/s·km [21].

Vooluhulga otsene mõõtmine

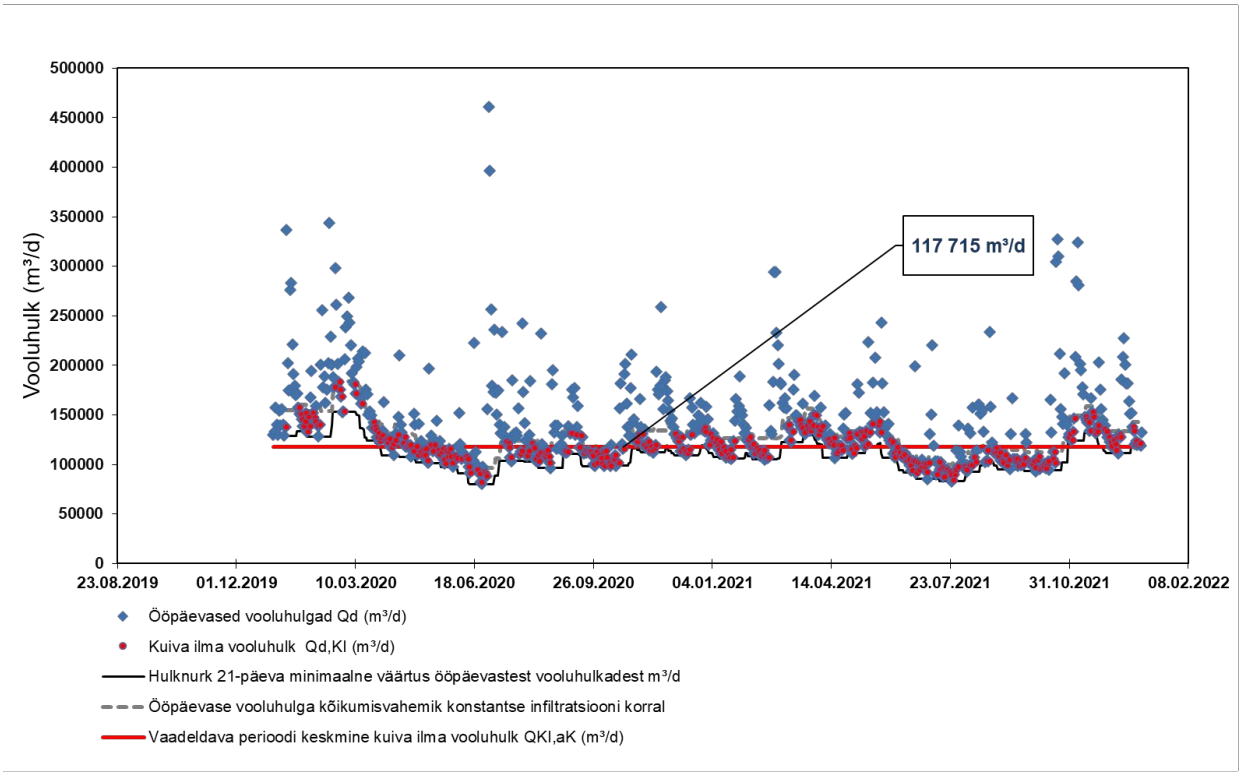
Reovee vooluhulga mõõtmine on puhastil tavapärane praktika. Puhastid, mille reostuskoormus on suurem kui 2000 inimekvivalenti, on see kohustuslik. Andmete usaldusväärsuse tagamiseks tuleb kontrollida, kas reoveearvestil on kehtiv taatlusmärgis ning kas vooluhulgamõõtur on nõuete kohaselt paigaldatud.

Andmeanalüüs tuleks teha vähemalt ühe aasta kohta, kui on teada, et infiltratsioonivee kogused on väikesed, kuid kui piirkonna kanalisatsioon on võõrveest suuresti mõjutatud, on parem määramisvahemik kolm kuni viis aastat. Seadmete (võrede, pumplate, kanalite jms) dimensioneerimiseks on vaja lühikese intervalliga salvestatud andmeid (nt 5 minuti keskmistatud väärtused). Reoveepuhasti tehnoloogiliste osade (nt eelsetitid, järelsetitid) analüüsimiseks on vaja ühe ja kahe tunni keskmisi vooluhulgaväärtusi.

Andmeanalüüsiga leitakse aasta keskmine kuiva ilma vooluhulk ($Q_{KI,,aK}$ m^3/d), maksimumvooluhulk ($Q_{h,max}$, m^3/h), ühe ja kahe tunni keskmine maksimaalne vooluhulk ($Q_{h,max,}$ $Q_{2h,max}$, m^3/h) ning kuiva ilma maksimaalne ja minimaalne ühe või kahe tunni keskmine vooluhulk ($Q_{KI,h,max}$, $Q_{KI,h,min}$, m^3/h). Maksimumvooluhulk (nt viie minuti keskmistatud väärtus) ning ühe ja kahe tunni keskmine vooluhulk leitakse olemasolevast andmestikust. Kuiva aja keskmiste, maksimaalsete ja minimaalsete vooluhulkade leidmisel on eelnevalt vaja kindlaks teha kuiva aja perioodid.

Kuiva ilma vooluhulk on oluline näitaja, mille kaudu arvutatakse reoveepuhastitesse jõudva reovee maksimaalsed ainesisaldused. Selle määramiseks võib kasutada praktikas häid tulemusi andnud Fuchs'i matemaatilist meetodit [22]. Selleks koostatakse vooluhulga ööpäevaandmetest hulknurk, mis saadakse 21 päeva miinimumvooluhulkade – vaadeldavast päevast 10 päeva varasemate ja 10 päeva hilisemate minimaalsete ööpäevaste vooluhulkade alusel. Kõik ööpäevavooluhulga väärtused, mis on hulknurgast 20% suuremad, loetakse kuiva aja vooluhulkadeks. Vastav 20%-ne väärtus on tavapärase ööpäevase vooluhulga eeldatav kõikumine konstantse infiltratsiooni korral. Näitlik graafik on esitatud

joonisel 2.6. Aasta keskmine kuiva ilma vooluhulk ($Q_{KI,aK}$ m^3/d) leitakse tuletatud kuiva ilma väärtuste põhjal matemaatiliselt.



Joonis 2.6. Kuiva aja vooluhulga leidmine matemaatilisel meetodil

Maksimaalne, s.o ka vihmavalingu- või lumesulavee infiltratsiooni arvestav vooluhulk on soovitatav võtta 85–90% tõenäosusega, et välistada ebanormaalselt suuri väärtusi, mis võivad olla tingitud mõõteveast.

2.3.3 Reostuskoormuse määramine

Eelnevate jaotiste kohaselt leitud vooluhulkade alusel määratakse reostuskoormused ja maksimaalsed ainesisaldused. Reostuskoormus:

$$R_x = \frac{Q \cdot C_x}{1000 \frac{g}{kg}} \quad \text{(kg/d)}, \qquad (2.19)$$

kus Q on mõõtmisperioodi vooluhulk (m^3/d) ning C_x – ainesisaldus (mg/l = g/m^3).

Määratavate näitajate valik sõltub lähteülesandest. Reoveepuhasti reostuskoormus määratakse Eesti seadusandluse kohaselt biokeemilise hapnikutarve järgi (BHT_7) ning koormuse arvutamiseks piisab sageli BHT_7 määramisest ja vaadeldava mõõtmisperioodi vooluhulga mõõtmisest. Lämmastiku- ning fosforiärastusega reoveepuhastite korral on vaja määrata biopuhastisse siseneva reovee tabelis 2.1 osutatud näitajate väärtused.

Reoveepuhastis võetakse proove põhiliselt kolmest kohast: sissevoolust, eelsetiti väljavoolust või biopuhastusastme sissevoolust ning suublasse juhitavast heitveest. Esinduslik on 24 tunni jooksul võetud voolhulgaproportsionaalne proov. **Punktproov ööpäevase reostuskoormuse määramiseks ei kõlba.**

Reovee reostuskoormuse määramiseks ning puhasti projekteerimiseks, toimimise optimeerimiseks ja/või käitamiseks on vaja teada nädalakeskmisi koormusi. Eesti seadusandluses loetakse puhasti koormuseks aasta maksimaalne **nädalakeskmine** reostuskoormus. Saksa standardid sätestavad selleks **2–4 nädala keskmise** koormuse: kahenädalase reoveepuhasti ja neljanädalase mudatöötluse jaoks seetõttu, et sellised on aktiivmuda viibeajad vastavates protsessiosades. Vältimaks segadust erinevate keskmistamise ajavahemikega, käsitletakse edaspidi Eestis kasutuses olevat ning harjumuspärast ühenädalast perioodi.

Kõige esinduslikuma reostuskoormuse andmestiku saamiseks tuleb sissevoolu seirata pidevalt nõnda, et nädalas kogutakse vähemalt nelja ööpäeva reostuskoormuse andmed. Proovivõtul on soovitatav koguda nädala jooksul vähemalt 5 või 6 keskmistatud proovi, et välistada võimalikke valeproove.

Selline intensiivne proovivõtt katab kõik aasta nädalad ning nende andmete seast saab leida nädala maksimaalsed, minimaalsed ning keskmised reostuskoormused. Projekteerimise jaoks ja ka käitluse huvides on vaja kindlaks teha nädalakeskmised reostuskoormused madalaima ja kõrgeima temperatuuri ajal ning puhasti dimensioneerimise aluseks võetud temperatuuril.

Minimaalne ja maksimaalne temperatuur leitakse kahe nädala libiseva keskmise väärtusena kahe viimase aasta andmestikust ning eelistatult reoveepuhasti väljavooluveest või alternatiivina puhastisse sisenevast reoveest.

Kui reostuskoormus hooajaliselt kõigub, on vaja kindlaks teha vastavate perioodide nädalakeskmiste proovide maksimaalne väärtus. Hooajaline on kõikumine siis, kui näiteks ühes kuus leitud maksimaalne või minimaalne koormus erineb aasta keskmisest reostuskoormusest rohkem kui 20%.

Kui andmed (vähemalt nelja päeva reostuskoormus nädalas) puuduvad ning intensiivne proovide võtmine ei ole otstarbekas, võib võtta aluseks ka tehtud analüüside põhised 85% tõenäosusega koormused. Selleks tuleb statistilise analüüsiga leida väärtus, millest kõik teised jäävad 85% tõenäosusega väiksemaks. Analüüsitav periood peab seejuures olema vähemalt kolm aastat pikk ning analüüsitavate reostuskoormuste päevade arv, mis jaguneb ühtlaselt vastavale perioodile, vähemalt 40. Proovid peavad jagunema teadaoleva maksimaalse koormusega perioodile ning minimaalse või maksimaalse temperatuuriga perioodidele. Hooajalise kõikumise korral tuleb analüüsida just neid

perioode. Näiteks lämmastikuärastuse seisukohalt on vaja analüüsida reostuskoormuse väärtusi minimaalse temperatuuri ajal (talvel) ning õhustussüsteemi maksimaalse võimsuse seisukohalt reostuskoormuse väärtusi reovee maksimaalse temperatuuri ajal (suvel). See tähendaks kolme aasta jooksul 40 proovi võtmist talve- ning 40 proovi võtmist suveperioodil. Projekteerimise aluseks valitud koormustest ning ka puhasti klassifitseerimise aluseks võetud koormuse (aasta maksimaalne nädala keskmine koormus) arvutamisel on Eesti seadusandluses määratud, et tuleb arvestada seitsme järjestikuse päeva analüüsidega, järelikult ei piisa nelja reostuskoormuspäeva analüüsist või 85% tõenäosusega koormustest. Puhastite klassifitseerimisel reostuskoormuse järgi ei arvestata puhasti territooriumil tekkivaid koormusi (nt mudatöötlusest tulevat koormust, kui see on märkimisväärne). Selleks valitakse kas sobiv proovivõtukoht või need koormused mõõdetakse. Kui seda tehakse, on oluline märkida koormuste tekkimise ajavahemik. Aasta maksimaalse reostuskoormusega nädala valimine analüüsimiseks on tihtipeale keeruline ning vaieldav. Soovitatav on teha analüüse sagedasti ning jagada uuringupäevad aasta erinevatele perioodidele.

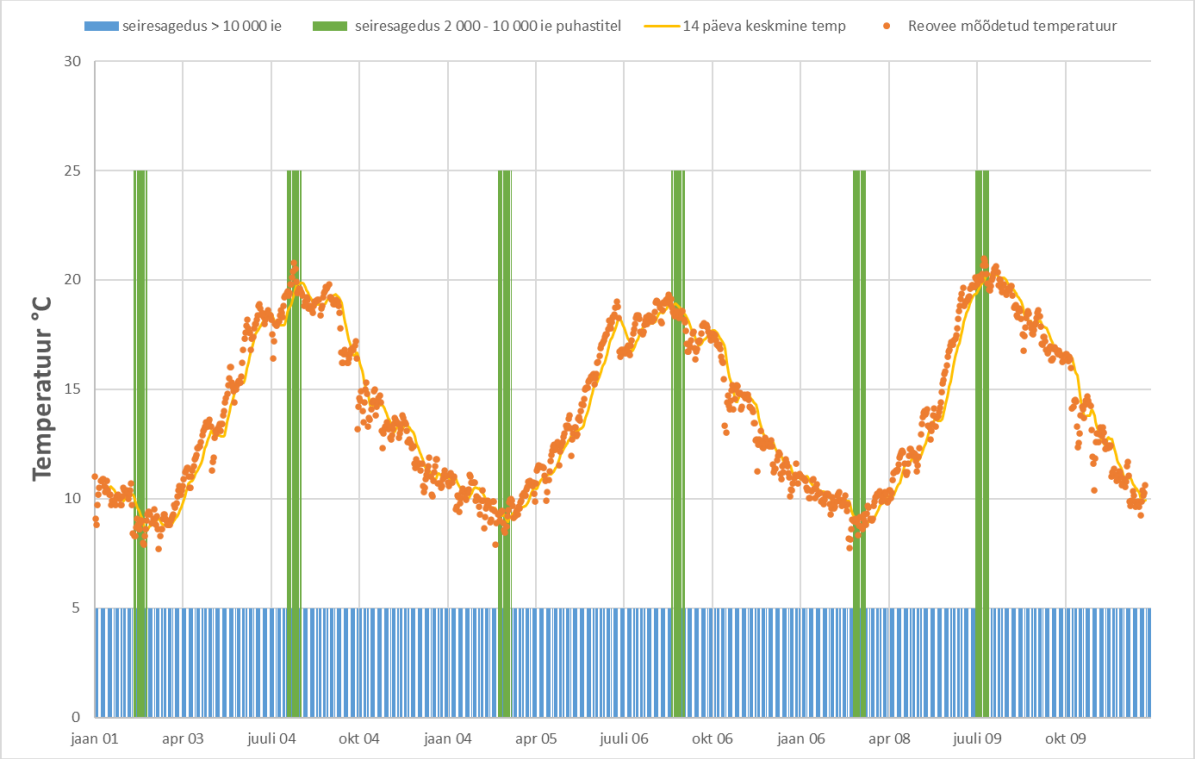
Pärast reostuskoormuse kindlaks tegemist leitakse maksimaalsed reoainesisaldused, mis iseloomustavad reovett ajal, mil vooluhulgad on väikesed ja reoainesisaldused seetõttu suured. Kui reostuskoormused on leitud nädalakeskmistena, leitakse reovee maksimaalsed ainesisaldused vastava perioodi (4−10 nädala) kuiva aja vooluhulga järgi. Kui reostuskoormused leiti 85% tõenäosusega väärtustest, siis maksimaalsete ainesisaldused leitakse puhasti dimensioneerimise aluseks võetud temperatuuri aegse kuu keskmine kuiva ilma vooluhulk.

Sage analüüsimine võib olla puhasti haldajale kulukas. Eesti seadusandluses nõutakse, et üle 2000 ie koormusega puhastis tuleb kord aastas seitsme päeva kestel analüüsida reostuskoormust ainult BHT_7 alusel. Neist andmeist ei piisa aga reovee reostuskoormuse määramiseks kõigi näitajate osas. Allolevas tabelis 2.3 on toodud proovide analüüsimise soovituslik arv aastas sõltuvalt määratavast näitajast. Analüüside arvu ja nende maksumuse vähendamiseks on mõistlik võtta määratavaks põhinäitajaks KHT ning teised näitajad avaldada selle kaudu. Ülejäänud päevade väärtused arvutatakse selle näitaja ja KHT varem määratud suhte järgi. Analüüside sagedus sõltub puhasti reostuskoormusest. Kulude vähendamiseks on soovitatav 2000−10000 ie koormusega puhastid dimensioneerida 85% koormuse alusel ning üle 10 000 ie koormusega puhastid nädalakeskmiste (4 analüüsipäeva nädalas) analüüside alusel. Alla 2000 ie koormusega puhasti reostuskoormus on soovitatav määrata empiiriliselt.

Joonisel 2.7 on esitatud eri suurusega puhastite soovituslikud seiresagedused. Puhastitel koormusega 2 000 kuni 10 000 ie on soovitatav teha reostuskoormuse kahe nädala pikkuseid uuringuid neil perioodidel, kui reovee temperatuur on maksimaalne ja minimaalne. Üle 10 000 ie puhastil on soovitatav analüüsida sissevooluvett vähemalt neli korda nädalas kogu aasta vältel.

Tabel 2.3. Soovituslikud analüüsid ning nende tegemise sagedus

Näitaja	Sümbol	Ühik	Määramissagedus (korda aastas)	
			2 000–10 000 ie	>10 000 ie
Biokeemiline hapnikutarve	C_{BHT}	mgO_2/l	14	48
Keemiline hapnikutarve	C_{KHT}	mgO_2/l	28	192
Lahustunud keemiline hapnikutarve	S_{KHT}	mgO_2/l	14	48
Heljuvaine	X_{KA}	mg/l	14	48
Anorgaaniline heljum	X_{anorg}	mg/l	14	48
Üldlämmastik	C_N	mg/l	14	48
Ammoniumlämmastik	S_{NH4}	mg/l	14	48
Üldfosfor	C_{TP}	mg/l	14	48
Üldleelisus	S_{alk}	mmol/l	14	48



Joonis.2.7. Eri suurusega puhastite reostuskoormuse soovitatavad uuringuperioodid

Olukorras, kus puuduvad esinduslikud mõõtmisandmed ning reovee iseloomustamiseks ei saa kasutada ka 85% tõenäosusega koormuse väärtuseid ning pikemaajaline koormuse uuring ei ole otstarbekas, on võimalik leida puhasti reostuskoormus järgnevalt:

- tuginetakse sarnase reostuskoormusega ala koormusandmestikule;
- reostuskoormus tuletatakse ühiskanalisatsiooniga liitunud elanike ja inimekvivalentide arvu kaudu.

Kõige tavapärasem on inimekvivalendilist koormust arvutada kasutades tabelis 2.4 toodud väärtuseid. Neile ei lubata küll tugineda tööstustest ja/või ärihoonetest pärinevate koormuste kindlakstegemiseks,

küll aga on nende abil on võimalik võrrelda eri päritolu reoveekoormusi. Tööstuse koormused tuleb hinnata eraldi. Oluline on teada, et Eestis loetakse üheks inimekvivalendiks seitsmepäevase BHT testi 60 g suurust tulemust [23].

Empiiriliselt tuletatud koormustest leitakse olulised reovee ainesisaldused aasta keskmise kuiva aja vooluhulga $Q_{KI,aK}$ puhuks, mis leitakse nii, nagu kirjeldatud jaotises 2.2. Need ainesisaldused on tavapäraselt suuremad kui reaalse mõõtmise korral, sest tabelis 2.4 on 85% tõenäosusega koormused.

Tabel 2.4. Inimekvivalendi tinglikud koormused g/ie·d (85% tõenäosusega väärtused).

Näitaja	**Reovesi**	**Pärast eelsetitit, sõltuvalt hüdraulilisest viibeajast $Q_{KI,h,max}$ puhul**	
		0,5–1,0 h	**1,5–2,0 h**
Biokeemiline hapnikutarve (BHT_5)	60	45	40
Keemiline hapnikutarve	120	90	80
Heljuvaine	70	35	25
Kogulämmastik	11	10	10
Üldfosfor	1,8	1,6	1,6

2.4 Reovee omadused sõltuvalt päritolust

Reovee inimekvivalentide kaudu tuletatud ainesisaldused võivad tegelikest väga suurel määral erineda ning kui reoveekogumisala on olemas, on soovitatav teha lühiajaline kontrollmõõtmine. Inimekvivalendi tabelis 2.5 esitatud koormused tuginevad Saksamaa andmetele, riigiti ja ka asulapõhiliselt võivad nad väga erinevad olla. Ainesisaldused sõltuvad kohalikest iseärasustest, näiteks reovee temperatuurist ning sellest tulenevast reoainete kiiremast või aeglasemast lagunemisest juba kanalisatsioonis, erinevusest toidujääkide kõrvaldamises (nt köögihundi kasutamisest) ja infiltratsioonist [24].

Tööstustest pärineva reovee puhul on oluline määrata selle KHT-fraktsioonid, sest reoveepuhastite dimensioneerimise käik on mõeldud olmereovee jaoks. Tabelis 2.5, milles on esitatud näiteid eri tööstusrajatiste reoveest, on näha, et eri tehaste reovee näitajad on väga erinevad. Kuna ka sama tööstusharu eri tootmisüksustes võivad tegevused oluliselt erineda, ei ole soovitatav tabelis 2.6 toodud KHT fraktsioone võtta aluseks sama tööstusharu reovee iseloomustamiseks, vaid need tuleb kindlaks teha iga reoveevoolu jaoks eraldi.

Tabel 2.5. Tööstusreovee KHT-fraktsioonide ainesisaldus, %

Näitaja	**Sümbol**	**Kalajahu-tehas**	**Õlitööstus koos olmereoveega**	**Piima-tööstus**	**Juustu-tööstus**	**Olme-reovesi**
Kogu-KHT	C_{KHT}	100	100	100	100	100

Biolagunev KHT	$C_{KHT,bio}$	98,0	58,2	93,6	97,2	71,4
Kergesti lagunev KHT	$C_{KHT,kl}$	71,4	40,7	46,5	48,2	15,4
Aeglaselt lagunev KHT	$C_{KHT,al}$	26,6	17,5	47,1	49,0	56,0
Mittelagunev KHT	$C_{KHT,inert}$	2,0	41,8	6,4	2,8	28,6
Lahustunud mittelagunev KHT	$S_{KHT,inert}$	0,7	9,0	2,8	1,4	4,4
Heljumisse seotud mittelagunev KHT	$X_{KHT,inert}$	1,0	25,8	1,0	0,0	14,0
Lahustunud KHT	S_{KHT}	72,4	56,6	51,9	51,0	30,0
Anorgaaniline heljum	X_{anorg}	3,3	3,2	1,6	5	30

Viidatud allikad

[1] *DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, "Arbeitsblatt DWA-A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen," Hennef, 2016. [WWW] www.dwa.de*

[2] *EVS-EN 16323:2014, "KANALISATSIOONITEHNIKA OSKUSSÕNASTIK Glossary of wastewater engineering terms," 2014. [WWW] www.evs.ee;*

[3] *"ISO 15705 Water quality-Determination of the chemical oxygen demand index (ST-COD)-Small-scale sealed-tube method," 2002.*

[4] *M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. ekama, D. Brdjanovic "Handbook of Biological Wastewater Treatment,"2011.*

[5] *P. J. Roeleveld, M. C. M. van Loosdrecht, "Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands," Water Science and Technology, vol. 45, no. 6, pp. 77–87, Mar. 2002, doi: 10.2166/wst.2002.0095.*

[6] *Water Environment Research Foundation, Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling. Water Environment Federation, 2003.*

[7] *A.C. van Haandel, J.G.M. van der Lubbe, "Handbook of Biological Wastewater Treatment : Design and Optimisation of Activated Sludge Systems," 2012.*

[8] *Euroopa parlament ja nõukogu, "Euroopa parlamendi ja nõukogu määrus (EÜ) nr 1907/2006, mis käsitleb kemikaalide registreerimist, hindamist, autoriseerimist ja piiramist. ," 2006. [WWW] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=celex%3A02006R1907-20150925 (Oct. 05, 2022).*

[9] *Euroopa parlament ja nõukogu, "EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU MÄÄRUS (EÜ) nr 1272/2008, 16. detsember 2008, mis käsitleb ainete ja segude klassifitseerimist, märgistamist ja pakendamist ning millega muudetakse direktiive 67/548/EMÜ ja 1999/45/EÜ ja tunnistatakse need kehtetuks ning muudetakse määrust (EÜ) nr 1907/2006," 2008. [WWW] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=celex%3A32008R1272 (Oct. 05, 2022).*

[10] *ECHA, "CLP-piktogrammid." [WWW] https://echa.europa.eu/et/regulations/clp/clp-pictograms (Oct. 05, 2022).*

[11] *ECHA [WWW] https://echa.europa.eu/et/home (Oct. 05, 2022).*

[12] *"Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni seadus," 1999. [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/%C3%9CVVKS (Oct. 05, 2022).*

[13] *J. Ruut, H. Nõmmsalu, V. Toropovs, Z. Dudutyte, and G. Kuliešyte, "Veekeskkonnale ohtlikud ained. Keskkonnalubade juhendmaterjal," Tallinn, 2012. Accessed: Oct. 05, 2022. [WWW]. Available: http://baltacthaz.bef.ee/files/c15/Permitting%20Guideline_EE.pdf*

[14] *D. Rist, T. Tenno, A. Kivirüüt, V. Lemmiksoo, "Tööstusreovee käitlemise juhend," Tartu, 2020. [WWW] https://evel.ee/wp-content/uploads/2020/11/Toostusreovee-kaitlemise-juhend.pdf (Oct. 05, 2022.)*

[15] *Mailis Laht, Vallo Kõrgmaa, Katri Vooro, Keddy Paasrand, Eve Usin, "Töö nimetus: Euroopa Liidu prioriteetsete ainete nimekirja potentsiaalsete uute ainete esinemise uuring Eesti pinnaveekogudes II," Tallinn, 2012.*

[16] *Springer Singapore, Advances in Biological Treatment of Industrial Waste Water and their Recycling for a Sustainable Future, 1st ed. 2018.*

[17] *G. Gudiene, Miljon põhjust, miks teada ohtlike ainete kohta. Tallinn, 2011.*

[18] *M. Stapf, U. Miehle, K. Bester, M. Lucas, V. Zhiteneva, R. Sehlen, S.B. Larsen, E. Lember, "Suunised reovee süvapuhastusmeetodite kasutamiseks ravimijääkide eemaldamisel," 2020. [WWW] https://klab.ee/wp-content/uploads/2021/02/CWP_3.4_Suvapuhastustehnoloogiad-EST.pdf (Oct. 05, 2022)*

[19] *DWA German Association for Water, STANDARD ATV-DVWK-A 198E Standardisation and Derivation of Dimensioning Values for Wastewater Facilities. 2003.*

[20] *EN 12255-15 "Wastewater treatment plants-Part 11: General data required," 2001. [WWW] www.evs.ee;*

[21] *EVS 848:2021, "Väliskanalisatsioonivõrk. Sewer systems outside buildings," Tallinn, 2021. [WWW] www.evs.ee;*

[22] *S. Fuchs, S. Lucas, H. Brombach, G. Weiss, B. Haller, "Fremdwasserprobleme erkennen – methodische Ansätze," KA Abwasser, vol. 1, 2003.*

[23] *Veeseadus. Riigi Teataja, 2019. [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/129062022012 (Oct. 19, 2022.)*

[24] *A. und A. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, „Design of wastewater treatment plants in hot and cold climates," 2019.*

3 Reovee ärajuhtimine

Mihkel Gross, Egle Saaremäe ja Priit Tamm

3.1 Üldist

Kanalisatsioon on seadmete, torustike ja ehitiste süsteem olme- ja tootmisreovee ning sademevee kogumiseks, ära juhtimiseks ning kahjutukstegemiseks nii, et see ei reostaks keskkonda ega ohustaks inimeste ega loomade tervist. Reoveepuhasti on kanalisatsiooni osa ning kõik see, mis satub kanalisatsiooni, jõuab lõpuks reoveepuhastisse ja mõjutab selles toimuvat.

Olenevalt sellest, kas reovesi ja sademevesi voolavad ühist või eri torustikke pidi, eristatakse **ühis**- ja **lahkvoolukanalisatsiooni.** Asula kanalisatsioon peaks olema lahkvoolne ning reoveepuhastisse juhitama ainult olme- ja tootmisreovett. Ühiskanalisatsiooni tohib juhtida ainult sellist vett, mille reostusnäitajad ei ületa etteantud piirväärtusi.

Olmereovesi tekib elamutes, hotellides, koolides, lasteaedades jm. Olmereovee hulk ja omadused (vt jaotist 2) muutuvad üldiselt vähe ning seda vett on suhteliselt lihtne puhastada.

Tootmisreovesi pärineb tootmisettevõtetest ning seda tekib ka loomakasvatuses (veisefarmides, lüpsi- ja piimakodades, seafarmide söödaköökides ja taparuumides), põllusaaduste töötlemisel (nt meiereides ja lihatööstustes) ja teenindusettevõtetes (toitlustusasutustes, autohooldejaamades, pesulates). Tootmisreovee hulk ja omadused sõltuvad ettevõttest ning võivad olla väga erinevad ja suures ulatuses kõikuvad. Selleks, et tootmisreovesi ei kahjustaks kanalisatsioonitorustikku, peab seda enne kanalisatsiooni laskmist *eelpuhastama* – reovee omadusi muutma nõnda, et seda tohib ühiskanalisatsiooni juhtida. Kohtpuhasti pannakse reostusallika juurde ning sellesse juhitakse ainult see osa reoveest, mida otse kanalisatsiooni lasta ei tohi.

Peale reovee võib kanalisatsiooni jõuda ka **võõrvett** – sademevett, drenaaži- e kuivendusvett ja imbevett. Neis Eesti väikeasulais, kus on ühisvoolukanalisatsioon, peaks olema võimalik osa veest suurte sadude ajal ülekoormamise vältimiseks reoveepuhastist mööda juhtida. Vihmavalingu ajal tohib sademeveega lahjendatud reovett ülevoolude kaudu ühisvoolukanalisatsioonist otse suublasse juhtida vaid siis, kui sademevee ja reovee vooluhulkade suhe on vähemalt neli ühele.

Asula või linna kanalisatsioonivõrk võib olla välja kujunenud kombineeritud süsteemina, kus eri aladel on kasutatud erinevaid süsteeme või elemente.

Kanalisatsioonivõrk peab olema kestev ja töökindel ning kavandatud ja ehitatud nõnda, et ei tekitataks ohtu tervisele ega kahju keskkonnale.

3.2 Kohtpuhastusseadmed

Tööstusreovee ja sellele sarnase reovee juhtimisel ühiskanalisatsiooni tuleb järgida kehtivaid seadusandlikke akte. Olmereovee tavapärasest koostisest erinevat reovett tuleb enne ühiskanalisatsiooni juhtimist puhastada, selleks kasutatakse kohtpuhasteid. Ühiskanalisatsiooni ei tohi juhtida happelist ega aluselist reovett, mille pH on alla 6,5 või üle 8,5, ning suurel hulgal kuuma vett. Kui vee temperatuur ületab 40 °C, tuleb see enne torustikku laskmist jahutada.

Kohtpuhasti tuleb paigaldada reovee tekkekoha juurde. Kohtpuhastit on vaja, kui vette võib sattuda hulgaliselt rasva, liiva, kruusa, muda või muid tahkeid võõriseid, õli või bensiini.

Tööstusreovee ja sellele sarnase reovee kohtpuhastamiseks kasutatakse:

- muda- ja liivapüüdureid;
- rasva- ja õlipüüdureid;
- püüdurikombinatsioone;
- muud tehnoloogilised seadmed reovee osaliseks puhastamiseks.

Kohtpuhastite rajamise vajadus, nende projekteerimine ja rajamine peab olema kooskõlastatud asjaomase ametkonna ja ühiskanalisatsiooni valdava vee-ettevõttega. Kohtpuhastist juhitakse reovesi ühiskanalisatsiooni ning sademevesi suublasse.

Reoainepüüdurid valitakse ja dimensioneeritakse vastavalt kehtivatele standarditele ja asjaomase ametkonna nõudmistele. Püüdurite valimisel tuleb järgida standardisarja EVS-EN 858, milles on sätestatud nende konstruktsiooni, valiku, installeerimise, hooldamise ja kvaliteedikontrolli põhimõtted ning toimimisnäitajad.

Muda- ja liivapüüdur on seade liiva ja muude mineraalsete lisandite lahutamiseks reo- ja/või sademeveest. Liivapüüduri suurus valitakse puhastisse voolava reovee ja/või sademevee arvutusvooluhulga järgi.

Õlipüüdur dimensioonitakse reovee ja/või sademevee vajaliku viibeaja ja õlisaaduste õliosakeste tõusukiiruse järgi.

Standardisarja EVS-EN 858 kohaselt jagunevad õlipüüdurid kahte klassi [1]:

- I klass: seade peab tagama süsivesinike sisalduse puhastatud heitvees alla 5 mg/l;
- II klass: seade peab tagama süsivesinike sisalduse puhastatud heitvees alla 100 mg/l.

Rasvapüüdur on vajalik järgmiste tarbijate reovee puhastamiseks:

- suurköögid (kõrtsid, sööklad, restoranid, kohvikud);
- grillimis-, küpsetamis- ja praadimistehnoloogiaid kasutavad ettevõtted;
- tapamajad;
- liha- ja kalatööstusettevõtted;
- kiirtoidu ettevalmistustsehhid;
- õlitehased;
- seebitööstusettevõtted;
- liimitööstusettevõtted;
- loomseid jäätmeid töötlevad ettevõtted.

Rasvapüüdurisse ei tohi juhtida fekaale sisaldavat reovett, sademevett ega mineraalseid õlisid sisaldavat reovett.

Kohtpuhastit peab regulaarselt hooldama ja tühjendama: mahutist välja imema veepinnale kogunenud rasva või õli ja põhja kogunenud sette.

3.3 Torustikud ja kaevud

3.3.1 Kanalisatsioonitorustik

Torustike rajamisel tuleb silmas pidada, et enamik reoveest tuleb kanaliseeritavalt alalt ära juhtida isevoolu teel. Projekteerimisel tuleb arvestada tehnovõrgu kujasid hoonete, rajatiste ja puude suhtes, mis on ette antud standardis EVS 843“Linnatänavad” [2].

Reoveekanalisatsioonivõrgu kavandamisel tuleb arvestada piiranguid, mis on seotud muude maa-aluste kommunikatsioonidega ning raud-, vee- ja maanteedega. Seaduse järgi on torustikel kaitsevöönd. Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni kaitsevööndisse kuuluvad seda ümbritsev maa-ala, õhuruum või veekogu, kus kinnisasja kasutamine on piiratud.

Tehnovõrkude projekteerimisel tuleb alati kaaluda, millisest materjalist torusid kasutada. Toru olulised näitajad on ringjäikus, läbimõõt ja surveklass. Igast materjalist toru peab vastama standardile. Kanalisatsioonivõrk peab olema ehitatud sellisest torumaterjalist ja ühendusosadest, mis tagavad

rajatise vastu pidamise kogu kavandatud kasutusea jooksul. Kanalisatsioonivõrgu ühendused peavad olema veetihedad. Pinnases olevad torustikud peavad olema vastupidavad kattepinnase survele ja võimalikule söövitavale toimele, transpordikoormusele ning pinnase võimalikule liikumisele.

Eriti hoolikalt tuleb torumaterjali valida, kui:

- reovesi sisaldab agressiivseid aineid;
- torustik rajatakse saastunud või agressiivsesse pinnasesse;
- pinnaseolud on ehitustehniliselt keerulised (nt ebaühtlane pinnas, kõrge põhjaveetase).

Eestis ehitatakse isevoolsed kanalisatsioonitorustikud tänapäeval peamiselt plastifitseerimata polüvinüülkloriidist (PVC) või polüpropüleenist (PP) plasttorudest, ent ka malmtorudest, mille sisepind on kaetud peeneteralise portlandtsementmördiga. Suure läbimõõduga torustikud tehakse polümeerbetoonist ning survekanalisatsiooni torustikud peamiselt kõrgtihedast polüetüleenist (HDPE).

Isevoolne kanalisatsioonitorustik tuleb rajada nii sügavale, et see oleks kaitstud külmumise ning mehaaniliste ja dünaamiliste vigastuste eest. Vähim sügavus sõltub peamiselt pinnase külmumissügavusest. Arvestada tuleb ka:

- kanalisatsioonivõrgu pikkust;
- hooneväljundite algsügavust;
- olemasolevaid tehnovõrke;
- pinnasetingimusi;
- põhjavee taset;
- vundamentide lähedust;
- muude tehnovõrkude paiknemist;
- liikluskoormust.

Torustiku paigaldussügavus mõjutab oluliselt ehitusmaksumust ja hoolduskulusid. Projekteerimisel kujuneb reeglina majanduslikult parimaks variant, mille puhul torustikud järgivad maapinna langu. Isevoolutorustik, mille peal on kattepinnast vähem kui 1 m, tuleb soojustada maa sisse paigaldamiseks ette nähtud soojustusplaatidega.

Isevoolutorustike ehitamiseks kasutatavad torud jagunevad eri tugevusklassidesse, mida iseloomustab toru ringjäikus (tabel 3.1). Toruklassi valik sõltub eelkõige seda ümbritsevast algtäitematerjalist, selle tihedusest ja torule mõjuvast koormusest (kattekihi paksus pluss liikluskoormus). Peamised

kasutatakse torusid, mille ringjäikusklass on SN4 (4 kN/m²) ja SN8 (8 kN/m²). Liikluskoormuseta aladele, kus torustiku paigaldussügavus on 0,8–6,0 m, sobivad vähemalt SN4-klassi torud. Kui paigaldussügavus on üle 6 m, tuleb kasutada SN8-klassi torusid.

Tabel 3.1. Plasttorude tugevusklassid liikluskoormusega alade isevoolutorustikele [3].

Ala otstarve	Kattekihi paksus (m) toru pealt	Jäikusklass
Kergliiklustee jms, õueala	0,8 – 6,0 0,8 – 6,0 > 6,0	SN 2, DN 1400 – 2000 SN 4 SN 8
Tänavad jms, üldkasutatavad parklad, laoplatsid	1,0 – 6,0 > 6,0	SN 8 SN 16 või samalaadne survetoru

Liikluskoormusega aladel tuleb arvestada peale paigaldussügavuse ka torule mõjuvat liikluskoormust. Kaitseks dünaamiliste vigastuste eest võib olla vaja koormust hajutavaid plaate. Kanalisatsioonitorustik tuleb torude kontrollimiseks ning puhastamiseks varustada kaevude ja kontrolltorudega.

3.3.2 Kanalisatsioonikaevud

Kanalisatsioonikaeve on vaja kanalisatsioonivõrgu hooldamiseks ja kontrollimiseks. Neid on vaja kohtadesse, kus:

- torustik algab või kus kaks või enam torustikku ühinevad;
- muutub torustike suund, lang või läbimõõt;
- torustiku sirged lõigud on vähemalt 100 m pikkused, kusjuures kaevude vahekaugus sõltub toru läbimõõdust (tabel 3.2). Hooldusmasinate toimimise nõuetest tulenevalt võivad kaevude vahekaugused lühemad olla;
- paiknevad kinnistutorustike liitumispunktid;
- paiknevad kanalisatsioonitorustiku elemendid (nt sulgeseade), millele on vaja hoolduseks ja remondiks ligi pääseda.

Tabel 3.2. Torustike sirgetel lõikudel paiknevate kaevude soovituslikud vahekaugused [4].

Toru nimimõõt DN/ID [mm]	Kaevude maksimaalne lubatud vahekaugus [m]
≤ 600	100
700 – 900	120
≥ 1000	Ei normeerita ja sõltub plaanilahendusest

Kanalisatsioonitorustike suunamuutused tuleb teha nii, et kaevus ei tekiks settimist ega tagasivoolu. Reoveekanalisatsiooni kaevupõhjad peavad olema voolurenniga. Voolurenni sügavus peab arvestama kaevu läbivate torude mõõtmeid.

Eri läbimõõduga torud ühendatakse kaevus nii, et torude laed oleksid ühes tasapinnas. Kaevu suubuva toru põhi ei tohi olla väljuva toru põhjast madalam ning järjestikuste kaevude vaheline lang peab olema positiivne.

Kanalisatsioonikaeve on kolmesuguseid: **hoolduskaev** (ingl *manhole*), **kontrollkaev** (ingl *inspection chamber*) ja **kontrolltoru** (ingl *inspection point*, *rodding point).*

Tänapäeval tehakse kanalisatsioonikaevud plastist. Neid on nii monteeritavaid (PP ja PE) kui ka ekstruuderiga keevitatuid (PE). Tänavate alla rajatavad kanalisatsioonikaevud on teleskoopsed, mis võimaldab teekatendi remondi korral kaevu luugiosa lihtsal moel õigele kõrgusele seada.

Hoolduskaevu mõõtmed olenevad toru läbimõõdust, kaevu sügavusest (kõrgusest) ja ühendatavate torude arvust ning on normeeritud standardiga EVS-EN 476 [5].

Toruläbimõõduni DN 250 mm kasutatakse kaeve läbimõõduga 400/315 mm, mille alumise liikumatu kaevuosa välisläbimõõt on 400 mm ja liikuva teleskoopse osa oma 315 mm. Suurema läbimõõduga kanalisatsioonitorustike kaevude läbimõõt on ka suurem: 560/500, 630/500, 800/630 või 1000/630 mm. Kõige rohkem kasutatakse tehases valmistatud õiges mõõdus kaeve, mis vajalikus kohas torustikule paigaldatakse (joonis 3.1, a).

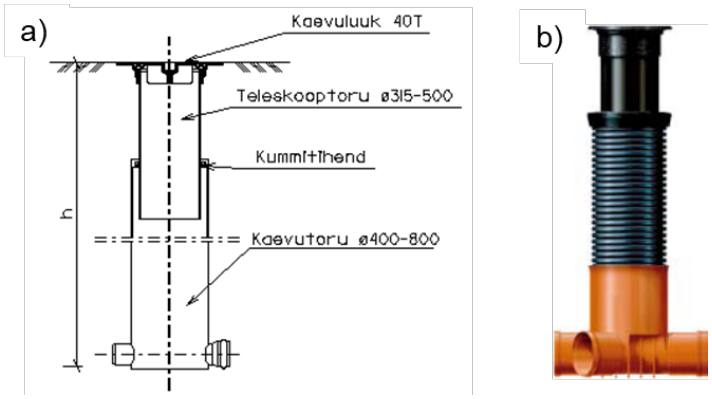
Monteeritava kaevu (joonis 3.1, b) saab kokku panna vahetult objektil. Selliste kaevude eelis on see, et nende pikkust saab vastavalt sügavusele lihtsalt muuta, pannes valatud kaevu põhjaelemendi peale õige pikkusega tõusutoru ja selle sisse, läbi tihendi, teleskooptoru.

Teedel ja tänavatel katavad kanalisatsioonikaeve malmluugid, mille koormustaluvus on 25 või 40 T. Väljaspool liiklusala võib kasutada ka plastluuke.

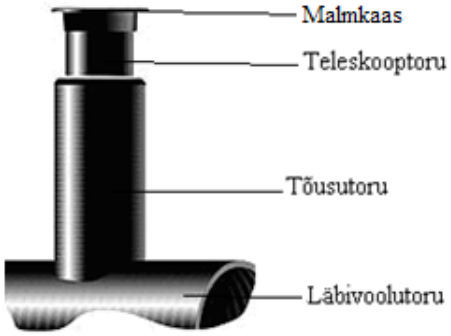
Suurema läbimõõduga kanalisatsioonitorustikel (> 630 mm) kasutatakse ka nn sadulkaeve (joonis 3.2).

Kanalisatsioonikaevud tuleb paigutada nii, et neisse suubuvatest torudest (viimadest) tuleva voolu suund järsult ei muutuks.

Kontrollkaevu on hoolduskaevude vahele mõistlik ehitada siis, kui nende vahekaugus on väga suur, või kui langust või vee voolamise aeglusest tingituna võib torustik ummistuda. Kontrollkaevude, mille kaudu saab torustikku kontrollida ja puhastada, läbimõõt jääb vahemikku DN ≥ 400 kuni DN ≤ 800 mm.

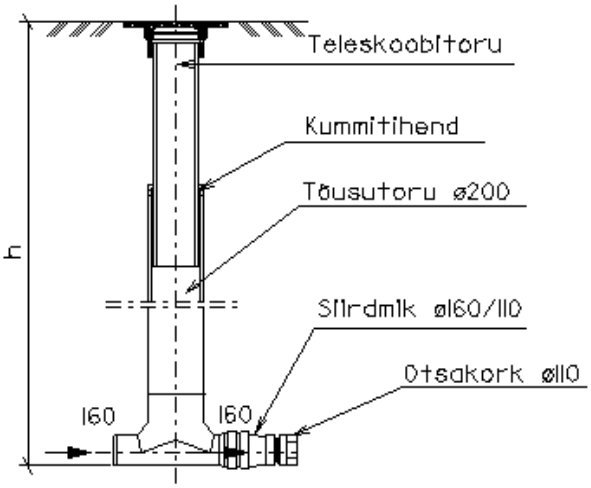


Joonis 3.1. Kanalisatsioonikaevud: a – tehases valmistatud PE-kanalisatsioonikaev, b – monteeritav kanalisatsioonikaev [6].



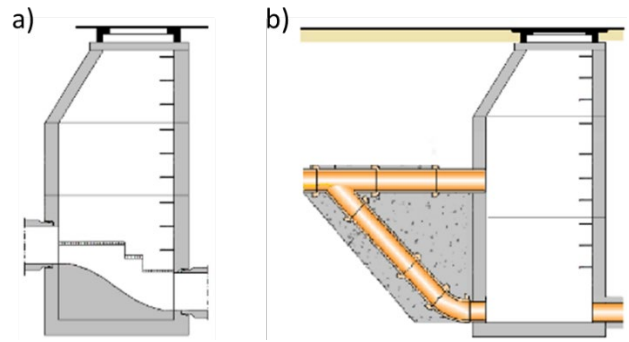
Joonis 3.2. PE-kanalisatsiooni sadulkaev [6].

Kontrolltoru, mille läbimõõt jääb vahemikku DN ≥ 150 mm kuni DN < 400 mm, ja mille kõrgus on kuni 2 m, sobib peamiselt kinnistu piiril paiknevasse liitumispunkti. Ka siis, kui kinnistukanalisatsioon ühendatakse peatorusse pimeühendusena (ilma kaevuta), on kinnistust väljuvale torule vaja kontrolltoru (joonis 3.3).



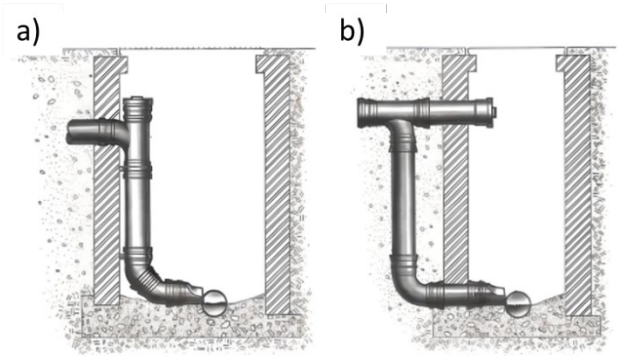
Joonis 3.3. Kontrolltoru.

Astangkaevud (joonis 3.4) on hoolduskaevud, mis tehakse kohtadesse, kus kaevu siseneva ja väljuva toru kõrgusvahe on kuni 2,5 m. Suurema kõrgusvahe korral ühendatakse torud kaskaadi, järsult kaldu oleva renni või toruga. Astangkaevu põhjas peab olema rahustussein või tekkima voolu rahustav veepadi.



Joonis 3.4. Astangkaev: a – renniga, b – toruga [12, 17].

Kukkumiskaevuks nimetatakse sellist astangkaevu, mille sisse- ja väljavoolutoru on ühendatud kuni 200 mm jämeduse püstise toruga, mis võib olla nii kaevu sees kui ka väljas (joonis 3.5).



Joonis 3.5. Kukkumiskaev: a – kaevusisese toruga, b – kaevuvälise toruga [13]

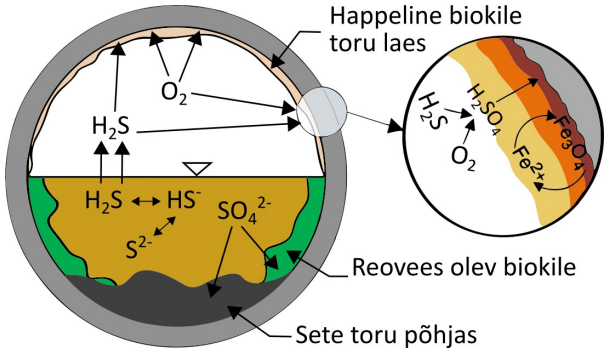
3.4 Tuulutusrajatised

Reovees olev orgaaniline aine hakkab anaeroobselt lagunema juba kanalisatsioonitorustikus ning sinna kogunevad ohtlikud või haisvad gaasid (ammoniaak, metaan, väävelvesinik, CO_2 jt). Seepärast peavad reovee- ja ühisvoolsed kanalisatsioonitorustikud töötama osalise täitega ja olema ventileeritavad. Olmekanalisatsioonist pääsevad gaasid välja peamiselt hoonetes olevate tuulutustorude kaudu, mis peavad hoone katusest vähemalt 0,5 m välja ulatuma. Tuulutustoru ja selle otsik peavad olema UV-kindlad. Kanalisatsioonitorustiku tuulutustoru ei tohi ühendada hoone ventilatsioonikorstnaga ning kui tuulutustoru ots on ventilatsioonikorstna vahetus läheduses, peab nende otste vahekaugus olema vähemalt 300 mm.

Reovee viibeaega kanalisatsioonisüsteemis tuleb roiskumise vältimiseks piirata, ent torustikus on vaja tagada isepuhastust võimaldav kiirus. Ohtlikud ja/või haisvad gaasid kogunevad torustikku puuduliku õhuvahetuse tõttu, mida võib põhjustada torustiku täitumus või reovee temperatuur. Normaalolukorras ei tohi reoveekanalisatsiooni täituvus olla üle lubatud suhtelise torutäite. Sellega tagatakse õhu liikumiseks torustikus vajalik ruum (vt tabelit 3.6). Õhu liikumise tagamiseks

kanalisatsiooni suuremõõtmelistes osades, nagu tunnelkollektor jms, tuleb õhu vooluhulga ja rõhu reguleerimiseks kasutada tuulutusrajatisi.

Anaeroobsel lagunemisel tekkivad gaasid on ohtlikud eriti vanematele, peamiselt malmist ja betoonist kanalisatsioonitorustikele. Torude sisepind on tugeva korrodeeruva mõju all, sest torus voolavas reovees ja selle kohal olevas õhus tekib happeline keskkond ning toru seinale happeline biokile (joonis 3.6). Plasttorustikud on ohtlikest gaasidest vähem mõjutatud, sest plastid (PE PVC ja PP) on suhteliselt happekindlad.



Joonis 3.6. Ohtlike gaaside mõju kanalisatsioonitoru seinale [14] järgi.

3.5 Kanalisatsioonivõrgu projekteerimine

Kanalisatsioon tuleb valgalale projekteerida tervikuna, pidades silmas nii kanalisatsioonivõrku, kogumismahuteid, pumplaid, puhastusseadmeid, ülevoole ja veelaskeehitisi kui ka heitvee mõju suublatele. Kanalisatsiooni peatoru peab võimaldama reovett isevoolselt ära juhtida vähemalt 90 %-l valgalal paiknevate kinnistute liitumispunktis paisutustasemest kõrgemal asetsevatest veeneeludest. Kanalisatsioonivõrgu dimensioonimisel tuleb võimaluse korral arvestada võrgu hilisema laiendamisega kooskõlas piirkonna ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni (ÜVK) arendamise kavaga, pidades silmas ka suubla vastuvõtuvõimet ja torustiku rajamissügavust. Kanalisatsioonivõrgu tehnilise lahenduse kavandamisel tuleb arvesse võtta nii rajamismaksumus kui ka tulevased käituskulud. Kui torustiku rajamissügavus on üle 3,5 m, on soovitatav koostada majanduslik hinnang, milles võrreldakse tänavatorustiku sügavamale paigaldamist ja pumpla rajamise kulusid ekspluatatsioonikuludega. Kanalisatsioonivõrk tuleb projekteerida vastavalt kehtivatele õigusaktidele ja asjakohastele standarditele, arvestades maakasutustingimusi.

Projekteerimise lähtedokumendid on:

- tellija lähteülesanne;
- kehtivad planeeringud;

- kohaliku omavalituse projekteerimistingimused ja ehituslikud lisatingimused (sh tehnovõrkude valdajate tehnilised tingimused, muinsuskaitse ja keskkonnaalased nõuded);
- topogeodeetilised, ehitusgeoloogilised ja muud uuringud ning ekspertiisid;
- olemasoleva kanalisatsiooni ehitiste audit või muud asjakohased dokumendid.

Projekteerimise alus on lähteülesanne, millega määratakse tehniline ülesanne, millest lähtub ehitus-projekt ning mille koostab reeglina ehitise tellija või omanik. Lähteülesande koostamisse on otstarbekas kaasata konsultant (sõltuvalt ülesande iseloomust tehnoloog, ehitusinsener või muu ekspert), kes aitab arvestada tellija või omaniku soove ja neid korrektselt ja üheselt mõistetavalt formuleerida. Lähteülesandega määratakse rajatise funktsioon, nõutav tööiga ja tehnilised näitajad (nt mõõtmed).

3.5.1 Kanalisatsioonitrassi valik

Uute kanalisatsioonivõrkude kujundamisel tuleb arvestada teistest maa-alustest tehnovõrkudest, raudteest, veeteest, maanteest või muust rajatisest tingitud piiranguid. Ühiskanalisatsiooni kavandamisel peab arvesse võtma õigusaktidest, normidest ja praktilistest kogemustest tulenevaid soovitusi: rajatiste (pumplad, puhastusseadmed, torustikud) omandiprobleemide vähendamiseks tuleks nad kavandada kohaliku omavalitsuse või riigi maale.

Torustiku trass (torustiku kulgemist tähistav joon või maariba) tuleb valida nii, et torustiku rajamine ei ohustaks selle lähedal paiknevate ehitiste püsivust, ent arvestada tuleb ka ehitiste võimalikku mõju torustikule. Trassi valikul tuleb arvestada ka seda, et torustikule peab hooldus- ja käitustöödeks masinatega ligi pääsema.

3.5.2 Hüdraulilised uuringud

Vooluhulga, võimaliku infiltratsiooni või lekke hindamiseks võib olla vaja korraldada katseid ja vaatlusi, mõõta sademetest pärit vooluhulka, põhjavee taset jms. Uurida tuleb pinna- või põhjavee torustikesse tungimise ohtu ning kavandada meetmed selle minimeerimiseks. Täpsustada tuleb kanalisatsioonivõrku juhitava vee omadusi ja nende vastavust kehtestatud nõuetele. Kus vaja, tuleb ette näha reovee kohtpuhastus enne kanalisatsioonivõrku juhtimist.

Enne projekteerimist on vaja täpsustada kõigi projekteeritaval alal olevate torustike, kaevude ja kraavide asukohad ja kõrgusmärgid. Projekteeritavale piirkonnale tuleb määrata eesvooluks olevate torustike läbilaskevõime. Ühisvoolse kanalisatsioonivõrgu hüdraulika hindamiseks võib osutuda vajalikuks modelleerida voolamist torustikes.

3.5.3 Olmereovee arvutusäravool

Reovee arvutuslikud vooluhulgad sõltuvad vee kasutajate arvust, ebaühtlustegurist ja kanalisatsioonivõrgu kasutamise ajast ning eriäravoolust. Vooluhulga arvutamisel võetakse olmereovee eriäravool võrdseks vee tarbimisega [7]. Torustike ja pumplate dimensioonimisel on soovitatav võtta elanike reovee eriäravooluks vähemalt 120 l/d. Arvutada on vaja vooluhulgad:

- keskmine ööpäevane vooluhulk: $Q_d = \frac{N \cdot q_N}{1000}$ [m³/d]; *(3.1)*
- maksimaalne ööpäevane vooluhulk: $Q_{d,max} = k_{d,max} \cdot Q_d$ [m³/d]; *(3.2)*
- maksimaalne tunnine vooluhulk: $Q_{h,max} = k_{h,max} \cdot \frac{Q_{d,max}}{t}$ [m³/h]; *(3.3)*
- minimaalne tunnine vooluhulk: $Q_{h,min} = k_{h,min} \cdot \frac{Q_{d,min}}{t}$ [[m³/h], *(3.4)*

kus *N on* elanike arv; q_N – eriäravool elaniku kohta [l/d]; $k_{d,max}$ = 1,1–1,2 – maksimaalse äravooluga ööpäeva ebaühtlustegur; $k_{d,min}$ = 0,7–0,9 – minimaalse äravooluga ööpäeva ebaühtlustegur; $k_{h,max}$ = $A_{max} \cdot B_{max}$ – maksimaalse tunni ebaühtlustegur; $k_{h,min}$ = $A_{min} \cdot B_{min}$ – minimaalse tunni ebaühtlustegur ning *t* – kanalisatsiooni kasutamisaeg [h] ööpäevas.

Heakorra taset arvestavad tegurid A_{max} = 1,2–1,4 ja A_{min} = 0,4–0,6. Tegurid B_{max} ja B_{min} sõltuvad elanike arvust (tabel 3.3).

Tabel 3.3. B_{max} ja B_{min} sõltuvus elanike arvust.

Elanike arv	B_{max}	B_{min}
< 100	4,5	0,01
150	4	0,01
200	3,5	0,02
300	3	0,03
500	2,5	0,05
750	2,2	0,07
1 000	2	0,1
1 500	1,8	0,1
2 500	1,6	0,1
4 000	1,5	0,2
6 000	1,4	0,25
10 000	1,3	0,4
20 000	1,2	0,5
50 000	1,15	0,6
100 000	1,1	0,7
300 000	1,05	0,85

Torustikud ja pumplad projekteeritakse maksimaalse tunnise vooluhulga Q_{hmax} ja lisavee läbilaskmiseks. Vanades kanalisatsioonivõrkudes võib lisanduva infiltratsioonivee kogus olla reovee omast tunduvalt suurem. Infiltratsioonivee hulka saab määrata, võrreldes reovee ja kanalisatsioonivee mõõdetud ööpäevahulki. Kui neid andmeid pole, võetakse infiltratsioonivee suurimaks vooluhulgaks 3 l/s torustiku kilomeetri kohta või 1 l/s valgala hektari kohta (l/s·ha). Uute kollektorite infiltratsioonivee vooluhulk ei tohi olla suurem kui 0,33 l/s·km. Torustike isepuhastusvõime arvutatakse minimaalse tunnise vooluhulga $Q_{h,min}$ järgi.

Tööstusreovee arvutusäravool määratakse tööstusettevõttes tarbitud vee koguse järgi, arvestades tehnoloogiast tulenevat äravoolu ebaühtlust.

Reovee vooluhulga arvutust tuleb kontrollida hoone reoveeneelude põhjal, kui reoveekanalisatsioon teenindab väikest arvu kinnistuid või kui arvutatakse reoveepumpla arvutusvooluhulka. Reovee arvutuslik vooluhulk:

$$Q_{a,r} = K \cdot \sqrt{\sum Q_{n,r}}\,, \qquad (3.5)$$

kus K on reoveeneelude üheaegse töötamise tegur (tabel 3.4) ning $\sum Q_{n,r}$ – vaadeldavate reoveeneelude normäravoolude (tabel 3.5) summa (l/s).

Tabel 3.4. Hoonetüüpidele kehtivad reoveeneelude üheaegse töötamise tegurid

Hoone otstarve	**Tegur K**
Elamud, öömajad, kontorid, bürood (ebaregulaarne veekasutus)	0,5
Haiglad, koolid, restoranid, hotellid (regulaarne veekasutus)	0,7
Avalikud käimlad ja duširuumid (sage kasutus)	1,0
Laboratooriumid (eriotstarbeline kasutus)	1,2

Tabel 3.5. Reoveeneelude normäravoolud.

Reoveeneel	**Normäravool $Q_{n,r}$ l/s**	**Märkused**
Pesukauss, bidee	0,3	
Dušš	0,6	
Dušialus	0,9	
Loputuspaagiga pissuaar	0,5	
Loputuskraaniga pissuaar	0,3	
Renn-pissuaar	0,2	*
Vann	0,9	
Köögivalamu (kodus)	0,6	
Eriotstarbeline, kahese valamuga	0,6	**
Eriotstarbeline, kolmese valamuga	0,9	**
Kodune nõudepesumasin	0,6	***
Restorani nõudepesumasin	1,2	Trapi DN 100

Reoveeneel	Normäravool $Q_{n,r}$ l/s	Märkused
Pesupesemismasin kodus	0,6	***
Pesupesemismasin pesumajas	1,2	Trapi DN 100
Loputuspaagiga WC	1,8	
Haigla valamu	1,8	
Pesurenn	0,6	K = 1
Trapp DN 50	0,6	
Trapp DN 70	1,2	
Trapp DN 100	1,5	
* Ühe inimese kohta. ** Söögikohtade reovesi juhitakse läbi rasvapüünise. *** Ei arvestata, kui reovesi juhitakse teise reoveeneelu haisulukku.		

3.5.4 Vooluhulk ühisvoolukanalisatsiooni võrgus

Ühisvoolukanalisatsiooni arvutusvooluhulk koosneb reovee vooluhulgast ja sademevee vooluhulgast. Kuna reovee vooluhulk on sademevee omast oluliselt väiksem ja torustik on seetõttu suure läbimõõduga, tuleb kuival ajal erilist tähelepanu pöörata isepuhastuskiirusele torustikus.

Kanalisatsiooniuputuste vältimiseks tuleb kavandada meetmed valingvihmaaegsete tippvooluhulkade reguleerimiseks. Ühisvoolukanalisatsioonist tohib sademevett koos reoveega vihmavalingu ajal ülevoolude kaudu veekogusse juhtida vahekorras vähemalt 4 : 1. Ühisvoolukanalisatsiooni ülevoolud tuleb projekteerida nii, et nad hakkavad tööle vaid siis, kui suublasse juhitavas heitvees on üks osa reovett ja neli osa sademevett.

3.5.5 Kanalisatsioonitorustiku hüdrauliline arvutus

Normdokumentide kohaselt on isevoolse ühiskanalisatsiooni torustike minimaalsed läbimõõdud:

- reoveekanalisatsiooni peatorustikud tänavatel: DN/ID≥ 50; suurtes linnades DN/ID≥200;
- sademevee- ja ühisvoolukanalisatsiooni peatorustikud tänavatel: DN/OD ≥ 200;
- restkaevuühendused peatänavatel: DN/OD 200, mujal vastavalt arvutusvooluhulgale.

Kanalisatsioonivõrgu ja selle üksikelementide hüdraulilise arvutusega määratakse torustiku mõõtmed. Torustiku põhilised hüdraulilised parameetrid on vooluhulk Q, keskmine voolukiirus v_{keskm}, hüdrauliline lang i (ühtlase voolamise korral torustiku põhja lang i_0) ja suhteline torutäide H_{vesi}/d_{toru}, kus H_{vesi} on vee sügavus torus ja d_{toru} toru siseläbimõõt.

Reoveekanalisatsiooni torustike ventileerimise ning torude ristlõikevaru tagamiseks peab torutäide arvutusliku vooluhulga Q_{max} korral olema:

Tabel 3.6. Arvutuslik torutäide reoveekanalisatsiooni torudes [4]

Toru nimimõõt DN/ID	**< 150**	**200–300**	**350–450**	**500–900**	**> 900**
Maksimaalne täide H_{vesi}/d_{toru}	0,5	0,6	0,7	0,75	0,8

Sademevee- ja ühisvoolukanalisatsiooni torustikud võivad arvutusliku vooluhulga puhul töötada täisristlõikega (torutäide $H_{vesi}/d_{toru} = 1$), sademeveekanalisatsioon ka väikese ületäitega.

Arvutuse aluseks on Manningi valem [8] ühtlase vabavoolse voolu arvutamiseks:

$$Q = \frac{A}{n} \cdot r^{2/3} \cdot i^{1/2}, \qquad (3.6)$$

kus Q on vooluhulk [m^3/s], n – Manningi karedusarv (tabel 3.7), r – ristlõike hüdrauliline raadius [m] ning i – toru lang [m/m].

Ümara toru korral, kui see töötab täisristlõikega, saab valemi teisendada kujule:

$$Q = \frac{0{,}312}{n} \cdot d_{toru}^{8/3} \cdot i^{1/2}, \qquad (3.7)$$

kus d_{toru} *on* toru siseläbimõõt [m].

Isevoolse täisristlõikega kanalisatsioonitoru arvutamisel tuleb kasutada Manningi karedusarvu n = 0,014 [4].

Tabel 3.7. Manningi karedusarvu n väärtused

Toru materjal	**Minimaalne *n***	**Keskmine *n***	**Maksimaalne *n***
Plast, sile	0,011	0,013	0,015
Plast, gofreeritud	0,022	0,023	0,025
Teras	0,009	0,010	0,012
Malm	0,012	0,013	0,014
Metall, gofreeritud	0,019	0,025	0,032
Betoon	0,011	0,012	0,013

Arvutus algab iga võrguosa arvutusvooluhulga määramisega. Siis leitakse vastavalt maapinna reljeefile torulõigu lang (tasase maapinna korral minimaalne lubatud lang). Kui arvutusvooluhulk ja lang on leitud, tuleb toimida järgmiselt:

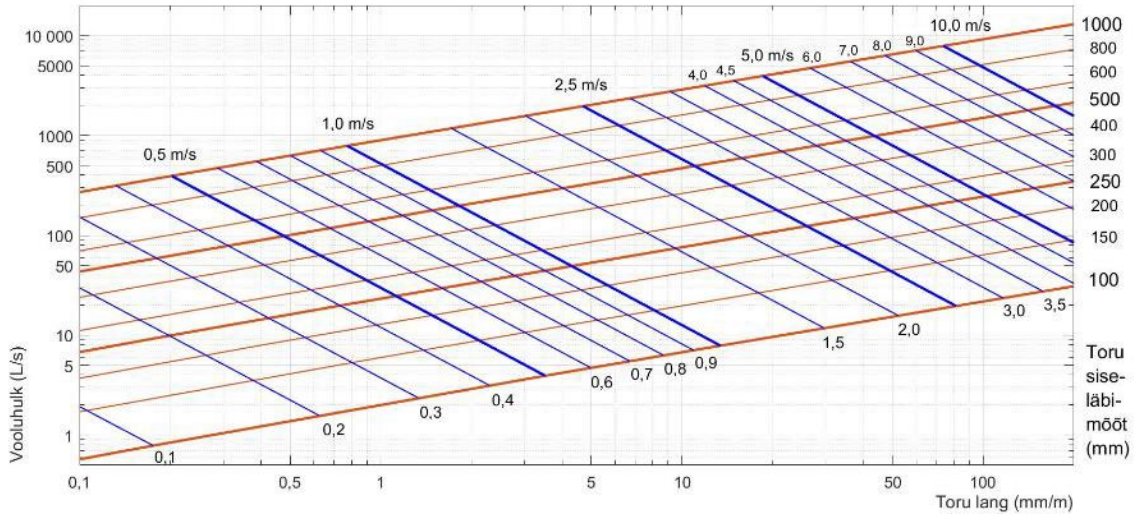
Ühisvoolukanalisatsioonitoru korral:

- määratakse toru läbimõõt vooluhulga ja põhja langu järgi standardi EVS 848 (joonis 3.7) või torutootja nomogrammi kasutades. Tuleb arvestada, et kõikidel nomogrammidel töötavad torud täisristlõikega;

- võib kasutada ka Manningi valemist tuletatud toru siseläbimõõdu avaldist

$$d_{toru} = \left(\frac{3{,}21\ Q_{a,r} \cdot n}{i^{1/2}}\right)^{3/8}, \qquad (3.8)$$

kus $Q_{a,}r$ on arvutusvooluhulk [m^3/s], n – Manningi karedusarv (uue plasttoru n=0,011, kasutusel olnud torul n=0,014) ning i – toru lang [m/m].



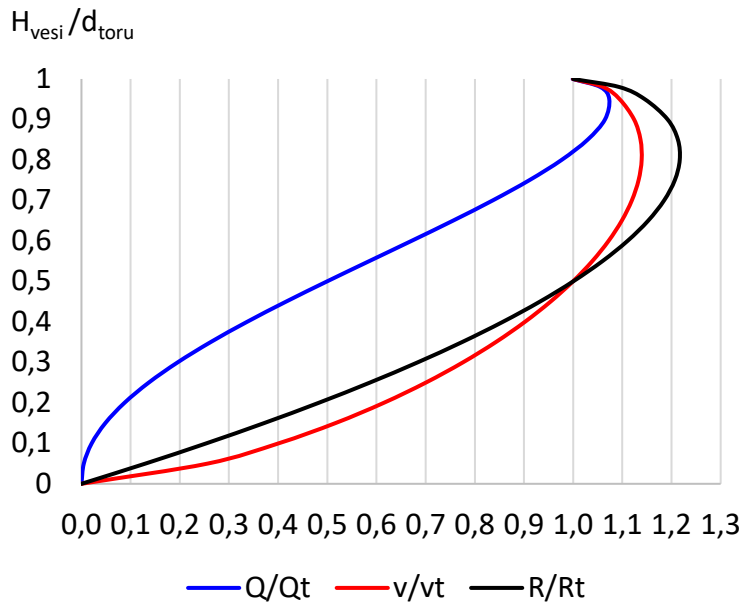
Joonis 3.7. Täisristlõikega isevoolsete plastist kanalisatsioonitorude läbilaskevõime nomogramm. Absoluutkaredus k = 0,25 mm [4].

Reoveekanalisatsioonitoru arvutus on suhtelise torutäite tõttu lähendusarvutus:

- vooluhulga *Q*, langu *i* ja karedusarvu *n* järgi leitakse nomogrammilt (joonis 3,7) või arvutatakse valemi 3.8 järgi esialgne toru siseläbimõõt;
- seejärel võetakse torunomenklatuurist järgmise või ülejärgmise suurusega toru ning leitakse selle täisristlõikele vastav vooluhulk Q_t. Selleks võib kasutada nomogrammi (joonis 3,7) või valemit 3.7.

Järgmisena arvutatakse vooluhulkade suhe Q/Q_t, mille järgi saab graafikult (joonis 3.8) toru suhtelise täite. Sama graafikut võib kasutada ka voolukiiruse leidmiseks (vt arvutusnäidet).

Kanalisatsioonitorustik tuleb projekteerida ja ehitada nii, et sellesse setteid ei kuhjuks. Selleks peab vee voolukiirus torus olema piisavalt suur, mille tagamiseks peab torustikul olema toru läbimõõdust sõltuv lang. Alla DN 300 torustikes on isepuhastus üldjuhul tagatud, kui voolukiirus on vähemalt kord ööpäevas ≥ 0,7 m/s või kui torustiku lang on vähemalt 1 : DN. Torustike soovituslikud minimaalsed langud i_{min} on tabelis 3.8.



Joonis 3.8. Ümarristlõikega toru näitajad.

Tabel 3.8. Kanalisatsioonitorustiku soovituslik minimaalne lang ja voolukiirus torustikus

DN	i_{min} (m/m)	v_{min} (m/s)
100	0,010	0,61
150	0,007	0,65
200	0,005	0,69
300	0,003	0,73
400	0,0025	0,77
500	0,002	0,80
600	0,0017	0,82
800	0,0013	0,86

Isepuhastusvõime kontrollimiseks on soovitatav määrata torus tekkiv hõõrdepinge τ :

$$\tau = \rho \cdot g \cdot R_h \cdot i \geq 2N/m^2, \qquad (3.9)$$

kus ρ on vedeliku tihedus [kg/m^3], R_h – hüdrauliline raadius [m] ning i – lang (torustiku põhjalang) i [m/m]).

Arvutusnäide

Leida reoveekanalisatsioonitoru Pragma (karedusarv n = 0,013) läbimõõt, kui reovee vooluhulk Q = 40 l/s ja torulõigu lang i_0 = 0,006. Arvestada toru läbimõõdust sõltuvat suhtelist torutäidet h/d. Kontrollida, kas isepuhastus on tagatud (leida hõõrdepinge ja voolukiirus), kui vooluhulk Q_{min} = 5 l/s .

Lahendus:

Arvutame täistäitega töötava toru läbimõõdu (valem 3.8):

$$d_{toru} = \left(\frac{3{,}21\ Q \cdot n}{i^{1/2}}\right) = \left(\frac{3{,}21 \cdot 0{,}04 \cdot 0{,}013}{0{,}006^{1/2}}\right) = 0{,}237\ m = 237\ mm.$$

Valime Pragma toru PP De315, mille siseläbimõõt on 276 mm.

Arvutame vooluhulga, kui valitud toru töötab täisristlõikega (valem 3.7):

$$Qt = \frac{0{,}312}{n} d_{toru}^{8/3} i^{1/2} = \frac{0{,}312}{0{,}014} \cdot 0{,}276^{8/3} \cdot 0{,}006^{1/2} = 0{,}0599\ {}^{m^3}/_{s} = 60\ {}^{l}/_{s}$$

Vooluhulkade suhte Q/Qt = 40/60 = 0,67 järgi graafikult (joonis 3.8) h/d = 0,59, millest järeldub, et valitud toru on sobiv, sest nõuetele vastav suhteline täide h/d on 0,6.

Arvutame torus tekkiva hõõrdepinge. Selleks tuleb leida voolu hüdrauliline raadius miinimumvooluhulga korral. Täisristlõike hüdrauliline raadius R_t = d/4 = 0,069. Graafikult 3.6 saab vooluhulkade suhte Q_{min}/Q_t järgi suhte R_h/R_t ning selle järgi arvutada hüdraulilise raadiuse R_h:

Q_{min}/Q_t = 0,083 => R_h/R_t = 0,45 => R_h = 0,069 · 0,45 = 0,031.

Hõõrdepinge torus $\tau = \rho \cdot g \cdot R_h \cdot i$ = 1000 · 9,81 · 0,031 · 0,006 = 1,82 N/m^2, mis on väiksem kui 2 N/m^2.

Leiame voolukiiruse vooluhulga Q_{min} = 5 l/s korral:

Voolukiirus täisristlõike korral $v_t = Q_t/A_t$ = 0,06/(3,14·0,276^2/4) = 1,00 m/s.

Vooluhulkade suhe Q/Q_t = 5/60 = 0,083, mille järgi graafikult (joonis 3.8) h/d = 0,195 ja kiiruste suhe v/v_t = 0,606. Voolu kiirus on miinimumvooluhulga korral seega v_{min} = 1 · 0,606 = 0,61 m/s (0,61 < 0,7) (tabel 3.6), seega ei ole vooluhulga Q_{min} = 5 l/s korral isepuhastus torus tagatud.

3.6 Vaakumkanalisatsioon

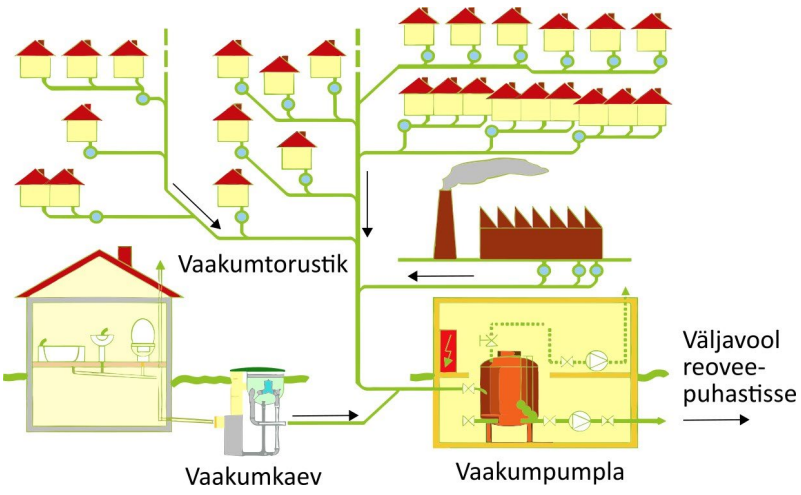
Peale isevoolsete kanalisatsioonitorustike rajatakse ka vaakum- ja survetorustikke. Vaakumkanalisatsioon on alarõhu all olev peamiselt olmereovee kogumise ja ärajuhtimise süsteem, mille põhikomponendid on:

- vaakumkaev, milles on väike reovee kogumismahuti ja vaakumklapp, mille kaudu kaevu kogunenud reovesi juhitakse vaakumkanalisatsiooni;
- vaakumkanalisatsioonivõrk – vaakumtorustik, milles on kogu aeg alarõhk. Kui vaakumklapp vaakumkaevus avaneb, surub õhurõhk sinna kogunenud reovee vaakumtorusse, mille kaudu vesi vaakumpumplasse liigub;

- vaakumpumpla – süsteemi keskus, milles kogu vaakumkanalisatsioonivõrgus tekitatakse vaakumpumba abil alarõhk (-50 kuni -70 kPa). Kui pumpla mahuti täis saab, pumbatakse reovesi sealt puhastusseadmesse (vt joonist 3.9).

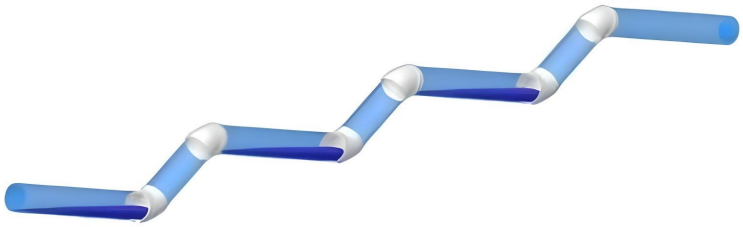
Vaakumkaev. Sõltuvalt reljeefist saab reovett koguda kesksesse vaakumpumplasse mitme kilomeetri raadiusest. Vaakumkaevud, millesse reovesi koguneb isevoolselt, paigutatakse reeglina elamute juurde kas erakinnistule või väljapoole seda. Üks vaakumkaev võib teenindada üht või mitut kinnistut.

Vaakumkaevud valmistatakse betoonist, polüetüleenist, klaasplastist või roostevabast terasest, kõige rohkem kasutatakse polüetüleenist kaeve. Vaakumkaevu alumises osas on reovee kogumiskamber (sump), mis mahutab umbes 40 liitrit reovett, ning ülemises osas vaakumklapp ja analoog-rõhuandur. Kui reovee tase kogumiskambris tõuseb, reageerib sellele rõhuandur. Teatud rõhu juures vaakumklapp avaneb ning sumbast surutakse õhu ja reovee segu õhurõhu toimel vaakumtorustikku. Vaakumkaev peab olema ventileeritud, selleks on kas läbi luugi ulatuv või kaevuga ühendatud ventilatsioonitoru. Kuna kogu süsteemi juhtimine toimub pneumaatiliselt, siis vaakumkaevus elektrit vaja ei ole, seda on vaja vaid vaakumpumplas (vaakumjaamas).



Joonis 3.9. Vaakumkanalisatsioon [15].

Vaakumtorustik. Vaakumkanalisatsiooni oluline osa on vaakumtorustik, mis ühendab süsteemi eri osad üheks tervikuks. Vaakumtorustikus valitseb pidevalt 50 kPa kuni 70 kPa suurune alarõhk, mille toimel reovesi liigub vaakumpumplasse (vaakumjaama). Vaakumtorustiku kaudu saab reovett liigutada ka madalamast kohast kõrgemale, seetõttu võib selle pikiprofiil sakiline olla ning koosneda päri- ja vastulanguga lõikudest (joonis 3.10). Sakiline profiil on vajalik selleks, et reovesi ei saaks piki torustikku tagasi valguda, vaid jääks sakipõhjadesse pidama ning vee kohal valitseks kogu torustikus ühtlane alarõhk.



Joonis 3.10. Vaakumtorustiku profiil kohas, kus maapind tõuseb [15].

Vaakumtorustik tehakse tavaliselt DN 100 mm läbimõõduga kokkukeevitatavatest või -liimitavatest PE- või PVC-torudest ja liidestest (käänikud, kolmikud). Torustikuharude pikkus võib olla 3 kuni 5 kilomeetrit. Voolu kiirus torustikus on suhteliselt suur (2 – 3 m/s), et setted torustikku pidama ei jääks.

Vaakumpumpla on vaakumkanalisatsiooni kõige tähtsam element. Pumplas paiknevad vaakummahuti, vaakumpumbad, reoveepumbad ja elektri- ja automaatikakilp.

Vaakummahuti suurus sõltub vaakumtorustiku ja reovee kogumisala suurusest ning selle maht võib olla kuni 30 m^3. Mahutis hoiavad etteantud alarõhku vaakumpumbad, mille tööd juhib kontrolleriga vaakumandur. Kui reovee tase vaakummahutis tõuseb etteantud kõrgusele, reoveepump käivitub ja pumpab reovee kas puhastisse või isevoolsesse kanalisatsioonitorustikku.

Vaakumkanalisatsiooni eelised ja puudused

Eelised:

- hästi kontrollitav kinnine mehaaniline/pneumaatiline süsteem koos keskse vaakumjaamaga;
- elektrit on vaja ainult vaakumjaamas;
- vaakumtorustik on isepuhastuv, sest voolukiirus on selles piisavalt suur;
- vaakumtorustik on isevoolsest kanalisatsioonitorustikust odavam, sest selle rajamissügavus võib olla ainult 1 kuni 1,2 meetrit;
- vaakumtorustiku rajamist ei sega teised maa-alused taristud (torud, kaablid), sest neist on lihtne mööduda;
- vaakumtorustikust ei levi haisu;
- vaakumtorustik on lekkekindel: põhja- ega sajuvesi sisse ja reovesi välja ei pääse.

Puudused:

- vaakumkanalisatsiooni ulatus on piiratud (kuni 5 km);
- vaakumkanalisatsioon sobib ainult reovee, mitte sademevee kogumiseks ja ära juhtimiseks;
- vaakumkanalisatsiooni saab rajada vaid suhteliselt tasasele alale, kõrgusvahe võib olla kuni 4,5 m;

- vaakumjaama, mis ainsana süsteemis vajab elektrit, on tarvis varugeneraatorit;
- vaakumjaama juurde on vaja haisufiltrit;
- nõrgad kohad on vaakumkaevud, kus mustus võib rõhuandurisse sattuda ja see enam ei reageeri;
- vaakumkaevud tuleb ühendada ühtse jälgimissüsteemiga. Kui mõni vaakumklapp lahti jääb, tuleb selle asukoht kiiresti määrata, et hooldustöötaja saaks kohe reageerida.

3.7 Survekanalisatsioon

Reo- või sademevett on vaja üle pumbata, kui maapinna reljeef ei luba seda isevoolu teel ära juhtida Pumplat on vaja selleks, et:

- torustiku rajamissügavus ei läheks liiga suureks;
- reo- ja sademevett madalamatelt aladelt ära juhtida;
- laiendada kanalisatsioonivõrku;
- mingist tõkkest, nt künkast, veejuhtmest, raudteest mööda pääseda;
- vältida düükri ehitamist;
- tõsta reovesi puhastisse või koondada reoveepuhastus ühte kohta;
- tõsta reovesi kogumismahutisse.

Survetorustiku projekteerimisel tuleb:

- valida torustiku trass;
- määrata torustiku läbimõõt;
- määrata torustikule mõjuvad väliskoormused;
- arvestada torustikus tekkivat telgjõudu ja võimalikku hüdraulilist lööki;
- määrata väljavoolukohad;
- vältida vaakumi tekkimist survetorus;
- suurte süsteemide korral anda lahendus siibrikambritele.

Survetorustiku trassi peab valima nii, et torustikule pääseks hooldustööde tegemiseks masinatega ligi (nt on olemas piisava kandevõimega hooldustee). Sobivasse kohta tuleb ette näha ühendus torustiku puhastamiseks ja läbipesemiseks. Trassi valikul tuleb hoiduda „küürudest“, s.o kohtadest, kuhu õhk võib koguneda ning õhukotte tekitada. Torustik tuleb kavandada võimalikult lühike, et vähendada vee viibeaega torustikus ja sellega kaasneda võivat vee roiskumist.

Survetorustik algab sulgearmatuuri juurest pumplas ja lõpeb rahustuskaevuga enne isevoolu-kanalisatsiooniga ühinemist. Survetorustiku rõhtsad või püstised suunamuutused tuleb teha võimalusel standardpoognatega, vältides sealjuures 90° käänakuid.

Torustikule tuleb projekteerida läbipesemist ning, kui vaja, õhu väljalaskmist võimaldav armatuur. Kahe survetorustiku ühinemissõlmes tuleb ette näha hoolduskaev koos hoolduseks vajalike seadmetega.

Pumba või pumpade vooluhulgast ja toru läbimõõdust sõltub, kui suur on voolukiirus torustikus. Minimaalne kiirus peab olema selline, et kanalisatsioonivees olevad osised torustikku ei settiks ning toruseintele ei tekiks biokilet. Minimaalne voolukiirus torustikus, s.o isepuhastuskiirus, ei tohi tavaolukorras olla alla 0,7 m/s. Torustike DN/ID 100–300 puhul on soovituslik kiirus 1,0–1,3 m/s ning torustike DN/ID ≥ 400 puhul 1,4–1,5 m/s. Lühikestes survetorudes võib vee kiirus olla 1,5–3,0 m/s. Suurem kiirus kui 3 m/s ei ole reovee survetorus soovitatav, sest siis võib vees sisalduv liiv toruseina pinda kahjustada. Kui voolukiirus on liiga väike, võib reovees olev heljum torru settida. Sette kogunemine väheneb toru ristlõiget, voolu kiirus suureneb ja koos sellega suureneb survekadu torustikus, seega kulutused pumpamisele.

Survetorustiku läbimõõt, pikkus ja materjal on tähtsad näitajad torustiku survekadude arvutamisel ja pumba tõstekõrguse määramisel. Survekanalisatsiooni hüdrauliliste arvutustega leitakse hõõrde- ja kohtsurvekadu survetorustikus. Hõõrdesurvekadu leitakse Darcy-Weisbachi valemiga [9]:

$$h_L = \lambda \cdot \frac{P_{toru} \cdot v^2}{d_{toru} \cdot 2 \cdot g} \qquad (3.10)$$

kus λ on hõõrdetakistustegur; P_{toru} – survetoru pikkus [m]; d_{toru} – toru siseläbimõõt [m]; v – voolu kiirus survetorus [m/s] ning g – raskuskiirendus [9,81 m/s^2].

Hõõrdetakistusteguri λ arvutamiseks võib kasutada universaalset Swamee-Jaini valemit, mis on Colebrook-White'i valemi edasiarendus ja kehtib kõikides turbulentse voolu takistuspiirkondades:

$$\lambda = \frac{0{,}25}{\left[log_{10}\left(\frac{\Delta}{3{,}7\, d_{toru}} + \frac{5{,}74}{Re^{0{,}9}}\right)\right]^2}, \qquad (3.11)$$

kus Δ on toru karedus [mm]; d_{toru} – toru siseläbimõõt [mm]; Re – Reynoldsi arv ($Re = v \cdot d_{toru}/\eta_{kin}$), kus η_{kin}– vee kinemaatiline viskoossus [m/s^2].

Lihtsamate arvutuste korral võib λ ligikaudseteks väärtusteks võtta:

- siledad torud (plasttorud) – 0,02,
- karedad torud (teras, malm, betoon) – 0,03.

Torustikus tekkivad kohtsurvekaod liidetakse kokku ja leitakse valemiga:

$$h_k = \sum \xi \cdot \frac{v^2}{2 \cdot g}, \qquad (3.12)$$

kus ζ on kohttakistustegur; v – voolu kiirus survetorus [m/s]; g – raskuskiirendus [9,81 m/s^2].

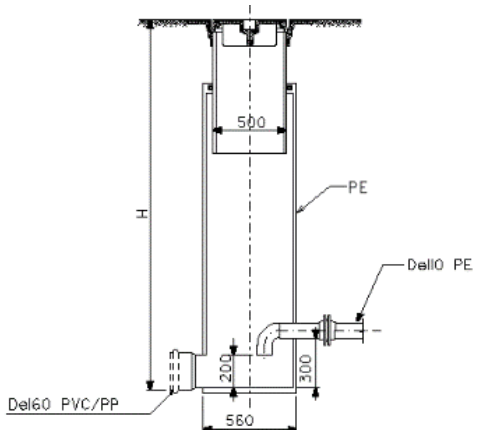
Kogusurvekao leidmiseks tuleb hõõrde- ja kohtsurvekaod kokku liita:

$$h_t = \lambda \frac{P_{toru} \cdot v^2}{d_{toru} \cdot 2 \cdot g} + \sum \xi \cdot \frac{v^2}{2g}, \qquad (3.13)$$

Pumba vooluhulk võib muutuda ja seepärast on otstarbekas koostada survekanalisatsioonitoru (või torustiku) iseloomustav survekaokõver. Kui graafikule kandes võetakse arvesse ka staatiline (geodeetiline) tõstekõrgus, saadakse nn **võrgukarakteristik** (ingl *system curve*) (vt jaotist. 3.8.3).

Rahustuskaev

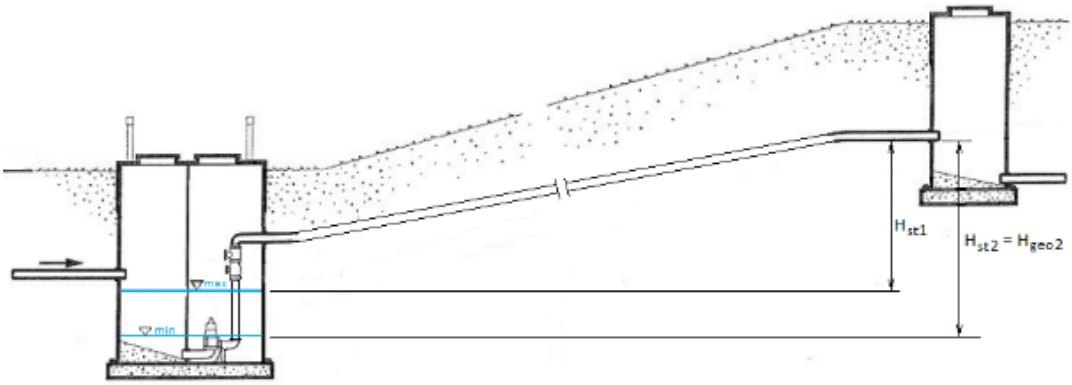
Survetorustiku ühendamisel isevoolsesse süsteemi tuleb see projekteerida nii, et reovesi võimalikult vähe pritsiks. Voolu ühtlustamiseks on vaja rahustuskaevu (joonis 3.11), mis peab olema hästi ventileeritav, et vältida haisu levimist.



Joonis 3.11. Rahustuskaev.

3.8 Pumpla

Kui maapinna reljeefist või kanalisatsioonivee paisutustasemest tingituna ei ole kanalisatsioonivõrgu mingist osast võimalik vett isevoolselt ära juhtida, tuleb kaaluda ühe või enama pumpla ehitamist (vt joonist 3.12). Reovesi voolab pumplasse isevoolutorustiku kaudu. Kui pumpla asub kanalisatsioonivõrgu sõlmpunktis, võib sinna suubuda mitu torustikku ning siis tuleb pumpla ette rajada kokkuvoolukaev.



Joonis 3.12. Pumperajatise skeem [4].

Pumpla asukoha valikul peab arvestama pumpla kuja, pumpla sobivust ümbruskonda, elektrienergia saadavust ja juurdepääsuteede lähedust, paiknemist üleujutatavate alade, jõgede, raudteede, teede/tänavate suhtes, maapinna reljeefi ja pinnase geotehnilisi tingimusi ning põhjavee taset.

Reoveepumpla kuja sõltub pumplasse juhitava reovee vooluhulgast. Kui vooluhulk on kuni 10 m^3/d, peab kuja olema 10 meetrit, üle 10 m^3/d korral 20 meetrit.

Pumplad tuleb võimaluse korral ühendada kesksesse kaugjuhtimis- ja -jälgimissüsteemi. Siis on võimalik jälgida ja seadistada peamisi pumpla tööparameetreid ning kiiresti saada infot häirete kohta pumplas.

Sõltuvalt paigutusest ja otstarbest üldises kanalisatsioonisüsteemis liigitatakse pumplad:

- kinnistupumplateks, mis pumpavad reovee üksikobjektilt lähimasse isevoolutorustikku;
- ühiskanalisatsioonipumplateks, mis pumpavad reovee isevoolutorustikku suuremalt valgalalt;
- peapumplateks, mis pumpavad reovee kanalisatsioonikollektorist puhastusjaama.

Ehituse ja konstruktsiooni poolest jagunevad pumplad:

- ühekambrilisteks pumpade märgpaigaldusega pumplateks ja
- kahekambrilisteks pumpade kuivpaigaldusega pumplateks.

Väikesed pumplad, milles paiknevad sukelpumbad, on peamiselt ühekambrilised ning tehakse enamasti plasttorudest. Suured pumplad on tavaliselt raudbetoonist ning reeglina kahekambrilised, milles reovesi koguneb märgkambrisse ja pumbad paiknevad kuivkambris. Mõnikord tehakse pumpla survetorul olevate tagasilöögiklappide ja siibrite jaoks eraldi siibrikamber.

Kui reovett on palju ja ka siis, kui survetorustik on pikk, on vaja pumpla töökindluse tagamiseks rajada kaks paralleelset survetorustikku. Siis peab siibrite paigutus olema selline, et ühe survetoru sulgemise

korral on võimalik pumpasid ühendada teise survetorustikuga. Mõlemad survetorud peavad läbi laskma kogu pumpla vooluhulga.

Kanalisatsioonipumplas peab olema vähemalt kaks pumpa, üks neist töös ning teine ooteseisundis. Pumbad peavad töötama vaheldumisi. Juhtautomaatika abil saab neid juhtida nii, et tööperioodi vältel oleks neil enam-vähem ühepalju töötunde. Väikesel pumplal on reeglina üks survetorustik, milles pumbatava vee voolukiirus peab olema vähemalt 0,7 m/s. Torustiku kõrgemates punktides peavad olema õhueraldusventiilid. Vaakumi tekkimise vältimiseks on survetorule vaja alarõhu mõjul avanevaid ventiile. Pikkade ja suure tõusuga survetorustike jaoks tuleb teha hüdraulilise löögi kontrollarvutus.

3.8.1 Hüdrauliline löök

Hüdrauliliseks löögiks nimetatakse rõhu järsku muutumist (suurenemist või vähenemist) survetorustikus, mida põhjustab voolukiiruse äkiline muutumine. Veevoolu äkilisel sulgemisel jääb vesi sulgeseadme (siiber, kuulkraan, tagasilöögiklapp vms) juures seisma ning kineetiline energia muutub potentsiaalseks. Vesi aga jätkab torus liikumist. Rõhk sulgseadme juures kasvab. Seisva ja liikuva vee piir liigub esmalt vastuvoolu kiirusega $v_{hlöök}$ (*löögi levimiskiirus*) ja seejärel sama kiirusega edasi, millega kaasneb rõhu vähenemine. Aega, mis kulub rõhulaine edasi-tagasi kulgemiseks, nimetatakse *löögi perioodiks*:

$$t_{HL} = \frac{2P_{toru}}{v_{hlöök}}, \qquad (3.14)$$

kus P_{toru} on toru pikkus.

Kui siibri sulgemise aeg t_s on löögi perioodist lühem, st $t_s < t_{HL}$, on tegemist *hüdraulilise otselöögiga*, ning kui $t_s > t_{HL}$, siis *hüdraulilise kaudlöögiga.* Kaudlöögi puhul on osa avast veel sel ajal lahti, kui rõhulaine tagasi jõuab ning rõhutõus jääb otselöögiga võrreldes tunduvalt väiksemaks.

Otselöögist põhjustatud lisarõhk:

$$\Delta p = \rho_v \cdot v_{hlöök} \cdot v_0, \qquad (3.15)$$

kus ρ_v on vedeliku tihedus [kg/m^3]; $v_{hlöök}$ – hüdraulilise löögi levimiskiirus [m/s] ning v_0 – vee liikumise algkiirus [m/s].

Hüdraulilise löögi levimiskiirus:

$$v_{hlöök} = \frac{\sqrt{K/\rho_v}}{\sqrt{1+\left(\frac{d_{toru}}{\delta}\right)\left(\frac{K}{E}\right)}}, \qquad (3.16)$$

kus K on vedeliku elastsusmoodul; E – toru materjali elastsusmoodul; d_{toru} – toru siseläbimõõt ning δ – toruseina paksus. $\sqrt{K/\rho_v}$ on heli levimiskiirus vees. Kui magevee temperatuur on 10 °C, siis levib heli selles kiirusega 1425 m/s. Veetorustikes arvutatakse löögi levimiskiirus valemiga:

$$v_{hlöök} = \frac{1425}{\sqrt{1+\left(\frac{d_{toru}}{\delta}\right)\cdot\left(\frac{K}{E}\right)}}. \qquad (3.17)$$

Löögist põhjustatud rõhukasv Δp on seda suurem, mida peenem ja paksema seinaga on toru ning mida jäigem on torumaterjal. Vee ja torumaterjalide elastsusmoodulite suhted on tabelis 3.9.

Tabel 3.9. Vee ja torumaterjalide elastsusmoodulite suhteid [9]

Torumaterjal	**K/E**
Teras	0,01
Malm	0,02
Vask	0,02
Klaas	0,03
Asbesttsement	~ 0,1
Betoon	~ 0,1
Puit	0,2
Vinüülplast	0,7
Polüetüleen	1 – 1,5
Kummi	120 – 250
Kautšuk	250

Hüdrauliline löök on ohtlik nähus ja seda on vaja kas vältida või leevendada. Vedelikutorustike jaoks mõeldud sulgearmatuur on konstrueeritud nii, et voolu järsku kinni panna ei ole võimalik. Pumba survetorustikus tekib löögioht siis, kui pump seisma jääb ja tagasilöögiklapp sulgub. Lööki saab leevendada siibri lähedusse monteeritud nn. õhukatlaga, milles olev õhk löögi korral kokku surutakse. Kasutatakse ka kaitseklappe, mis avanevad, kui rõhk torustikus tõuseb üle lubatava.

Arvutusnäide 1

Kui suur on survetõus hüdraulilise löögi hetkel siibri juures, mis sulgub 10 sekundiga? Vooluhulk torus on 35 l/s ja surve 60 m. Toru (De200, PE100, PN10): Di = 176,2 mm, δ = 11,9 mm, K/E = 1,0, v_0 = 1,44 m/s, toru pikkus 2,5 km.

$$v_{hlöök} = \frac{1425}{\sqrt{1+\left(\frac{176,2}{11,9}\right)\cdot(1)}} = 358,4 \text{ m/s};$$

$t_{HL} = 2L/v_{hlöök} = 2\cdot2500/358,4 = 14,0$ sek – seega otselöök;

Survetõus $\Delta h = v_{hlöök} \cdot v_0/g = 358{,}4 \cdot 1{,}44/9{,}81 = 52{,}5$ m ning kogusurve 112,5 m.

Arvutusnäide 2

Kui suur on survetõus hüdraulilise löögi hetkel hüdrandi juures, kui hüdrant sulgub 5 sekundiga? Vooluhulk torus on 20 l/s ja surve 60 m. Tegemist on terastoruga (DN150): De = 159 mm, Di = 147 mm, δ = 6 mm, K/E = 0,01, pikkus 3 km; v_0 = 1,18 m/s.

$$v_{hlöök} = \frac{1425}{\sqrt{1+\left(\frac{147}{6}\right)\cdot(0{,}01)}} = 1271{,}1 \text{ m/s;}$$

$t_{HL} = 2L/v_{hlöök} = 2 \cdot 3000/1271{,}1 = 4{,}7$ sek – seega kaudlöök.

Kui oleks tegu otselöögiga, oleks rõhutõus 1,5 MPa ning lisasurve 153,5 m ; hüdrandi juures oleks kogusurve löögi hetkel 213,5 m.

3.8.2 Kaevpumpla

Kaevpumpla (kompaktpumpla) on ühekambriline ning selles paikneb kaks sukelpumpa (joonis 3.13). Üks neist on tööpump ja teine varupump, mis saavad töötada ka koos. Pumbad lastakse piki juhtsiine alla ja tõstetakse üles tõsteketi abil. Selleks, et pumbad võrdselt kuluksid, tuleb tööpump aegajalt (pärast iga töötsüklit või kord ööpäevas) vahetada varupumbaks ja vastupidi.

Pumpla kogumismahuti mahu määravad sissevoolava vee hulk ning pumba jõudlus ja suurim lubatud käivitamisekordade arv tunnis.

Pumpla sissevoolutoru ja minimaalse veetaseme kõrgusvahe võib olla ülimalt 125 cm. Juurdevoolu pumplasse peab olema võimalik kas pumpla sees või pumpla ees oleva siibri abil sulgeda.

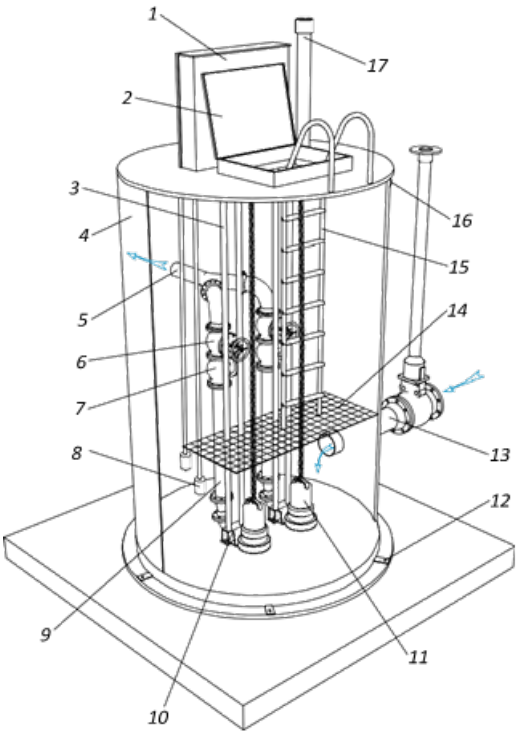
Sisse pääsemiseks ja seadmete hooldamiseks peavad pumplas olema redel ja hooldusplatvorm. Nii redel, platvorm kui ka pumpade tõsteketid peavad olema happekindlast roostevabast terasest, redeliastmed libisemiskindlad ning pumpla teenindusava kõrval, redeli juures, olema roostevabast terasest käsipuu.

Pumplas sees peab sissevoolutoru otsas olema voolurahusti: tasapinnaline plaat või poolsilindriline tõke. Voolurahusti suunab voolu alla nii, et pumplasse suubuv reovesi ei langeks pumpade, sulgseadmete ega muu armatuuri peale. Voolurahusti peab olema torustiku survepesuks või puhastuseks eemaldatav.

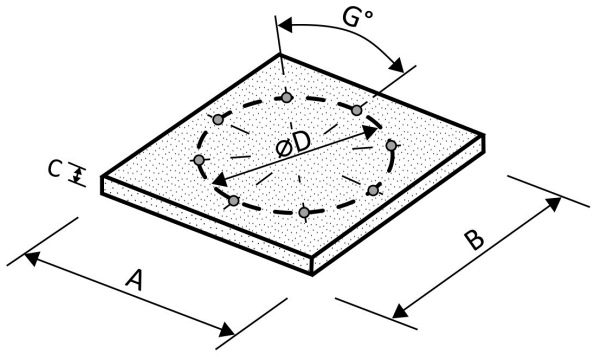
Mõlema pumba survetorul on tagasilöögiklapp ja siiber, mis peavad paiknema ülalpool kogumismahuti kõrgeimat veetaset ja hooldusplatvormi.

Pumplas toimib loomulik ventilatsioon: värske õhk liigub juurdevoolutoru kaudu mahuti alaosasse (toruots peab olema 30 cm kõrgemal maksimaalsest veetasemest) ja väljatõmme toimub mahuti ülaosast. Tuulutustorude DN 100 jämedused otsad peavad olema maapinnast 70 cm kõrgemal, sademete eest kaitstud ning putukavõrguga suletud.

Pumpla plastkorpus (joonis 3.13) tuleb ankurdada roostevabast terasest poltide (min M20) või klambritega neljakandilisele betoonalusplaadile (joonis 3.14), mille mõõtmed (tabel 3.10) sõltuvad pumpla läbimõõdust.



Joonis 3.13. Kaevpumpla: 1 on elektri- ja automaatikakilp, 2 luuk, 3 pumba juhtvarras, 4 plastkaev, 5 ühendus survetorustikuga, 6 survetorustiku siiber, 7 tagasilöögiklapp, 8 veetasemeandur (ujuklüliti), 9 survetoru, 10 pumbasadul, 11 sukelpump, 12 kinnitusklamber, 13 juurdevoolutorustik koos siibriga, 14 teeninduspõrand, 15 redel, 16 tõsteaas, 17 tuulutustoru [16].



Joonis 3.14. Pumpla betoonist alusplaat.

Tabel 3.10. Pumpla alusplaadi mõõtmed.

Pumpla läbimõõt [mm]	A · B [mm]	C [mm]	G [°]	Poltide arv [tk]
1200	1500	250	90	4
1600	2100	300	45	8
2000	2700	300	36	10
2400	3300	350	30	12
3200	4000	400	30	12

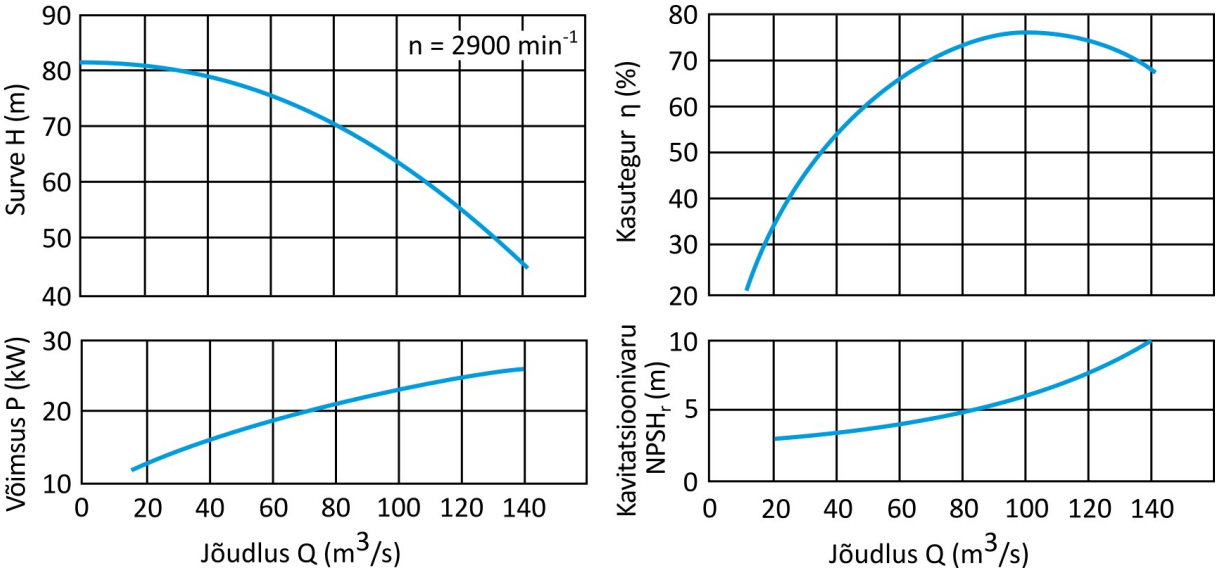
3.8.3 Reoveepumbad

Reoveepumplasse tuleb valida selline pump, mille vooluhulk on 1,5−2 korda suurem pumplasse tuleva reovee tunnimaksimaalsest vooluhulgast. Seda, milleks pump on võimeline, näitavad pumba karakteristikud (tunnusjooned). Pumba surve ja jõudluse (vooluhulga) vahelist seost väljendab survekarakteristik H/Q (joonis 3.13).

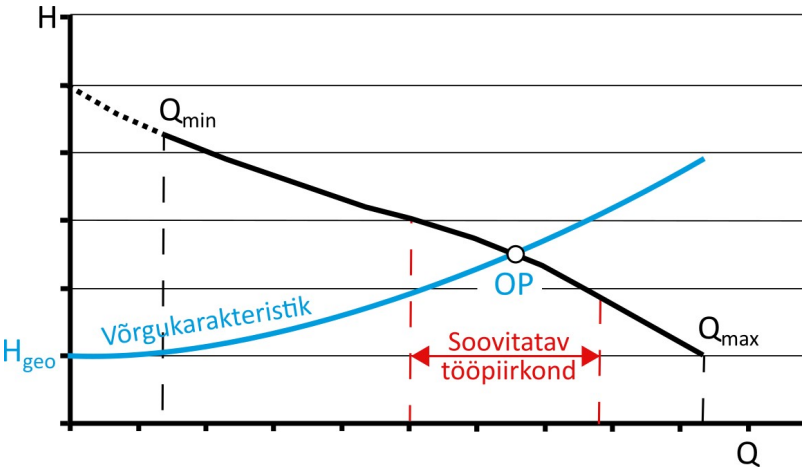
Pumba töötamise tõhusust iseloomustab kasutegurikõver η/Q, võimsust, mida reovee pumpamiseks on vaja rakendada, võimsusekõver P/Q ning kavitatsioonivaru NPSH/Q-kõver (joons 3.15).

Pumba ja survetorustiku koostööd selgitab joonis 3.16. Kui kanda samale graafikule pumba survekarakteristik (H/Q) ja võrgukarakteristik, on näha, milleks on pump võimeline ja millised nõuded esitab pumbale võrk (torustik). Seal, kus kaks kõverat lõikuvad, on pumba tööpunkt (OP). Joonisel 3.16 on punasega näidatud pumba soovitatav tööpiirkond, s.o piirkond, kus pumba kasutegur on suur.

Reoveepumpla töös tuleb arvestada seda, et pump käivitub siis, kui veetase kogumismahutis on kõrge ja seiskub siis, kui veetase on madal, seega pump töötab muutuva tõstekõrguse tingimuses.

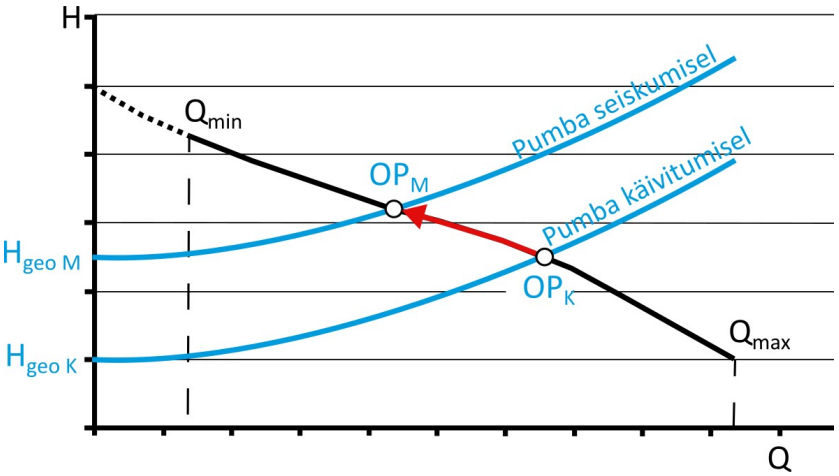


Joonis 3.15. Pumbakarakteristikud [10].



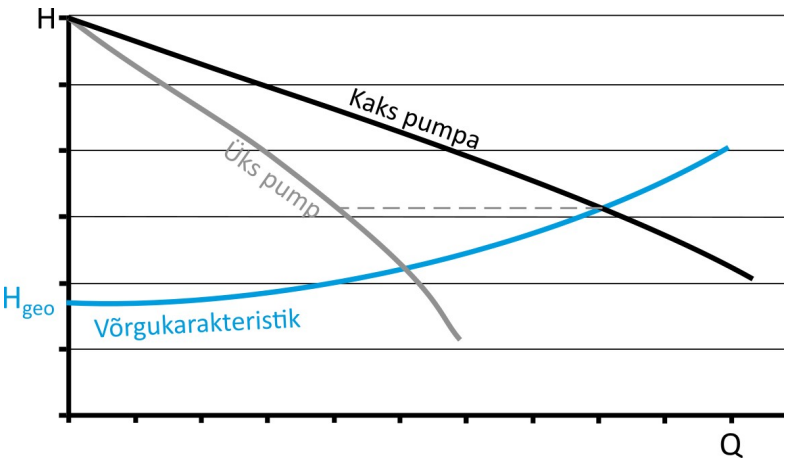
Joonis 3.16. Pumba tööpunkti määramine.

Joonisel 3.17 on näha, et veetaseme alanedes nihkub pumba tööpunkt vasakule üles, surve (tõstekõrgus) suureneb ja vooluhulk väheneb.



Joonis 3.17. Pumba tööpunkti asendi muutumine reoveepumpla töötamise ajal.

Kui kahe pumbaga pumplasse tuleva reovee vooluhulk on suur, pumpavad mõlemad vee ühisesse survetorustikku. Voolukiirus torustikus suureneb, seega suureneb ka survekadu. Joonisel 3.18 on näha, et kahe pumba koostöö korral on pumpla vooluhulk ühe pumba kahekordsest vooluhulgast väiksem. Seda tuleb pumba valikul arvestada.



Joonis 3.18. Kahe pumba koostöö võrku.

3.8.4 Suur reoveepumpla

Suurte linnade reoveepumplad on tavaliselt mitmekambrilised maa-alused raudbetoonist rajatised, milles on võrekamber, reoveemahuti (nn märgkamber) ning kuival paiknevate pumpadega pumbaruum. Peale nende võib seal olla ka eraldi kamber sulgeelementide (tagasilöögiklapid, siibrid) jaoks.

Suurtele pumplatele peab projekteerima voolurahustuskaevuni vähemalt kaks survetorustikku. Sulgeelementide paigutus peab olema selline, et kui üks survetoru suletakse, peab olema võimalik panna mõlemad pumbad pumpama teise survetorustikku − iga survetoru peab läbi laskma kogu pumpla vooluhulga.

Suurtes pumplates kasutatakse sageli reoveepumpasid, milles on diagonaalpumba (ingl *mixed flow*) tööratas. Sellised pumbad on aga äärmuslike olude, näiteks väga väikese või suure vooluhulga korral, kavitatsioonitundlikud.

3.8.5 Kavitatsiooni ohu kontroll

Kui pump töötab, valitseb pumba imiavas alati alarõhk ehk vaakum. Suure alarõhu korral, kui absoluutrõhk pumbas langeb alla küllastunud auru rõhu, võib pumbas tekkida kavitatsioon**.** Vesi hakkab keema ja sellesse tekivad aurumullid, mis liiguvad koos veega kõrgema rõhu piirkonda, kus mullis olev aur kondenseerub. Mullist jäänud tühimik täitub siis momentaanselt veega ning langeb

kokku (kollabeerub). Mulli kokkulangemine võib olla sümmeetriline või ebasümmeetriline. Sümmeetrilise kollapsi korral tekib endise mulli keskpunktis löök ja suur rõhutõus ning rõhulaine levib igas suunas laiali. Ebasümmeetrilise kollapsi korral toimub löök läbi mulli vastu mingit pinda, kõige sagedamini vastu pumba tööratast. Kollapsipunktis võib rõhk tõusta kuni 30 MPa-ni. Ühe mulli kokkulangemise korral tekkiv löök on nagu nõelatorge, ent kui lööke on sekundis sadu või tuhandeid, uuristavad need „nõelatorked“ pumba tööratta metalli ning tööratas võib puruneda.

Kavitatsiooni tekkimise ohu puhul kasutatakse mõistet NPSH (ingl *net positive suction head*). Eristatakse kaht NPSH komponenti (osa):

- $NPSH_a$ (ingl *available NPSH*): tegelik absoluutrõhk pumba imiavas ja
- $NPSH_r$ (ingl *required_NPSH*$_r$): väikseim vajalik absoluutrõhk rõhk pumba imiavas, mille puhul kavitatsiooni ei teki. See antakse tavaliselt kavitatsioonivaru-karakteristikuna koos teiste tunnusjoontega pumba passis ja sõltub pumba vooluhulgast.

Kavitatsioonioht on suurem , kui pump paikneb veevõtukohast kõrgemal (vt joonis 3.16 a), siis:

$$NPSH_a = \frac{\rho_{õ}}{\rho_v\, g} - \frac{\rho_{ka}}{\rho_v\, g} - H_{sti} - h_t \,, \qquad (3.18)$$

kus $p_{õ}$ on õhurõhk absoluutrõhuna veevõtukoha pinnal [Pa]; p_{ka} – küllastunud auru rõhk absoluutrõhuna [Pa]; H_{sti} – pumba staatiline imikõrgus [m] ning h_t – kogusurvekadu pumba imitorus [m].

Normaalõhurõhule (1013 hPa) vastav surve on 10,33 m veesammast. Küllastunud auru surve [m] sõltub vee temperatuurist ja on reovee tavatemperatuuride korral suhteliselt väike: kui t = 10 ˚C, siis H_{ka} = 0,125 m, ning kui t = 20 ˚C, siis h_{ka} = 0,239 m. Seepärast võib praktilistel kaalutlustel $NPSH_a$ arvutamiseks kasutada valemit:

$$NPSH_a = 10 - H_{sti} - h_t - h_{ka} \,, \qquad (3.19)$$

kus h_{ka} on küllastunud auru surve [m].

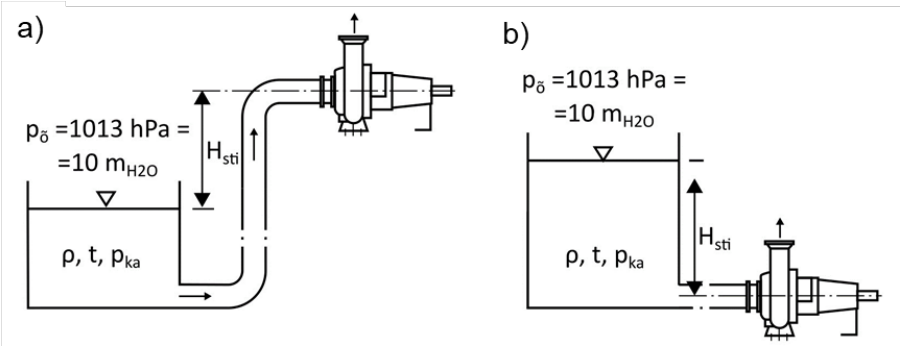
Kui pump paikneb veevõtukohast madalamal (joonis 3.19 b), arvutatakse $NPSH_a$ valemeist:

$$NPSH_a = \frac{\rho_{õ}}{\rho\, g} - \frac{\rho_{ka}}{\rho\, g} + H_{sti} - h_t - h_{ka} \,, \qquad (3.20)$$

või

$$NPSH_a = 10 + H_{sti} - h_t - h_{ka} \,, \qquad (3.21)$$

Selleks, et pumbas kavitatsiooni ei tekiks, peab olema täidetud tingimus: $NPSH_a > NPSH_r$.



Joonis 3.19. Pumba paiknemine veevõtukoha veepinna suhtes: a – kõrgemal, b – madalamal [11]

3.9 Reovee purgimissõlm

Neis piirkondades, kuhu ühiskanalisatsioon ei ulatu, tuleb elamutes tekkiv reovesi koguda lekkekindlatesse kogumismahutitesse. Kogumismahutist veetakse reovesi paakautoga reoveepuhasti või suurema reoveepumpla juurde rajatud purgimissõlme, mille kuja on 30 m.

Purgimissõlmes tuleb vastu võetud reovee hulk mõõta ning vesi mehaaniliselt puhastada. Mehaaniliseks puhastamiseks võib kasutada käsivõre, kuid parem lahendus on kivipüüdur, mehaaniline võreseade ja liivapüüdur. Kui reovesi juhitakse väikepuhastisse, peab purgimissõlme juures olema ühtlustusmahuti.

Purgimise ajal ei tohi reovesi maapinnale laiali valguda. Purglasse võib viia ainult sellist reovett, mis ei põhjusta puhastusprotsessi häireid ning mida on võimalik reoveepuhastis puhastada.

Purgimiskohta ei tohi lasta reovett, mis sisaldab põlemis- ja plahvatusohtlikke aineid, torustikele kleepuvaid ja ummistusi tekitavaid aineid, inimesele ja keskkonnale ohtlikke mürkaineid ja gaase, radioaktiivseid aineid, inimestele ja keskkonnale ohtlikku bakterioloogilist reostust ning biopuhastust pärssivaid ja/või toksilisi aineid.

Purglast puhastisse juhitav reostuskoormus võib olla 10%, mõnel väikepuhastil vaid 5% reoveepuhasti päevasest koormusest.

Viidatud allikad

[1] Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS-EN 858. Kergete vedelike (nt õli ja bensiin) püüdursüsteemid.," 2002.

[2] Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS 843. Linnatänavad." 2020.

[3] Suomen rakennusinsinöörien liitto, " RIL 77. Maahan ja veteen asennettavat kestomuoviputket. Asennusohjeet." 2013.

[4] Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS 848. Väliskanalisatsioonivõrk." 2021.

[5] Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS-EN 476. Üldnõuded äravoolu- ja kanalisatsioonitorustikes kasutatavatele komponentidele." 2022.

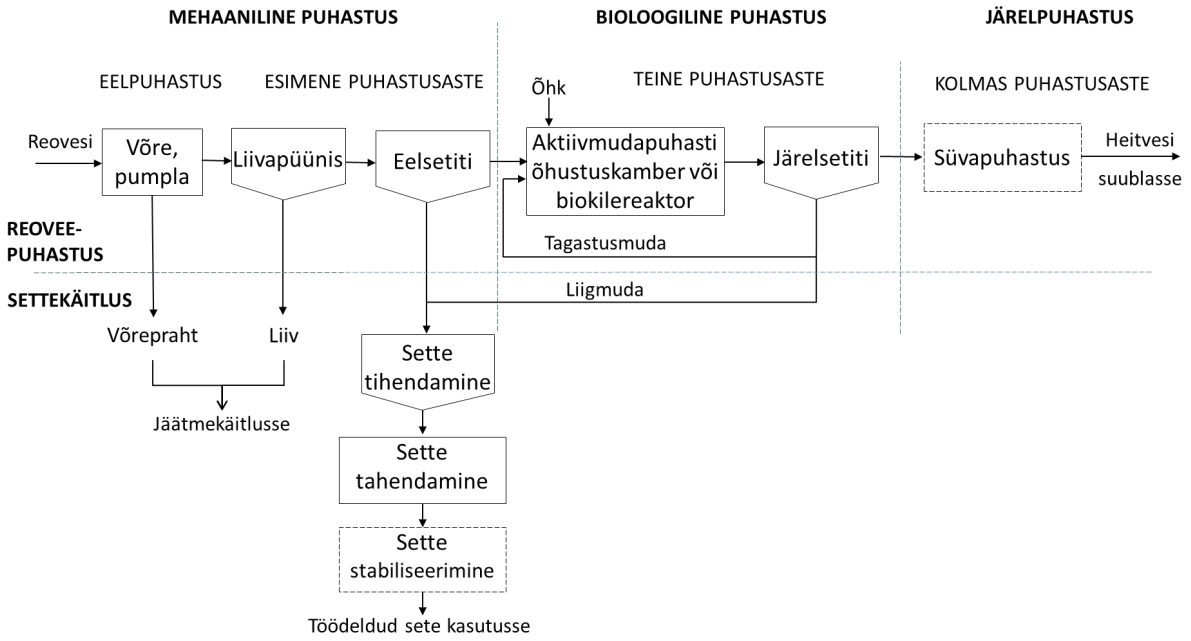
[6] Pipelife Eesti AS, "Kaevud," 2022. [WWW] www.pipelife.ee/Infra/Kaevud.html.
[7] Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS835 Hoone veevärk," 2022.
[8] T. W. Strum, Open Channel Hydraulics, 3rd ed. New York: McGraw Hill, 2013.
[9] A. Maastik, H. Haldre, T. Koppel, and L. Paal, Hüdraulika ja pumbad. Tartu: Greif, 1995.
[10] Grundfos, "The Sewage pumping handbook." [WWW] https://www.buildingincalifornia.com/wp-content/uploads/2014/02/sewage-handbook.pdf
[11] KSB Aktiengesellschaft, Selecting centrifugal pumps, 4th ed. Frankenthal: KSB Aktiengesellschaft, Communications, 2005.
[12] Sewer Drop Manhole Details, 2023. [WWW] https://hotcore.info/babki/sewer-drop-manhole- details.htm
[13] Hunter underground systems. „Manholes and chambers" [WWW] https://www.kspcor.com/docs/pdf/MANHOLES%20AND%20INSPECTION%20CHAMBERS.pdf
[14] Jiang, G., Li, X., Song, Y. (2023). „Concrete Sewer Systems and Wastewater Processes Related to Concrete Corrosion". In: Jiang, G. (eds) Microbiologically Influenced Corrosion of Concrete Sewers. Engineering Materials. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978- 3-31-29941-4_1
[15] Bilfinger Berger Umwelttechnik GmbH, „ROEVAC® Vacuum Sewer Systems" [WWW] https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/ROEDIGER%202007%20RoeVac%20Vacuum%20Sewer%20System%20PDF%20%20Presentation.pdf
[16] A. Maastik, G. Danilišina, M. Gross, M. Kriipsalu, P. Tamm, T. Tenno „Väikeste reoveepuhastite (jõudlus kuni 2000 ie) hooldamise juhend". 2011.
[17] L. Paal, H. Mölder, and H. Tibar, Veevarustus ja kanalisatsioon. Tallinn, 1981.

4 Reovee puhastamise üldpõhimõtted

Mait Kriipsalu ja Vallo Kõrgmaa

4.1 Reovee puhastamise etapid

Reovee puhastamisel kõrvaldatakse reoained veest mehaaniliste, bioloogiliste ja/või füüsikalis-keemiliste võtetega. Puhastusmeetodid jagunevad tehnilisteks ja looduslähedasteks, neid rakendatakse koos või omaette. Puhastus on mitmeastmeline (joonis 4.1): eelpuhastus ja esimene puhastusaste (mehaaniline puhastus), teine puhastusaste (bioloogiline puhastus) ning vajaduse korral ka kolmas puhastusaste (süvapuhastus) fosfori ja lämmastiku ärastamiseks, et vältida veekogude rikastumist eutrofeerumist põhjustavate taimetoitainetega. Mõnikord osutub vajalikuks puhasti heitvett peenheljumi kinnipidamiseks filtrida või toitainesisalduse vähendamiseks või haigustekitajate hävitamiseks muul viisil viimistleda. Reovee puhastamisel tekkiv sete töödeldakse enne kasutamist või kõrvaldamist.



Joonis 4.1. Reoveepuhastuse põhimõtteskeem [1]

Mehaanilise puhastuse, s.o eelpuhastuse ja esimese puhastusastme ülesanne on lahustumatute võõriste (ujuprahi, liiva, heljumi) kõrvaldamine reoveest füüsikaliste võtetega (kurnamine, sõelumine, setitamine, flotatsioon). Ujupraht jääb pidama võrele või sõeltele, mineraalsed võõrised liivapüünisesse ja orgaaniline heljum eelsetitisse. Võreseadmed ja liivapüünised paiknevad reeglina hoones. Veest kergemad võõrised (toiduõli ja rasv, õli ja bensiin) kõrvaldatakse pinnale ujutades, enamik neist peetakse kinni juba seal, kus nad tekivad: toitlustusasutuste ning liha ja piima töötlevate

ettevõtete rasva- ja toiduõlipüünistes ning autoremonditöökodade, garaažide ja autopesulate jms õli- ja bensiinipüünistes.

Eelpuhastuse tõhusus on väga oluline, sest sellest sõltub järgmiste puhastusastmete normaalne toimimine. Kui võõrised pääsevad korrast ära võreseadmest või sõelurist läbi, ummistavad nad pumpasid või kulutavad nende töörattaid, liivapüünisest välja kanduv liiv võib ummistada õhustuskambris õhusteid ning abrasiivne liiv kulutada torusid ja pumpasid.

Teises puhastusastmes (biopuhastusastmes) kõrvaldatakse orgaaniline aine reoveest mikroorganismide abil, kes kasutavad lahustunud orgaanilisi aineid oma elutegevuses ning kellest moodustuv biomass seob kolloidse heljumi. Ideaaloludes laguneb kogu orgaaniline aine süsihappegaasiks ja veeks.

Biopuhastid jagunevad:

- aktiivmudapuhastiteks (aktiivmuda on vees hõljuvaid baktereid ja muid mikroorganisme sisaldav helbeline biomass, mis tekib reovee puhastamisel aeroobses või anoksilises keskkonnas) (ptk 7);
- biokilepuhastiteks, milles biopuhastus toimub põhiliselt tugimaterjali pinnale kinnitunud biokiles elutsevate mikroorganismide toimel (ptk 10);
- looduslähedasteks puhastiteks (biotiigid, pinnaspuhastid, märgalapuhastid) (ptk 11).

Mõnikord puhastustehnoloogiad kombineeritakse – näiteks põhipuhastina toimib biokilepuhasti ning järelpuhasti on looduslähedane, leidub ka lahendusi, kus ühes mahutis kasutatakse nii biokilet kui ka aktiivmuda. Koos valdkonna arenguga püütakse leida ka uusi viise, kuidas tõhusamalt reoveest bioloogiliste meetoditega saasteaineid eraldada, kuid reeglina kasutatakse siiski looduses kulgevaid protsesse (joonis 4.2).

Tänapäevased biopuhastid suudavad reoveest kõrvaldada nii süsinikuühendeid, mille sisaldust iseloomustab biokeemiline hapnikutarve BHT_7, kui ka lämmastiku- ja fosforiühendeid. Ometi ei ole eri biopuhastustehnoloogiad kõigi nende ühendite suhtes ühetõhusad. Lämmastik ärastatakse nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni teel, milles lämmastikuühendid muudetakse molekulaarseks lämmastikuks (N_2). Fosfori kõrvaldamiseks rakendatakse nii bioloogilist fosforiärastust (Bio-P) kui ka keemilist sadestamist. Heitvee fosforisisaldus on Eestis normitud [2], kui puhasti koormus on suurem kui 300 ie.



Joonis 4.2. Kõik biopuhastuse tehnoloogiad põhinevad looduslikel protsessidel (fotod: V. Kõrgmaa)

Kolmandat puhastusastet ehk **süvapuhastust** rakendatakse siis, kui reovett on vaja puhastada põhjalikumalt kui on võimalik esimeses ja teises puhastusastmes. Süvapuhastus hõlmab keemilist fosfori- ja lämmastikuärastust, heitvee filtrimist ning selle patogeenisisalduse vähendamist. Filtrida võidakse heitvett selle heljumisisalduse vähendamiseks või kui fosforisisaldust ei suudeta tavapärase aktiivmuda- või biokilepuhastusega nõutaval määral (< 0,5 mg/l) alandada.

Järelpuhastust biotiikides rakendatakse peamiselt heitvee taimetoitainesisalduse vähendamiseks ja patogeensete mikroorganismide hävitamiseks. Põhipuhasti rikke korral vähendab biotiik suublasse heidetava vee reostuskoormust. Süvapuhastust väikese reostuskoormusega puhastite korral ei nõuta, ent kui see ei osutu liiga kulukaks, võib seda keskkonnahoiu nimel kindlasti soovitada.

Tulevikus võib lisanduda puhastusastmeid veelgi, näiteks siis, kui heitveest on vaja kõrvaldada ravimijääke või muid raskesti lagunevaid ühendeid. Ravimijääkide kõrvaldamiseks on juba rakendamist leidnud heitvee osoonimine (nt Saksamaal Aacheni linna reoveepuhastis).

Reovee puhastamisel tekib mitmesuguseid jäätmeid, seetõttu on **settekäitlus** (ptk 17) reovee puhastamise lahutamatu osa.

4.2 Puhastustehnoloogia valimine

Reovee puhastamise eesmärk on aja jooksul muutunud. Eelmise sajandi algul peeti vajalikuks kõrvaldada reoveest vaid võõrised ja raskusjõu toimel settiv aine, ent aktiivmudapuhastuse laialdane kasutuselevõtt 1940-ndatel muutis võimalikuks ka lahustunud orgaanilise aine kõrvaldamise.

Taimetoitainetele hakati rõhku panema alles 1980-ndatel. Sajandi vahetusel jõudis järg mikro-reoaineteni ning rääkima hakati ka mikroplastist. Tähelepanu hakati pöörama ka kasvuhoonegaaside emissiooni vähendamisele puhastusprotsessis. Viimased paarkümmend aastat on olnud erilise tähelepanu all settekäitlus ning praegu räägitakse vajadusest võtta kasutusele reoveesettes olev fosfor ja lämmastik. Süvapuhastustehnoloogiate areng on muutnud reaalseks ka reovee taaskasutamise, mis on EL ringmajanduse paketis prioriteetseks tunnistatud. Põhimõtteliselt tähendab see seda, et reoveepuhastist võib edaspidi välja tulla kaks toru – lisaks tavapärasele heitveele võib toru vaja olla ka taaskasutusvee jaoks. Uute reoveepuhastite rajamisel tuleb eesmärgiks seada nende energiatõhusus.

Reoveepuhastustehnoloogia valimisel peab olema selge, mida reovesi sisaldab ning millist eesmärki täita soovitakse. Kui reovee ainesisaldus on tavapärasest erinev, nt kui selle lämmastikusisaldus on tavapärasest kordi suurem, tuleb valida lämmastikuärastust hõlmav puhastustehnoloogia, ning kui reovesi sisaldab raskmetalle, rakendada nende ärastamise võtteid. Enne reoveepuhasti rajamist või olemasoleva rekonstrueerimist tuleb tähelepanu pöörata järgmistele asjaoludele:

- **sotsiaal-majanduslik aspekt** – tuleb läbi mõelda, kas tegu on sellise reoveekogumisalaga, kuhu rajatud puhasti käitamine on ka tulevikus jätkusuutlik. Kirjeldada tuleb elanikkonna arvu muutumist lähiminevikus, olevikus ning prognoosida muutusi tulevikus. Tuleviku hindamisel peab lähtuma elamuehituse, tööstuse ja turismi arenguperspektiividest. Investeeringu planeerimisel peab arvesse võtma teenust kasutava elanikkonna maksevõimet;
- **keskkonnakaitseaspekt** – teha kindlaks, ega reoveepuhastit rajata looduskaitsealale või kaitstavasse piirkonda ning kas ja millised suublana arvesse tulevad veekogud asuvad rajamispiirkonnas või selle ümbruses. Peab analüüsima, milline saab olema kavandatud tööde mõju keskkonnale ning kavandama meetmed keskkonnareostuse vältimiseks;
- **ühiskanalisatsiooni seisukord** – rusikareegel ideaalse reoveepuhasti rajamiseks on: „Tee torud korda ja siis alles mine reoveepuhasti kallale!“. On praktiliselt võimatu saada adekvaatseid lähteandmeid reoveepuhasti projekteerimiseks ja see dimensioonida, kui ühiskanalisatsiooni satub liigset võõrvett;
- **olemasoleva taristu** (juurdepääsuteed, veevarustus, elekter, side) **seisund**;
- **maakasutusloa** ning võib juhtuda, et ka **teekasutusloa olemasolu** (kui vaja, tuleb taotleda);
- **alusandmete hankimine ja uuringud –** sageli puudub projekteerimiseks vajalik algandmestik ning reostuskoormus arvutatakse inimekvivalendipõhiselt, mistõttu puhasti kas üle- või aladimensioonitakse. Reoveepuhasti projekteerimiseks peab olema teada vooluhulk ja reostuskoormus. Teadma peab ööpäevast ja maksimaalset tunnivooluhulka ning veelgi parem, kui on teada samad näitajaid ka kuival ja sademeterikkal perioodil. Määrata on vaja reovee BHT_7, KHT

ning heljumi-, lämmastiku- ja fosforiühendite sisaldus. Üle 10 000 ie jõudlusega reoveepuhastite korral on soovitatav analüüsida vähemalt aasta pikkuse perioodi andmeid. Väiksemate puhastite puhul on vaja vähemalt kahe nädala jooksul (nädal kuival ning nädal sademerohkel perioodil) mõõta vooluhulka ja reostuskoormust;

- **puhasti käitus** – puhasti rajamisel või rekonstrueerimisel on oluline, et puhastit käitama hakkavat inimest (nt tulevast operaatorit) kaasataks kõikides tegevusetappides, et sel moel suurendada tema kompetentsust. Operaator saab siis lisada enda tähelepanekuid ja nõudmisi hanke lähteülesande koostamisel ning projekteerimis- ja ehitusetappides. Operaator on mõistlik kaasata lepingukohaste tegevuste algfaasis, sest hiljem ei ole enam võimalik suuri muudatusi teha. Soovitatav on hõlmata kompetentne vee-ettevõte, kes käitab mitut reoveepuhastit. Puhasti ümberehitamise korral tuleb hinnata, kas senine operaator tuleb uue puhasti haldamisega toime või vajab seoses uue tehnoloogia kasutuselevõtuga lisakoolitust;
- **reoveesete ja muud tahked jäätmed** – reovee mehaanilisel ja bioloogilisel puhastamisel tekib jäätmeid (setteid), mis vajavad käitlemist. Mõelda tuleb ka sellele, mida käideldud jäätmetega peale hakata. Ei tohi unustada, et selleks võib olla vaja taotleda jäätmeluba [3];
- **lisanduvad protsessid** – millised need on ning kuidas nad mõjutavad heitvee kvaliteeti. Näiteks kaasneb settekääriti kasutuselevõtuga ammooniumlämmastiku juhtimine tagasi reoveepuhastisse, mis omakorda nõuab täiendavaid meetmeid lämmastiku ärastamiseks.

Reovee puhastamine on keeruline protsess, mille tulem, s.o heitvee kvaliteet sõltub mitmest tegurist: reovee omadustest ja nende varieerumisest, puhastustehnoloogia keerukusest ja puhasti hooldamisest ning operatiivotsustest. Need tegurid on sageli omavahel seotud ning ühe halvenemine võib mõjutada negatiivselt kõiki teisi. Tulem ei sõltu üksnes puhasti tehnoloogilisest lahendusest. Kuigi läbinisti sarnaseid reoveepuhasteid on keeruline leida, sõltub kõigi reoveepuhastite tõhusus (see, kui edukalt nad suudavad vett puhastada) mitmest tehnilisest ja mittetehnilisest tegurist, mis võivad ühel või teisel ajahetkel ebasoodsaks muutuda. Tavaliselt on neid tegureid, mis reoveepuhasti korralikku toimimist pärsivad, mitu. Näiteks oli 1970-ndatel USA-s tehtud uuringu kohaselt keskmisel puhastil 15 tõhusust piiravat tegurit ning ei leidunud ühtki puhastit, millel oleks olnud ainult üks probleem [4]. Mõningaid puhastushäirete põhjuseid ei pruugi olla võimalikki üheselt kindlaks teha (nt võib lahustunud hapniku ebapiisavat sisaldust õhustuskambris põhjustada biolagunevate orgaaniliste ainete äkk-koormus või õhustussüsteemi ebapiisav jõudlus, selle puudulik hooldus või nende tegurite kombinatsioon). Hea projekt ja ehituse kvaliteet ning professionaalne käitus ja hooldus võivad sedalaadi probleeme küll minimeerida.

4.3 Reoveepuhastuse tulem

4.3.1 Reovee omadused

Reovee omadused seavad sageli tingimused puhastustehnoloogia valikuks, kuid probleemid reoveepuhastil saavad sageli alguse juba kanalisatsioonist:

- **liigvesi ja infiltratsioon** – torustiku kehva seisukorra tõttu, ühisvoolse kanalisatsiooni korral või põhjustatuna veetarbijate tegevusest võib reoveepuhastisse jõuda suurel hulgal ülearust vett. Kui ei rakendata meetmeid juurdevoolu vähendamiseks (nt ühtlustusmahutit, avariimöödalaset), võib halvimal juhul tekkida olukord, kus reoveepuhasti „pestakse puhtaks“ – vett puhastavad mikroorganismid uhutakse biopuhastist välja;
- **tootmisreovee juhtimine olmereoveepuhastisse**. Ometi ei ole tootmisreovee puhastamine koos olmereoveega alati halb lahendus, sest mõni tootmisettevõte võib vette lisada lämmastiku- ja fosforiärastust soodustavat hästilagundatavat süsinikku. Mõnest tööstusettevõttest võib aga tulla sellist reovett, mis võib puhastusprotsessi kauaks ajaks rivist välja viia. Seetõttu tuleb siis, kui puhastisse võib jõuda ka tootmisreovett, projekteerida avariimahuti, millesse saab juhtida bioloogilise puhastusprotsessi jaoks sobimatu reovee. On soovitatav, et see vesi juhitaks avariimahutisse automaatselt nt pH või KHT reaalajas töötava anduri käsul;
- **reovee ainesisaldus** – Eesti olmereovesi on toitainesisalduse poolest sageli tasakaalustamata: lämmastiku- ja fosforisisaldus on suur, ent süsinikku on vähe. Reovees võib leiduda ka bioloogilisi protsesse pärssivad ühendeid, mis ei ole tavapäraste meetoditega kõrvaldatavad;
- **füüsikalis-keemilised tegurid** – peamiselt reovee pH ja temperatuur mõjutavad keemiliste ja bioloogiliste reaktsioonide kulgemist. Madalamal temperatuuril on mikroorganismide elutegevus aeglasem ning seetõttu peab puhasti operaator heitvee hea kvaliteedi tagamiseks rohkem vaeva nägema. Paljude ainete olekut reoveepuhastis mõjutab pH, millest oleneb, millised mikroorganismid on elujõulised.

4.3.2 Puhasti kompleksus

Puhasti kompleksus iseloomustab rakendatava tehnoloogia keerukust. Seda saab vaadelda nii puhasti kui terviku aspektist kui ka puhastusetappide kaupa ning iseloomustada sellega, mitu puhastusetappi on reoveepuhastis kasutusel. Suurem puhastusetappide arv loob sageli eelduse tõhusaks reoveepuhastuseks (nt liiv ja rasvad ei pääse bioloogilise puhastuse etappi), kuid ei pruugi anda mingit

teavet kõigi reoveepuhasti tööd mõjutavate tegurite, sh seadmete hooldamise, aktiivmuda pundumisilmingute ja settimisprobleemide kohta.

Eestis aastatel 2015–2016 korraldatud uuringu [5] andmete analüüsimisel selgus, et reoveepuhasti komplekssus ning toimivus on omavahel seotud. Sellest johtuvalt võiks eeldada, et kui ehitada seadmete poolest hästi varustatud (kompleksne) reoveepuhasti, milles on rakendatud paljusid tipptehnoloogilisi puhastusetappe, on heitvee vastavus nõuetele kergesti saavutatav. Paraku ei olnud heitvee kvaliteedi ning puhasti komplekssuse vahel selget seost. Põhjus on lihtne – selles, kas heitvesi vastab nõuetele, mängivad lisaks puhastustehnoloogiale olulist rolli ka reovee omadused ja puhasti käitamine.

4.3.3 Puhasti käitamine

Käitamine on tegevuste kogum, mis hõlmab reoveepuhasti seadmete käigus hoidmist ning bioloogiliste puhastusprotsesside juhtimist. Käitamistegevused jagunevad lihtsustatult järgmiselt:

- **korraline kontroll** – see võib hõlmata nii visuaalset ja tehnilist kontrollimist kui ka mõõtmisi. Visuaalse kontrollimise eesmärk on kindlaks teha, kas seadmed töötavad normaalselt ning ega ole ummistusi või muid nähtavaid vigu. Visuaalne kontroll annab sageli ka hea ülevaate puhasti bioloogiliste protsesside toimimisest. Tehnilise kontrolli eesmärk on teha kindlaks, kas seadmed on korras, ettenähtud otstarbel ja viisil kasutamise korral ohutud ning ega neil ilmne olulisi puudusi. Mõõtmiste eesmärk on eelkõige hinnata puhastatava reovee hulka, teha parandusi protsessi seadistuses, teha kindlaks reo- ja/või heitvee ainesisaldus või hinnata bioloogilise puhastusprotsessi iseloomustavaid näitajaid;
- **hooldus ja remont** – õigel ajal tehtud hooldus- ja remonditööd pikendavad oluliselt seadmete tööiga.
- **puhastusprotsesside juhtimine ja enesekontroll** – nii protsesside juhtimise kui ka enesekontrolli eesmärk on see, et puhasti heitvesi vastaks nõuetele, ent ka kulude optimeerimine. Selleks tuleb kindlaks teha reoveepuhasti probleemsed kohad (kriitilised kontrollpunktid), seada kriteeriumid neis punktides tõrgeteta töö saavutamiseks ning neid punkte regulaarselt seirata. Tuleb kehtestada ka korrigeerivad tegevused juhtumitel, kui seire tulemusena selgub, et kriitiline punkt ei ole kontrolli all (ilmneb kõrvalekalle kehtestatud piirist, näiteks pumba rike või hõljuvaine kandumine setiti väljavoolu);
- **dokumenteerimine** – kõik eelkirjeldatud tegevused tuleb dokumenteerida. Reoveepuhasti operaator on kohustatud pidama puhasti hoolduspäevikut, kuhu tuleb kirja panna tehtud hoolde- ja remonditööd (nt puhasti sõlmede vahetamine või rikete kõrvaldamine), andmed

reovee puhastamisel eemaldatud võreprahi, liiva ja sette ning kasutatud kemikaalide kohta ning andmed vee erikasutusloaga määratud reostusnäitajate analüüsitulemuste ja reovee mõõdetud vooluhulga kohta. Hoolduspäevikusse on soovitatav kanda võimalikult rohkesti informatsiooni, et operaator saaks analüüsida oma tegevust pikema aja jooksul. Kasulik on kirja panna kõik seadistamised ning see, kas seade on töös või miski on rikkis. Hoolduspäeviku pidamine aitab tagada töödistsipliini ning seadmete regulaarne hooldamine ennetada rikkeid.

Reoveepuhasti võib anda määruses [2] sätestatud kvaliteediga heitvett ka siis, kui tal on isegi tõsiseid tehnilisi puudusi, kuid siis peab operaator olema hästi kursis oma reoveepuhasti iseärasustega ning oskama neid ka arvesse võtta. Operaator peab jälgima, et iga seade täidaks oma tehnoloogilist ülesannet nõnda, et heitvee reostusnäitajad vastaksid nõuetele, ning töötaks soodsaimas režiimis, et käituskulud oleksid võimalikult väikesed (nt aktiivmudapuhastis reguleerima tagastusmuda pumpamist niiviisi, et sete ei viibiks liiga kaua järelsetiti põhjas).

Reoveepuhasti operaatori kompetentsus ja tema otsused puhasti käitamisel on puhasti toimimise seisukohalt kõige olulisemad tegurid. Puhasteid projekteeritakse aga mingite kindlate tingimuste jaoks, mis tähendab, et biomassi vajalik hulk ja mahutite ruumalad arvutatakse kindla aktiivmudasisalduse puhuks (ptk 7). Kuigi operaator ei saa protsessi reguleerida, muutes puhasti ruumala, saab ta muuta biomassi hulka ning sel moel saavutada vajalik tulemus. Bioloogilise puhastuse käigus teevad reovee puhtaks bakterid, kes tegutsevad kiiremini pigem soojas keskkonnas. Et Eestis kõigub reovee temperatuur paarist kraadist paarikümne kraadini, peab operaator vajaliku puhastustõhususe saavutamiseks talvel suurendama biomassi hulka ning suvel seda pigem vähendama. Siit järeldub, et kui insenerid on betoonist valmistanud kindla suuruse ja mahuga reoveepuhasti, sõltub puhastusprotsessi tõhusus operaatorist. Operaatori otsused ja puhasti korrashoid mõjutavad otseselt reoveepuhasti heitvee kvaliteeti ja töödeldud reoveesette vastavust seaduses sätestatud nõuetele, kaudselt aga kõigi puhasti seadmete tööiga, protsessi toimimise stabiilsust ja reovee puhastamise maksumust.

Viidatud allikad

[1] A. Maastik, G. Danilišina, M. Gross, M. Kriipsalu, P. Tamm, ja T. Tenno. Väikeste reoveepuhastite (jõudlus kuni 2000 ie) hooldamise juhend. Tartu, 2011.

[2] Keskkonnaministri määrus nr 61. Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteainesisalduse piirväärtused. Nov. 08, 2019.

[3] Jäätmeseadus, 2004. [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/114062013006?leiaKehtiv (Oct. 09, 2022).

[4] B. A. Hegg, K. L. Rakness, J. R. Schultz. Evaluation of operation and maintenance factors limiting municipal wastewater treatment plant performance. Report EPA-600/2-79-034, Springfield, 1979.

[5] V. Kõrgmaa et al. Aastatel 2004-2014 EL ja KIK abirahaga rajatud ja rekonstrueeritud reovee-puhastite tõhususe hindamine Lõpparuanne, 2016. [WWW] https://envir.ee/media/4291/download (Oct. 09, 2022)

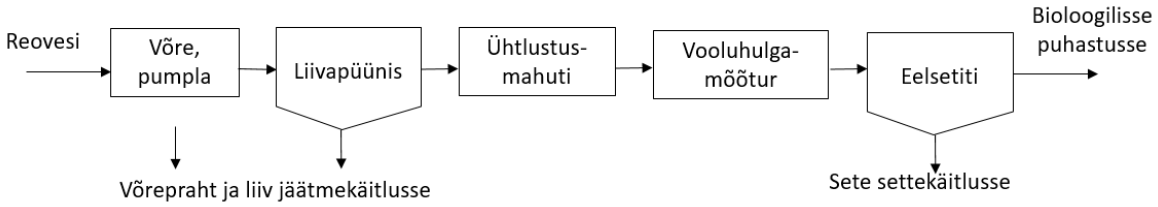
5 Eelpuhastus

Mart Taklai, Mait Kriipsalu, Vallo Kõrgmaa, Enn Tõnisberg, Erki Lember ja Vahur Värk

5.1 Eelpuhastuse olulisus

Mehaanilise puhastuse, s.o eelpuhastuse ja esimese puhastusastme ülesanne on lahustumatute võõriste (ujuprahi, liiva, heljumi) kõrvaldamine reoveest füüsikaliste võtetega (kurnamine, sõelumine, setitamine, flotatsioon). Ujupraht jääb pidama võrel (mõnikord ka sõeluris), mineraalsed lisandid liivapüünises, orgaaniline heljum setib välja setitites ja väga peene heljumi püüdmiseks võidakse kasutada filtreid. Veest kergemad lisandid (toiduõli ja rasv, õli ja bensiin) eraldatakse ülesujutamise teel; soovitatav on seda teha enne ühiskanalisatsiooni juhtimist reostuse tekkekohas (kohtpuhastis – toitlustusasutuste ja liha ja piima töötlevate ettevõtete rasva- ja toiduõlipüünistes ning autoremonditöökodade, garaažide, autopesulate jms õli- ja bensiinipüünistes).

Oma- ja väikepuhastites peetakse sageli nii liiv ja muda kui ka orgaaniline heljum kinni septikus. Suuremate väikepuhastite võreseadmed ja liivapüünised paiknevad tavaliselt hoones, väiksematel võivad olla eraldi võrekaevud ja septikud.



Joonis 5.1. Eelpuhastuse tüüpiline vooludiagramm

Eelpuhastusastme tõhusus on väga oluline, sest sellest oleneb järgmiste puhastusastmete normaalne toimimine. Kui võõrised pääsevad korrast ära võreseadmest või sõelurist läbi, siis nad ummistavad pumpasid või kulutavad nende töörattaid. Liivapüünisest välja kanduv liiv võib õhustuskambris ummistada õhusteid, abrasiivne liiv kulutada torusid ja pumpasid ning täis settinud mahutites väheneda reovee viibeaeg. **Mehaaniline puhastus aitab tagada bioloogilise puhastusprotsessi ning seadmete tõrgeteta toimimise ning vältida ummistusi.**

5.2 Võred ja sõelurid

5.2.1 Üldised põhimõtted

Reovee mehaaniline puhastamine algab juhtimisega läbi võre või sõeluri, kuhu jäävad pidama reoveega kaasa tulevad suuremad võõrised (kaltsud, hügieenisidemed, kile jm), mis võivad ummistada seadmeid ja torustikke.

Võre on seade jämeheljumi ja prahi kõrvaldamiseks reoveest käsitsi või mehaaniliselt puhastatavate varbade, liikuvate lintide või mulgustatud metall-lehest või traatvõrgust tehtud pöörlevate ketaste või trumlite abil. Suurematel puhastitel võib võrede tõhususe suurendamiseks (eriti orgaaniliste jäätmete kinnipidamiseks) paigaldada järjestikku kaks võret, millest teise varvavahe on esimese omast väiksem. Võrede dimensioneerimisel tuleb arvestada, et läbi võre juhitava vee kiirus peab olema suurem kui 0,3 m/s, ent ei tohi maksimaalse vooluhulga puhul ületada 1,2 m/s [1].

Toimimisprintsiibi poolest jagunevad võred käsi- ja mehaanilisteks võredeks ning pilude või avade suuruse järgi:

- peenvõredeks pilude või avade suurusega < 10 mm;
- keskvõredeks pilude või avadega 10 – 40 mm ning
- jämevõredeks pilude või avadega > 40 mm kuni 75 (100) mm.

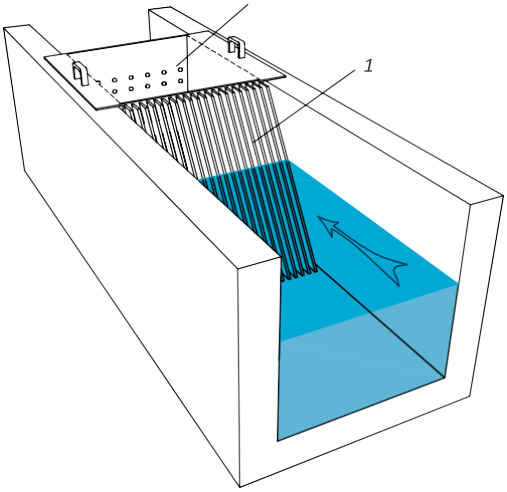
Võrede ava- või pilusuurused on järgmised:

- varbvõre pilu 3 – 20 (100) mm;
- perforeeritud leht (haripuhastusega) ava 2 – 12 mm;
- kruvivõre (perforeeritud korv) ava 3 – 8 mm;
- treppvõre (astmelised latid) pilu 2 – 6 mm;
- trummelvõre (perforeeritud korv) ava 2 – 6 mm;
- trummelvõre (punutud terasvõrk) ava 0,1 – 2 mm.

5.2.2 Jämevõred

Jämevõred (pilu suurus enamasti ≥ 40 mm) on ette nähtud jämeda prahi kõrvaldamiseks. Väikepuhastitel on nad sageli reha abil käsitsi puhastatavad varbvõred varvavahega 15−30 mm (joonis 5.2), mis paiknevad tavaliselt reoveepumpla ees olevas võrekaevus. Suuremate rajatiste, näiteks pumplate ees olevate jämevõrede varvavahe on suurem (50−100 mm). Käsitsi puhastatav varbvõre

valmistatakse latt-terasest (sõltuvalt kõrgusest 5−15 × 25−75 mm), varvavahe peaks olema 15–30 mm ja võre kaldenurk 60^{o}. Võrelatte siduvad ühenduselemendid olgu alumises tasandis, et nad ei takistaks puhastusrehaga töötamist. Kogunenud praht tõmmatakse nõrgumiseks ja tahenemiseks võrekorvi. Perforeeritud lehtterasest nõrgumiskorv peab ülespoole laienema, et seda oleks kerge välja tõsta ja tühjendada. Korvil peavad olema tõstmist võimaldavad sangad.



Joonis 5.2. Käsitsi puhastatav varbvõre: 1 – võre, 2 – võrekorv [2]

5.2.3 Peenvõred

Peenvõre ülesanne on kinni pidada võimalikult palju reovees olevaid võõriseid, et nad järgmistes puhastusetappides tüli ei teeks. Peenvõre läbivooluava või -pilu suurus on 0,5−6 mm [3]. Tavaliselt paigaldatakse peenvõre teise astmena jämevõre järele. Uuematel puhastitel kasutatakse mehaanilisi peenvõresid (levinumad on kruvi- ja trummelsõelurid). Soovitatavad on sellised automaatsed võred, mis peale võreprahi kõrvaldamise selle ka pesevad ja tahendavad.

5.2.4 Mehaanilised võred

Mehaanilistelt võredelt kõrvaldatakse praht automaatselt perioodiliselt või pidevrežiimis. Konstruktsiooni poolest on neid mitmesuguseid: statsionaarseid (varbvõred, kaarvõred, treppvõred) või pöörleva mehhanismiga (liikuva ekraaniga võred, kruvi- ja trummelvõred).

5.2.5 Varb- ja piluvõred

Varbvõre valmistatakse latt-terasest (sõltuvalt kõrgusest 5−8 × 50−75 mm), varvavahe sõltub kasutuseesmärgist (jäme- või peenvõre). Läbilaskevõime suurendamiseks ja puhastamise hõlbustamiseks paigaldatakse varbvõre 45−60^{0} kaldu vee liikumissuuna suhtes.

Mehaanilised peenvarbvõred tehakse roostevabast terasest. Varbu (vahekaugus 2–5 mm) puhastatakse mehaanilise rehaga, mille tööorgan võib paikneda nii võre ees kui ka taga. Võrepraht, millest suurem osa veest välja nõrgub, lükatakse prahikorvi.

Varbvõrede eelised on:

- tugev konstruktsioon ja hea töökindlus;
- kõrvaldavad hästi jämedat prahti (sh kive, pudeleid jmt);
- suhteliselt lihtsad (mehaanilise kaabi abil) puhastada.

On ka puuduseid:

- peavad halvasti kinni kiulist materjali;
- tõhusus on suhteliselt väike (6-mm piludega võre SCR ≈ 35%).

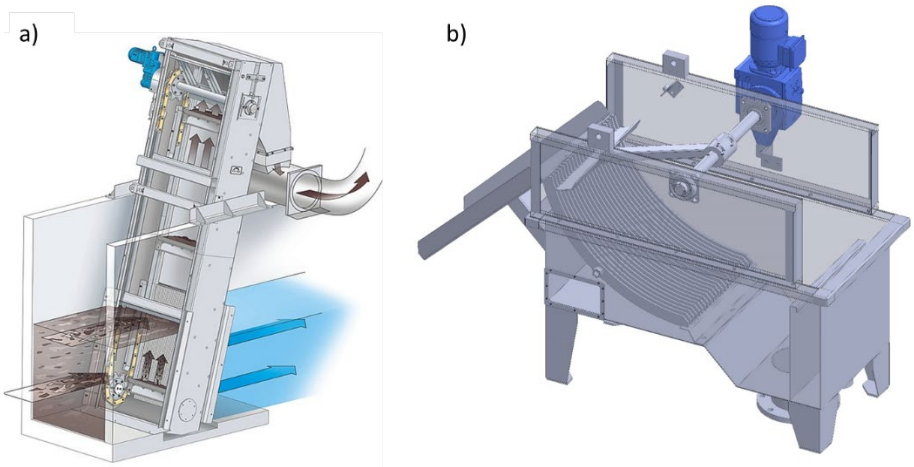
Võrede tõhusust väljendatakse võre püüdesuhte (ingl *screen capture ratio*, SCR) kaudu:

$$SCR = \frac{X}{(Y+Z)} 100\ \%, \qquad (5.1)$$

kus X on võreprahi kogus sõelumata reovees; Y – võrel kinni peetud prahi kogus ja Z – võreprahi kogus sõelutavas reovees.

Piluvõred on varbvõredest tõhusamad (SCR kuni 71 %), ent neil on ka puudusi:

- plastosad on nõrgad – painduvad ja murduvad;
- plastosade vahetamine on kallis ja aeganõudev;
- osade puhastamise ajal pääseb palju ujuvmaterjali allavoolu.



Joonis 5.3. Mehaanilised võred: a – sirgete varbadega võre (Huber), b – kaarjate varbadega võre [13]

5.2.6 Kaarvõre

Kaarvõrel peetakse peenpraht kinni vee voolamisel mööda terasvõrgust või perforeeritud lehtedest valmistatud paraboolselt kaarjat ekraani. Võrkekraani avade suurus on 0,5x0,5 kuni 10x10mm. Reovesi juhitakse võrele enamasti survetoru pidi. Praht vajub veevoolu ja raskusjõu toimel ekraani allservas olevasse kogumisrenni, kus paiknev mehaaniline transportöör viib prahi konteinerisse. Vesi valgub läbi võrgu kogumisvanni ja sealt äravoolutorusse. Kaarvõred valmistatakse roostevabast terasest ja plastist. Nende tõhusus SCR ulatub 70−75 %-ni) ning on võrreldav piluvõre omaga. Kaarvõrel on ka puudusi:

- survekadu võres on suur;
- vajab puhastamiseks survevett, mille kulu võib üsna suur olla .



Joonis 5.4. Mehaaniline kaarvõre Vigala Piimatööstuse reoveepuhastil (foto: V.Kõrgmaa)

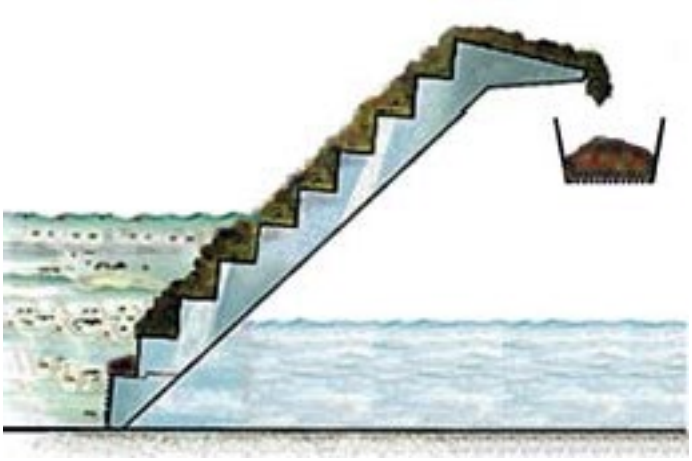
5.2.7 Treppvõre

Treppvõre (joonis 5.5), mille varvavahe on 3–5 mm, on tõhus ja ummistumiskindel. Võre varvad on astmekujulised ning moodustavad trepi. Iga teine varb on fikseeritud ning nende vahel olevad varvad liiguvad nii, et tõstavad kinni peetud prahi aste-astmelt kõrgemale, kuni see juhtplaati mööda prahikonteinerisse langeb.

Treppvõrele on iseloomulik:

- suhteliselt väike omahind;

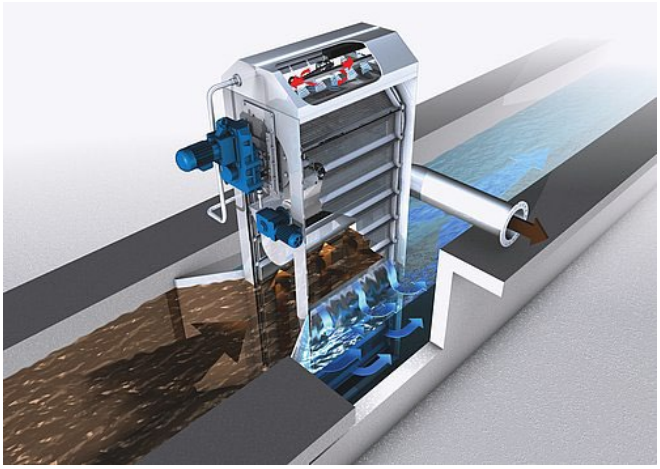
- väike keskkonnajalajälg;
- prahikõrvaldusvõime diapasoon on suur: 35 % (6-mm pilu) kuni ≈ 50–56% (3-mm pilu);
- vajab suhteliselt madalat kanalit;
- kõvade materjalide kõrvaldamisel on probleeme liiva ja kividega (veerevad tagasi).



Joonis 5.5. Treppvõre [2]

5.2.8 Liikuva ekraaniga võre

Liikuva ekraaniga võred on peenvõredena kasutuses enamasti toorveehaaretes, aga ka reoveepuhastites. Peenpraht peetakse neis kinni vee voolamisel läbi püstsuunas liikuva terasvõrgust või perforeeritud lehtedest valmistatud ekraani (filterelemendi). Ekraanivõrgu ava suurus on 0,5x0,5 kuni 10x10 mm. Ekraan on pidevas liikumises, ülemises asendis kõrvaldatakse praht ja toimub ekraani survepesu, praht liigub konteinerisse ja pesuvesi võre-eelsesse kanalisse. Võreosad valmistatakse roostevabast terasest ja plastist. Liikuva ekraani või filterelementidega 6 mm suuruste avadega võre tõhusus SCR ulatub 85 %-ni. Tehnilisi lahendusi on mitmesuguseid (joonis 5.6).



Joonis 5.6. Liikuva ekraaniga võre paigaldatuna kanalisse [14]

5.2.9 Sõelurid

Sõeluri tööorgan võib olla statsionaarne või pöörlev. Statsionaarse tööorgan on nõgus sõel, mis võib olla tehtud perforeeritud roostevabast terasplekist, punutud traatvõrgust või kaarjatest varbadest kujundatud korv. Sõela, mille avade või pilude suurus on 2–6 mm, puhastamiseks on mitu võimalust:

- **kruvisõelurit** puhastavad kruvikonveieri serva külge kinnitatud harjad. Aeglaselt pöörlev kruvi lükkab prahi sõeluri ülemisse otsa, kust ta prahikonteinerisse kukub;
- **trummelsõeluril** juhitakse reovesi trumli sisse. Vesi voolab läbi sõela ning praht jääb trumlisse pidama. Trumli sees on keskkohast veidi kõrgemal prahikogumisrenn, millesse praht trumli pöörlemisel kukub. Trummelsõelurit puhastatakse tugevate veejugadega, mis paiskuvad trumli kohal oleva toru küljes olevatest düüsidest.

Sõelurite puhastustõhusus on:

- 6 mm suuruste varvavahedega trummelsõeluril SCR ≈ 32 % ning
- 6 mm suuruste ümaravadega kruvivõrel SCR ≈ 52 %.

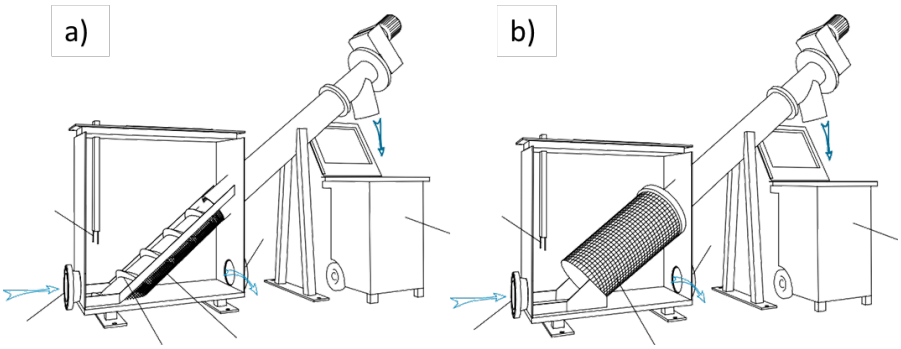
Statsionaarne sõelur on:

- hea lahendus väikepuhastitele;
- ökonoomseim lahendus;
- roostevabaterasest, tugev ja kestev;
- kruvisõeluril on olemas ka vertikaalne lahendus.

Pöörleva sõeluri tööorgan on perforeeritud roostevabast terasplekist, punutud traatvõrgust või kaarjatest varbadest kujundatud korv. Sõelaavade või -pilude suurus on 2–6 mm. Sõeluril pöörlevad nii korv kui ka selles olev kruvi (joonis 5.7). Suurem praht kukub pöörleva sõela ülemisest asendist lähtuva kruvi kolusse. Sealsamas toimub võre pidev harjamine ja pesemine surveveega, mis võimaldab ummistumist kartmata kasutada vajadusel väga väikese avaga sõela.

Seadme puhastustõhusus oleneb sõelaavast:

- 6-mm ava SCR ≈ 66 %;
- 2-mm ava SCR ≈ 86 %;
- 1-mm ava SCR ≈ 92 %.



Joonis 5.7. Sõelurid: a on kruvisõelur (1 on sissevool, 2 kontaktvardad, 3 kruvikonveier, 4 prahikonteiner, 5 väljavool, 6 sõel) ning b trummelsõelur (1 on sissevool, 2 kontaktvardad, 3 trummel, 4 prahi- konteiner, 5 väljavool) [2]

5.2.10 Võrede ja sõelurite valimise ja dimensioneerimise alused

Võre valimise esimene kriteerium on kasutamiseesmärk (nt pumpla kaitse, reovee puhastustõhususe tagamine), millele vastavalt määratakse kõrvaldatavate osiste suurus ja seadme vajalik tõhusus.

Seadme tüübi valimisel omavad olulist rolli seadme käitamistingimused (nt tekkiva prahi kogus, selle kogumise ja kõrvaldamise automatiseerimise vajadus ja võimalused, survepesuvee vajadus). Oluline on ka arvestada paigalduskoha ehituslikke võimalusi, nt kas reovesi juhitakse võrele vabavoolse kanali või survetoru kaudu.

Võre paigaldatakse üldjuhul kanalisse, kusjuures on soovitav kasutada kaht paralleelselt toimivat seadet (kui see osutub liiga kalliks, võib väikepuhastitel piirduda ühega). Kanali lang peab tagama kanalis sobiva voolukiiruse ja vajaliku vooluhulga läbilaskmise. Vooluhulga arvutamist kanalisatsioonis on käsitletud jaotises 3.5.4.

$$\text{Voolukiirus } v = \frac{1}{n} r^{2/3} i_{kanal}^{\cdot 1/2} \text{ (m/s)}, \qquad (5.2)$$

kus n on Manningi karedustegur, mille tavaline väärtus sileda betoonist kanali jaoks on 0,013 [4]; r – voolusängi hüdrauliline raadius (m) ning i_{kanal} – kanali lang (m/m).

$$\text{Vooluhulk } Q = v \cdot A_{kanal} = v \cdot L_{kanal} \cdot H_{kanal} \text{ (m}^3\text{/s)}, \qquad (5.3)$$

kus A_{kanal} on kanali ristlõikepindala (m^2), L_{kanal} – kanali laius (m) ja H_{kanal} – kanali sügavus (m).

Võrekanali soovitatavad mõõtmed:

- pikkus P_{kanal} = 2–3 m ning
- laius L_{kanal} / sügavus H_{kanal} = 1,5–2,0.

Võrekanali dimensioneerimisel tuleb arvestada, et voolu kiirus selles oleks vooluhulgatipu ajal 0,6−1,0 (1,5) m/s. Peenema võre puhul peaks kiirus kanalis väiksem olema, sest läbivoolukiirus võrest ja voolutakistus on suuremad. Suurema varvavahega võre võib dimensioneerida suuremale kiirusele. Setete kogunemise vältimiseks ei tohi voolukiirus miinimumvooluhulga ajal olla väiksem kui 0,3 m/s ning vähemalt korra päevas peaks see olema 0,6–0,8 m/s.

Varbvõre dimensioneerimine.

Võre läbivooluavade kogupindala:

$$A_{võreava} = \frac{A_{kanal}}{sin\alpha}\ (\text{m}^2), \qquad (5.4)$$

kus α on võre kaldenurk horisontaali suhtes.

Võre läbivooluavade netopindala:

$$A_{net} = A_{võreava}\frac{L_{võrepilu}}{L_{võrepilu}+H_{võrevarb}}, \qquad (5.5)$$

kus $L_{võrepilu}$ on võrevarbade vahelise pilu laius (m) ja $H_{võrevarb}$ – võrevarva paksus (m).

Võrevarbade arv määratakse seosest:

$$n = \frac{L_{kanal}+L_{võrepilu}}{H_{võrevarb}+L_{võrepilu}}. \qquad (5.6)$$

Kanalisse paigaldatava võre dimensioneerimisel määratakse survekadu võres, s.o võre-eelse ja -taguse veetaseme vahe. Survekadu varbvõres:

$$h_l = \frac{1}{0{,}7\times 2\times g}\left(v_{võrepilu}^2 - v^2\right)\ \ (\text{m}), \qquad (5.7)$$

kus g on raskuskiirendus (9,81 m/s^2), $v_{võrepilu}$ – voolukiirus võrepilus (m/s) ja v – voolukiirus võrekanalis (m/s).

Varbvõredes on survekadu sõltuvalt pilu suurusest 0,15−0,5 (0,8) m. Peenvõres on see mõnevõrra suurem. Survekadu sõltub ka võre prahisusest ning prahi omadustest ja struktuurist.

Survekadu peenvõres:

$$h_l = \left(\frac{1}{2\times g\times C_d}\right)\left(\frac{Q}{A}\right)^2\ (\text{m}), \qquad (5.8)$$

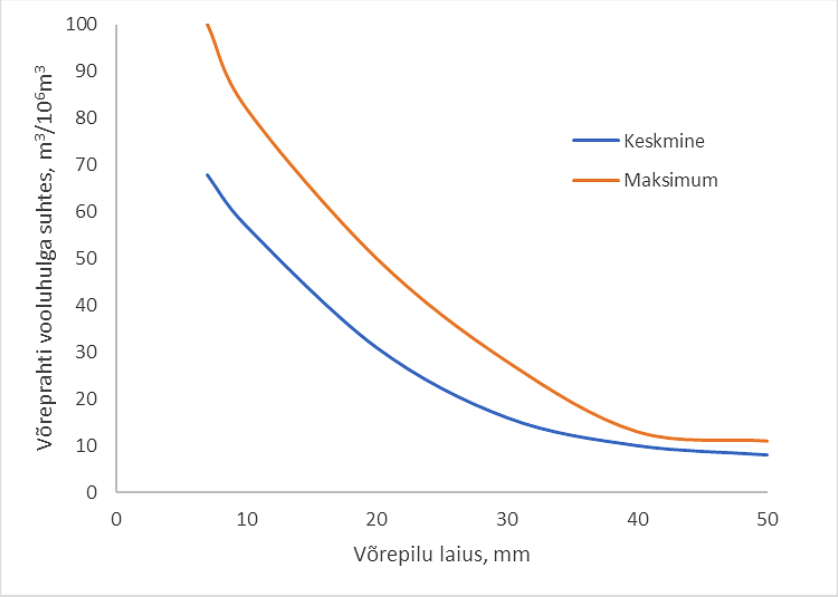
kus Q on vooluhulk (m^3/s), C_d – läbivoolutegur (puhta võrepinna puhul 0,6) ja A – võre läbivooluavade kogupindala (m^2).

Varbvõre prahiga katmata osa ristlõikepind:

$$A'_{net} = (1 - C) \times A_{net} \text{ (m}^2\text{)}, \qquad (5.9)$$

kus C on võre prahisus (väärtus vahemikus 0–1).

Võre prahisus sõltub olulisel määral võre puhastamisest – kas seda tehakse käsitsi või mehaaniliselt. Mehaanilisel puhastamisel sõltub prahisus (maksimaalselt 0,4–0,5) puhastussagedusest ja -tõhususest. Käsitsi puhastamisel võiks arvutustes võtta maksimaalseks prahisuseks 0,5–0,7 (sõltub hooldamissagedusest ja võrepilude laiusest). Olmereovee puhul võib prahi kogus varieeruda vahemikus 0,01–0,03 m^3/1000ie/d, märgkaalu järgi 10–25 kg/100ie/d. Reovees on võrega kõrvaldatavat prahti 0,0035–0,0375 m^3 1000 m^3 reovee kohta, tüüpiliselt 0,015 m^3 1000 m^3 reovee kohta [3]. Ühisvoolukanalisatsioonis võib pärast paduvihma olla prahti kuni 0,225 m^3/1000 m^3. Asulareoveest võrega kõrvaldatava prahi kogus on kirjandusandmeil [5, 6] selline, nagu kujutatud joonisel 5.8.



Joonis 5.8. Mehaaniliselt puhastataval varbvõrel kinni peetava prahi kogus sõltuvalt võrepilu laiusest [3]

Kõikides reoveepuhastites on soovitatav rajada võrekompleksile käsivõrega varustatud avariimöödavool. Suurematel puhastitel moodustab võrekompleksi olulise osa prahi eemaldamise (kaabid, rehad, kruvid, veejuga jmt), pesemise ja transportimise seadmed (lint- ja kruvitransportöörid, konteinerid). Puhastusseadmete tehnoloogia ja rajatiste dimensioneerimisel on oluline arvestada tekkiva prahi koguseid ja omadusi.

Üldiselt on võrede maksumuse osakaal reoveepuhasti üldmaksumuses suhteliselt väike (4–5%), kuid võre osatähtsus puhastusprotsessis võib ulatuda 25%-ni. Peenvõred soodustavad oluliselt neile järgnevaid protsesse, väldivad seadmete ummistusi, alandavad bioloogilise protsessi koormust, vähendavad liigmuda käitlemiskulusid ja parendavad kogu puhastuskompleksi käitamistingimusi.

5.2.11 Võrede tüüpilised probleemid

Võrede puhul, eriti väikepuhastitel, on oluline prahi kõrvaldamise sagedus, mis sõltub otseselt operaatori tööst. Kui võreprahti ei eemaldata piisavalt sageli, hakkab veetase võreeelses kanalis tõusma ja võib põhjustada reovee ülevoolu. Kanalisatsioonitorustik täitub siis reoveega suures ulatuses, voolukiirus alaneb ja setted kogunevad. Kui voolutakistus võre puhastamisel kaob, voolab reoveepuhastisse hulk vett, mille reostuskoormus on setete vabanemise tõttu suur ning see põhjustab puhastis nii hüdraulilise kui ka koormuslöögi. Seetõttu tuleb väikepuhastite käsivõresid sagedasti puhastada ning rajada hõredama võrega (varvavahe 50–100 mm) varustatud möödavool. Suuremate, automaatselt toimivate võrede puhul tuleb paigaldada vähemalt kaks paralleelset võreseadet ja möödavool.

Külmumise vältimiseks tuleb võred paigaldada siseruumidesse, ent kuna nad on haisuallikad, peab võrehoone olema piisavalt ventileeritud. Ventilatsiooni on vaja ka ohutuse tagamiseks – kui reovesi hakkab kanalisatsioonis käärima, koguneb biogaas võrehoonesse ning muudab selle plahvatusohtlikuks. Otstarbekas on teha ventilatsiooni väljatõmme otse võreseadmest, mitte ruumi kaudu.

5.2.12 Võrede hooldamine

Nii automaat- kui ka käsivõred vajavad pidevat hoolt, et nad korralikult toimiksid. Suuremad võred on enamasti varustatud kontrollseadmete ja anduritega, mis annavad automaatikasüsteemi (SCADA) vajalikku teavet seadmete olukorra kohta. Operaator peab iga puhasti külastamise ajal kontrollima võrede tööd (ega ole ülemäärast müra või vibratsiooni, kas koormus jaguneb seadmetele ühtlaselt). Seadmeid tuleb hooldada regulaarselt ja vastavalt tootjajuhistele. Mehaaniliste rikete puhuks peavad varuosad olema kättesaadavad.

Operaatorid peavad hoolt kandma, et võreprahimahutid üle ei täituks ning praht ei satuks põrandale või raskesti puhastatavatesse kohtadesse, sest võrepraht võib tugevasti haiseda. Võrede juures töötades peab hoolitsema isikliku hügieeni eest, kohustuslik on kanda kummikindaid, prille ja maski, et vältida piisknakkuse sattumist organismi. Hea praktika on tühjendada võreprahimahuti kord päevas

või ülepäeva. Võrepraht antakse jäätmekäitlejale. Mõnikord võib osutuda vajalikuks prahi mehaanilis-bioloogiline käitlemine selle kuivatamiseks ning orgaanilise aine sisalduse vähendamiseks. Kui seda tehakse reoveepuhasti territooriumil, tuleb võreprahti käidelda reoveesettest eraldi. Võre läheduses peaks olema seadmete pesu võimaldav voolikseade veesurvega ≥ 3 baari.

5.3 Liivapüünis

5.3.1 Liivapüünise vajalikkus ja tüübid

Reovees esineb mitmesugust veest raskemat inertset materjali, mis põhjustab torustike ja seadmete abrasiivset kulumist ning võib koguneda setetena torustikesse, kanalitesse ja mahutitesse. Reovees esinevatest kiiresti settivatest materjalidest võib nimetada liiva, peenkruusa või -killustikku, klaasipuru, tuhka.

Liivapüüniseid kasutatakse:

- kohtpuhastitena mitmesuguste rajatiste (parklad, autopesulad, autoremonditöökojad jmt) reovee puhastamiseks enne kanalisatsiooni juhtimist;
- reoveepuhastite eelpuhastusastmena, et vähendada liiva settimist reoveepuhasti reaktoritesse ning liiva abrasiivset toimet reovee- ja settekäitlusseadmetele.

Liivapüüniseid, milles kõrvaldatakse enamik veest raskematest kiiresti settivatest osakestest, on mitmesuguseid:

- rennliivapüünis;
- konstantse läbivoolukiirusega liivapüünis;
- õhustatav liivapüünis;
- tsüklonliivapüünis;
- kompaktseadmed:
  - liivapüünis koos võrega;
  - liivapüünis koos liivapesuriga;
  - liivpüünis koos õli- või rasvapüünisega.

Liivapüünis peab kinni veest raskema materjali. Kanalisatsiooni sattuva liiva kogused sõltuvad kanalisatsioonisüsteemi lahendusest, tehnilisest seisundist ja üldisest heakorratasemest. Ühisvoolses kanalisatsioonis võib reovee liivakoormus olla üsna suur: kuni 0,1 m^3 1000 m^3 reovee kohta, lahkvoolses kanalisatsioonis on see suurusjärgus 0,03 m^3/1000 m^3.

5.3.2 Rennliivapüünis

Betoonist või metallist rennliivapüünises vähendatakse voolukiirust pika kanali abil. Tavaliselt koosneb püünis kahest rööpsest rennist, milles veevool aeglustub sedavõrd, et mineraalsed võõrised põhja vajuvad (joonis 5.9). Kui üht renni puhastatakse, peab teine töötama. Väikepuhastitel puhastatakse renne käsitsi või kopaga.

Rennliivapüünise miinus on selle töö halb juhitavus. Kuna reovee vooluhulk on muutlik, siis väiksema koormuse korral setib koos liivaga välja ka reovee orgaanika, mis hakkab haisema. Suure hüdraulilise koormuse puhul võib osa liivast jääda aga välja settimata.



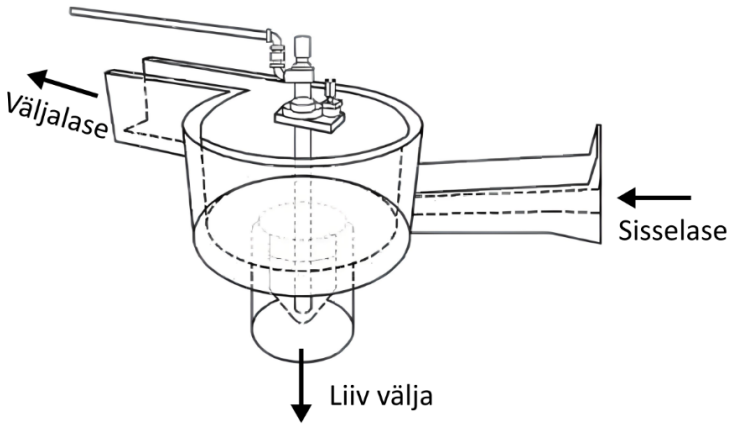
Joonis 5.9. Rennliivapüünis [15]

5.3.3 Konstantse läbivoolukiirusega liivapüünis

Konstantse läbivoolukiirusega liivapüünis on kohandatud kasutamiseks muutliku hüdraulilise koormuse tingimustes. Liivapüünise ristlõige on kujundatud nõnda, et reovee voolukiirus sügavuse muutumisel ei muutu. Veetaset reguleeritakse kanali lõpus oleva proportsionaalülevoolu (selle täpsem kirjeldus on jaotises 5.3.11) abil.

5.3.4 Vortex-liivapüünis

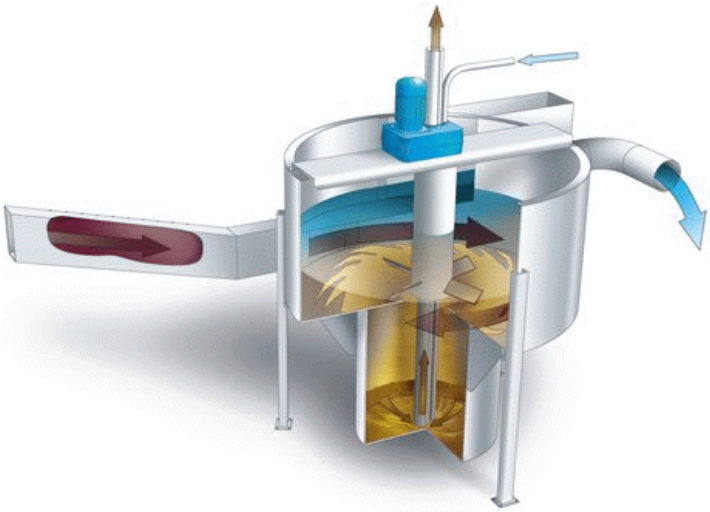
Vortex-liivapüünisesse juhitakse reovesi tangensiaalselt, kutsudes niimoodi esile liivaterasid tsentri poole suunava keerisvoolu, millest nad langevad all asuvasse liivakambrisse (jooonis 5.10). Liivakambris on segisti, mis hoiab liiva suspensioonis, et seda oleks võimalik ära pumbata. Vortex-liivapüünised võivad olla nii metallist (väiksemad) kui ka betoonist. Seade on eelistatav olukorras, kus reovee vooluhulgad on väga muutlikud. Seadme lahutusvõime on suhteliselt hea – kuni 73 % üle 0,11 mm läbimõõduga osakestest. Ökonoomse ja vähe energiat kulutava seadme survekadu on väga väike – tavaliselt alla 0,01 m.



Joonis 5.10. Vortex-liivapüünise põhimõtteskeem [16]

5.3.5 Lehterliivapüünis

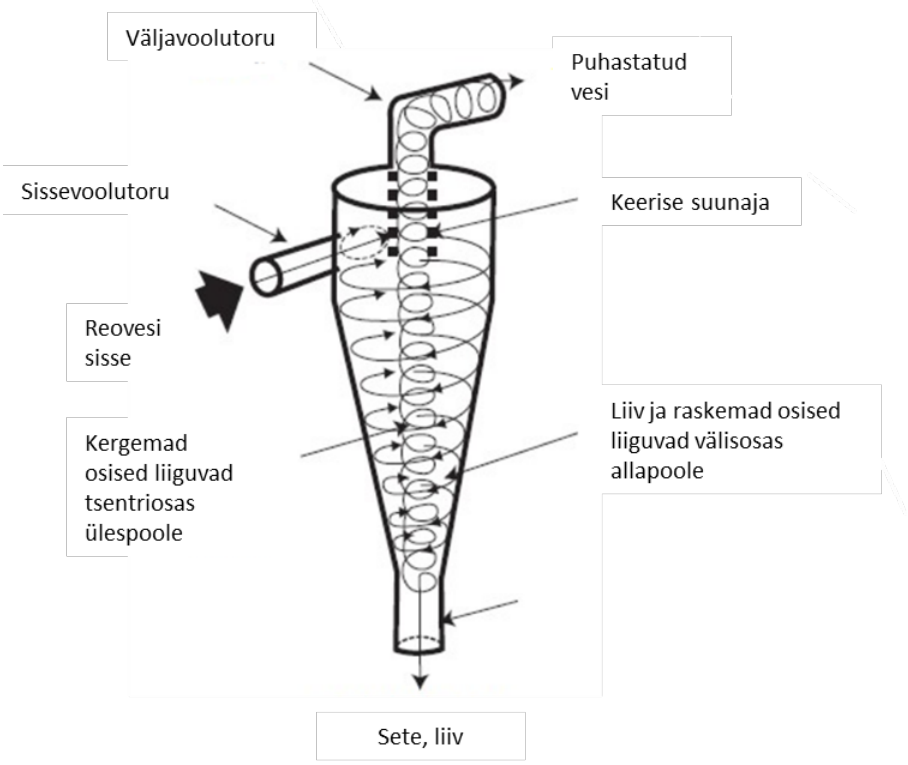
Lehterliivapüünis sarnaneb tööprintsiibi poolest Vortex-liivapüünisele, erinevad on vaid kuju ja konstruktiivne lahendus (joonis 5.11). Püünis võib olla metallist või betoonist.



Joonis 5.11. Ringrenniga lehterliivapüünise põhimõtteskeem [17]

5.3.6 Hüdrotsüklon

Ka hüdrotsüklon sarnaneb tööprintsiibilt Vortex-liivapüünisele, kasutatakse seda tavaliselt tööstusreovee puhul. Hüdrotsüklon erineb Vortex-liivapüünisest selle poolest, et kui esimeses settivad liiv jm raskemad osised seadme keskel, siis hüdrotsüklonis liiguvad raskemad osised seadme külgi mööda alla. Seade valmistatakse tavaliselt metallist.

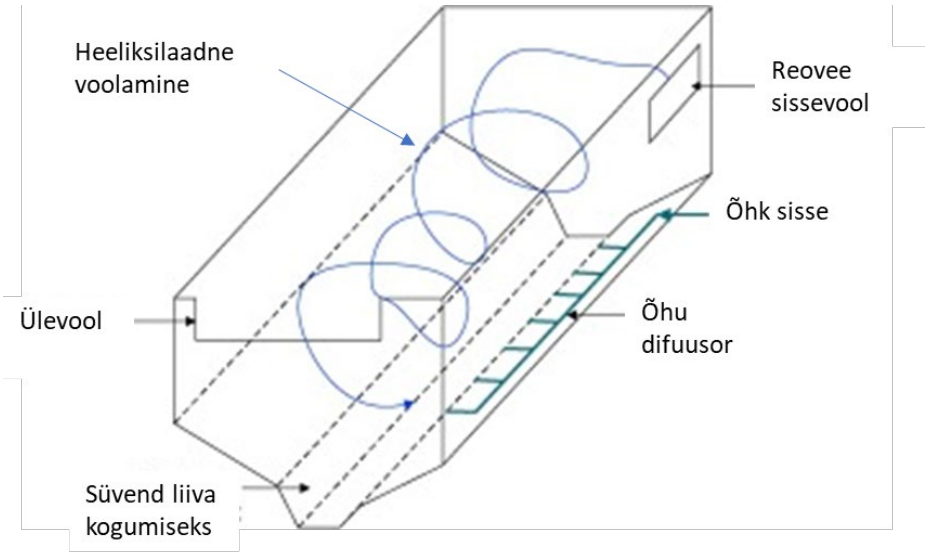


Joonis 5.12. Hüdrotsükloni põhimõtteskeem [18].

5.3.7 Õhustatav liivapüünis

Tänapäeval kasutatakse suurematel reoveepuhastitel **õhustatavad liivapüüniseid** (joonis 5.13), milles reovesi pannakse õhustamisega kruvitaoliselt liikuma. Liiva settimine püünise põhja vooluhulgast ei sõltu ning oleneb vaid vee õhustamisega tekitatud ringliikumise kiirusest vertikaaltasapinnas. Liiva kõrvaldamiseks õhustatavatest liivapüünistest on olemas täiuslik hüdromehaaniline süsteem – liivarenni põhjas on pihustitega varustatud toru, millesse juhitakse perioodiliselt surve all pesuvesi. Veejuga uhab settinud liiva püünise lõpus asuvasse sumpa, kust see kõrvaldatakse hüdroelevaatori, õhktõstuki või pumba abil. Liivapüünistest läheb liiv tavaliselt jäätmekäitlusse. Liiva transportimiseks kasutatud vesi juhitakse tagasi reoveekanalisse liivapüünise ette.

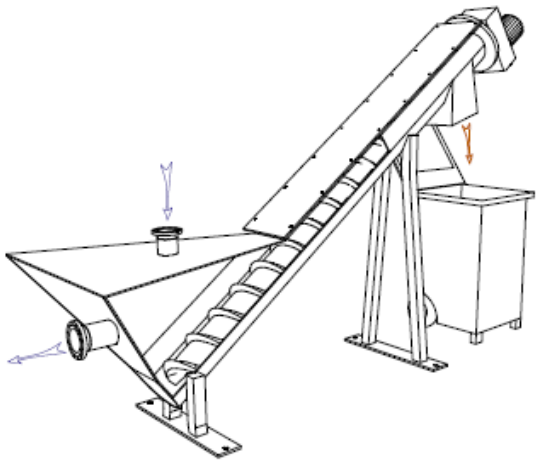
Suuremates puhastites kõrvaldatud liiv pestakse, et vähendada selles sisalduva orgaanika lagunemisel tekkivat haisu. Kui varem tahendati liiv dreenitavatel tahendusväljakutel, siis tänapäeval on kasutuses pesurid koos tahendussõlmega ning liiv väljutatakse otse konteinerisse. Kuna Eesti olmereovees on reeglina süsinikust puudu, siis liivapesu on kasulik ka selle poolest, et pesuvesi juhitakse reoveepuhastisse. Õhustatavas liivapüünises kulub õhku 4,6−7,7 l/s mahuti pikkusmeetri kohta.



Joonis 5.13. Õhustatava liivapüünise põhimõtteskeem [7]

5.3.8 Kruvikonveieriga liivapüünis

Väikepuhastitel kasutatakse sageli roostevabast terasest kesta ning kruvikonveieriga varustatud liivapüünist (joonis 5.14), millel on pealtvaates ringi-, kolmnurga-, ruudu- või ristkülikukujuline lehterjas kolu. Mõnes seadmetüübis kasutakse suruõhku, et soodustada orgaanilise aine ja kergemate võõriste eraldumist settivast liivast.

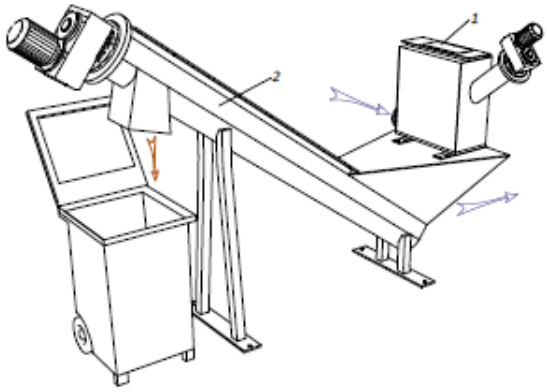


Joonis 5.14. Väikepuhasti liivapüünis [2]

5.3.9 Kombiseadmed

Väikepuhastitel, milles reovee vooluhulk ei ole väga suur, on võimalik kasutada kombiseadet, milles võre on liivapüünisega kokku ehitatud (joonis 5.15): ülemine osa on võreseade ning alumine liivapüünis. Firmad pakuvad eri kuju, suuruse ja ehituse, ent üldiselt sarnase tööpõhimõttega

seadmeid. Tuleb arvestada, et kombiseade vajab küll vähe põrandapinda, ent on suhteliselt kõrge ning reovesi tuleb enamasti sellesse juhtida pumpamise teel.



Joonis 5.15. Kombiseade: 1 on trummelvõre ja 2 liivapüünis [2]

5.3.10 Liivapüüniste tüüpilised probleemid ja hooldus

Liivapüünised on reoveepuhastusseadmed, millele kõige vähem tähelepanu pööratakse, sest näiteks rennliivapüünise hooldusvajadus on minimaalne. Õhustatavatel liivapüünistel on töötavaid mehhanisme küll rohkem, kuid hooldustöid samuti suhteliselt vähe. Oluline on siiski seadmete regulaarne üle vaatamine, et nad normaalselt toimiksid.

Liiva kõrvaldamiseks liivapüünisest kasutatakse pumpasid, sh kruvipumpasid ja õhktõstukeid, suuremad püünised on varustatud põhjakaapidega. Kui liivapüünist korralikult ei hooldata, hakkab koos liivaga kinni peetud muu reoaine käärima ning gaase eraldama. Pikka aega hooldamata liivpüünis täitub liivaga ning muutub kasutuks, kogunenud liiv „tsementeerub“ ja seda ei saa tavaliste võtetega koristada. Seetõttu tuleb pidevalt jälgida kogunenud liiva kõrvaldamist, õhustuse olemasolu ja vee ringliikumist. Kui liivapüünise juurde kuulub rasva/õlipüünis, tuleb tühjendada ka selles kinni peetud ainete mahutit. Nagu võreprahigi puhul, võib jäätmekäitleja nõuda kogutu mehaanilis-bioloogilist käitlemist orgaanilise aine sisalduse vähendamiseks. Kui seda tehakse reoveepuhasti territooriumil, tuleb liivapüünise jäätmeid käidelda reoveesettest eraldi.

5.3.11 Liivapüünise dimensioneerimine

Liivapüünise tüübi valimisel on oluline arvesse võtta reovee vooluhulga dünaamikat. Väikeste puhastite puhul, millesse jõudva vooluhulga muutlikkus on tavaliselt suur, on otstarbekas kasutada

rennliivapüüniseid. Samas tuleb arvesse võtta, et nendest on liiva kõrvaldamist keerukam ja suhteliselt kallim mehhaniseerida.

Keskmistele ja suurematele väikepuhastitele sobivad hästi konstantse läbivoolukiirusega ning Vortex- ja lehterliivapüünised. Tänapäeval on väikestel ja keskmise suurusega puhastitel hakatud kasutama tehases toodetavaid kompaktliivapüüniseid, millest suuremad on õhustatavad. Suuremate puhastite ja vooluhulga suure muutlikkuse puhul võib soovitada Vortex-, lehter- ja õhustatavaid liivapüüniseid.

Liivaosakeste settimiskiirust v_t iseloomustab Stokes´i seadus:

$$v_S = \frac{2}{9}\frac{(\rho_s - \rho_v) g r^2}{\eta} \quad \text{(m/s)}, \qquad (5.10)$$

kus η on vedeliku viskoossus (kg/m·s); r – osakese raadius (m); g – raskuskiirendus (m/s^2); ρ_s – osakeste tihedus (kg/m^3) ning ρ_v – vedeliku tihedus (kg/m^3).

Liivapüünise mõõtmed olenevad settimisajast t_{set} (vt ka jaotist 15.2):

$$t_{set} = \frac{H}{v_{osake}} = \frac{P}{\mathrm{v}}\,\text{(h)}, \qquad (5.11)$$

$$\text{kus } v = \frac{Q}{L \cdot P}, \qquad (5.12)$$

$$q_A = v \cdot \frac{H}{P} = \frac{Q}{L \cdot H} \cdot \frac{H}{P} = \frac{Q}{L \cdot P}, \qquad (5.13)$$

kus L·P on mahuti pindala (m^2) ja q_A – hüdrauliline pinnakoormus (m^3/(m^2·h)).

Valemid 5.10 – 5.13 näitavad, et mahuti töönäitajad ei sõltu otseselt selle sügavusest. Mahuti pindala oleneb reovee vooluhulgast ja osakeste settimiskiirusest (vt ka jaotist 15).

Liivapüünise kavandamisel tuleb arvesse võtta voolamise turbulentsust mahuti sisse- ja väljavoolul, mistõttu on vaja mahuti teha veidi pikem. Liivapüünise dimensioneerimise põhinäitajad on tabelites 5.2 ja 5.3.

Tabel 5.1. Mitteõhustatava liivapüünise dimensioneerimise põhinäitajad

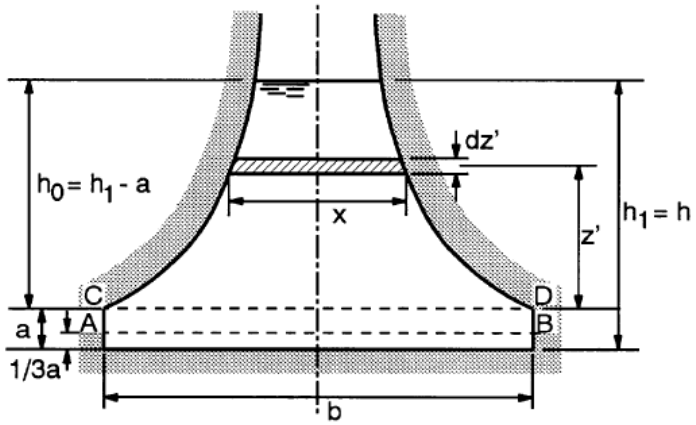
Näitaja	Tähistus	Väärtus	Ühik	Kommentaar
Vee sügavus	H	0,6–1,5	m	Sõltub vooluhulgast ja mahuti pindalast
Pikkus	P	3 – 15	m	Sõltub mahuti sügavusest ja osakeste settimiskiirusest
Laius	L	B = 1–2 H	m	

Näitaja	Tähistus	Väärtus	Ühik	Kommentaar
Sisse- ja väljavooluosa lisapikkus		25–50 %		Sõltub teoreetilisest pikkusest
Viibeaeg tippkoormuse ajal	HRT	15–90	s	Sõltub mahuti pikkusest ja voolukiirusest
Horisontaalvoolukiirus	v	0,15–0,4	m/s	Projektkoormuse korral soovitatav 0,2 m/s
Osakeste (d ≥ 0,2mm) settimiskiirus	v_{osake}	0,02	m/s	
Pinnakoormus	q_A	≤ 1200	$m^3/m^2/d$	
Settekogus		0,10–0,25	$m^3/10^3m^3/d$	

Tabel 5.2. Õhustatava liivapüünise dimensioneerimise põhinäitajad

Näitaja	Tähistus	Väärtus	Ühik
Vee sügavus	H	2 – 5	m
Pikkus	P	8 – 20	m
Laius	L	2,5–7	m
Laiuse ja sügavuse suhe	L/H	1:1 – 5:1	-
Pikkuse ja laiuse suhe	P/L	3:1 – 5:1	-
Viibeaeg tippkoormuse ajal	HRT	3	min
Õhutarve		0,2–0,5	m^3/min/m

Konstantse läbivoolukiirusega liivapüünistel reguleeritakse veetaset ja voolukiirust väljavoolul paikneva proportsionaalülevoolu abil. Ülevoolu mõõtmed tuleb määrata vastavalt vooluhulgale (vt ka joonist 5.15).



Joonis 5.16. Liivapüünise väljavooluava ülevoolu arvutusskeem [19]

Vooluhulk läbi väljavooluava kõverprofiiliga ristlõike (joonis 5.15) on määratav valemist:

$$Q = C_d\sqrt{2g}\int_0^{h0}(h_0 - z)^{1/2}.dz \qquad (5.14)$$

ehk lihtsustatuna:

$$Q = 1{,}57 C_d \sqrt{2g} L H^{3/2}, \qquad (5.15)$$

kus L on ava laius kõrgusel H ja vooluhulgategur tavaliselt C_d = 0,6.

Ülevoolu alumised servad lõpevad vertikaalse osaga, mille kõrgus a = 2 cm. Ülevoolu ülaosas peab õhk saama maksimaalse vooluhulga ajal läbi voolata (vertikaalpilu < 5 cm). Selline ülevool tagab vee sügavuse ja vooluhulga vahel peaaegu lineaarse sõltuvuse. Konstantse läbivoolukiirusega liivapüünise soovituslik pikkus P ≈ 20 H. Peale selle:

- peab mahuti või kanal olema kerge pikikaldega;
- sõltub liiva kogumissumba maht liiva kogunemiskiirusest ja kõrvaldamissagedusest.

Survekadu liivapüünises oleneb väljavoolu lahendusest. Proportsionaalülevoolus vastab veetase vooluhulgale. Nelinurkülevoolus on survekadu tavaliselt kuni 30 % vee sügavusest.

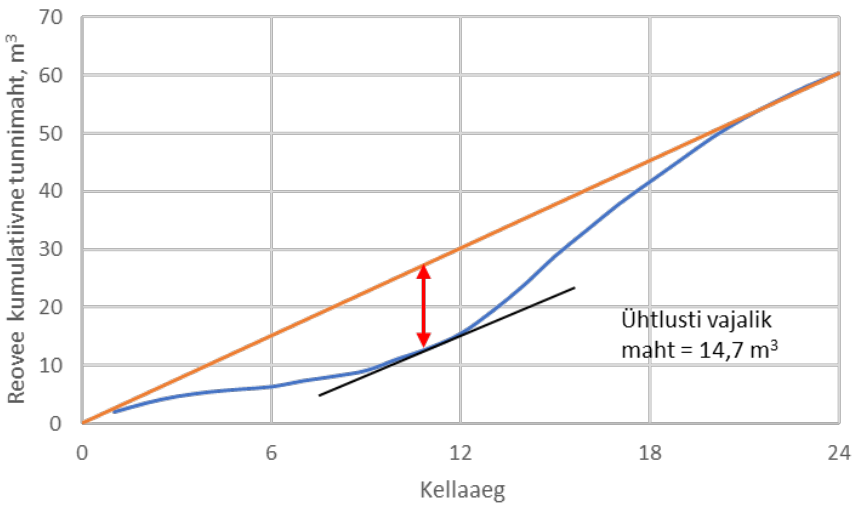
5.4 Reovee ühtlustamine

5.4.1 Ühtlustusmahuti

Reovee vooluhulga ja reostuskoormuse ööpäevase ebaühtluse tasandamiseks on soovitatav rajada ühtlustusmahutid. Ühtlustamiseks on võimalik kasutada kanalisatsiooni peatoru, milles tekitatakse tipptunnil paisutus, või ehitada peapumplale suur vastuvõtumahuti. Ühisvoolukanalisatsiooniga piirkondades kasutatakse ühtlustusmahuteid, millesse suuremate sademete ajal kogunenud reovett käideldakse pärast vooluhulga normaliseerumist. Sageli rakendatakse neis mahutites jämemullõhustust või sukelsegureid, et vähendada roiskumist ja heljumi väljasettimist. Reoveepuhastis võiks ühtlustusmahuti paikneda mehaanilise osa järel ning sel moel vähendada reovee heljumi- ja liivasisaldust. Reovee hulga ja koormuse ühtlustamine muudab puhastusprotsessi stabiilsemaks ja parandab sellega puhastustulemust. Ühtlustamine on soovitatav eriti väikestes puhastites, kus juurdevool on ebaühtlasem kui suurtes. Ühtlustamine on vajalik ka siis, kui puhastil on purgla.

Ühtlustusmahuti mahu määramiseks tuleb koostada reovee tunnimahtude kumulatiivne graafik (sinine joon joonisel 5.17). Siis lisatakse joonisele sirge (oranž joon), mille tõusunurk võrdub keskmise tunnimahuga. Ühtlusti maht võrdub kahe joone suurima vertikaalse vahekaugusega.

Ühtlustusmahuti optimaalne asukoht tuleb iga puhasti jaoks eraldi määrata, kuid oluline on otsustada, kas sellest juhitakse läbi kogu reovesi või piisab üksnes tippkoormuste ühtlustamisest.



Joonis 5.17. Ühtlustusmahuti arvutusskeem [3] järgi

Settimise vältimiseks ja reoainesisalduse ühtlustamiseks peab vesi liikuma igas mahutipunktis. Selleks kasutatakse suruõhuga segamist, mehaanilisi segisteid või õhku imevaid pumpsegisteid. Mehaaniline segisti on energiasäästlikum ja soovitatav, kui reovee heljumisisaldus on suurem kui 500 mg/l. Surujugapump võtab enam energiat, kuid samaaegselt segab ja õhustab reovett ning pidurdab anaeroobseid protsesse. Sõltuvalt reovees sisalduva heljumi iseloomust ja mahuti väliskujust (kas neljakandiline või ümmargune), on rakendatav segamisjõud 8–20 W/m^3. Reoveeühtlustite vett on võimalik segada ka õhuga läbipuhumise teel. Kui reovee heljumisisaldus on väike, võib seinaäärse segamissüsteemiga mahutites piisata õhuhulgast 6 m^3/h meetri kohta, settimisaldi heljumi korral on aga vaja 12 m^3/h meetri kohta. Difuusori asetussügavuse (h) ja vastasseina kauguse suhe on 1 – 1.5.

Ühtlustusmahuti ette on otstarbekas seada peente avadega trummelsõelur ja sõelmepress. Projekteerimisel tuleb jälgida, et sissevool mahutisse ei jääks väljavõtutoru vahetusse lähedusse. Kui reovee heljumisisaldus on suur ning siis, kui ei ole võimalik mahuti põhja korrapäraselt puhastada, on soovitatav mahuti jagada kaheks töötavaks osaks. Kui reovesi sisaldab plahvatusohtlikke või eriti haisvaid või ohtlikke gaase, tuleb mahuti katta, ventileerida ja heitgaasid käidelda (vt ka jaotist 18). Soovitatav on õhustada ka ühtlustusmahutit, et vältida anaeroobseid protsesse ja plahvatusohtliku biogaasi teket.

5.4.2 Neutraliseerimine

Bioloogilises puhastusetapis on mikroorganismide jaoks soodne pH-vahemik 6,5–9,0. Liiga suure või väikese pH-ga heitvesi võib vajada **neutraliseerimist.** pH reguleerimiseks kasutatakse mitmeid kemikaale, mille valik võib sõltuda saadavusest, tarnekindlusest, konkreetsest rakendusest,

ökonoomsusest ja ohutusprobleemidest. Ülevaade mõningatest enamlevinud kemikaalidest on tabelis 5.3.

Tabel 5.3. Enamlevinud neutraliseerimisel kasutatavad kemikaalid

pH-d vähendavad		**pH-d suurendavad**	
Väävelhape	H_2SO_4	Naatriumhüdroksiid	NaOH
Soolhape	HCl	Ammooniumhüdroksiid	NH_4OH
Lämmastikhape	HNO_3	Kaltsiumoksiid	CaO
Fosforhape	H_3PO_4	Kaltsiumhüdroksiid	$Ca(OH)_2$
Süsihappegaas	CO_2	Kaltsiumkarbonaat	$CaCO_3$
Vääveldioksiid	SO_2	Dolomiit	$(Ca\text{-}Mg)CO_3$
		Magneesiumoksiid	MgO

Neutraliseerimismahuti suurus peab võimaldama protsessi täielikult lõpuni viia. Hea praktika on võtta viibeajaks mahutis 15−30 minutit. Sissevool ja väljavool tuleb viia üksteisest võimalikult kaugele. Arvestada tuleb kemikaalilao vajalikkust. Kemikaalivaru suurus sõltub kemikaali saadavusest ja veohinnast, kuid soovitatav on laos hoida vähemalt ühe kuu kulu jagu kemikaale. Vedu kaugelt eeldab suurt ühekordset kogust ja suuremat varu. Arvestada tuleb protsessis tekkinud sette kogumist ja edasise käitlemist.

Soovitud pH saavutamiseks ja hoidmiseks tuleb dosaatorsüsteem konstrueerida muutuvatesse voolutingimustesse sobivaks. See tähendab, et kemikaalide lisamist tuleb reguleerida nii, et heitvee pH jääks soovitud vahemikku. Neutraliseerimise juhtimiseks on soovitatav kasutada tagasisideelemendiga automaatjuhtimiskontuuri, mis koosneb voolumõõturist, reaktsioonianumast koos segistiga, pH-andurist, kontrollerist ja kemikaalimahutist. Voolumõõturi ja pH-anduri signaalid edastatakse kontrollerile, mis annab (vajadusel) kemikaali annustavale pumbale signaali annustamise reguleerimiseks, et hoida pH kõigil voolukiirustel eelseadistatud väärtuse lähedal.

5.5 Kolloidide kõrvaldamine reoveest

Kolloid on aine, mis koosneb suurematest osakestest kui aatom või molekul, mis ei ole paljale silmale nähtav, või laiemalt aine, mis võib olla õhukene kile või kiud suurusega 10 nm kuni 10 µm. Osakeste suurus on seega väiksem kui heljumis ja suurem kui lahuses. Kolloidsüsteem on ühe aine dispersioon teises (reovee korral vees). Kolloidosakesed võivad olla mineraalset, orgaanilist või bioloogilist päritolu. Kolloidmaterjal võib olla suure molekulkaaluga (polümeerid, polüelektrolüüdid, proteiinid), või väikese molekulkaaluga materjal, mis võib spontaanselt moodustada kolloidi mõõtudes materjali nagu seebi, detergendi, värvaine või lipiidide vesisegu.

Levinuim ja praktiline kolloidide kõrvaldamise meetod on füüsikalis-keemilised käitlus kahe järjestikuse protsessiga – koagulatsiooni ja flokulatsiooniga, millega tekitatakse hõlpsalt settiv või üles ujuv materjal. Kasutatavad kemikaalid on:

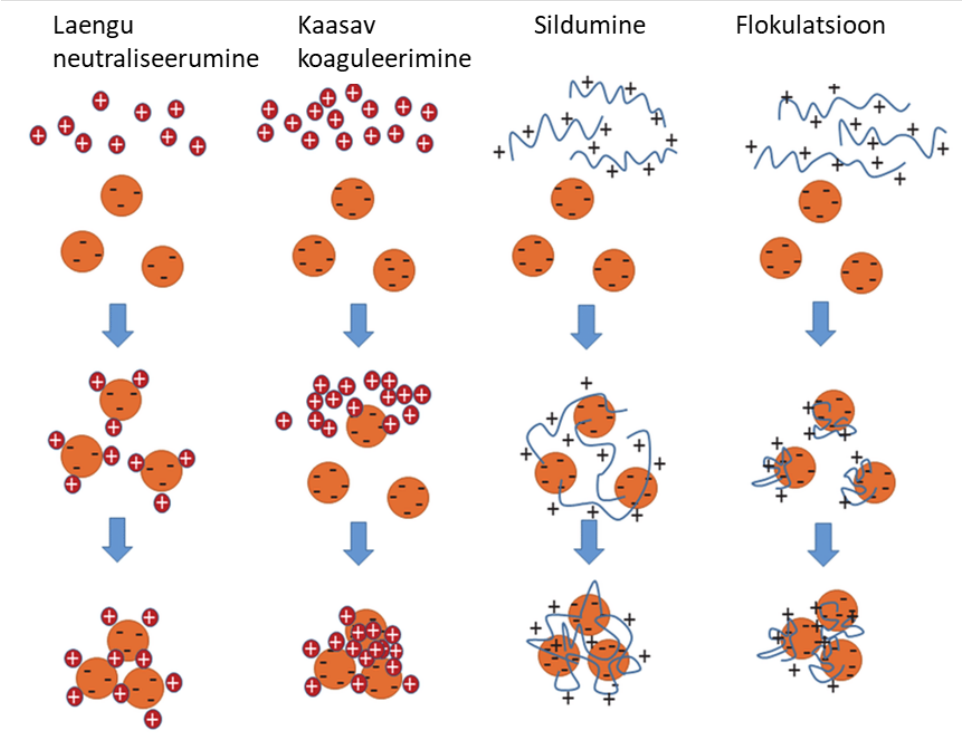
- **koagulandid** – tavaliselt vees hästi lahustuvad mitmevalentse metalli ja nõrga leelise ning tugeva happe soolad. Enamkasutuses on Al- ja Fe-soolad, kuna nende ioonid on suure laenguga ja sobivad hästi neutraliseerimisprotsessi. Näiteks Na^+ suhteline koagulatsioonijõud on 1, Mg^+ puhul 30, Al^{3+} ja Fe^{3+} korral aga üle 1000. Koagulantidena on kasutusele tulnud ka polüelektrolüüdid, mida temperatuur, pH ja segamisintensiivsus vähem mõjutavad;
- **flokulandid** – destabiliseeritud kolloidmaterjali osakeste suurematekskompleksideks liitvad ained, mida on nii looduslikke kui ka sünteetilisi. Protsessi, mida nimetatakse flokulatsiooniks ehk helvestamiseks, tulemusena tekivad väga suured molekulid (makromolekulid), mis omakorda koosnevad paljudest monomeeridest.

5.5.1 Koagulatsioon

Kolloidide vaba settimise aeg võib kesta kuid ja aastaid, sest peamiselt negatiivse laenguga peente osakeste mass on väga väike, eripind aga suur. Väike mass ei soodusta gravitatsioonilist sadestumist ega mikrohelveste teket van der Waalsi (tõmbe)jõudude toimel, mis mõjuvad vaid väga väikese vahekauguse korral. Samas takistavad suur sama laenguga laetud pind ja Browni liikumine osakeste liitumist ning hoiab süsteemi tasakaalus. Elektrolüütide toimel toimub kolloidlahustes koagulatsioon, mille kutsub esile ioon (koagulant), mille laengu märk on vastupidine osakese laengumärgile ning mille koaguleeriv toime on seda suurem, mida suurem on koaguleeriva iooni laeng [8].

Tavalisemad koagulandid on alumiiniumi- ja rauasoolad: $Al_2(SO4)_3$, $Fe_2(SO4)_3$ ning polümeersed koagulandid. Eestis on agressiivne $FeCl_3$ vähem kasutusel. Kui viia Al(III) või Fe(III) soolad vette, dissotsieeruvad nad 3-valentseteks ioonideks. Reovee koaguleerimisel tuleb arvestada 200–400 mg/l suuruste $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ annustega.

Kiire ja ühtlane segamine tagab hüdrokomplekside tekke ja nende adsorbtsiooni osakestele. Protsess on kiire – metallisooladega kulub kuni 0,5 sekundit destabiliseerimiseks ja agregateerimiseks ning üks sekund mikrohelveste tekkeks, polümeeri puhul aga ligi üks sekund. Protsess lõpeb ligi 6 sekundit pärast amorfse metallihüdroksiidi pilve teket ning valdavaks muutub kaasnev koagulatsioon, milles see pilv haarab alla liikudes kaasa kolloidiosakesi (joonis 5.18). Protsess jätkub ning segamise korral (kiirusgradiendiga 10^2 –10^3 G) liituvad 1 µm osakesed mõne minuti jooksul kuni 20 µm suurusteks. Jätkuval segamisel tekivad suured helbed. Karedas vees tekib protsessi käigus ka CO_2.



Joonis 5.18. Koagulatsioon ja flokulatsioon [10]

Segamise intensiivsust hinnatakse ruumalaühikus segamiseks rakendatavat jõudu väljendava kiirus-gradiendiga G [9]:

$$G = \left(\frac{P}{\eta_{dün}} V\right)^{1/2} \qquad (s^{-1}), \qquad (5.16)$$

kus P on rakendatav jõud (W), V – kambri maht (m^3) ja $\eta_{dün}$ – dünaamiline viskoossus ($N \cdot s/m^2$).

Metallihüdroksiidide helbed on lahustumatud kitsas, reovee omadustest sõltuvas pH vahemikus. Samas muudab H^+-ioonide liig vee happeliseks ja karbonaadivaba vee pH alaneb. Seega on pH kontrollimine oluline juba käideldavasse vette jääva metalli tõttu ning selle optimaalses suuruses hoidmiseks lisatakse tänapäeval leelist NaOH. Leelis antakse vette kas enne või pärast koagulanti, kuid mitte samaaegselt. Selle kogus on ligikaudselt arvutatav valemitest:

$$D_{NaOH} = (0{,}0147 D_{Fe} - S_{alk} + 1) \times 40 \qquad (5.17)$$

ja

$$D_{NaOH} = (0{,}0178 D_{Al} - S_{alk} + 1) \times 40, \qquad (5.18)$$

kus S_{alk} on vee leelisus (mg-ekv/l) ning D_{Fe} ja D_{Al} – veevaba sulfaadi annused. Negatiivse D_{NAOH} korral leelist ei lisata.

5.5.2 Flokulatsioon ehk helvestamine

Ka koagulatsioonijärgne kestev, kuid väikese intensiivsusega segamine viib koagulatsioonifaasis tekkinud väikesed osakesed liitumiseni, mis soodustab nende setitamist või floteerimist. Helbed jäävad siiski väikeseks ja halvasti settivaks ning protsess on aeglane. Flokulatsiooniaeg koagulandiga võib kesta kuni 30 minutit ja kauemgi ning sõltub toorreovee omadustest. Ka setitamine kestab selles koagulatsioonisüsteemis 2–6 tundi, olenevalt reoveest ja setiti tüübist.

Flokulatsioonisüsteemi eesmärk on soodustada osakeste liitumist suurematesse, kergesti kõrvaldavatesse helvestesse ning sel moel kiirendada settimist. Flokulatsiooniprotsess koosneb kahest, teineteisest järgnevast osast: perikineetilisest (kolloidosakeste põrkumine Browni liikumise mõjul), mis toimub sekundite jooksul pärast osakeste laengu neutraliseerimist, ja sellele vahetult järgnevast, veemassi liikumisest tingitud ortokineetilisest osast. Reovee töötlemisel on segamise tähtsus suur, sest ajal, mil vette lisatakse koagulante, on vaja segamist, et koagulandid kiiresti reoveega seguneksid. Kui kiiresti ei sega, võib koagulantide tõhusus väheneda, sest mingis osas reovees on neid ülemäära, mujal aga liiga vähe. Kiirele segamisele järgneb aeglane segamine, mille kestel osakesed liituvad. Aeglane segamine mõjutab helveste suurust – väiksema kiirusgradiendi G puhul on vaja suurte helveste tekkimiseks rohkem aega [11].

Protsessi kiirendamiseks kasutatakse tänapäeval selleks sobivaid kemikaale (polümeere) – flokulante. Flokulant lisatakse käideldavasse vette, mille aeglasel segamisel väikesed koaguleerunud osakesed mingi perioodi vältel suuremateks liituvad. Segamise intensiivsus on oluline – liiga aeglane segamine pikendab segunemisaega, kuna kontakt osakeste ja flokulandi vahel on vähem kindel. Liiga intensiivne segamine lõhub aga juba tekkinud helbed. Kuna reovee, koagulandi ja flokulandi omadused ja temperatuur on eri juhtudel erinevad, vajab õige segamisaja ja -intensiivsuse määramine katsetööd. Sama käib õige koagulandi ja flokulandi valimise kohta.

5.6 Eelsetiti

5.6.1 Eelsetiti vajadus ja tüübid

Setitamine on puhastusmeetod, mille puhul vedelikus sisalduv heljum (HA) sadestatakse raskusjõu toimel. Eelsetitis peetakse kinni liivapüünise läbinud settivad tahked osakesed.

Settimine sõltub olulisel määral reovee tüübist ja omadustest. Seejuures on määrava tähtsusega:

- osakeste tihedus;

- vedeliku tihedus;
- vedeliku temperatuur;
- osakeste suurus;
- mahutis esinevad otsevoolud.

Setitamise teooriat ja arvutusi on detailsemalt käsitletud jaotises 15. Eelsetiti puhul on oluline teada, milline on selle tõhusus mitmesuguste mõõdetavate näitajate suhtes. Kõige olulisem näitaja on reovee viibeaeg setitis. Alljärgnevalt on esitatud kaks olmereoveepuhastite puhul rakendatud lihtsustatud lähenemist eelsetite tõhususe hindamiseks.

Eelsetitamise tulemusena väheneb reoveepuhasti heljumikoormus 50–70% ja BHT-koormus 25–40% (keskmiselt 35%). Nende koormuste vähenemistõhusus eelsetitis 20 °C puhul ($eff_{HA,ES}$):

$$eff_{HA,ES} = \frac{HRT}{a+b \cdot HRT} \quad (\%), \qquad (5.19)$$

kus HRT on keskmine viibeaeg (h) ning a ja b – empiirilised konstandid, mille väärtused on tabelis 5.4.

Tabel 5.4.Empiiriliste konstantide väärtused

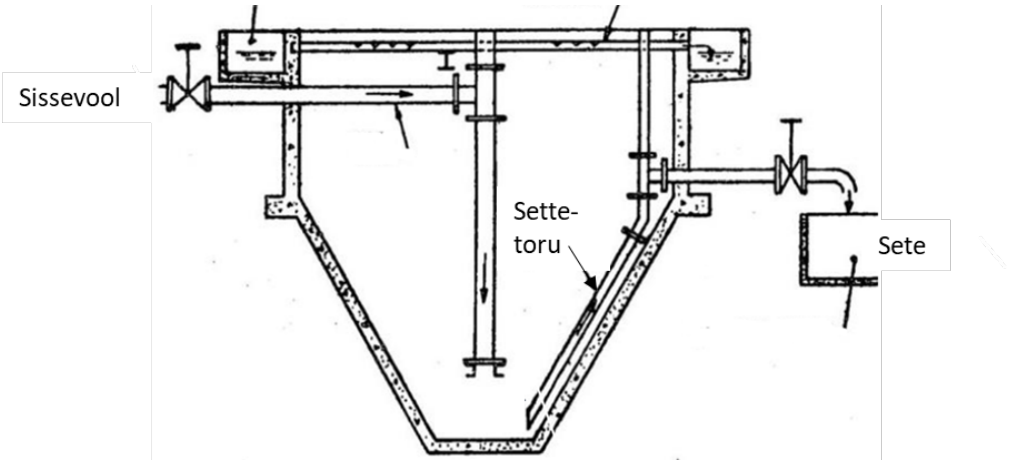
Konstant	a	b
BHT	0,018	0,020
HA	0,0075	0,014

Teine empiiriline lähenemine, mida saab olmereoveepuhastite sissevooluvee puhul rakendada, on kirjeldatud Saksamaa standardis DWA A 131 [12]. Eri näitajate eraldustõhususe η [%] sõltuvus reovee viibeajast eelsetitis on esitatud tabelis 5.5. Kuna reoveepuhasti eelsetitid sadestavad ainult heljumis olevaid osakesi, on eraldustõhusus heljumi suhtes kõige suurem. Et heljum sisaldab palju orgaanilisi aineid, on ka KHT eraldamise tõhusus suhteliselt suur. Lämmastiku- ja fosforiühendid on reoveepuhasti sissevooluvees enamasti lahustunud olekus ning seetõttu on nende ühendite eraldustõhusus väike. Seetõttu vähendab eelsetitamine suhet C_N/C_{KHT} ka biopuhastusprotsessis ning võib põhjustada vajaduse lisasüsiniku lisamiseks lämmastikuärastuses.

Suurematel reoveepuhastitel on eelsetitid enamasti kas plaanis nelinurksed ja frontaalse vooluga (jaotis 15.3) või plaanis ümarad radiaalse vooluga horisontaalsetitid (jaotis 15.3), mis on varustatud kaapidega põhjamuda ja pindmise saasta kõrvaldamiseks. Väikepuhastitel kasutatakse nelinurkse või ümara põhiplaaniga vertikaalsetiteid (joonis 5.19), mis mehaanilisi kaape ei vaja.

Tabel 5.5. Eelsetiti eraldustõhusus eff_{ES} [%] sõltuvus hüdraulilisest viibeajast keskmise kuiva aja vooluhulga puhul

Näitaja	Eraldustõhusus (eff_{ES}), kui hüdrauliline viibeaeg HRT keskmise kuiva aja voolhulga puhul ($Q_{KI,h}$) on		
	0,75–1 h	1,5–2 h	>2,5 h
C_{KHT}	30 %	35 %	40 %
X_{KHT}	45 %	55 %	60 %
X_{KA}	50 %	60 %	65 %
C_N	10 %	10 %	10 %
C_N	10 %	10 %	10 %



Joonis 5.19. Dortmundi tüüpi vertikaalvooluga eelsetiti [16]

Eelsetitamisel rakendatakse kas otsest settimist või kombineeritakse seda flokulantsadestamisega, mille puhul kasutatakse spetsiaalseid sadestamiskemikaale.

Põhimõtte poolest on eel- ja järelsetitamise lahendused sarnased. Setitide dimensioneerimist on täpsemalt kirjeldatud jaotises 15.

Eelsetitite hulka võib tinglikult lugeda ka septikud ja emšerid, milles heljumi ja orgaanika settimine on kombineeritud samas setitis aset leidva anaeroobse kääritamisega. Pikema viibeaja tõttu muutub keskkond nendes anaeroobseks ja käivitub anaeroobne käärimine. Tänapäeval kasutatakse emšereid reoveepuhastite eelpuhastusetapis harva, sest ökonoomsem ja keskkonnahoidlikum on setet kääritada iseseisva protsessina. Septikuid rakendatakse eelpuhastuseks väikepuhastitel.

5.6.2 Eelsetite tüüpilised probleemid ja nende kontrollmeetmed

Setitite peamine probleem on sette ebaregulaarne kõrvaldamine, mistõttu reovesi ja sete hakkavad neis käärima ning gaase eraldama, mis vähendab setiti tõhusust. Setiti käitamisel tuleb hoolitseda sette ja ujukõntsa regulaarse kõrvaldamise eest.

5.7 Septik

Septiku ülesanne on vähendada reovee heljumisisaldust ning heljumi kandumist järgnevatesse puhastusetappidesse. Et reovesi viibib septikus üle kahe ööpäeva, hakkab sete seal käärima, mille tulemusena osa orgaanilisest ainest mineraliseerub ja settekogused vähenevad. Tavaliselt kuuluvad septikud väikepuhastite kooseisu ning septikusse pumbatakse ka jääkmuda. Sete kõrvaldatakse septiku põhjast pumba või õhktõstukiga, kuid erinevalt eelsetitist ei ole settekõrvaldus pidev. Hästi toimiv ning korralikult hooldatud septik võib olla väga tõhus vahend järgnevate puhastusetappide koormuse vähendamiseks (õigesti toimivasse septikusse jääb pidama *ca* 70% heljuvainest), *ca* 10% väheneb ka põhipuhasti orgaaniliste ja toitainete koormus). Septikus toimuv anaeroobne protsess võib bioloogilisi protsesse järgnevates puhastusastmetes ka pärssida (vt ka jaotist 12).

5.8 Rasva jm ujuvmaterjali kõrvaldamine

Mitmed probleemid bioloogilises puhastusetapis tulenevad reovee suurest rasvasisaldusest. Neid probleeme on võimalik ennetada rasvapüünise või flotaatori abil, mis kõrvaldavad reoveest rasva, õli või muu pinnal ujuva materjali. Et rasvad võivad peale bioloogiliste protsesside pärssimise ummistada ka kanalisatsiooni, on kõige otstarbekam nad kõrvaldada kohtpuhastis (vt ka jaotist 3.2), ent ka selles võib rasva kõrvaldamata jätmine kujuneda kriitiliseks kogu puhasti toimimise seisukohast.

Üks reovee selitamise võimalusi on rakendada flotatsiooni, s.o ujutada vees olev heljum veepinnale ning koristada see vahuna.

Flotatsioon võib olla kolmesugune:

- spontaanne flotatsioon, s.o ainete (vedeliku ja selles suspendeerunud ainete) erineval tihedusel põhinev protsess. Spontaanset flotatsiooni rakendatakse laialt rasva- ja õlipüünistes;
- abistatud flotatsioon, milles kasutatakse teatud tahkete ja vedelikuosakeste omadust ühineda ja haakuda gaasimullidega (õhu või vesinikuga elektroflotaatoris), tekitades kompleksi osake/gaas, mille tihedus on väiksem kui vedelikul (nt veel), ning milles osakesed on dispergeerunud. Suspensioon või kompleksid tõusevad pinnale, moodustades tiheda kihi, mida on võimalik kõrvaldada. Nõnda on võimalik pinnale ujutada ka veest raskemaid osakesi. Floteerimine on võimalik, kui materjalid on hüdrofoobsed, s.o osakeste ja gaasimullide vaheline adhesioon (külgekleepumine) on suurem kui vedeliku märgumise mõju;
- keemiliselt esile kutsutud flotatsioon: osakeste liitmiseks kasutatakse koagulante ja flokulante. See meetod on sobivaim kolloidide ülesujutamiseks.

Flotatsiooni kasutatakse sageli tööstusreovee puhastamiseks, kui vett reostab põhiliselt kolloidne materjal. Eestis võib flotaator sobida eriti siis, kui asulareovee puhastisse juhitakse toiduainetööstusest (piima- või lihatööstusettevõttest, pärmitehasest vm) pärit reovett (siis on küll otstarbekam kohtpuhastina toimiv flotaator tööstuse juures). Õli- ja rasvapüünist rakendatakse tavaliselt väiksemate ühiskondlike ja tööstusobjektide (nt söökla, pagaritöökoda jmt) kohtpuhastina. Kui kohtpuhastit pole või selle töö on ebapiisav, tuleb flotaator rajada ühisesse reoveepuhastisse. Siis liidetakse see sageli õhustatava liivapüünisega. Reoveepuhastites on sageli rakendatud abistatud flotatsiooni, milles ained ujutatakse veepinnale õhumullide abil.

Stokes`i valemi kohaselt on õhumulli tõusukiirus vedelikus:

$$v_{\tilde{o}hk,\ddot{u}les} = \frac{g}{18\eta}\left(\varrho_v - \varrho_g\right) \cdot d_{mull}^2, \qquad (5.20)$$

kus d_{mull} on mulli läbimõõt (m); ϱ_v – vedeliku tihedus (kg/m^3); ϱ_g – gaasi tihedus (kg/m^3) ja η_{kin} – kinemaatiline viskoossus (m^2/s).

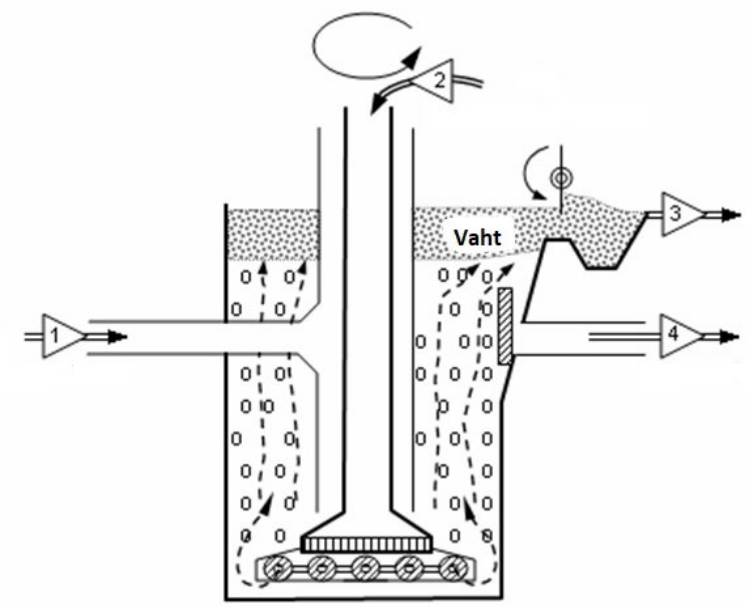
Reoveepuhastuses rakendatakse nii jämemull-flotatsiooni (mulli suurus 0,2−2 mm) kui ka peenmull-flotatsiooni (mulli suurus 40−70 µm). Suurete mullide tekitamiseks kulub oluliselt rohkem õhku ning nende suur tõusukiirus põhjustab vees intensiivse turbulentsi. Peenmulli (50 µm) tõusukiirus on *ca* 6 m/h, jämemullil (mõni mm) aga kuni 100 korda suurem. Eelistatakse peenmulle, sest neid mahub vette rohkem ning nad jaotuvad vedelikus ühtlasemalt, mistõttu on nende ühinemine heljumiga tõenäolisem. Väiksema tõuskiirusega peenmullid kleepuvad paremini ka õrnade helveste külge.

Loomulikku flotatsiooni rakendatakse eelpuhastites (või kohtpuhastites) õlide lahutamiseks vedelikust, kuid see tekib ka fermentatsioonil, mille tulemusel tõuseb vedeliku pinnale vaht, milles on heljumit 20−40% ning mille tihedus on 0,7−0,8 kg/l.

Abistatud flotatsiooni tekitatakse kas mehaaniliste seadmetega või õhku vedelikku pumbates. Õlide lahutamiseks reoveest kasutatakse mulle suurusega 2−4 mm, mis reovett intensiivselt segavad ja emulgeerivad. Heljum koos selle külge kleepunud orgaaniliste ja anorgaaniliste rasvadega koristatakse flotaatori rahulikuma vooluga osast. Puhta õli lahutamiseks kasutatakse mulle suurusega 0,5 − 1 mm, mida tekitakse veealuse mehaanilise õhustiga. Mehaaniliselt pöörlev seade paneb rasvad mullidega ühinema ning õhktõstukina toimivad mullid aitavad rasvadel pinnale koguneda. Sageli kasutatakse flotatsiooni tõhustamiseks pindpinevust muutvaid kemikaale.

Vahtflotaator (joonis 5.22) on seade, milles materjalid lahutatakse selektiivselt olenedes sellest, kas nad on vett tõrjuvad (hüdrofoobsed) või mitte (hüdrofiilsed). Vaht tekitatakse, juhtides mehaanilise

seadme abil vette peeni hajutatud õhumulle. Tekib suspensioon, millesse tavaliselt lisatakse väikeste mullide moodustumise soodustamiseks keemilist reaktiivi − vahustit. Hüdrofoobsed osakesed koos neile kinnitunud õhumullidega moodustavad veepinnal vahu, mida saab sealt kõrvaldada, hüdrofiilsed materjalid jäävad aga vedelasse faasi.

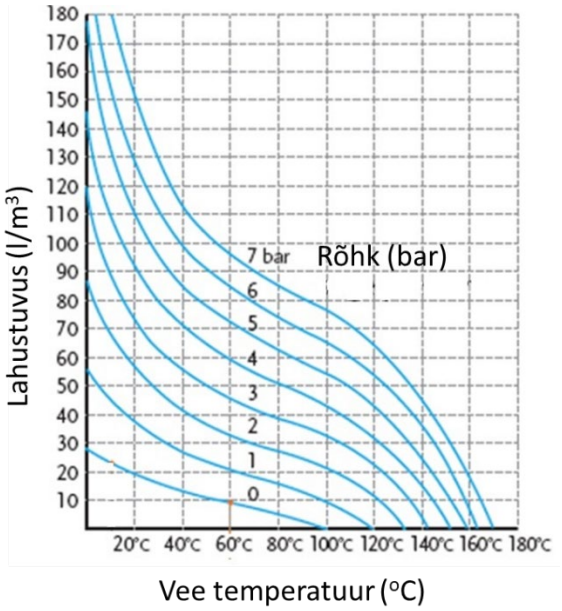


Joonis 5.20. Vahtflotaator: 1 – vee sissevool; 2 – õhu sissevool; 3 – vahukontsentraat; 4 – puhastatud vee väljavool [20]

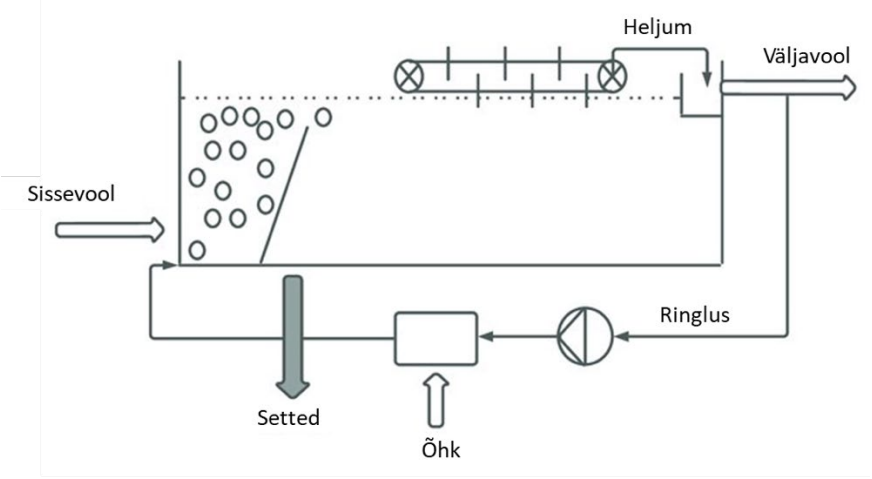
Peenmullflotatsioon (ingl *dissolved air flotation,* DAF) on heljumi kõrvaldamise protsess, milles osakesed kinnituvad õhumullidele. Peenmullide tekitamiseks lahustatakse õhk vette rõhu all, mis suurendab oluliselt selle lahustuvust (joonis 5.23). Rõhu all õhuga küllastatud vesi juhitakse flotaatorisse, kus rõhu alt vabanev õhk moodustab vette peeneid mulle. Õhumullid kleepuvad heljumi külge ning ujutavad selle veepinnale, kust see koristatakse vahuna (joonis 5.24). Düüside ummistumisega seotud probleemide vältimiseks ei survestata käideldavat reovett, vaid puhast vett või enamasti flotaatori läbinud puhastatud reovett e ringlusvett. Ringlusvesi küll suurendab flotaatorit läbivat vooluhulka ehk hüdraulilist koormust, ent tagab parema puhastustulemuse, sest tahked osakesed, eriti õrnad helbed, ei läbi neid lõhkuvaid süsteeme (pumpasid, rõhualandusdüüse).

Õhu ja vee segu valmistatakse väikeses paagis puhtast veest *ca* 3–6 baarise rõhu all ning seda kulub 10−50% puhastatava vee hulgast. Õhu ja vee segu valmistamiseks piserdatakse vesi tavaliselt survemahuti paaki, millesse on *ca* 2/3 kõrguse ulatuses lisatud suure pindalaga täidist. Mitmed autorid soovitavad anda õhk parema segamise huvides survepumba ette, see ei pruugi aga alati hea olla kavitatsiooniohu tõttu, mis lühendab oluliselt kõrgsurvepumba tööiga. Õhulahustuspaak ei ole suvaline surveanum, vaid kuulub kompressorist, lahustuspaagist ja survepumbast koosnevasse süsteemi. Konstruktsiooni poolest on parim sale vertikaalne silinder, mis on täidetud vee liikumist ühtlustava täidisega. Kontrollsüsteem hoiab survepaagis etteantud veepinda, et vältida suurte

õhumullide pääsemist flotaatorisse. Survepaagi maht peab kindlustama õhu lahustumiseks vajalik aja. Õhu lahustuvus on *ca* 70% küllastuvusest antud rõhul. Parim kontaktaeg on 2–3 min.



Joonis 5.21. Õhu lahustuvus vees olenevalt rõhust ja temperatuurist [21]



Joonis 5.22. Peenmull-flotaatori põhimõtteskeem [22]

Peenmullflotaatori tõhusus sõltub peamiselt õhukoguse ja heljumimassi suhtest (A/S), mis on vajalik soovitud puhastusastme saavutamiseks. See suhe sõltub reovee omadustest ning tuleb enne seadme dimensioneerimist katseliselt kindlaks teha. Reeglina on A/S vahemikus 0,005–0,060 [3]:

$$\frac{A}{S} = \frac{1{,}3 S_{õhk}(f \cdot p - 1)}{X_{KA}}, \qquad (5.21)$$

kus X_{KA} on heljumisisaldus (g/m^3); $S_{õhk}$ – õhu lahustuvustegur (l/m^3); p – avaldatud rõhk (atm) ning f – rõhu all oleva õhu osakaal (tavaliselt 0,5). Flotatsiooniprotsesside juhtarve on toodud tabelis 5.6.

Tabel 5.6. Flotatsiooniprotsesside juhtarve

Flotatsiooni-protsess	Õhu kogus m^3/m^3 vee kohta	Mulli suurus	Võimsus Wh/m^3 kohta	Viibeaeg, min	Pinnakoormus, m/h
Jämemull	100–400	2–5 mm	5–10	5–15	10–30
Vaht	10 000	0,2–2mm	60–120	4–16	-
Peenmull	15–50	40–80 µm	40–80	20–40	3–10

Flotaatori peamine eesmärk on ujuvmaterjali kõrvaldamine, ent seadmesse koguneb mingil määral ka põhjasetet. Settekõrvaldus sõltub flotaatori konstruktsioonist ning on tavaliselt automatiseeritud. Vertikaalsetest flotaatoritest kõrvaldatakse sete põhjakoonuses paikneva siibri kaudu, horisontaalse flotaatori põhjas on tigutransportöör.

Mõned praktilised näpunäited:

- peapumplas peab olema võre, mille varvavahe sõltub valitud pumbale lubatud tahkise suurimast läbimõõdust;
- flotaatori ees peab olema ühtlusti, mille suurus sõltub reovee iseloomust. Üsna tavaline on, et ühtlusti maht on võrdne reovee ööpäevakogusega. Flotaatori tõhusus sõltub selle töötingimustest – väike voolukiirus soodustab settimist ning kiire vool halvendab helveste tekkimistingimusi;
- flotaator ja kemikaalid peavad asuma siseruumis, mille ehitamisel tuleb arvestada nii vajalikku pinna suurust kui ka ruumi kõrgust. Ei tohi unustada flotaatoris eralduvate gaaside pidevat kõrvaldamist ja arvestada tuleb ka soojakadu;
- kõrvaldatud heljumi- ja settekoguse vähendamiseks võib kaaluda nende tihendamist (vt ka jaotist 17).

Viidatud allikad

[1] Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS-EN 12255-3: Wastewater treatment plants - Part 3: Preliminary treatment." 2001.

[2] A. Maastik, G. Danilišina, M. Gross, M. Kriipsalu, P. Tamm, T. Tenno „Väikeste reoveepuhastite (jõudlus kuni 2000 ie) hooldamise juhend". 2011.

[3] G. Tchobanoglous, H. Stensel, R. Tsuchihashi, and F. Burton, Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th ed. New York: Metcalf & Eddy, Inc, 2014.

[4] A. Maastik, H. Haldre, T. Koppel, and L. Paal, Hüdraulika ja pumbad. Tartu: Greif, 1995.

[5] T. D. Reynolds and P. A. Richards, Unit Operations and Processes in Environmental Engineering. Boston: PWS Publishing Company, 1996.

[6] US EPA, "Wastewater Technology Fact Sheet Screening and Grit Removal," Boston, 2003. [WWW]. https://www3.epa.gov/npdes/pubs/final_sgrit_removal.pdf (Dec. 14, 2022)

[7] B. Hoiberg and M. T. Shah, "CFD study of multiphase flow in aerated grit tank," Journal of Water Process Engineering, vol. 39, p. 101698, Feb. 2021, doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101698.
[8] A. Koorits, Ülesandeid kolloidkeemiast. Tartu: Tartu Riiklik Ülikool., 1986.
[9] M. Rossini, J. G. Garrido, and M. Galluzzo, "Optimization of the coagulation–flocculation treatment: influence of rapid mix parameters," Water Res, vol. 33, no. 8, pp. 1817–1826, Jun. 1999, doi: 10.1016/S0043-1354(98)00367-4.
[10] T. Suopajärvi, "Functionalized Nanocelluloses in Wastewater Treatment Applications," University of Oulu, Oulu, 2015.
[11] J. Bratby, "Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment - Second Edition," Water Intelligence Online, no. 0, 2006, doi: 10.2166/9781780402321.
[12] D. V. für W. ATV-DVWK, ATV-DVWK-Regelwerk A 131. Dimensioning of single stage activated sludge plants. 2000.
[13] Vortex Engineering LTD „Arch Screen" [WWW] https://vortex-eng.com/wastewater-treatment-equipment/screening-equipment/arch-screen/
[14] HUBER SE, Band Screen CenterMax [WWW] https://www.huber.de/products/screens-and-fine-screens/perforated-plate-and-bar-screens/huber-band-screen-centermaxr.html
[15] Arcata Marsh Research Institute „Primary Treatment" [WWW] https://arcatamarsh.wordpress.com/headworks/
[16] The constructor, „Grit chamber – composition, types, wprking principle, and advantages" [WWW] https://theconstructor.org/water-resources/grit-chamber-type-working-advantages/36098/
[17] Mena Water, „Circular Grit Trap – Vortex" [WWW] https://mena-water.com/products/circular-grit-trap-vortex/
[18] Lake Petro, „Hydrocyclone" [WWW] https://www.lakepetro.com/hydrocyclone/
[19] A. S. Reddy, „Stoke's law and grit separation", 2015. [WWW] https://www.slideshare.net/reddyas/03-stokes-law-and-grit-separators
[20] Wikipedia, „Jameson cell" [WWW] https://en.wikipedia.org/wiki/Jameson_cell
[21] CIBSE Journal, „Module 16: Reducing operational energy consumption by deaeration and dirt removal in water systems", 2023 [WWW] https://www.cibsejournal.com/cpd/modules/2010-05/
[22] M. Philipp, J.K. Masmoudi, J. Wellmann, H. Akrout, L. Bousselmi, S.-U. Geißen, „Slaughterhouse Wastewater Treatment: A Review on Recycling and Reuse Possibilities", Water 2021, 13, 3175. https://doi.org/10.3390/w13223175

6 Bioloogiliste protsesside põhialused

Vallo Kõrgmaa, Jaak Truu ja Olev Sokk

Reovee bioloogiline puhastus on protsess, milles reovees leiduvad orgaanilised ained lagundatakse mikroorganismide abil ning mittesöödavad osakesed seotakse biomassi (biomass ehk elusaine hulk on elusaine mass). Tekkinud biomass (koos mittesöödava osaga) lahutatakse hiljem veest setitamise, filtrimise või mõne muu meetodi abil. Kõik reovee puhastamisel kulgevad bioloogilised protsessid leiavad aset ka looduses ning baseeruvad looduslikel ringetel (nt lämmastikutsükkel). Erinevalt biotehnoloogia muudest harudest ei ole reovee puhastamisel võimalik kasutada luksust, mille kohaselt sooritavad soovitud protsesse kindlad (laboris kultiveeritud) mikroorganismide liigid piinlikult kontrollitud tingimustes. Mikroorganismid ehk mikroobid on nii väikesed organismid, et nad on nähtavad vaid mikroskoobis. Nende hulka kuuluvad bakterid, arhed, mikroseened ja algloomad, kuid ka mõningad loomad (nt keriloomad) ja taimed (nt rohevetikad). Kõik reovee biopuhastuses osalevad mikroorganismid sisenevad protsessi reoveega. Reovee bioloogilisel puhastamisel on inseneri ja operaatori peaülesanne soodustada selliste mikroobikoosluste ja liikide arengut ning kasvu, kes suudavad puhastuseesmärke saavutada olemasolevates tingimustes kõige tõhusamal moel.

6.1 Reoveepuhasti kui ökosüsteem

Reovee bioloogiline puhasti on bakteritest, arhedest, seentest, algloomadest ning hulkraksetest organismidest koosnev (tehislik) ökosüsteem. Mikroorganismide maailm on väga mitmekesine – neid on palju liike, mis erinevad kujult, toitumisviisidelt ja selle poolest, milliseid orgaanilisi ühendeid üks või teine liik tarbib ja millise kiirusega tarbimine toimub. Üks milliliiter aktiivmuda võib sisaldada kuni triljon (10^{12}) mikroorganismi, kellel kõigil on oma nišš ja roll ökosüsteemi kui terviku toimimisel. Pole olemas organisme, kes suudaksid üksinda lagundada kõiki reovees olevaid reoaineid, seetõttu tugineb bioloogiline reoveepuhastus liikide kooslustel. Ökoloogias tähendab nišš liigi sobivust teatud keskkonnatingimustesse ning kirjeldab, kuidas organism või populatsioon reageerib ressursside ja konkurentide jaotusele.

Kuigi reoveepuhastis võib leiduda ka viirusi, ei ole neid siin eraldi käsitletud, sest nende roll reoveepuhastuses on tänaseni teadmata. Ohutuse seisukohalt tasub siiski meeles pidada, et paljud viirused on inimesele ohtlikud ja reovee puhastamisel on isikliku hügieeni jälgimine ääretult oluline.

6.1.1 Bakterid

Kõigist reoveepuhastuses osalevatest organismidest on bakterid kõige tähtsamad. Nad on üherakulised eeltuumsed organismid, kes suudavad iseseisvalt paljuneda ja kasvada. Aktiivmudahelbed koosnevad bakterirakkudest ning anorgaanilistest ja orgaanilistest osakestest (eksopolüsahhariididest ja heteropolüsahhariididest molekulmassiga >10000M). Bakterite biomass moodustab osakese orgaanilisest ainest 10−20%. Suurte aktiivmudahelveste sisemus, kus hapnikku on vähe, on anaeroobsete bakterite ja arhede elupaik. Enamik baktereid on alla 2 µm suurused ning seetõttu neid palja silmaga ei näe. Neid leidub kõikjal, nad on biokeemiliselt väga aktiivsed ja täidavad looduse aineringes ülitähtsat osa. Bioloogilise reoveepuhastuse kõigis etappides teevad bakterid suurema osa tööst.

Baktereid klassifitseeritakse mitmeti, kuid reoveepuhastuse seisukohast on olulisemad nende morfoloogiline (kujupõhine) ning ainevahetuspõhine liigitus. Morfoloogiliselt liigituvad bakterid kolme gruppi: a) kokid ehk sfäärilised, b) batsillid ehk pulgakujulised ning c) spirillum- ehk spiraalsed bakterid. Bakterid võivad vabalt ringi ujuda või moodustada klastreid (nt tetraate, helbeid, niite).

Funktsionaalselt on reoveekäitluses olulisemad orgaaniliste ühendite süsinikku eemaldavad, nitrifitseerivad ja fosforit akumuleerivad bakterid.

Sõltuvalt reaktsioonist molekulaarsele hapnikule saab bakterid jagada kolme gruppi:

- aeroobid, kes on aktiivsed vaid lahustunud molekulaarse hapniku olemasolul (nt nitrifitseerivad aeroobid);
- fakultatiivsed aeroobid, kes on aktiivsed nii lahustunud molekulaarse hapniku olemasolul kui ka selle puudumisel (nt denitrifitseerivad bakterid, kes tarbivad nii nitraate kui ka lahustunud hapnikku) ning
- anaeroobid, kes on aktiivsed keskkonnas, kus lahustunud molekulaarne hapnik puudub (lahustunud hapnikku sisalduvas keskkonnas obligatoorsed anaeroobid hukkuvad).

Kõige arvukamalt esineb aktiivmudapuhastites baktereid hõimkondadest *Proteobacteria* (30−70%), *Bacteroidetes, Actinobacteria, Planctomycetes ja Firmicutes.* Aktiivmudas leiduvate peamiste bakteriperekondade arv on *ca* 250, millest 15 perekonna liike võib leida peaaegu kõigis puhastites [1, 2]. Nende 15 perekonna hulka kuuluvad bakteriliigid (nt *Flavobacterium, Novosphingobium* ja *Haliangium*), keda iseloomustab metabolismitüüpide rohkus. Teised laialt levinud bakteriperekonnad on seotud nitrifikatsiooni (*Nitrosomonas* ja *Nitrospira*), polüfosfaatide akumuleerimise (*Tetrasphaera*, *Ca*. *Accumulibacter*) ja glükogeeni kogumisega rakkudesse (*Ca. Competibacter*). Peamine

nitritioksüdeerija on perekond *Nitrotoga*, kuid leidub ka teisi (nt perekond *Nitrospira).* Lisaks tuntud kaheastmelist nitrifikatsiooni sooritavatele mikroobidele leidub aktiivmudas perekond *Nitrospira* liike *(Comammox* – COMplete AMMonia Oxidation), kes tulevad toime täieliku nitrifikatsiooniga.

Harvemini leidub aktiivmudas niitjaid baktereid (*Ca. Microthrix, Ca. Promineofilum, Ca. Sarcinithrix, Gordonia, Kouleothrix* ja *Thiothrix*). Denitrifitseerivatest bakteritest saab esile tuua perekondi *Rhodoferax, Sulfuritalea Zoogloea* ja *Thauera*. Perekonnad *Zoogloea* ja *Thauera* on olulised aktiivmudahelveste moodustumise seisukohast.

6.1.2 Arhed

Arhed (*Archaea*) on ainuraksete mikroorganismide riik, mille esindajad on levinud nii veekeskkonnas kui ka mullas. Neil on mõningaid eukarüootidega sarnaseid geneetilisi omadusi, kuid struktuuri ja ainevahetuse poolest sarnanevad nad rohkem bakteritega. Aktiimudapuhastites leidub arhede liike, mis osalevad sarnaselt nitrifitseerivatele bakteritele ammooniumi oksüdeerimises [3]. Peale selle on arhed reoveepuhastuses olulised selle poolest, et nad on ainsad teadaolevad mikroorganismid, kes toodavad anoksilistes tingimustes metaani.

6.1.3 Vetikad

Reoveepuhastites võib mõnikord kohata sini- ja rohevetikaid, ent reaktorites nad reeglina ei elutse (fotosünteesivate organismidena vajavad nad valgust), vaid satuvad sinna kas järelsetitist või mõnest muust valgusele avatud paigast. Küll aga kipuvad nad probleeme tekitama biotiikides, kus nende kasvuks on piisavalt toitaineid ja valgust.

6.1.4 Seened

Reoveepuhastuse seisukohalt on olulised kolm seenegruppi: patogeensed, üherakulised ja niitjad seened. Aktiivmudas domineerivad kahe seenehõimkonna liigid – kottseened (*Ascomycota*) ja kandseened (*Basidiomycota*), kusjuures selles elavast üle 600 seeneperekonnast leidub kõige sagedamini perekondi *Penicillium*, *Candida* ja *Geotrichum* [4]. Seened (ingl *fungi*) on metaboolselt väga mitmekesised ja nad toodavad palju rakuväliseid ensüüme (nt peroksüdaasid, laktaasid). Peale selle osalevad niitjad seened aktiivmudaosakeste moodustamisel. Mitu aktiivmudas leiduvat seeneliiki on võimelised lagundama keerukaid orgaanilisi ühendeid (sünteetilisi värve, putukamürke ja ravimijääke).

Patogeenseid seeni on aktiivmudas ligi 50 liiki, kuid operaatorile võivad suuremaid terviseprobleeme tekitada teatud perekonna *Aspergillus* liigid, mis põhjustavad mitmesuguse raskusastmega haigusi –

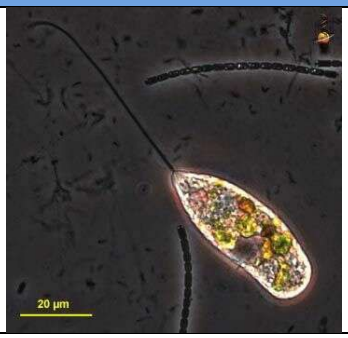
alates allergilistest reaktsioonidest kuni raskete invasiivsete infektsioonideni. Üherakulised ja niitjad seened tarbivad laia süsinikeühendite spektrit (seetõttu kasutatakse ka neid õlletootmisel) ning võivad puhastusprotsessi tõhususele kaasa aidata. Niitjad seened võivad aga põhjustada ka probleeme, halvendades settivust ja muda tahendamist. Niitjad seened pääsevad domineerima tingimustes, kus keskkonna pH on madal (< 6,0) ning lämmastikku on vähe [5].

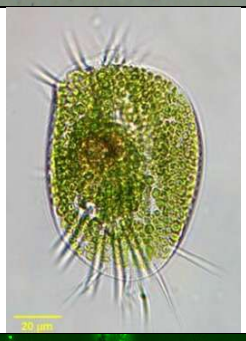
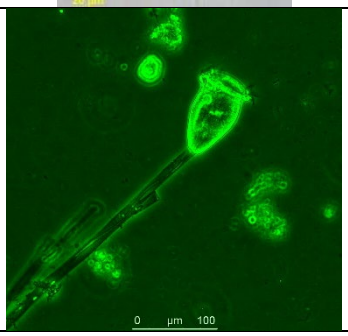
6.1.5 Ainuraksed ehk algloomad

Ainuraksed (ingl *protozoa*) on rühm organisme, millesse arvatakse heterotroofse (mõnel juhul ka miksotroofse) toitumistüübi ning mobiilsuse tõttu varem loomadeks peetud üherakulised organismid, kellel puuduvad taimedele tüüpilised rakusein ja kloroplastid ning kellel erinevalt bakteritest ja arhedest on olemas rakutuum. Heterotroofid on organismid, kes elutegevuseks vajaliku süsiniku saavad toidus sisalduvast orgaanilisest ainest. Miksotroofid on organismid, kes suudavad energia ja/või süsiniku saamiseks kasutada mitut tüüpi allikaid (nt valgusenergiat, orgaanilisi või anorgaanilisi aineid).

Aktiivmudas kõige sagedamini esinevaid algloomi on kirjeldatud tabelis 6.1. Ainuraksed võivad eritada mineraalaineid ning kasvustimulaatoreid, mis soodustavad bakterite elutegevust. Nende suurim kasutegur seisneb siiski selles, et nad toituvad vabalt ujuvatest bakteritest ning aitavad sel moel vett puhastada [6].

Tabel 6.1. Ülevaade ainuraksetest, keda võib leiduda reoveepuhastis [5, 7]

Algloom	**Kirjeldus**	
Amööbid	Kõige primitiivsem algloomade tüüp. Toituvad väikestest orgaanilistest osakestest, bakteritest ja vetikatest. Iseloomulikud suurele toitaine-hulgale aktiivmudaprotsessi käivitamise algfaasis. Pildil: *Amoeba* (foto: Proyecto Aqua)	
Flagellaadide viburlased	Flagellaadid on tüüpiliselt väikesed ning ovaalse kujuga olendid, kellele on iseloomulik viburi olemasolu. Toituvad peamiselt lahustunud orgaanilistest ainetest. Domineerivad tavaliselt siis, kui baktereid on vähe. Pildil: *Peranema* (foto: Australian Biological Resources Study)	

Algloom	Kirjeldus	
Ripsloomad	Ripsloomad on kas osaliselt või täielikult ripsmetega (lad *cilia*), mida nad kasutavad kas edasiliikumiseks või toitumiseks, kaetud olendid. Toituvad enamasti bakteritest, vetikatest ja pärmidest. Nad on reoveepuhastuses kasulikud, sest aitavad vabaneda vabalt ujuvatest bakterirakkudest. Pildil: *Paramecium* (foto: J. J. Lee)	
Vabalt ujuvad ripsloomad	Vabalt ujuvad ripsloomad on tavaliselt üleni ripsmetega kaetud. Toituvad peamiselt vabalt ujuvatest bakterirakkudest. Domineerivad tavaliselt siis, kui bakterite arvukus aktiivmudasegus on suur. Pildil: *Litonotus* (foto: D. Klos)	
Roomavad ripsloomad	Aktiivmudasegus kõige tavalisemad. Nende domineerimine viitab headele tingimustele aktiivmudaprotsessis. Toituvad aktiivmudahelveste välimistest bakterirakkudest. Pildil: *Euplotes* (foto: W. Bourland)	
Kinnitunud ripsloomad	Meenutavad välimuselt lilli. Toit (bakterid, vetikad, väiksemad algloomad) omastatakse suu ümbrusesse kinnitunud ripsmete abil. *Epistilys* ja *Vorticella* olemasolu viitab tõhusale nitrifitseerimisele. Pildil: *Vorticella* (foto: V. Kõrgmaa)	

6.1.6 Hulkraksed organismid (*Metazoa*)

Hulkraksed organismid on reovee puhastamise seisukohalt suhteliselt tähtsusetud, kuigi nad toituvad bakteritest, vetikatest ja algloomadest. Hulkraksete organismide rohkus aktiivmudaprotsessis viitab suurele mudavanusele. Aktiivmudaprotsessis kõige sagedamini esinevad hulkraksed on [7]:

- **keriloomad** – loomahõimkond, millesse kuuluvad mikroskoopilised pseudotsöloomiga loomad. Enamik neist on umbes 0,1–0,5 mm pikad ning nad elavad valdavalt mageveelistes või vähese soolsusega veekogudes;

- **helmindid** – parasiitussid, kes tavaliselt satuvad organismi suu kaudu ja elavad soolestikus, kus nad saavad täiskasvanuks ja hakkavad mune produtseerima. Munad väljuvad organismist koos fekaalidega. Mõned helmindid võivad kahjustada mitte üksnes soolestikku, vaid ka teisi elundeid (kopse, silmi). Inimese tervise seisukohalt tähtsad helmintide põhiklassid on nematoodid (ümarussid), tsestoodid (paelussid) ja trematoodid (imiussid). Kuigi enamik reoveega kaasa tulevaid helmintide munadest sadeneb eelsetitites välja [8], jõuavad mõningad nematoodid siiski aktiivmudaprotsessi. Nad on iseloomulikud stabiilsele aktiivmudaprotsessile, kus mudavanus ja vee lahustunud hapniku sisaldus on suur. Toituvad bakteritest, seentest, väiksematest algloomadest ning vahel ka teistest nematoodidest [5, 7];
- **loimurid** (*Tardigrada*) – nelja paari lülistumata jalgadega kuni 1,5 mm pikkused teadaolevalt kõige vastupidavamad mikroskoopilised loomad. Enamik neist on herbivoorid või bakterisööjad.

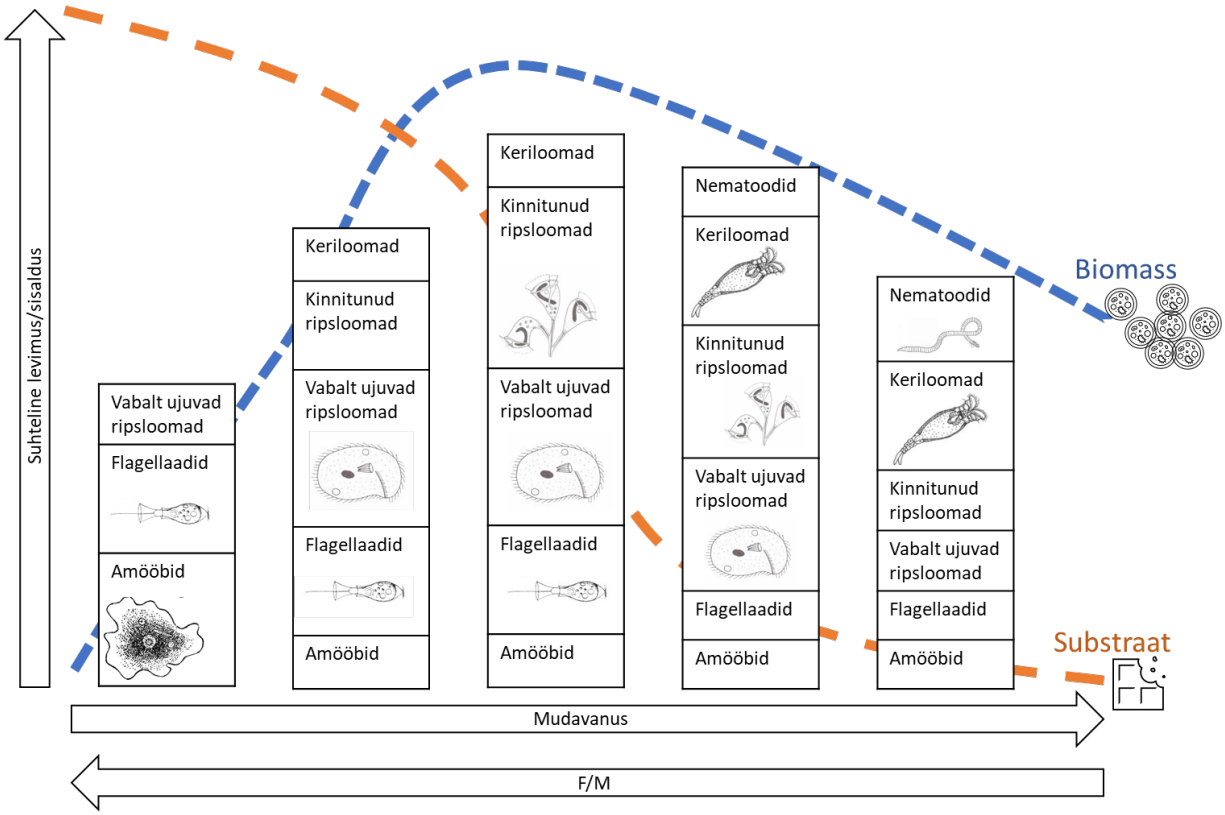
6.1.7 Kuidas kujunevad kooslused?

Reoveepuhasti on avatud süsteem, s.o pidevas vastastikmõjus väliskeskkonnaga, ning on tänu reovee omaduste varieeruvusele pidevas muutumises. Reoveepuhasti reaktor (seade või anum, kus toimuvad keemilised ja/või bioloogilised protsessid) on äärmiselt toiduküllane elupaik, mille ökosüsteemis on kõige arvukamalt esindatud bakterid, kellest aja jooksul moodustuvad keerukad organismikooslused. Võime moodustada aktiivmudahelbeid või biokilet realiseerub reoveepuhastusprotsessis suuresti tänu keskkonnatingimuste ja toidulaua mitmekesisusele. Reaktoritesse reoveega jõudnud üksikud bakterid on enamasti liikuvad ning kasutavad toidurikast keskkonda kasvamiseks ja paljunemiseks. Hiljem, kui toidu hulk väheneb, hakkavad bakterid energiat kokku hoidma ning nende liikuvus väheneb. Moodustuvad agregaadid, mis hiljem kas liituvad aktiivmudahelvesteks või sobiva pinna olemasolul kinnituvad sellele, moodustades biokile. Agregaatide moodustumisel mängivad olulist rolli nii toidulaud, katioonide olemasolu (positiivse laenguga katioonide abil seotakse negatiivselt laetud rakuväliste polümeersete ainetega ehk EPS-iga kaetud rakud) kui ka viibeaeg [7, 9, 10]. Kinnitumine annab neile parema vastupanuvõime nii näljale kui ka kahjulikele keskkonnateguritele ning võimaldab omavahelist koostööd. Mikroorganismide toit (substraat) ja saadused võivad liigiti olla väga erinevad ja sageli on ühe mikroobiliigi saadus teisele substraadiks. See omakorda võimaldab agregaatide suurenedes mikroorganismidel paremini oma mikrokeskkonda kontrollida ning tagab tõhusama kaitse kahjulike keskkonnatingimuste suhtes.

Puhastusprotsessis leiduvad mikroorganismid sõltuvad keskkonnatingimusest ning organismide interaktsioonidest:

- **vabalt ujuvad mikroorganismid** ei ole seotud ühegi pinna ega ka teiste rakkude külge ning kanduvad reeglina puhastusprotsessist heitveega välja;
- **helbeid moodustavad mikroorganismid** on aktiivmudapuhastis ülekaalus ning neid saab järelsetitis kõrvaldada. Aktiivmudahelbed on mikroorganismide, rakuväliste polümeersete ainete (EPS) ning adsorbeerunud orgaaniliste ja anorgaaniliste materjalide mass. Helveste struktuur on väga heterogeenne ning sõltuvalt aktiivmudapuhastis valitsevatest tingimustest ja reovee koostisest võivad nende omadused ja morfoloogia väga erinevad olla. Helveste moodustamine pakub mikroorganismidele kaitset pH muutuste ja mikroskoopiliste röövloomade eest ning võimaldab reguleerida mikrokeskkonda ja toitu talletada;
- **biokile moodustavad mikroorganismid** ümbritsevad end limakihiga ning kinnituvad piirpindadele (biokilekandjatele). Nagu aktiivmudahelveski pakub biokile mikroorganismidele kaitset, võimaldab reguleerida mikrokeskkonda ja toitu talletada;
- **niitjad organismid** on bakterid, seened ja vetikad, kelle rakud pärast pooldumist üksteisest ei eraldu. Mõnikord ei saa rakud eralduda neid ümbritseva kesta tõttu, mis ei ole pruugi küll mikroskoobis nähtav olla. Niitjate organismide kasv on hea näitaja reoveepuhastusprotsesside hindamiseks;
- **algloomad ja hulkraksed mikroorganismid** ei oma reovee puhastamise seisukohalt suurt tähtsust, kuid aitavad sellele siiski kaasa, kuna toituvad vabalt ujuvatest ning nõrgalt kinnitunud bakteritest, arhedest ja seentest. Nende esinemine annab siiski teatava indikatsiooni mudavanuse ning mudakoormuse hindamiseks (nt nematoodid kooruvad munadest suurema mudavanusega toitainevaesemas keskkonnas).

Reaktorit saab kirjeldada kui pidevkultuuri, milles biomass juhitakse tagasi protsessi. Need organismid, kellele kasvutingimused ei sobi, ei ole elujõulised ning nad uhutakse heitveega puhastist välja. Reaktorisse püsima jäänud mikroorganismikooslused (joonis 6.1) sõltuvad peale keskkonnatingimuste ka toidu kättesaadavusest ning koosluse vanusest – kui toitaineid on vähem ja kooslus vanem, jäävad ellu ka keerulisemad hulkraksed organismid (nt keriloomad ja nematoodid) ning bakterite juurdekasv pidurdub.



Joonis 6.1. Aktiivmudaprotsessis sõltub mikroorganismide kooslus mudavanusest ning limiteeriva toitaine hulgast. Biokile puhul on kooslused tulenevalt kättesaadava substraadi hulgast sarnased. Põhilise osa biomassist moodustavad bakterid ja arhed, tulpades kujutatud organismide puhul (moodustavad kogu biomassist 10–20%) on näidatud nende suhteline levimus.

Nii inseneri kui ka operaatori ülesanne on luua tingimused, milles kasvavad just need mikroorganismid, kes on puhastuseesmärkide saavutamisel kõige tõhusamad. Mikroorganismide koosluste mõjutamisel on kolm võtmesõna, millest lähtuda [11–13]:

- **selektsioon** ehk **valik** on protsess, milles toetatakse neid mikroorganisme, kes on antud keskkonnatingimustes kõige elujõulisemad ning annavad kõige rohkem järglasi. Reoveepuhastis kasvatatakse reeglina mikroorganisme, kes on seotud kas helvestesse või biokilesse, sest selliseid kooslusi on kerge protsessis hoida (vabalt ujuvad rakud kanduvad reaktorist välja). Seetõttu on mikroobiagregaatide moodustamise või nendeks ühinemisvõime reoveepuhastuses kriitilise tähtsusega;
- **materjalivahetus** – mikroobikooslustel on toiduahelad, mis sarnanevad loomariigi omadega, kuid koosluse seisukohast on olulisem toiduahel, milles ei tarbita rakke, vaid üksteise saadusi. Lihtsustatult: üks rakk vabastab molekuli keskkonda ja teine rakk võtab selle endasse nii, et üks või mõlemad rakud sellest kasu saavad;
- **kohanemine** on igasugune reaktsioon, mis lõpuks viib koosluse stressi kõrvaldama või leidma viisi oma funktsiooni säilitamiseks stressist hoolimata. Kohanemine võib seisneda nii teatud liigi või mikroorganismirühma kasvu soodustamises, ensüümide reguleerimises, geneetilise teabe vahetamises, pärilikus geneetilises muutuses kui ka oma keskkonna muutmises.

6.2 Ainevahetus ja keskkonnatingimused

6.2.1 Toitainete vajadus

Reovee bioloogilise käitlemisega kaasnevad protsessid vajavad energiat ja keemilisi elemente, milledest biomass on üles ehitatud. Biomassi peamised elementidid on C, O, H, N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, S ja B ning väiksemal määral ka Cu ja Zn. Peamised näitajad, mille põhjal hinnatakse reovee bioloogilise käitluse sobivust, on KHT/BHT ja BHT:N:P. Muid toitaineid reeglina ei jälgita, kuna eeldatakse, et need on suhteliselt vähetähtsad ja nende vajadus on tegelikkuses täidetud. Rusikareegli alusel loetakse toitainete suhet BHT:N:P sobivaks, kui see on (90–100):5:1. Siis on kõik komponendid tasakaalus ning protsessis osalevad N ja P seotakse orgaanilise aine ärastamisel biomassi ning kõrvaldatakse koos liigmudaga. Olmereovees on see suhe reeglina paigast ära ning N ja P on süsinikuallika (BHT) suhtes ülemäära. Sellisel juhul seotakse kõrvaldatavasse biomassi (jääkmuda ja irdunud biokile) ainult osa (umbes 30–35 %) lämmastikust ning fosforist, ülejäänu kandub heitveega keskkonda ning soodustab suubla eutrofeerumist.

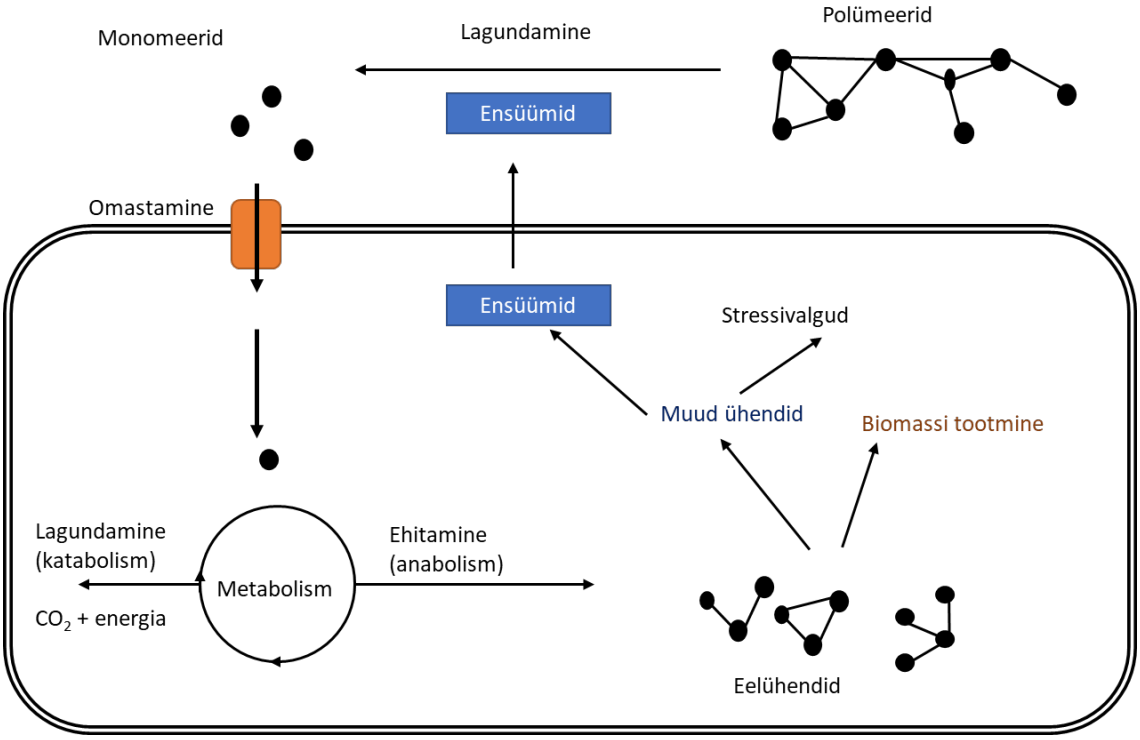
Tööstusreovee puhul võib esineda ka lämmastiku ja/või fosfori defitsiiti ning olla vaja puuduvat komponenti juurde anda.

6.2.2 Ainevahetusprotsesside alused

Ainevahetus ehk metabolism on organismis aset leidev sünteesi- ja lõhustumisprotsesside kogum, mis tagab organismi aine- ja energiavahetuse ümbritseva keskkonnaga ning on organismi elutegevuse alus. Organismi metabolism hõlmab seedimist, imendumist, rakus toimuvaid metaboolseid radu ja lõpp-saaduste eritumist (joonis 6.2).

Rakusisene metabolism kulgeb metaboolsete radadena, milles ensüümide toimel muunduvad ja tekivad metaboliidid. Ainevahetus jaguneb kahte kategooriasse:

- **katabolism** ehk lagundav ainevahetus on rakus (hapniku kaasabil) toimuv keemiline protsess, milles keerulisematest ainetest tekivad lihtsamad ning vabaneb energia. Vabanev energia talletatakse adenosiintrifosfaadina (ATP);
- **anabolism** ehk ehitav ainevahetus on rakusiseste protsesside kogum, kus lihtsamatest keemilistest ühenditest sünteesitakse keerulisemad ühendid ATP-st saadava energia arvelt.



Joonis 6.2. Raku süsinikuvoogu kirjeldav skeem, mis hõlmab keerulisemate polümeeride lagundamist, substraadi omastamist, anabolismi, katabolismi, biomassi sünteesi ja muude kasvuga mitteseotud ühendite tootmist [14] järgi.

Tulenevalt ainevahetuse iseärasustest liigitatakse mikroorganismid tavaliselt energiaallika (foto- ja kemotroofid), süsinikuallika (auto- ja heterotroofid) ning hapnikuvajaduse (aeroobsed, anaeroobsed ja fakultatiivsed organismid) alusel (tabel 6.2):

- **fototroofid** kasutavad valgusenergiat (päikesenergiat);
- **kemotroofid** saavad energiat keemilise substraadi oksüdeerimisest;
- **autotroofid** kasutavad õhus sisalduvat süsihappegaasi ja moodustavad orgaanilisi aineid (valke, lipiide, süsivesikuid jm). Nende vastandid on **heterotroofid**, kes saavad elutegevuseks vajaliku süsiniku toidus sisalduvast orgaanilisest ainest;
- **litotroofid** on organismid, kes kasutavad elektronidoonorina anorgaanilisi aineid. Nende vastandiks on **organotroofid**, kelle elektronidoonorid on orgaanilised ained.

Tabel 6.2. Mikroorganismide troofiline liigitus [15]

Troofiline rühm	Mikroobirühm	Energiaallikas		Tüüpilised saadused	Süsiniku-allikas
		Elektroni-doonor	Elektroni-akseptor		
Kemotroofid					
Organo-troofid	Aeroobsed heterotroofid	Orgaaniline	O_2	CO_2, H_2O	Orgaaniline
	Denitrifitseerijad	Orgaaniline	NO_3^-, NO_2^-	N_2, CO_2, H_2O	Orgaaniline
	Fermenteerivad organismid	Orgaaniline	Orgaaniline	Lenduvad rasvhapped	Orgaaniline
	Raua taandajad	Orgaaniline	Fe(III)	Fe(II)	Orgaaniline
	Sulfaadi taandajad	Äädikhape	SO_4^{2-}	H_2S	Äädikhape
	Metanogeenid	Äädikhape	Äädikhape	CH_4	Äädikhape
Litotroofid	Nitrifitseerijad (ammooniumi oksüdeerivad bakterid)	NH_4^+	O_2	NO_2^-	CO_2
	Nitrifitseerijad (nitritit oksüdeerivad bakterid)	NO_2^-	O_2	NO_3^-	CO_2
	Annamox	NH_4^+	NO_2^-	N_2	CO_2
	Denitrifitseerijad	H_2	NO_3^-, NO_2^-	N_2, H_2O	CO_2
	Denitrifitseerijad	S	NO_3^-, NO_2^-	N_2, SO_4^{2-}, H_2O	CO_2
	Raua oksüdeerijad	Fe(II)	O_2	Fe(III)	CO_2
	Sulfaadi taandajad	H_2	SO_4^{2-}	H_2S, H_2O	CO_2
	Sulfaadi oksüdeerijad	H_2S, S^0, $S_2O_3^{2-}$	O_2	SO_4^{2-}	CO_2
	Metanogeenid	H_2	CO_2	CH_4	CO_2
Fototroofid					
	Vetikad, taimed	H_2O	CO_2	O_2	CO_2
	Fotosünteesivad bakterid	H_2S	CO_2	S^0	CO_2

6.2.3 Keskkonnatingimused

Keskkonnatingimused määravad sageli selle, kuidas ja millised mikrobioloogilised protsessid puhastis toimuvad. Ei tohi unustada, et nende protsesside tulemusena võivad keskkonnatingimused muutuda (nt nitrifikatsiooni käigus võib pH langeda ning fotosünteesi tulemusena tõusta). Selleks et mikroorganismid kasvaksid, peavad keskkonnatingimused olema neile soodsad. Mikroorganismide elutegevust mõjutavad keskkonna temperatuur, soolsus, pH, hapniku olemasolu ja vormid, inhibiitorid jt. Enamik reoveepuhasti mikroorganisme eelistab mõõdukat temperatuuri ja soolasust ning neutraalset pH-d (vahemikus 6,5–8,0). Olenevalt liikidest võivad need piirid ka liikuda kas ühes või teises suunas (näiteks võivad bakterid *Thiobacilli* kasvada väga happelises keskkonnas).

Tulenevalt aine- ning energiavahetuse eripäradest mängib bioloogilises puhastuses olulist rolli **lahustunud hapniku kättesaadavus**. Kui võrrelda keskkonnatingimusi glükoosimolekulist toodetava energia (rakud salvestavad seda ATP-na) näitel, on võimalik ka aru saada, miks on biopuhastuses teatavate keskkonnatingimuste hoidmine eri puhastusetappides ülioluline:

- **aeroobses** keskkonnas on lahustunud hapnik mikroorganismidele vabalt kättesaadav. Aeroobsed mikroorganismid kasutavad rakuhingamisel hapnikku substraadi (nt glükoosi) oksüdeerimiseks energiasaamise eesmärgil. Energeetiliselt on mikroorganismide jaoks kõige kasulikum oksüdeerimisprotsessides kasutada lahustunud molekulaarset hapnikku (O_2) sest näiteks ühe glükoosimolekuli täielikul lagunemisel on võimalik toota 38 ATP-molekuli;
- **anoksilises** keskkonnas ei ole lahustunud molekulaarne hapnik kättesaadav, kuid hapnikku leidub seal seotud kujul (nt NO_3^-, SO_4^{2-}). Denitrifitseerijad kasutavad siis oksüdeerimisprotsessides nitraadi küljes olevat hapnikku, kuigi see on võrreldes aeroobse protsessiga tunduvalt ebatõhusam – ühe glükoosimolekuli lagunemisel on täieliku denitrifikatsiooni puhul võimalik toota 9 ATP-molekuli [16];
- **anaeroobses** keskkonnas ei ole lahustunud hapnik üheski vormis kättesaadav. Sellises keskkonnas ei ole oksüdeerimine võimalik ning glükoos lagundatakse näiteks etanooliks (toodetakse kaks ATP-molekuli).

Kui hapniku ja selle vormide kättesaadavusest oleneb eelkõige see, millised protsessid biopuhastusel toimuvad, siis mikroorganismide kasvu mõjutab otseselt **vee temperatuur**. Normaalsetes tingimustes on mikroobide kasvul olulised kolm iseloomulikku temperatuuri – minimaalne kasvutemperatuur (T_{min}), optimaalne kasvutemperatuur (T_{opt}) ja maksimaalne temperatuur (T_{max}). Alla T_{min} või üle T_{max} mikroorganismid ei kasva või võivad isegi hukkuda. Vahemikus T_{min} kuni T_{opt} ehk suboptimaalses temperatuurivahemikus suureneb mikroobide kasvukiirus temperatuuri kasvades eksponentsiaalselt, kuid võib maksimumile lähenedes järsult väheneda. Vastavalt kohastumisele liigitatakse mikroorganismid termofiilideks (elavad temperatuurivahemikus 45–80 °C), mesofiilideks (temperatuurivahemik 10–45 °C) ja psührofiilideks (temperatuurivahemik 0–5 °C).

Kui bioloogilisi puhastusprotsesse ei soojendata, toimub bakteriaalne elutegevus meie klimaatilistes tingimustes psührofiilses temperatuurivahemikus, milles temperatuuri mõju on kirjeldatav võrrandiga:

$$r_T = r_{20} \cdot \theta^{(T-20)}, \qquad (6.1)$$

kus r_T on reaktsiooni kiirus temperatuuril T °C; r_{20} – reaktsiooni kiirus temperatuuril 20 °C; θ – temperatuuritegur ning T – temperatuur °C.

Temperatuuriteguri θ väärtused on meie aktiivmudapuhastites 1,00–1,08, nõrgbiofiltrites 1,0 –1,08 ja õhustatavates biotiikides 1,02–1,08. Nagu näha, on temperatuuri mõjuvahemikud kõigi kolme puhastusmeetodi jaoks peaaegu võrdsed, ent sõltuvus temperatuurist on mõnevõrra suurem biotiikides ja väiksem helvestunud ja kinnitunud kooslustel. See nähtus on seletatav asjaoluga, et biotiikides on organismid kas üksikud või väiksemate kogumikena ning temperatuuri stimuleeriv või limiteeriv mõju on palju vahetum. Helvestesse või biokiledesse koondunud bakterite ainevahetuse kiirust ei määra mitte niivõrd temperatuur, kui toidu hulk biomasssiühiku kohta ja hapniku olemasolu. Madalamal temperatuuril toimuvad keemilised protsessid küll aeglasemalt, kuid seda aitavad kompenseerida sügavamates kihtides paiknevad isendid, kes muidu on toiduga varustamise poolest alakoormatud.

Klimaatilistes tingimustes, milles aastaajad selgesti eristuvad, vahelduvad ka soojad (soodsad) ja jahedad (vähemsoodsad) perioodid. Tänu reovee temperatuuri erinevustele talvel ja suvel võib reoveepuhastites täheldada ka muutusi mudatekkes – talvel on mikroorganismide kasvukiirus väiksem ning muda tekib vähe juurde (seetõttu tuleb ka nitrifikatsiooni tõhususe hoidmiseks mudasisaldust reaktoris suurendada), kuid suvel paljunevad mikroorganismid kiiresti ja ka lagundamisprotsessid toimuvad kiiresti.

6.3 Stöhhiomeetria ja kineetika alused

6.3.1 Biokeemilised reaktsioonid mustas kastis

Mikroorganismide ainevahetus koosneb biokeemiliste reaktsioonide jadast, mida eraldi vaadelda on ülimalt keeruline. Seetõttu on mikrobioloogias võetud kasutusele olulised lihtsustused. Musta kasti mudelis analüüsitakse süsteemi sisendit ja väljundit, mitte süsteemi enda sees toimuvaid protsesse. Kõik rakkudes toimuvad keemilised reaktsioonid jäetakse tähelepanuta ja kogu protsessi vaadeldakse ühe reaktsioonina, kus substraadid muudetakse biomassiks ja saadusteks. Puhastusprotsessis toimuvaid biokeemilisi reaktsioone võib lihtsustatult avaldada nõnda:

$$\text{substraat} + \text{mikroorganismid} + \text{elektroniakseptorid} \rightarrow \text{uued mikroorganismid} + \text{saadused}.$$

Mikroorganismide kasvu kirjeldamisel on oluline osa saagiseteguritel, mis põhinevad stöhhiomeetrilistel arvutuselt ja näitavad keemiliste reaktsioonide tasakaalu (stöhhiomeetria on keemia haru, mis uurib ühendite koostist ja nende kvantitatiivseid suhteid keemilistes reaktsioonides). Bakterite kasvu uurimisel on sellistest teguritest kasu eelkõige kasvu tulemusena tekkiva biomassi,

substraadi kasutamismäära ja tekkinud saaduste hulga hindamisel ning stöhhiomeetriliste reaktsioonivõrrandite tasakaalustamisel.

Substraadi kineetika (ehk substraadiga toimuvate keemiliste reaktsioonide kiirus) määratakse kindlaks, võttes arvesse seda, et organismide kasvades kasutatakse substraat ära. Seega on substraadi tarbimise kiirus (dS/dt) saagiseteguri Y kaudu otseselt seotud mikroobide kasvukiirusega μ:

$$\frac{dX_{BM}}{dt} = -\frac{1}{\mu} \cdot \frac{dS}{dt} = -Y \cdot \frac{dS}{dt}. \qquad (6.2)$$

Stöhhiomeetrilise reaktsiooni kasutamine saagiseteguri Y arvutamiseks on näidatud allpool. Reaktsiooni üldine stöhhiomeetria:

$$v_1(orgaaniline\ aine) + v_2O_2 + v_3NH_3 + v_4PO_4^{3-} \rightarrow v_5(uued\ rakud) + v_6CO_2 + v_7H_2O \qquad (6.3)$$

Oletame, et orgaaniline aine on glükoos ($C_6H_{12}O_6$) ja biomassi struktuur on $C_5H_7NO_2$. Tasakaalustatud reaktsioonivõrrand on siis järgmine:

$$3C_6H_{12}O_6 + 8O_2 + 2NH_3 \rightarrow 2C_5H_7NO_2 + 8CO_2 + 14H_2O \qquad (6.4)$$

Teades molaarmasse glükoosi (180 g/mol), hapniku (32 g/mol), ammooniumi (17 g/mol) ja tekkinud biomassi kohta (5x12 + 7x1 + 14 + 2x16= 113 g/mol), on võimalik välja arvutada:

- biomassi toodeti 2 mol x 113 g/mol = 226 grammi;
- O_2 tarbiti 8 mooli x 32 g/mol = 256 grammi;
- glükoosi tarbiti 540 grammi;
- hapnikukulu on 256/540 = 0,47 g/g glükoosi kohta ja
- saagisetegur Y näitab, kui palju biomassi moodustub tarbitud substraadi ühiku kohta: Y = 226/540 = 0,42 g /g.

Reoveepuhastuses on tunduvalt mõttekam väljendada saagistegurit KHT kontekstis. Selleks tuleb arvutada glükoosi teoreetiline KHT väärtus oksüdeerimisreaktsiooni kaudu (vt ka jaotist 2.1.2):

$$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O \qquad (6.5)$$

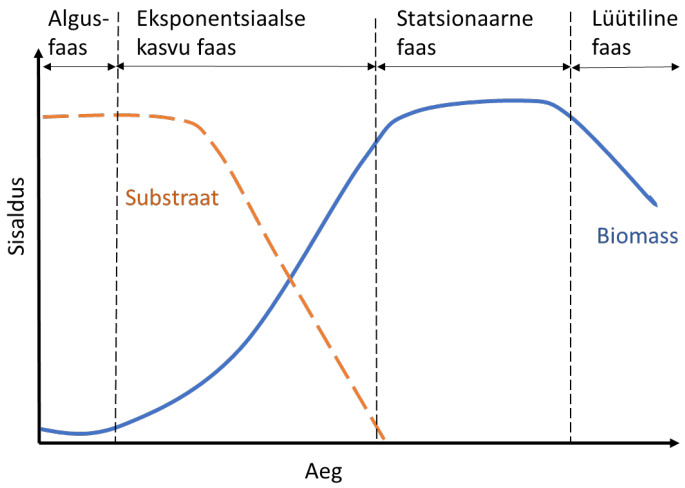
Reaktsioonivõrrandist on näha, et 1 mooli glükoosi (1 mol x 180 g/mol = 180 g) oksüdeerimiseks läheb vaja 6 mol x 32 g/mol = 192 grammi hapnikku. Seega 1 mooli glükoosi teoreetilise KHT väärtus on 192 / 180 = 1,067 gO_2/g glükoosi kohta (ehk 1 g glükoosi = 1,067 gKHT).

Teisendades saagiseteguri Y väärtuse 0,42 g/g ümber KHT suhtes saame:

$$Y = \frac{0{,}42\ (g\ biomassi/g\ glükoosi)\cdot 1\ g\ glükoosi}{1{,}067\ gKHT} = 0{,}392\ \ g\ biomassi/g\ KHT \qquad (6.6)$$

6.3.2 Mikroorganismide kasvu dünaamika

Kujutlegem, et võtame lusikatäie baktereid ning viskame nad klaasi, milles on suhkruvesi (substraat). Bakteritele suhkur meeldib ning nad hakkavad seda söögiks tarvitama. Klaasi võime nimetada suletud süsteemiks ehk **annuskultuuriks**, sest bakterite lisamise hetkest peale ei pane me sinna midagi juurde ega võta ka ära. Annuskultuur ei ole siiski stabiilne, sest tulenevalt bakterite elutegevusest on sealne keskkond pidevas muutumises ning püsiseisund ei ole saavutatav. Annuskultuuri iseloomustab see, et biomassi muutused on pidevad ning jälgivad sarnast kasvukõverat (joonis 6.3).



Joonis 6.3. Annuskultuuris on mikroorganismide populatsiooni kasvu dünaamika sõltuv kättesaadava substraadi kasutamise kiirusest.

Annuskultuuri kasvufaasid:

- **algusfaas** on aeg, mille jooksul mikroorganismid kohanevad uue kasvukeskkonna füüsikaliste ja keemiliste tingimustega. Kuigi selles faasis rakkude arvukuses suuremaid muutusi ei juhtu, kasutavad rakud seda aega massi või ruumala suurendamiseks (nt sünteesivad ensüüme, valke, RNAd) ning kasvatavad metaboolset aktiivsust;
- **eksponentsiaalse kasvu faas** on etapp, mida iseloomustab biomassi hüppeline juurdekasv pooldumiste tulemusena. Selles faasis kasvab biomassi hulk konstantsel kiirusel μ, mis sõltub kasvukeskkonnast ning toidu kättesaadavusest. Kasvu kiirus μ on erinev iga bakteriliigi jaoks ning sõltub keskkonnatingimustest (nt pH, temperatuur, lahustunud hapniku sisaldus);
- **statsionaarses faasis** kasv aeglustub ja lakkab. Seda võib põhjustada substraadi lõppemine, mõne inhibeeriva kõrvalsaaduse tekkimine, kasvutingimuste ebasoodsaks muutumine või nende tegurite koosmõju. Statsionaarse faasi kestel suurt muutust rakkude arvus ei toimu,

kuid on väga raske kindlaks teha, kas põhjuseks on see, et võrdne arv rakke sureb samal ajal kui uued peale tekivad, või on populatsioon lõpetanud kasvamise ja paljunemise. Statsionaarses faasis on kasvu kiirus μ võrdne nulliga;

- **lüütiline faas** algab pärast mõneajast nälgimist või sattumist ebasoodsatesse tingimustesse. Kasvu kiirus μ on negatiivne, sest rakke sureb rohkem kui juurde tekib.

Annuskultuuris ei ole bakterite jaoks ideaalset lõppu, sest mingil ajal saab neil kas toit otsa või muutuvad keskkonnatingimused bakteri enda elutegevuse tulemusena talle ebasoodsaks (nt bakter toodab tarbitud suhkrust äädikhapet, mis langetab pH-d). Paremini kontrollitud kasvukeskkonda on võimalik saavutada avatud süsteemis (pidevkultuuris), kus tarbitud substraat asendatakse uuega ning jääkained koos juurde tekkinud bakteritega eemaldatakse. Pidevkultuuris on võimalik ühteaegu saavutada nii igikestev eksponentsiaalne kasv kui ka püsivad keskkonnatingimused. Kõige levinum pidevkultuuri lahendus on **kemostaat**, kus mikroorganismide kasvukiirust μ kontrollitakse limiteeriva substraadi lisamise kiiruse kaudu. Valdav osa reoveepuhasteid töötab sellisel viisil (aktiivmudapuhastites juhitakse siiski suur osa eemaldatud biomassist süsteemi tagasi).

6.3.3 Mikroorganismide kasvu kineetika

Mikroorganismide kasv võib olla nii lineaarne (sirgjooneline) kui ka eksponentsiaalne (kõverjooneline). Biomass kasvab lineaarselt vaid siis, kui eksponentsiaalne kasv ei ole võimalik. Sellisel juhul on mikroorganismide hulk otseselt sõltuv kasvuks kulunud ajast. Eksponentsiaalse kasvu puhul on biomassi hulk X_{BM} ajahetkel t sõltuv pooldumiste arvust n ja biomassi kogusest kasvu alguses $X_{BM,0}$:

$$X_{BM} = X_{\mathrm{BM},0}.2^n \qquad (6.7)$$

või

$$X_{BM} = X_{\mathrm{BM},0} \cdot \frac{t}{t_d}, \qquad (6.8)$$

kus t_d on pooldumisaeg. Võttes võrrandist 6.8 naturaallogaritmi, on võimalik leida X_{BM} ja t_d väärtused teatud aja möödudes:

$$lnX_{BM} = \ln X_{\mathrm{BM},0} + t \cdot \frac{t}{t_d}. \qquad (6.9)$$

Eksponentsiaalse kasvu puhul tuleb silmas pidada, et kui biomassi hulk X_{BM} kasvab eksponentsiaalselt, kasvab samal ajal ka kiirus, millega seda uuesti toodetakse. Tavapäraselt väljendatakse eksponentsiaalset kasvu järgnevalt:

$$\frac{dX_{BM}}{dt} = \mu \cdot X_{BM}\ , \qquad (6.10)$$

kus μ on kasvukiirus (h^{-1}). Valemi 6.10 integreerimine annab:

$$\ln X_{BM} = ln\, X_{\mathrm{BM},0} + \mu \cdot t. \qquad (6.11)$$

Biomassi hulk X_{BM} ajahetkel t:

$$X_{BM} = X_{\mathrm{BM},0} \cdot e^{\mu t}. \qquad (6.12)$$

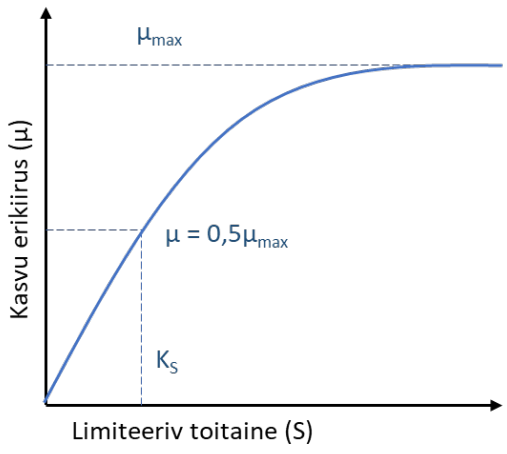
Valemi 6.11 graafilisel kujutamisel saame sirgjoone, mis kirjeldab $\ln X_{BM}$ väärtust ajahetkel t. Selle sirge tõusunurk on võrdne kasvukiirusega ning selle saab avaldada:

$$tõusunurk = \ \mu = \frac{ln2}{t_d} = \frac{0{,}693}{t_d}\ . \qquad (6.13)$$

Annuskultuuris ei saa eksponentsiaalne kasv jätkuda lõpmatuseni. Olukorda, kus mikroorganismide kasvu kiirus μ on sõltuv kasvu limiteerivast substraadisisaldusest S, kirjeldab Monod võrrand:

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{S+K_S}. \qquad (6.14)$$

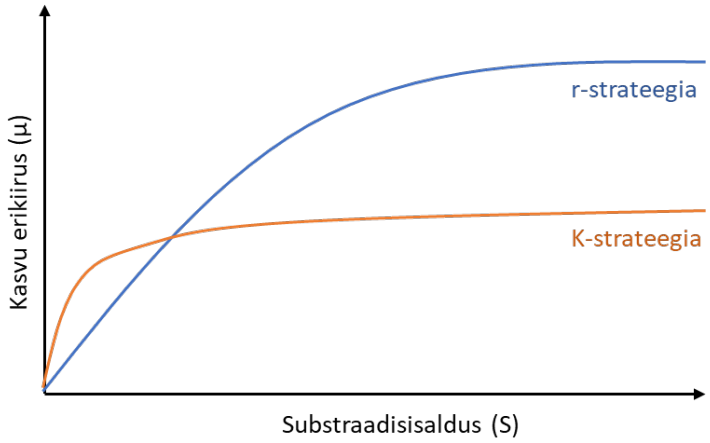
Kui mikroorgansmide kasv sõltub mõne kindla substraadi sisaldusest ja olemasolust, siis nimetatakse seda limiteerivaks substraadiks. Joonisel 6.4 on kujutatud μ sõltuvus kasvu limiteerivast substraadist S. μ_{max} on populatsiooni maksimaalne kasvukiirus, mida on võimalik saavutada siis, kui substraadisisaldus on suur või substraadi küllastuskoefitsient K_S on väike. Eri mikroorganismide jaoks on nii kasvukiirus kui ka substraadi kasutamise võime erinev ning sõltub mikroorganismi võimest substraati omastada. Väike K_S väärtus tähendab seda, et mikroorganism suudab substraati paremini omastada ning suur väärtus vastupidist. Olukorras, kus on pool maksimaalsest kasvu kiirusest saavutatud ($\mu = 0{,}5\mu_{max}$), on K_S võrdne substraadisisaldusega ($K_S = S$).



Joonis 6.4. Kasvu kiiruse ning limiteeriva toitaine omavaheline seos.

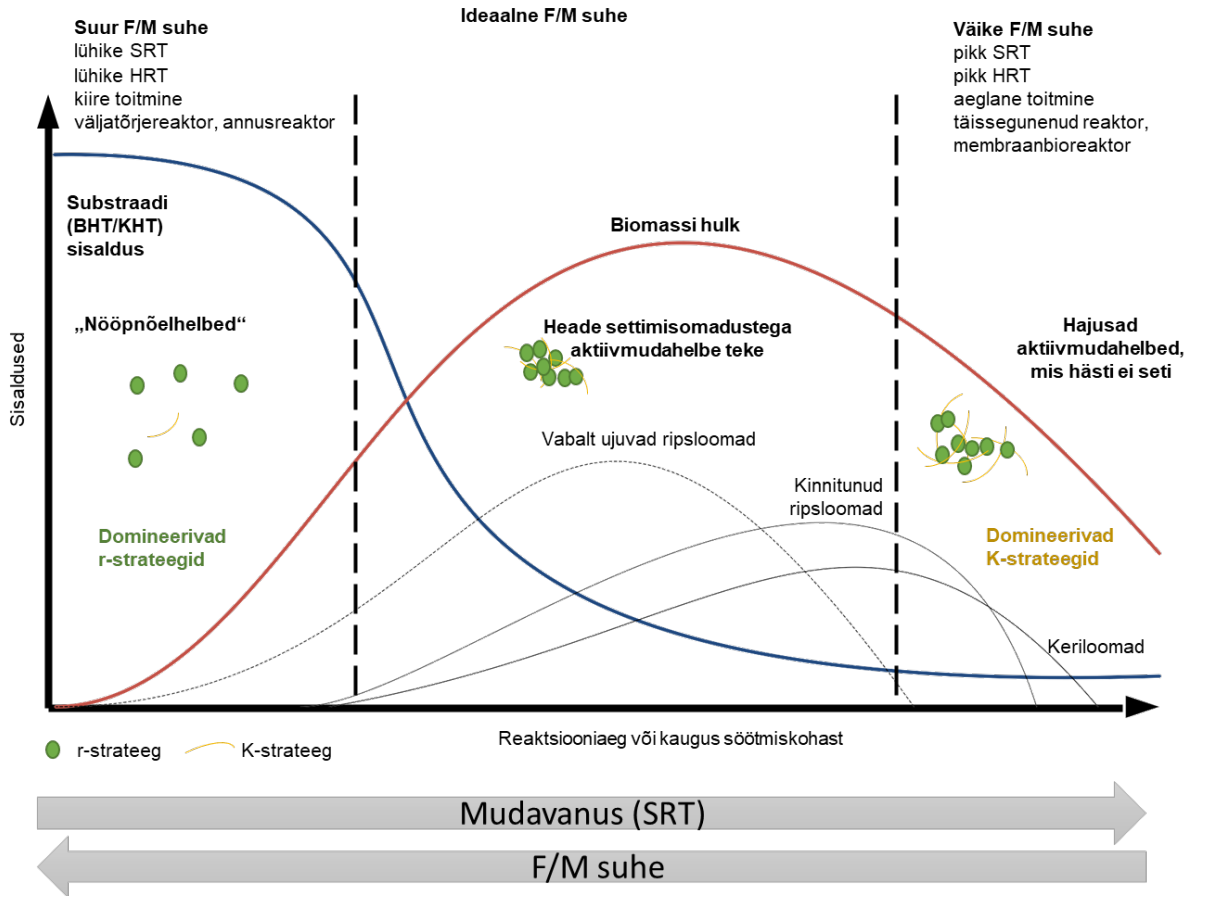
6.3.4 Kasvu kiirused mõjutavad mikroorganismikoosluste kujunemist reoveepuhastis

Üks levinumaid teooriad populatsioonidünaamikas on kineetilise selektsiooni ehk r/K- selektsiooni teooria. See teooria lähtub tõdemusest, et organismid kombineerivad tunnuseid, mis võimaldavad teha kompromissi järglaste kvantiteedi ja kvaliteedi vahel. Keskendutakse kas suuremale järglaste arvule (r-strateegia) või nende elujõulisusele (K-strateegia). Valikute tegemine sõltub keskkonnatingimustest ning on organismidele ainuomane. Ebastabiilne keskkond julgustab vanemaid tootma palju järglasi, sest tõenäosus nende ellujäämiseks on väiksem kui stabiilses keskkonnas. Valdavalt jäävad ebastabiilsetes oludes (nt toidurikka perioodi vaheldumine näljatingimustega annuspuhastis) paremini ellu r-strateegid, samas kui K-strateegid domineerivad stabiilsetes tingimustes. Võrreldes r-strateegidega jäävad K-strateegid paremini ellu nälja ning stressi tingimustes, sest nende reaktsioonikiirused on aeglasemad ning K_S-väärtused väiksemad (vt joonist 6.5).



Joonis 6.5. r/K selektsiooni teooria kohaselt saavutavad K-strateegid kasvu maksimaalse kiiruse väiksemate substraadisisalduste puhul, ent r-strateegid vajavad kasvu maksimaalse kiiruse saavutamiseks suuremaid substraadisisaldusi.

Reoveepuhasti ökosüsteemi hinnates on kasulik aru saada, millised organismid millisest strateegiast lähtuvad, sest see lubab omakorda leida paremaid puhastusviise ning soodustada olemasolevate tõhusust. Näiteks võib r-strateegide domineerimine soodustada saasteaine tõhusamat ärastust selle suurema sisalduse korral, samas kui K-strateegid puhastavad tõhusamalt väiksema saasteainesisaldusega vett. Reoveega puhastisse sisenevad mikroorganismid liituvad tavaliselt vees hõljuvateks helvesteks või biokileks. Kiirema kasvukiirusega mikroorganismid võivad eelistada elada helvestes (aktiivmudas), aeglase kasvuga mikroorganismid võivad aga ellu jääda biokiles [13]. Stabiilse ja töökindla protsessi saavutamiseks on kasulikum, kui reoveepuhasti ökosüsteem on mitmekesine, sest nii suudab see hakkama saada keskkonna muutustega (temperatuuri ja pH kõikumisega) ning toitainete ebastabiilse juurdevoolu ja reovees leiduvate mürkidega [17].



Joonis 6.6. Aktiivmudapuhastis võimaldab F/M suhte kontrollimine teha valikuid eri tüüpi mikroorganismide kasvu soodustamisel [21] järgi.

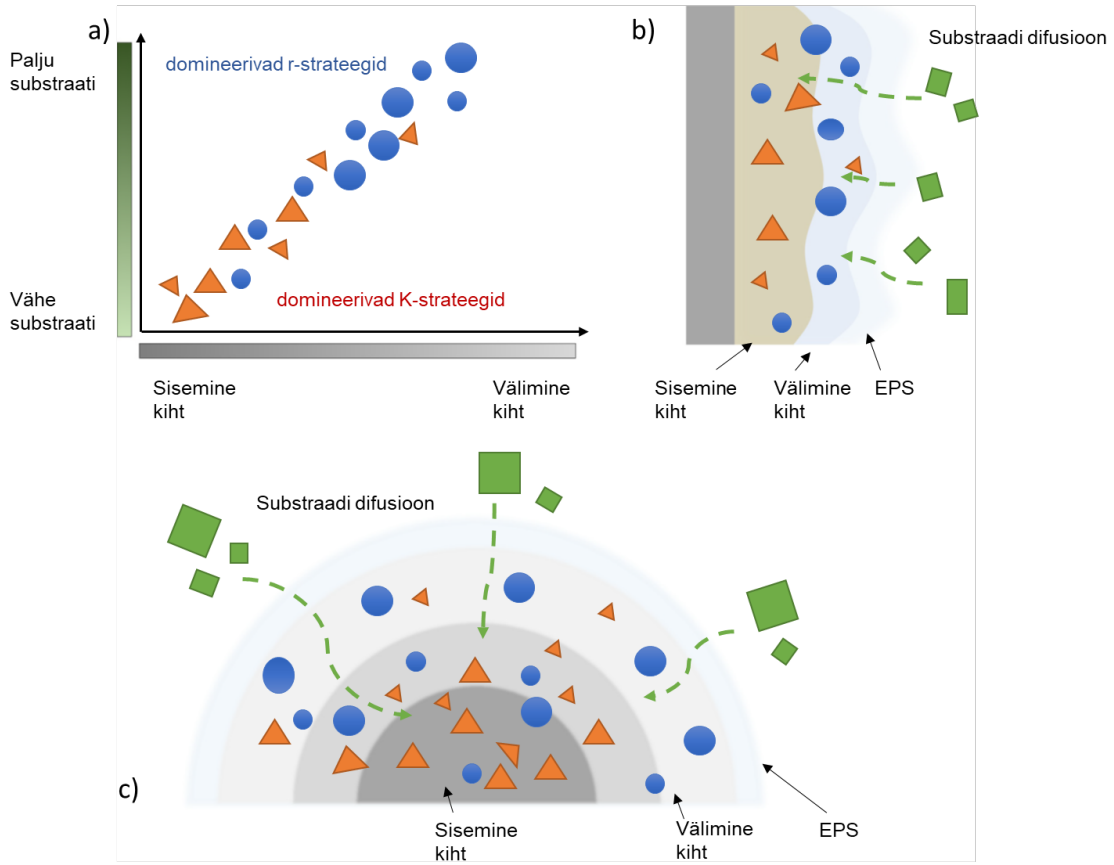
Kuna r-/K-strateegide omadusi määravad substraadi afiinsus ja kasvukiirus, on substraadi ja biomassi sisalduse vahelist seost kirjeldav mudakoormus (ingl *food to microorganism ratio,* F/M) otsustava tähtsusega muutuja, mis mõjutab eri mikroorganismide valikut ja domineerimist. Kuigi F/M-suhe ei ole hea näitaja, mille abil bioloogilise puhastuse protsesse juhtida (vt ka jaotist 7), aitab see mõtestada toiterežiimi mõju mikroorganismide koosluse kujunemisele (joonis 6.6). Suur toitainete ja mikroorganismide suhe (F/M) tagab piiramatult substraate, soodustades seega r-strateegide kasvu. Kui F/M suhe on aga väike, peavad organismid konkureerima piiratud toidu pärast, mille tulemuseks on K-strateegiate domineerimine.

Suhet F/M on reoveepuhastis võimalik kontrollida substraadi või biomassi sisalduste, reaktori ehituse ning söötmiskestuste reguleerimise kaudu. Lühike toitmisaeg võib soodustada substraadi omastamist suurte algsisalduste korral ja vastupidi. Aktiivmudapuhastis saab mudavanust (SRT-d) kasutada F/M suhte reguleerimiseks biomassisisalduse kaudu. Teoreetiliselt kasvavad ainult need organismid, mille kahekordistumisajad on vastavast SRT-st lühemad, piisavalt kiiresti, et vältida väljauhtumist. Suur SRT võimaldab säilitada rohkem biomassi, mille tulemuseks on K-strateegide domineerimine väikese F/M suhte juures, samas kui väike SRT säilitab vähem biomassi, millest on kasu eelkõige mikroorganismidele, kes eelistavad kõrget F/M suhet (r-strateegidele). Näiteks lämmastikuärastuse

ühes etapis, nitrifikatsioonis, sõltub see, millised nitrifitseerivad bakterid domineerivad, konkreetsete lämmastikuühendite olemasolust ja sisaldusest. Teoreetiliselt on olmereoveepuhastites nitritite sisaldus tavaliselt üsna väike, mistõttu *Nitrospira spp* (K-strateeg) domineerib *Nitrobacter spp* (r-strateeg) üle. Seevastu ammoniaagirikka reovee puhastamisel võib tekkida suur nitritisisaldus, mis viib *Nitrobacter spp* ülekaaluni.

Reaktori tüübi valik ning süsteemi ülesehitus võimaldavad inseneril teha esimesi valikuid puhastusprotsessis osalevate mikroorganismide ökosüsteemi suunamisel. Membraanbioreaktorid (MBR-id) suudavad K-strateegide kasvu soodustamiseks püsivalt säilitada väikest substraadi- ja suurt biomassisisaldust, samas kui muutuva substraadisisaldusega läbivoolureaktorid ja annuspuhastid (SBR) soodustavad r-strateegide kasvu [17]. Ka süsteemisiseselt esineb erinevusi kasvutingimustes. Näiteks võivad r-strateegilised mikroorganismid domineerida läbivoolureaktori esiosas ja vastutada saasteainete tõhusa ärastamise eest suure toitainesisalduse tingimustes, samas kui K-strateegilised mikroorganismid võivad domineerida reaktori teises osas, kus saasteained on enamasti lagunenud ja valitsevad toitainetevaesed tingimused (joonis 6.6). Suure substraadigradiendiga süsteemid võivad nii r- kui ka K-strateegidele spetsiaalsete niššide pakkumisega saavutada ühtaegu saasteainete suure eemaldamiskiiruse kui ka laia saasteainespektri eemaldamistõhususe [13].

Erinev kohanemisstrateegia toob kaasa ka erinevuse mikrotingimustes (joonis 6.7), milles mikroorganismid elutsevad – tihedalt pakitud kooslustes hakkavad tooni andma massiülekandest põhjustatud gradiendid (vt ka jaotist 10). Massiülekande piirang võib põhjustada substraadi ebaühtlast sisaldust, luues mikrokeskkonnas erinevaid F/M-suhteid. Biokile ning graanulite ja tihedate helveste paksus mängivad olulist rolli massiülekande kontrollimisel, soodustades nii K-strateegide domineerimist toitainete (kuid ka näiteks lahustunud hapniku vm limiteeriva teguri) piiratud kättesaadavuse tingimustes. Piiratud massiülekandega süsteemide puhul on vaja keskkonnamuutujaid hoolikalt kontrollida, et protsess stabiilselt toimiks. Üks olulisi tegureid, mida tuleb hoolikalt jälgida, on lahustunud hapniku gradient, sest liigne hapnik võib mõjutada biokile sees olevaid anaeroobseid nišše ja piirata mikroobide mõningaid funktsioone. Näiteks biokile võib olenevalt hapnikusisaldusest jaguneda kolmeks eri kihiks: aeroobseks, anoksiliseks ja anaeroobseks. Eri kihtides kasvavad ja metaboliseeruvad mikroobid tagavad eri tüüpi saasteainete integreeritud lagunemise.



Joonis 6.7. r- ja K-strateegide jaotumine mikrotingimustes: a) põhimõtteline jaotumine, b) jaotumine biokiles, c) jaotumine granulaarmudas või aktiivmudahelbes [11].

Rakkude suurus ja kuju (morfoloogia) mõjutavad nende kineetikat. Nii saab aktiivmudapuhastis jagada mikroorganismid kas helbeid moodustavateks (kinnituvad üksteise külge puntrana) või niitjateks (kinnituvad üksteise külge ridamisi). Üldiselt on niitjad mikroorganismid K-strateegid ning saavad kasvueelise väikese substraadisisalduse korral. Helbeid moodustavad mikroorganismid (r-strateegid) aga eelistavad suuremaid substraadisisaldusi. Niitjatel organismidel on suurem rakupind ja seetõttu suudavad nad väiksema substraadisisalduse korral toitaineid paremini omastada. Bioloogilise reoveepuhastuse viimases etapis (vee ja mikroorganismide lahutamisel enne vee juhtimist loodusesse) on sageli kriitilise tähtsusega, millise morfoloogiaga mikroorganismid domineerivad, sest see avaldab otsest mõju muda settimisomadustele. Halvasti settivat biomassi ei ole võimalik lihtsasti veest lahutada ning ta kandub puhastatud veega suublasse, kus suurendab toitainekoormust. Niitjate mikroorganismide domineerimine tekitab esteetilisi (vahutamine) ja käitamise (protsessi kontroll on raskendatud) probleeme [17].

6.4 Tegurid, mis võivad bioloogilist puhastusprotsessi pärssida

Reoveepuhasti operaator peab iga päev tulema toime tingimustes, kus reovee omadused ja kogused pidevalt muutuvad ning võivad seetõttu hakata bioloogilises puhastusprotsessis probleeme

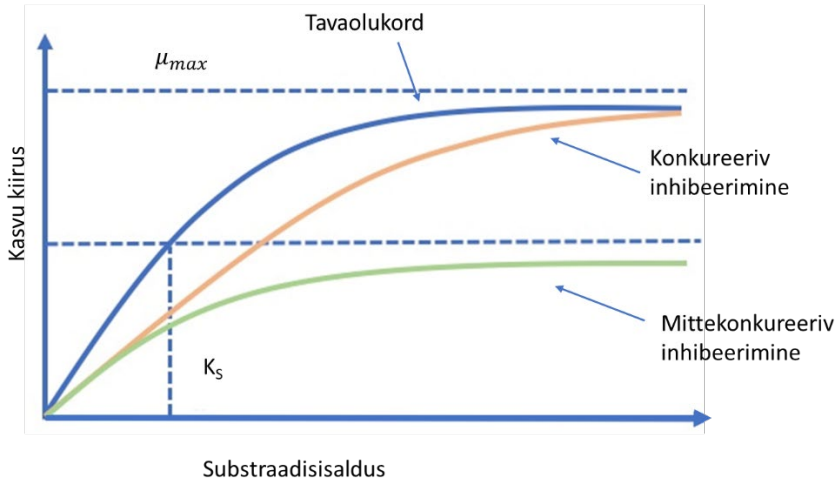
põhjustama. Alljärgnevalt on kirjeldatud põhilisi bioloogilise puhastusprotsessi kõrvalekaldeid, mis võivad selle tõhusust oluliselt piirata.

6.4.1 Inhibitsioon

Inhibitsiooniks (ehk pärssimiseks) nimetatakse mingi protsessi aeglustumist või peatumist. Tavaliselt kutsub inhibitsiooni esile mõni aine või muutus keskkonnatingimustes (inhibiitor), mis pidurdab kas keemilist, biokeemilist või füsioloogilist protsessi. Inhibiitorid kas tapavad mikroorganismi või muudavad selle metaboolset tasakaalu. Peale reovees leiduvate keemiliste ühendite ja ohtlike ainete (vt ka jaotist 2) võib inhibitsiooni esile kutsuda ka keskkonnatingimuste muutumine (nt ebasoodne pH või temperatuur, lahustunud hapniku vaegus). Põhjusele vaatamata on tulemuseks bioloogilise puhastusetapi tõhususe langus või halvemal juhul lakkamine.

Inhibitsioon võib olla nii pöörduv kui ka pöördumatu. Esimesel juhul võib tuua näiteks mikroorganismide kasvu (ajutise) peatumise tingimustes, kus tekkinud saaduste sisaldus ületab mikroorganismi taluvuspiiri, mistõttu ta muutub passiivseks. Kui saaduste sisaldus alaneb, taastab mikroorganism oma tavapärase ainevahetuse. Pöörduvat inhibitsiooni võib esile kutsuda ka mõni selline aine, mis mõjutab mõnda mikroorganismi metaboolset rada, kuid ei põhjusta selle hukkumist. Pöördumatu inhibitsiooni puhul mikroorganismi elutegevus lakkab.

Inhibiitorite mõju kasvukineetikale avaldub peamiselt kahel moel ja tuleneb otseselt muutustest ensüümide aktiivsuses (joonis 6.5). **Konkureeriva inhibitsiooni** korral seondub inhibiitor ensüümiga kohas, milles tavaliselt substraati töödeldakse. Inhibiitoriga seotud ensüümid saadusi ei valmista ning kaotavad oma funktsiooni. Tavaliselt sellistel tingimustel mikroorganismi kasvu maksimaalne kiirus μ_{max} väheneb, kuid siiski on võimalik saavutada tavaolukorraga samaväärset kasvu kiirust, tagades suurema substraadisisalduse. Olukorda, kus μ_{max} on tavatingimustega võrreldes väiksem, nimetatakse **mittekonkureerivaks inhibitsiooniks**. Sellisel juhul ei seondu inhibiitor küll samasse kohta ensüümil, kus substraati töödeldakse, vaid kas muudab ensüümi kuju (muutunud kujuga ensüümid ei suuda enam reaktsioone sooritada) või pärsib saaduse moodustumist. Mittekonkureeriva inhibitsiooni korral sõltub μ_{max} vähenemise määr inhibiitorisisaldusest.



Joonis 6.8. Inhibiitorid vähendavad mikroorganismide kasvu kiirust [22] järgi.

Mikroorganismide kasv võib reoveepuhastis olla pärsitud peamiselt kolmel põhjusel:

- reoveepuhastisse satuvad mürgised ained – olmereovees ei ole tavaliselt suurtes kogustes selliseid aineid, mis võiksid negatiivselt mõjutada bioloogilist puhastusprotsessi. Asula- ja tööstusreoveepuhastitesse võib aga aeg-ajalt sattuda üht-teist sellist, mis mõjutab bioloogilist puhastusprotsessi negatiivselt ning võib halvemal juhul kaasa tuua kogu protsessi lakkamise. Aktiivmudapuhastis on kõige tundlikum protsessietapp nitrifikatsioon. Kui mõni puhastusetapp asulareoveepuhastis on tööstusreovee mõjul pärsitud, mõjutab see kogu puhasti väljavoolu. Näiteks kui tööstusest pärinevad mürgised ühendid mõjutavad nitrifikatsiooni, ei suuda puhasti täita lämmastikuärastusnõuet isegi siis, kui lämmastikuühendeid tööstusest puhastisse ei juhita. Väikesegi hulga mürgiste aine juhtimine reoveepuhastisse võib põhjustada väga suure keskkonnakahju. Nitrifikatsiooni inhibeerivad näiteks atsetoon, benseen, kaadmium, kloroform ja fenoolid;
- kasvu pärssimine ülekoormuse tõttu – reoveega juhitakse puhastisse lühikese aja jooksul nii suurel hulgal biolagunevaid aineid, et õhustusseadmed ei suuda hapnikuvajadust rahuldada. Siis võib õhustuskambri vee lahustunud hapniku sisaldus sedavõrd väheneda, et mudahelbed lagunevad ning tekivad settimisprobleemid. Äkk-koormuse puhul taastub algne olukord enamasti mõne tunniga, alladimensioneeritud puhasti tuleb aga rekonstrueerida;
- kasvu pärssimine keskkonnatingimuste muutumise tõttu – järsud muutused keskkonna-tingimustes (pH, temperatuur) pärsivad mikrorganismide elutegevust ja halvemal juhul võivad põhjustada kasulike mikroorganismide hukkumise. Tasub meeles pidada, et mikroorganismid eritavad oma ainevahetuse tulemusena selliseid aineid, mis võivad keskkonnatingimusi muuta (nt võib keskkond nitrifikatsiooni tulemusena happeliseks muutuda). Õnneks ei põhjusta mikroorganismide elutegevus tasakaalus protsessis seisakuid, sest sageli on ühe organismi lõppsaadus teisele substraadiks ning selliseid muutusi on võimalik eri protsesside

kombineerimisel tasakaalustada (nt võimaldab denitrifikatsiooni ja nitrifikatsiooni kombineerimine puhverdada pH-d).

Konkreetsete ühendite ja reovee nitrifikatsiooni inhibeerimist on võimalik laboratoorselt ja automaatanalüsaatorite abil mõõta. Reoveepuhastisse jõudvad mürgised ühendid on segunenud teiste reoveevoogudega ning seetõttu on väga keeruline hinnata konkreetse ühendi mõju. Kui aga mürgisust on võimalik kindlaks teha tööstusprotsessist pärit veevoos, võib olla võimalik selle voo eraldamine ja käitlemine spetsiifilises kohtpuhastis, rakendades selleks sobivaid tehnoloogiaid (nt filtreerimine, süvaoksüdatsioon, sadestamine, flotatsioon).

6.4.2 Vahutamine reoveepuhastis

Vahutamine on reoveepuhastites küllaltki levinud nähtus. Vahtu võib leida peaaegu kõigist reoveepuhastusetappidest, kuid kõige sagedamini tekib see bioloogilises puhastusprotsessis. Tekkiv vaht on enamasti viskoosne, kleepuv ning pruuni värvusega. Selline vaht koguneb mahutite (ka järelsetiti!) pinnale ning võib lisaks esteetilistele probleemidele tuua kaasa tõrkeid reoveesette käitlemisel. Suure tõenäosusega kandub vaht järelsetitist välja ning halvendab heitvee kvaliteeti. Ekstreemsematel juhtudel võib vaht mahutitest üle voolama hakata, kattes nii hooldusteed kui ka puhasti ümbruse (vt joonis 6.9), mis omakorda ohustab operaatorit.

Lihtsustatult võib vahud jagada valgeks ja pruuniks. Valge vaht tekib tavaliselt tingimustes, kus a) mikroorganismidel on liiga palju toitu (reoveepuhasti bioloogiliste protsesside käivitamise etapis, kuid ka toitainete ülekoormuse tingimustes), b) vastusena šokile (mürgid, pH- või temperatuurišokk) või c) kanalisatsiooni sattunud aeglaselt biolagunevate pindaktiivsete ainete (nt pesuvahendid) tõttu. Valge vaht on enamasti õhuline ning ei ole põhjustatud ebasobivatest muutustest mikroorganismide populatsioonis. Tavatingimustes peaks sellise vahu tekkel esmajärjekorras üle kontrollima, kas protsessis on piisavalt biomassi (kas tagastusmuda pumbad töötavad) ning alles seejärel keskenduma muudele võimalikele põhjustele.

Pruuni vahu teket põhjustab enamasti reovee liiga suur rasva- ja õlisisaldus, niitjate organismide rohkus biopuhastis ning rakuvälise polümeerse aine (EPS) liigne tootmine mikroorganismide poolt. Pruun vaht võib olla mitut värvitooni (hallikaspruun, šokolaadipruun, tumepruun) ning on enamasti viskoosne ja kleepuv. Kindlasti tuleb tähelepanu pöörata sellele, kus see vaht paikneb ning kuidas jaotub. Pumplates ja eelpuhastuses viitab paks pruun viskoosne vaht enamasti reovee suurele rasvasisaldusele, bioloogilise puhastuse etapis võib aga olla seotud niitjate organismide vohamisega. Vahutamist põhjustavate niitjate organismide rakuseinad on hüdrofoobsed – nende rakud on kaetud

vahaja kihiga, mis tõrjub vett ning võimaldab neil õhustatud vees ujuda. Nad ei pruugi avaldada mõju aktiivmuda settivusele (*Nocardia spp* koguneb mahutite pinnale, kuid aktiivmudasegust leiab teda harva), kuid võivad põhjustada liigset vahutamist ja seeläbi häirida puhastusprotsessi. On teada kolm peamist vahutamist põhjustavat niitjat organismi – *Nocardia spp*, *Microthrix parvicella* ja tüüp 1863.



Joonis 6.9. Pesuainetest põhjustatud vahutamine Kurista reoveepuhastil (foto: Kuremaa ENVEKO OÜ)

Vaht põhjustab reoveepuhasti reaktorites probleeme eelkõige siis, kui see koguneb vahulõksude taha (joonis 6.10). Vahulõks on mahutiosa (nt anoksilise ja õhustuskambri vahesein), milles aktiivmudasegu liigub läbi seinas oleva ava ühest mahutist teise, ent pinnal olev ujumuda jääb mahutisse pidama.

Probleemiks muutub vahulõks siis, kui aktiivmuda vahutama ning ujumuda protsessi segama hakkab. Operaatorid üritavad siis vahtu maha uhta, ent mõnikord (*Nocardia spp* puhul) ei anna pesemine tulemusi, sest bakterite kest on hüdrofoobne ning nad kerkivad kiiresti uuesti pinnale. Tekib olukord, kus vahtu tekitavaid baktereid süsteemis kultiveeritakse, ent kõrvaldada neid ei saa. Järelsetiti tõhusa töö tagamiseks on ujumudatõkked hädavajalikud, kuid ujumuda kuhjumise vältimiseks on tõkete juures vaja rakendada erimeetmed (kasutada lürpi vms).



Joonis 6.10. Põltsamaa puhasti kambrite vaheseinad toimivad vahulõksudena (mahutite pinnale kogunenud vahutav aktiivmuda on lumega kaetud) (foto: V. Kõrmaa)

Kõigile vahutamisprobleemidele on soovitatav läheneda sümptomispetsiifiliselt – eemaldada vahu kogunemist soodustavad vahulõksud ning vaht süstemaatiliselt ära koristada. Seda loetakse kõige tõhusamaks kontrolli all hoidmise meetodiks. Vahtu ei tohi (nt eelsetiti kaudu) protsessi tagasi juhtida, vaid suunata settekäitlusesse [18].

6.4.3 Aktiivmuda pundumine

Pundunuks nimetatakse helveste ebanormaalsete omaduste tõttu halvasti settivat aktiivmuda, mis järelsetitist välja kandub. Pundumist põhjustab mikroorganismide kasvuks ebasobivate tingimuste kujunemine reoveepuhasti reaktorites ning avaldub kas mikroorganismide koosluste muutumise (niitjate organismide vohamise) või stressikäitumisena, mis ilmneb rakuvälise polümeerse materjali (ing *extracellular polymeric substances*, EPS) tootmises.

Esimesi märke pundunud aktiivmudast on võimalik näha juba settimiskatse käigus, kui muda 30 minuti jooksul tihedaks ei seti, vaid püsib „õhulisena“. Analüütiliselt (vt lisa 4) on seda võimalik määrata muda mahuindeksi (SVI) arvutamisel – kui SVI > 150 ml/g, saab lugeda muda settivuse halvaks ning aktiivmuda pundunuks. Puhasti käitamise puhul on aktiivmuda pundumine probleem, sest:

- tingimustes, kus operaator teeb otsuseid mudavanuse suurendamise või vähendamise kohta 30 minuti settimiskatsest põhjal, võib aktiivmuda pundumine põhjustada olukorra, kus aktiivmudasisaldus on reoveepuhastis eeldatust väiksem ning mudavanusest ei pruugi nitrifikatsiooniks piisata;

- muda setib järelsetitis kehvasti ning võib hakata heitveega välja kanduma;
- pundunud muda on settekäitlusel raske veetustada, mis põhjustab suurenenud polümeerikulu.

Aktiivmuda pundumist võib vaadelda kui sümptomit, mis kirjeldab aktiivmudapuhasti bioloogilise protsessi kõrvalekallet optimaalsetest tingimustest. Pundumine tekib siis, kui millestki on puudu: DO, toitained, mikroorganismide toitmistingimused (F/M suhe soodustab k-strateegide kasvu) või reovees on selliseid ühendeid (rasvad, väävelvesinik), mis soodustavad teatud niitjate mikroorganismide kasvu või vett mürgitavad.

Kuigi rakuvälistel polümeersetel materjalil (EPS) on kriitiline roll aktiivmudahelveste tekkel, võib kergesti tekkida olukordi, kus seda toodetakse liiga palju ning see hakkab põhjustama aktiivmuda pundumist:

- reovees on liiga palju lahustunud aineid, nt orgaanilisi happeid. Liigne lahustuv BHT salvestatakse rakkude poolt EPS-is tulevikus kasutatava energiana. Kui reaktori F/M pole piisavalt madal või reaktor ei võimalda piisavalt aega akumuleerunud orgaaniliste ainete metabolismiks, siis EPS koguneb ja põhjustab lõpuks pundumise;
- kui reaktori toitainete tasakaal on paigast ära ning lämmastikust, fosforist või mõnest olulisest mikrotoitainest (nt Ca, Mg) on puudu. Sel juhul säilitavad rakud süsinikku EPS-is, sest kui mõnda toitainet neil ei jätku, ei saa rakud paljuneda, ensüüme toota ega rakendada täielikku metaboolset aktiivsust.

Niitjad organismid avaldavad aktiivmudaprotsessile olulist mõju, osaledes aktiivmudahelveste moodustumisel, tugevdades helveste struktuuri ning võimaldades neil suuremaks kasvada, mis omakorda soodustab nende väljasettimist järelsetitites. Niitbakteritel on ka negatiivne mõju – mõne niitja organismi (*Microthrix parvicella*, *Nocardia sp*, tüüp 1863 ja tüüp 0092) liigne kasv põhjustab aktiivmuda vahutamist õhustuskambris ja settivuse kadumist, mis omakorda suurendab reoveepuhasti haldaja rahalisi väljaminekuid (nt majandamiskulusid, saastetasu) ning võib halvemal juhul põhjustada suubla reostamist [5, 7, 8]. Niitjate organismide ülemäärane kasv võib olla aktiivmudaprotsessis üsna tavaline probleem, kuid ei pruugi alati põhjustada aktiivmuda väljakandumist järelsetitist – see sõltub suuresti setiti võimest aktiivmuda kinni pidada. Paljud niitjad organismid on ühtlasi indikaatorid aktiivmudaprotsessi häirivate tegurite suhtes (vt ka lisa 2).

Niitjate organismide põhjustatud pundumist kutsuvad tavaliselt esile muutused mikroorganismide populatsioonis, mis võimaldavad niitjatel organismidel saavutada kasvueelise. Niitjad organismid on bakterid, seened ja vetikad, kelle rakud pärast pooldumist üksteisest ei eraldu. Nõnda tekivad mitmest

rakust koosnevad niidid. Mõnikord ei saa rakud eralduda ka neid ümbritseva kesta tõttu. Niiti moodustavate rakkude vahel on alati vahesein, mis pole aga alati mikroskoobis nähtav. Niitjate organismide kasv on hea indikaator reoveepuhastusprotsessi seisundi hindamiseks. Teadaolevalt on aktiivmudas leitud ligi 30 erinevat niitjat organismi, millest ligi kümne vohamine põhjustab puhasti käitusprobleeme.

Kui aktiivmuda settimisomadused halvenevad ja/või mahutid on kaetud üha suureneva vahukihiga, on vaja kindlaks teha, kas seda põhjustavad niitjad organismid või on reoveepuhastisse hoopis sattunud pindaktiivseid aineid. Niitjaid organisme saab määrata mikroskoobi abil. Niitjate organismide identifitseerimine aitab kindlaks teha probleemi tekkepõhjuseid (vt ka lisa 2) ja kavandada samme olukorra parendamiseks. Nii osutab *Thiothrix spp* domineerimine selgelt sellele, et aktiivmudaprotsessis valitseb toitainete (N, P) puudus ning vees leidub sulfiide, orgaanilisi happeid vm kohe lagundatavaid substraate. Tõenäoliselt on selline olukord põhjustatud reovee omadustest ning hüdrolüüsist kas kanalisatsioonis või mõnes varasemas puhastusetapis. Kui põhjus on välja selgitatud, tuleb astuda samme mõjude vähendamiseks.

Aktiivmuda pundumise ja vahutamise kontrolli all hoidmiseks võib kasutada järgmisi võtteid:

- vahu süstemaatiline koorimine, millele järgneb selle kõrvaldamine ja/või hävitamine, mida loetakse kõige tõhusamaks kontrollimismooduseks. Vahtu ei tohi (tagastusmuda liini kaudu) protsessi tagasi juhtida. Tugeva vahutamise puhul võib kaaluda eraldi lahutamisüksuse kasutuselevõttu. Muudel juhtudel võib mõelda vahu suublasse juhtimisele, kuid sel juhul tuleb veenduda, et puhastist välja kanduv orgaaniline aine ei põhjusta keskkonnaprobleeme;
- mudavanuse järsk alandamine on sageli tõhus, kuid võib põhjustada probleeme lämmastikuärastuse eesmärkide saavutamisega;
- mudakoormuse suurendamine käib sageli käsikäes mudavanuse alandamisega. Niitjate organismide liigse kasvu ennetamiseks on projekteerimisfaasis võimalik astuda samme mudakoormuse kontrollimiseks, kui lähtuda kambrite kuju ning töörežiimi kavandamisel r/K-selektsiooni teooria põhimõtetest – läbivoolsetes ning annusreaktorites on bioloogilise puhastusprotsessi alguses tagatud kõrge F/M suhe, mis omakorda võimaldab kasvueelise saada r-strateegidel (helbeid moodustavatel bakteritel). Niitjad organismid on K-strateegid;
- küllaltki levinud praktika on kemikaalide lisamine, kuid seda peab tegema nii, et kaasnevad riskid on maandatud. USA-s kasutatakse aktiivmuda pundumise korral laialdaselt kloreerimist. Kloori lisamine on kõige tõhusam siis, kui seda doseeritakse tagastusmudaliinile, sest nii on võimalik vähendada kemikaalikulu ja minimeerida mürgiste kloororgaaniliste ainete teket. Rauaühendite lisamine võimaldab siduda üleliigset fosforit ja sulfiide.

- reovee rasva- ja õlisisalduse vähendamine on ääretult oluline, sest kuigi rasvad ning õlid sisaldavad ohtralt süsinikku, ei ole see paljude mikroorganismide jaoks lihtsasti omastatav. *Nocardia sp* ja *Microthrix parvicella* vohamine on reeglina seotud reovee suure rasva- ja õlisisaldusega.

Eesti reoveepuhastites enamikku niitjatest organismidest massiliselt ei leidu, sest meie reoveepuhastid on reeglina ehitatud võimekana toitaineid bioloogiliselt ärastama. See omakorda tähendab, et anoksilise või anaeroobse kambri näol on tegemist selektoriga, mis annab kasvueelise mikroorganismidele, kes suudavad neis keskkondades ellu jääda ja toituda.

Paraku on Eestis olemas mitu soodustavat tegurit *Microthrix parvicella* liigseks kasvuks – reovesi on sageli rasvarikas (rasva- ning õlipüüniste sisu purgitakse pahatihti reoveepuhastisse, mitte biogaasijaama), madala temperatuuriga ning tõhustatud bioloogilise toitaineärastusega. *Microthrix parvicella*'t leidub sagedamini väikese koormusega reoveepuhastites ning teda loetakse kõige sagedasemaks aktiivmuda pundumise ja vahutamise põhjustajaks. Nende puhastite muda anaeroobsel töötlemisel võib *M. parvicella* hakata põhjustama probleeme ka settekääritis. *M. parvicella* populatsiooni suurus reoveepuhastites sõltub üldiselt aastaajast – hakkab tavaliselt külmal ajal suurenema, saavutab haripunkti veebruaris-märtsis ning väheneb, kui reovee temperatuur tõusma hakkab.

Microthrix parvicella on unikaalne niitbakter, sest ta on suuteline ellu jääma nii aeroobsetes, anoksilistes kui ka anaeroobsetes tingimustes. Anaeroobsetes tingimustes hakkab selle niitbakteri metabolism tööle samamoodi, kui klassikalistel fosforit akumuleeruvatel organismidel (PAO-del, vt ka jaotist 9), akumuleerudes polü-β-hüdroksüalkanoaate (PHA), kuid erinevalt klassikalistest PAO-dest ei ole *M. parvicella*'l aktiivset ortofosfaatide kogumise ning vabastamise mehhanismi. Hapniku olemasolul kasutatakse ladustatud PHA-sid kasvuks. *M. parvicella* on esimene aktiivmudasegust leitud organism, kellel on füsioloogiline võime akumuleerida lipiide ning seetõttu võiks teda nimetada lipiide akumuleerivaks organismiks [19, 20].

*Microthrix parvicell*a kasvamise kontrolli alla saamiseks soovitatakse juba eelpool kirjeldatud käitusvõtteid, kuid kiirema tulemuse annab alumiinimumisoolade lisamine. Soovitatav on kuni kolme nädala vältel annustada mudatagastussüsteemi polüalumiiniumkloriidi (PAX-14) 2–3 g Al/kg MLSS päevas. PAX-14 on *Microthrix parvicella*-spetsiifiline ning lämmastikuärastust ei mõjuta [19]. Muude Al-ühendite (nt Al_2Cl_3) lisamisel on soovitatav piirduda nädalase perioodiga, et vältida kahjulikku mõju lämmastikuärastusele.

Viidatud allikad

[1] L. Wu et al., "Global diversity and biogeography of bacterial communities in wastewater treatment plants," Nat Microbiol, vol. 4, no. 7, pp. 1183–1195, Jul. 2019, doi: 10.1038/s41564-019-0426-5.

[2] M. K. D. Dueholm et al., "MiDAS 4: A global catalogue of full-length 16S rRNA gene sequences and taxonomy for studies of bacterial communities in wastewater treatment plants," Nat Commun, vol. 13, no. 1, p. 1908, Dec. 2022, doi: 10.1038/s41467-022-29438-7.

[3] S. Al-Ajeel, E. Spasov, L. A. Sauder, M. M. McKnight, and J. D. Neufeld, "Ammonia-oxidizing archaea and complete ammonia-oxidizing Nitrospira in water treatment systems," Water Res X, vol. 15, p. 100131, May 2022, doi: 10.1016/j.wroa.2022.100131.

[4] S. Zhang, F. Fan, and F. Meng, "Seasonality and Community Separation of Fungi in a Municipal Wastewater Treatment Plant," Appl Environ Microbiol, vol. 86, no. 18, Sep. 2020, doi: 10.1128/AEM.00991-20.

[5] M. H. Gerardi, Microscopic Examination of the Activated Sludge Process. Hoboken: John Wiley ja Sons, Inc., 2008.

[6] P. Madoni, "Protozoa in wastewater treatment processes: A minireview," Italian Journal of Zoology, vol. 78, no. 1. pp. 3–11, Mar. 2011. doi: 10.1080/11250000903373797.

[7] T. Glymph, Wastewater Microbiology: A Handbook for Operators. Denver: American Water Works Association, 2005.

[8] G. Bitton, Wastewater Microbiology. Hoboken, NJ, USA: John Wiley ja Sons, Inc., 2005. doi: 10.1002/0471717967.

[9] I. Guzmá N-Soto et al., "Mimicking biofilm formation and development: Recent progress in injanbsp;vitro and injanbsp;vivo biofilm models," iScience, vol. 24, p. 102443, 2021, doi: 10.1016/j.isci.

[10] Z. Lewandowski and J. P. Boltz, "Biofilms in Water and Wastewater Treatment," in Treatise on Water Science, vol. 4, Elsevier, 2011, pp. 529–570. doi: 10.1016/B978-0-444-53199-5.00095-6.

[11] R. Seviour and P. H. Nielsen, Microbial Ecology of Activated Sludge. London: IWA Publishing, 2010.

[12] Q. Yin, Y. Sun, B. Li, Z. Feng, and G. Wu, "The r/K selection theory and its application in biological wastewater treatment processes," Science of the Total Environment, vol. 824. Elsevier B.V., Jun. 10, 2022. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153836.

[13] G. Wu and Q. Yin, "Microbial niche nexus sustaining biological wastewater treatment," NPJ Clean Water, vol. 3, no. 1, Dec. 2020, doi: 10.1038/s41545-020-00080-4.

[14] A. A. Malik, J. B. H. Martiny, E. L. Brodie, A. C. Martiny, K. K. Treseder, and S. D. Allison, "Defining trait-based microbial strategies with consequences for soil carbon cycling under climate change," ISME Journal, vol. 14, no. 1, pp. 1–9, Jan. 2020, doi: 10.1038/s41396-019-0510-0.

[15] M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, and D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design, 2nd ed. London: IWA Publishing, 2008. doi: 10.2166/9781780401867.

[16] T. O. Strohm, B. Griffin, W. G. Zumft, and B. Schink, "Growth Yields in Bacterial Denitrification and Nitrate Ammonification," Appl Environ Microbiol, vol. 73, no. 5, pp. 1420–1424, Mar. 2007, doi: 10.1128/AEM.02508-06.

[17] Q. Yin, Y. Sun, B. Li, Z. Feng, and G. Wu, "The r/K selection theory and its application in biological wastewater treatment processes," Science of the Total Environment, vol. 824. Elsevier B.V., Jun. 10, 2022. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153836.

[18] D. Jenkins, M. G. Richard, G. T. Daigger, and D. Jenkins, Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems. Lewis Publishers, 2004.

[19] S. Rossetti, M. C. Tomei, P. H. Nielsen, and V. Tandoi, "'Microthrix parvicella', a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: A review of current knowledge," FEMS Microbiology Reviews, vol. 29, no. 1. pp. 49–64, Jan. 2005. doi: 10.1016/j.femsre.2004.09.005.

[20] *S. J. Mcilroy et al., "Metabolic model for the filamentous 'Candidatus Microthrix parvicella' based on genomic and metagenomic analyses," ISME Journal, vol. 7, no. 6, pp. 1161–1172, Jun. 2013, doi: 10.1038/ismej.2013.6.*

[21] *E. Rumbaugh „F/M Ratio - Targets & Why this should not be the only operational control" [WWW] https://www.biologicalwasteexpert.com/blog/fm-ratio-targets-why-this-hould-not-be-the-only-operational-control*

[22] *M. Laique „Competitive and Non competitive inhibitors" [WWW] https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Competitive_and_Non_competitive_inhibitors_Graph.png*

7 Aktiivmudapuhastus

Taavo Tenno, Aimar Kivirüüt, Daisi Rist, Vallo Kõrgmaa

Aktiivmudapuhastus on reovee käitlemise kõige levinum tehnoloogiline lahendus, mis on valdavalt kasutusel ka Eesti reoveepuhastites. See tehnoloogia võimaldab peale orgaaniliste ühendite kõrvaldamise ka tõhusat lämmastikuärastust ja bioloogilist fosforiärastust.

Eestis ei ole kehtestatud detailset aktiivmudapuhastuse standardit, mille alusel saaks puhastit projekteerida. Viimastel kümnenditel on meil tuginetud peamiselt Saksamaa reoveeühingu standardile ATV-DVWK A-131E [1], ent on kasutatud ka teiste riikide standardeid (US-EPA, GOST) ning õpikutes ja käsiraamatutes leiduvat teavet.

Aktiivmudapuhasti toimimispõhimõtete rakendamisel ja arvutuste puhul kasutatakse kas BHT- või KHT-põhist lähenemist. Eestis ja ka mujal Euroopas on enamasti lähtutud BHT-põhisest ning puhasti koormus arvutatakse reovee biolaguneva ainesisalduse kaudu. Sealjuures võetakse arvesse ka empiirilisi koefitsiente, mida on keeruline otse bakterite kineetikasse üle kanda. BHT-põhise lähenemise puuduseks võib pidada seda, et lähtuda saab kas 5-päevasest või 7-päevasest BHT väärtusest. Eestis seni reoveepuhastite dimensioneerimisel kõige sagedamini kasutatud ATV standard [1] põhineb BHT_5 väärtustel, laborid aga määravad BHT_7 väärtusi, ning tuleb kasutada üleminekukoefitsiente.

Tänapäeval rakendatakse aktiivmudapuhastuses üha enam matemaatilist modelleerimist, mis võimaldab senisest märksa täpsemalt kasutada mikroorganismide sooritatavate biokeemiliste reaktsioonide kineetilisi näitajaid. Selline lähenemine tugineb aga tavaliselt KHT väärtustel ning eeldab eri KHT fraktsioonide jaotises 2.1.2 käsitletavat hindamist või määramist. Puhasti modelleerimisele tuginev toimimine on õigete lähteandmete puhul väga täpne ning võimaldab tulemusi rakendada nii puhastite käitamisel ja optimeerimisel kui ka projekteerimisel. Projekteerimisel on aktiivmudaprotsessi pikka aega modelleeritud Ameerika Ühendriikides ja Kanadas. Modelleerimine nõuab selle rakendajalt protsessitehnoloogia aluste ja mudeli rakendatavuspiiride väga head tundmist ning täiendavaid juhiseid ja üldisi kokkuleppeid varutegurite suhtes. Viimase aja üldine trend on üleminek BHT-põhiselt lähenemiselt KHT-põhisele. Ka Saksamaa aktiivmudapuhastite dimensioneerimise standardi uus versioon aastast 2016 põhineb KHT-l ja reovee fraktsioneerimisel. Seetõttu tuginetakse käesoleva jaotise aktiivmudapuhasti arvutustele pühendatud osas peamiselt KHT-le, kuid käsitletakse ka BHT-põhist lähenemist.

Käesolevas jaotises käsitletakse aktiivmudapuhastuse üldisi põhimõtteid, mis on orienteeritud peamiselt reovees sisalduvate orgaaniliste ainete lagundamisele, s.o süsinikuühendite ärastamisele. Siin käsitletud põhimõtted on üle kantavad ka järgmistes jaotistes käsitletavatele eeldenitrifikatsiooniga tõhustatud lämmastikuärastusele ning bioloogilisele fosforiärastusele.

7.1 Aktiivmudapuhastuse põhikomponendid

Aktiivmudapuhastus on protsess, milles reovett puhastavad mikroorganismid toimivad vees heljuvas aktiivmudas. Pärast bioloogilises protsessis osalemist lahutatakse mikroorganisme sisaldav aktiivmuda puhastatud veest ning bioloogilise puhastuse käigus juurde tekkinud muda eraldatakse protsessist. Aktiivmudapuhasti toimimiseks on vaja mikroorganismidele luua orgaanilise aine lagundamiseks või nitrifikatsiooniks vajalikud tingimused: puhastatavas reovees peab olema piisavalt lahustunud hapnikku, vett peab korralikult segama, aktiivmuda tuleb lahutada puhastatud veest ning eraldada tuleb liigmuda.

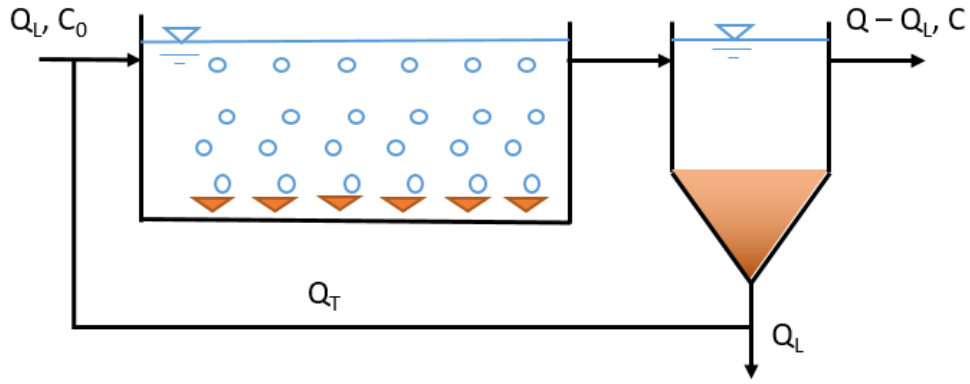
Biopuhastuse toimimiseks aktiivmudasegus peavad õhustuskambris valitsema aeroobsed tingimused ning reovee ja aktiivmuda segu tuleb õhustada ja segada. Õhustusseadmeid käsitletakse käsiraamatu 14. jaotises. Sõltuvalt puhastuse eesmärgist ja tehnoloogilisest lahendusest võib aktiivmudaprotsess toimuda eri reaktorites, milles valitsevad aeroobsed, anoksilised või anaeroobsed tingimused.

Aktiivmuda lahutatakse õhustuskambri väljavooluveest järelsetitis, kusjuures heitvesi peab sisaldama võimalikult vähe heljumit ning settinud aktiivmuda olema piisavalt tihe, et õhustuskambrisse tagastatuna luua seal vajalik aktiivmudasisaldus. Järelsetiti korralikuks toimimiseks peavad õhustuskambris toimuvate protsesside tulemusel tekkival aktiivmudal olema head settimisomadused. Järelsetiti toimimist käsitletakse detailsemalt jaotises 15.

Tavaliselt käsitletakse aktiivmudapuhastit läbivoolupuhastina, milles bioloogilised protsessid ja järelsetitamine toimuvad eraldi mahutites (joonis 7.1). Liigmuda võib kõrvaldada ka õhustuskambrist. Erilahendusi (annuspuhasti, membraanpuhasti jt) käsitletakse eraldi jaotistes.

Sisuliselt toimivad kõik aeroobsed reoveepuhastid (biokile-, aktiivmuda-, aeroobne graanulmudapuhasti) samade üldpõhimõtete kohaselt. Põhiline erinevus seisneb tingimustes, milles aeroobsete mikroorganismide kooslus kasvab. Aktiivmudapuhastid erinevad voolurežiimi ning reaktorite kuju, suuruse, arvu ja konfiguratsiooni, reovee segamise intensiivsuse ja hapnikusisalduse, ringlusvoogude ning paljude muude operaatori poolt tahtlikult või tahtmatult tekitatud tingimuste

poolest. Puhastis mikroorganismide jaoks loodud tingimustest lähtuvalt kujuneb reoveepuhastis aktiivmuda kooslus, mis määrab bakterite aktiivsuse ja settimisvõime.



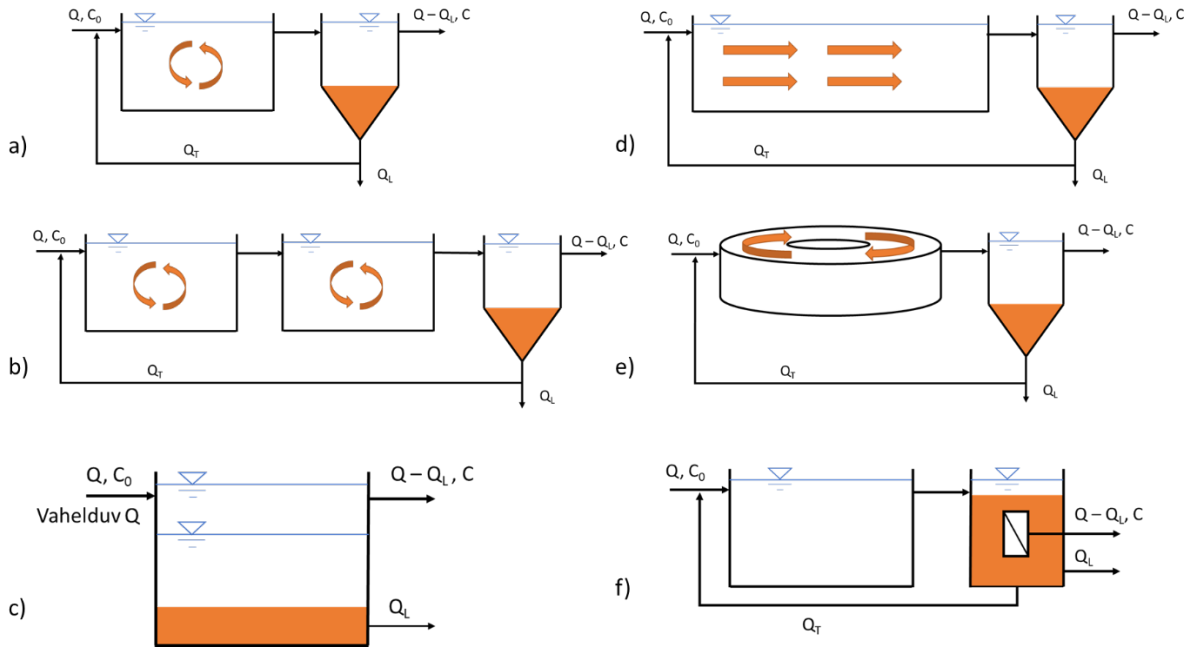
Joonis 7. 1. Aktiivmudapuhasti skeem (Q – puhastisse jõudev vooluhulk, Q_T – tagastusmuda vooluhulk, Q_L – liigmuda vooluhulk, C_o – sissevooluvee reoainesisaldus, C – väljavooluvee reoainesisaldus).

Aktiivmudapuhastite alljärgnevates jaotistes käsitletavatest konfiguratsioonidest ja põhinäitajatest moodustuvad koondtegurid, millest sõltub nii aktiivmuda mikroorganismide kooslus kui ka nende aktiivsus ja settimisomadused.

7.2 Aktiivmudapuhastite tehnilised lahendused

Tavapärane aktiivmudapuhasti koosneb ühest või mitmest reaktorist ja järelsetitist. Reaktor on aktiivmudapuhasti osa, mille tehnoloogiline lahendus ja toimimisrežiim on puhasti biomassi tegevuse suhtes väga olulise tähtsusega. Aktiivmudapuhastite peamised tehnilised lahendused on kujutatud joonisel 7.2.

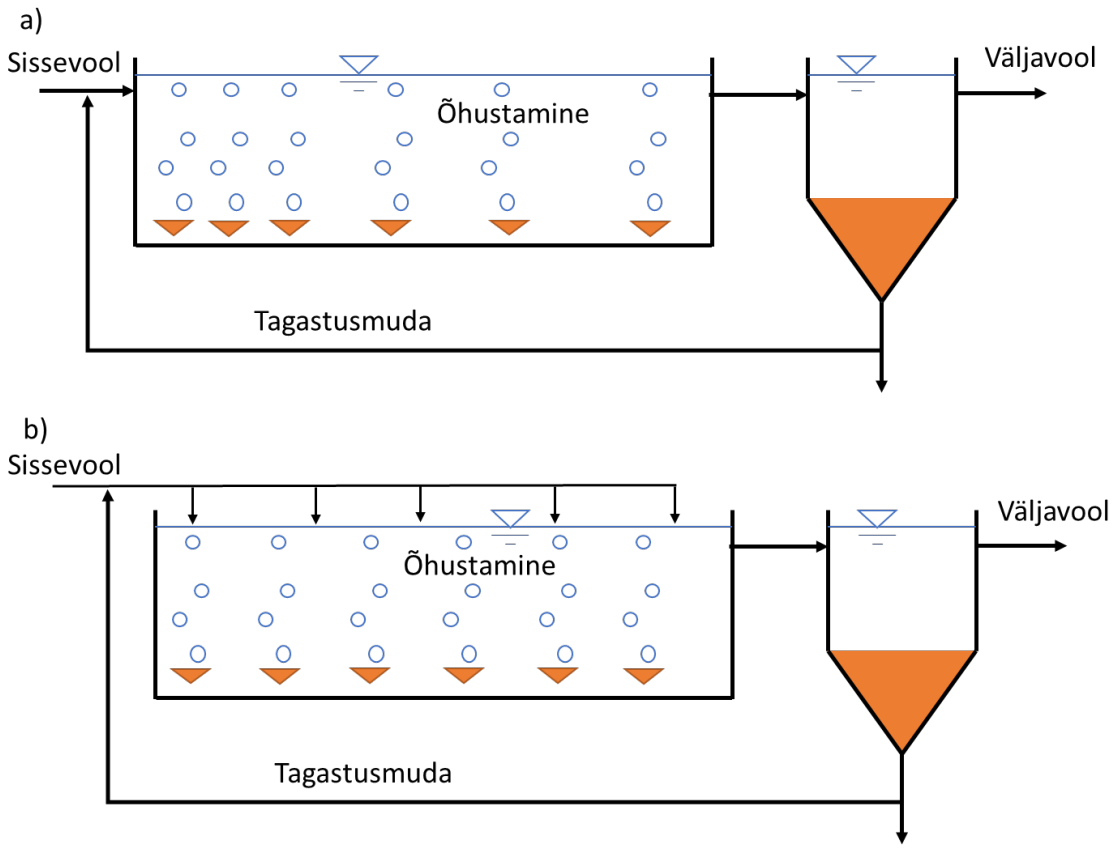
Reoveepuhasti aktiivmudareaktori puhul on oluline, millises hüdraulilises režiimis vedelik mahutis voolab. Kui reaktorisse jõudnud reovesi seguneb kiiresti kogu mahuti piires, nimetatakse see **täissegunenud reaktoriks**. Reovee ainesisaldus on kogu sellises reaktoris ühtlane ning on sissevoolutsoonis ligilähedaselt sama mis väljavooluski (joonis 7.2a). Kuna reoveepuhasti väljavooluvee reoainesisaldus peab vastama piirmäärale ning puhastusprotsess olema lõpuni viidud, kulgeb täissegunenud reaktoris kogu protsess olukorras, milles substraadisisaldus on väike. Selline olukord on levinud läbivoolsetes väikepuhastites, mille väikese mahuga reaktoris on täielik segunemine enamasti tagatud. Enamik vanadest nõukogudeaegsetest puhastitest (nt Bio-50, Bio-100, MRP ja PRP) on täissegunenud reaktori tüüpi.



Joonis 7.2. Aktiivmudapuhasti tehnoloogilised lahendused: a – täissegunenud reaktoriga puhasti, b – täissegunenud reaktorite jada, c – annuspuhasti, d – väljatõrjereaktor, e – ringkanal, f – membraanbioreaktor. Q – vooluhulk, C_0 – sissevooluvee reoainesisaldus, C – väljavooluvee reoainesisaldus, Q_T – tagastusmuda vooluhulk, Q_L – liigmuda vooluhulk.

Suuremates puhastites, milles reovesi saab voolata reaktori algusest lõpuni (s.o **väljatõrjereaktorites**, mille mahuti voolusuunalise pikkuse ja laiuse suhe on suurem kui 10:1), laguneb reoaine vee ja aktiivmudasuspensiooni voolamise ajal (joonis 7.2d). Sellises puhastis on vee reoainesisaldus mahuti alguses suurem ning saavutab väljavooluvee nõutud piirväärtuse alles reaktori lõpus ning reaktoris tekib reoainesisalduse gradient. Siis toimub protsessi põhiline osa suurema ainesisalduse olukorras, mis on oluline ka aktiivmuda paremate settimisomaduste saavutamiseks (vt jaotisi 6 ja 17). Väljatõrjereaktor tagab sama reaktorimahu korral ka puhasti mõnevõrra suurema puhastustõhususe. Võrreldes täissegunenud reaktoriga on väljatõrjereaktor alati eelistatav. Eestis on väljatõrjereaktoritega aktiivmudapuhastid kasutusel suuremates asulates, nt Põlvas, Tartus ja Kohtla-Järvel.

Väljatõrjereaktorite eripärast tulenevalt toimub aktiivmudaprotsess reaktori eri osades erineva intensiivsusega. Kui kogu reovesi ja tagastusmuda juhtida reaktori algusesse, on hapnikutarve seal suurem kui reaktori lõpus. Seda tuleb arvesse võtta õhustusseadmete projekteerimisel ja käitamisel (joonis 7.3a). Et hapnikutarve jaguneks mahutis ühtlaselt, võib rakendada järgjärgulist sissevoolu (joonis 7.3b). Kuna siis aga kaob reoainesisalduse gradient, ei saa väljatõrjereaktori sellist käitamist soovitada ning tavaliselt kasutatakse sissevooluvee jaotamist ainult lämmastikuärastuse kaskaadtehnoloogias (vt jaotist 8.6).



Joonis 7.2. Aktiivmudapuhasti väljatõrjereaktorite tüübid: a – järkjärguline õhustus, b – sissevooluvee järkjärguline jaotus.

Et ka väiksemates puhastites oleks võimalik kasutada väljatõrjereaktori eelist ja suurendada vee reoainesisaldust puhastusprotsessi alguses, rakendatakse **täissegunenud reaktorite jada**, kus kogu vajalik reaktorimaht jagatakse mitmeks osaks (joonis 7.2b). Kuna ka bioloogilise fosfori- ja lämmastikuärastuse toimimiseks jagatakse puhasti eri tsoonideks, luues eri mahutites erinevad keskkonnatingimused, on ka nende tehnoloogiliste lahenduste puhul täissegunenud reaktorite jada sageli kaudselt kasutusel ning reoainesisaldus on suurem esimestes reaktorites.

Eestis on väikepuhastitena kasutatud **ringkanaleid** (joonis 7.2e). Kuigi ka ringkanalis vedelik puhastusprotsessi ajal voolab, on mahutid enamasti nii väikesed, et ainesisaldusgradienti neis ei teki ning neid ei saa väljatõrjereaktoriteks pidada. Oma tehnoloogilise lahenduse ja biomassi väljakujunemise seisukohalt liigituvad nad pigem täissegunenud reaktoriteks.

Tavapärase läbivoolse aktiivmudapuhasti alternatiiv on **annuspuhasti** (joonis 7.2c), milles kogu puhastusprotsess toimub ühes mahutis ning kus ei ole võimalik eraldi puhastiosadena eristada reaktorit ja järelsetitit. Annuspuhastis toimub eri aegadel erinev protsess: täitmisfaas, protsessifaas, settimisfaas ja tühjenemisfaas. Puhastusprotsessi alguses, pärast täitmisfaasi, on vee reoainesisaldus suur, väheneb siis aja jooksul ning saavutab väljavoolu piirmääradele vastava sisalduse enne settimisfaasi. Kuigi annuspuhasti mahutites on aktiivmudasuspensioon täielikult segunenud, sarnaneb

annuspuhastus hoopis väljatõrjereaktoritehnoloogiaga (vt jaotist 6.3.4) ning annuspuhastis tekib enamasti heade settimisomadustega aktiivmuda. Annuspuhastit ning aktiivmudapuhastuse tehnoloogia ülekandmist annuspuhastile käsitletakse detailsemalt jaotises 7.9.

Aktiivmudapuhasti tehnilise lahendusena käsitletakse ka **membraanbioreaktorit** (MBR), milles järelsetiti on asendatud filtratsiooniseadmega. Enamasti paigaldatakse filtratsioonielement kas reaktorisse aktiivmudasuspensiooni sisse või eraldi filtratsioonimahutisse. MBR-puhasteid käsitletakse käsiraamatu jaotises 13.

7.3 Aktiivmudaprotsessi iseloomustavad tegurid

Aktiivmudapuhasti biomassi kooslus, toimimine, muda eraldamine, hapnikutarve, koormus jt olulised puhasti toimimise tegurid sõltuvad eelkõige sissevoolukoormusest ja reostuse iseloomust. Puhasti üksikasjaliku iseloomustamise jaoks rakendatakse modelleerimist ja ka siis on oluline reovee detailne iseloomustamine ehk fraktsioneerimine, s.o orgaanilise aine jaotamine fraktsioonideks (lahustunud, kolloidne, heljumis olev orgaaniline aine, biolagunev, raskesti lagunev jne. Samas ei ole operaatoril enamasti piisavalt informatsiooni ja analüüsitulemusi, et reovett muutuvates tingimustes piisavalt iseloomustada. Seetõttu käsitletakse allpool ka lihtsustatud lähenemisi. Puhasti modelleerimise ja detailse analüüsi jaoks on soovitatav tutvuda asjakohaste õpikute ja käsiraamatutega [2, 3].

Kõigi bioloogilise puhastuse eri etappide näitajate arvutamisel tuleb võtta arvesse varasemates puhastusetappides toimunud protsesse. Nii tuleb näiteks reoveepuhastil, milles aktiivmudapuhastusele eelneb eelsetiti, selle mõju aktiivmuda koormuse arvutamisel arvesse võtta.

7.3.1 Hüdrauliline viibeaeg

Hüdrauliline viibeaeg (ingl *hydraulic retention time*, HRT) on üks lihtsamaid näitajaid puhasti või puhasti mahutite koormuse hindamiseks. Samas iseloomustab HRT ainult hüdraulilist koormust ning ei ole seotud reostuskoormusega. Aktiivmudapuhastite puhul nimetatakse reaktori mahu suhet reaktorisse juhitud hüdraulilisse koormusesse nominaalseks hüdrauliliseks viibeajaks – HRT_n:

$$HRT_n = \frac{V_R}{Q_{keskm}} (d), \qquad (7.1)$$

kus HRT_n on keskmine nominaalne hüdrauliline viibeaeg, V_R – reaktori ruumala (m^3) ning Q_{keskm} – keskmine ööpäevane vooluhulk (m^3/d).

Puhasti nominaalse hüdraulilise viibeaja (HRT_n) arvutamisel lähtutakse puhastisse siseneva reovee vooluhulgast. Kui peale selle arvesse võtta ka tagastusmuda ja aktiivmudasuspensiooni (denitrifikatsiooniringlus) vooluhulk, saab arvutada tegeliku hüdraulilise viibeaja HRT_a, mis iseloomustab aktiivmudapuhastis valitsevate tingimuste korral selles mikroorganismide sooritatavatele reaktsioonidele kuluvat aega:

$$HRT_a = \frac{V_R}{Q_{keskm}+Q_{TM}+Q_{NR}} \quad (d), \qquad (7.2)$$

kus HRT_a on tegelik (ingl *actual*) hüdrauliline viibeaeg, Q_{TM} – tagastusmuda vooluhulk (m^3/d) ning Q_{NR} – ringlusmuda (nitraadiringluse) vooluhulk (m^3/d).

Saksa ATV DVWK aktiivmudapuhastuse standardis loetakse HRT_n hüdrauliliseks viibeajaks ning HRT_a kontaktiajaks.

Kuigi hüdrauliline viibeaeg iseloomustab reoveepuhasti koormust, oleneb see ainult vooluhulgast. Puhasti tegelik koormus sõltub aga väga otseselt puhastisse sisenevate kõrvaldamist vajavate reoainete hulgast. Olmereovett puhastava keskmiselt koormatud aktiivmudapuhasti nominaalne hüdrauliline viibeaeg jääb tavapäraselt vahemikku 12–14 tundi.

7.3.2 Mudavanus

Mudavanus (ingl *sludge retention time*, SRT, R_s; saksa ATV-DVWK standardites ka t_{SS}) on aktiivmudapuhasti koormuse iseloomustamiseks kõige enam kasutatud suurus.

Sisuliselt on mudavanus aeg, mille kestel saavad biopuhastis paljunevad mikroorganismid keskmiselt toimida, enne kui nad protsessist kõrvaldatakse. Kui mikroorganismid paljunevad mingis puhastis mudavanusest lühema ajaga, on nad puhasti aktiivmudas olemas, kui aga nende pooldumisaeg on mudavanusest pikem, hakkab nende osakaal puhastis langema ning lõpuks lakkavad ka nende organismide sooritatavad protsessid. Mudavanus:

$$SRT = \frac{muda\ mass\ puhasti\ protsessimahutis\ (kg)}{päevane\ puhastist\ eraldatud\ muda\ mass\ (kg/d)} = \frac{X_{KA,BM}\times V_R}{X_{KA,LM}\times Q_{LM}}\ (d), \qquad (7.3)$$

kus $X_{KA,BM}$ on puhasti mahutites oleva aktiivmuda kuivainesisaldus (g/l), $X_{KA,LM}$ – liigmuda (ingl *waste sludge*) kuivainesisaldus (g/l) ning Q_{LM} – liigmuda vooluhulk (m^3/d).

Aktiivmudapuhastites on liigmuda eraldamiseks kaks võimalust. Enamasti kõrvaldatakse tihenenud liigmuda tagastusmudavoost järelsetiti põhjas. Sel juhul on aktiivmuda kuivainesisaldus õhustusmahutis ja liigmudas erinevad ning arvutustes tuleb kasutada valemit 7.3. Kui aga kõrvaldada

liigmuda õhustusmahutist, siis $X_{KA,BM}$=$X_{KA,LM}$ ning mudavanuse võib arvutada lihtsustatult mahuti ruumala ja liigmuda vooluhulga suhte järgi: SRT = $V_{KA,BM}/Q_{LM}$. Näiteks kui puhasti reaktorite koguruumala on 1 000 m^3 ning neist kõrvaldatakse päevas 50 m^3 liigmuda, on muda vanus 1000 m^3/50 m^3/d = 20 päeva.

Mudavanuse ülalkirjeldatud arvutamiskäik on käitamispõhine. Selleks et teada, kui palju liigmuda on vaja kõrvaldada, peab teadma, kui palju seda puhastusprotsessis tekib (vt jaotist 7.7). Mudavanuse saab siis arvutada mudatekke kaudu:

$$SRT = \frac{muda\ mass\ puhasti\ reaktoris\ (kg)}{päevas\ tekkiva\ muda\ mass\ (kg/d)} = \frac{X_{KA,LM} \times V_R}{SP}\ (d), \qquad (7.4)$$

kus SP on mudateke (kg/d).

Stabiilse puhastusprotsessi toimimise korral peab liigmudana kõrvaldama niisama palju muda, kui seda tekib. Kui muda kõrvaldatakse rohkem, hakkab selle sisaldus reaktorites langema, mudavanus väheneb ning mudakoormus (vt jaotist 7.3.3) suureneb. Kui aga muda kõrvaldatakse vähem, hakkab selle sisaldus kasvama ning mudavanus suureneb. Siis suureneb ka risk, et aktiivmuda hakkab järelsetitist välja kanduma.

Mudavanuse arvutamise puhul on väga oluline kindlaks teha, millised mahutid loetakse reaktoriks. Vastavalt joonisel 7.4 kujutatud skeemidele loetakse mudavanuse määramisel reaktoriks need aktiivmudareaktoriosad, milles valitsevad aeroobsed (toimub orgaaniliste ainete lagundamine ja nitrifikatsioon) või anoksilised (toimub orgaaniliste ainete lagundamine denitrifikatsiooni kaudu) tingimused: V_R = V_N + V_{DN} [1]. Kuigi aktiivmuda on olemas ka bioloogilise fosforiärastusreaktori anaeroobsetes tingimustes (Bio-P) ja järelsetitis, mikroorganismid seal ei paljune. Bio-P-reaktoris hapnikku ei ole ning seal toimub vaid orgaanilise aine akumuleerumine biomassi ning järelsetitis ei ole biomassi kasvuks vajalikke reoained, mille lagundamisel saavad bakterid paljunemiseks vajalikku energiat. Seetõttu ei loeta neid mahuteid mudavanuse määramisel reaktoriteks.

Täiendavalt eristatakse aeroobse muda vanust, mille arvutamisel võetakse arvesse ainult õhustusreaktori (nitrifikatsioonireaktori) ruumala (valem 7.5). Aeroobse muda vanusest oleneb nitrifitseerivate mikroorganismide kasv. Saksamaa ATV-standardis on nitrifikatsiooni toimimise tagamiseks ka madalatel temperatuuridel (10°C ja 12°C) määratud nii aeroobse muda vanuse (SRT_{AER}) kui ka mudavanuse (SRT) määrad koos sobilike varuteguritega, kusjuures SRT_{AER} sõltub ka aeroobse ning anoksilise reaktori omavahelisest suhtest (tabel 7.1):

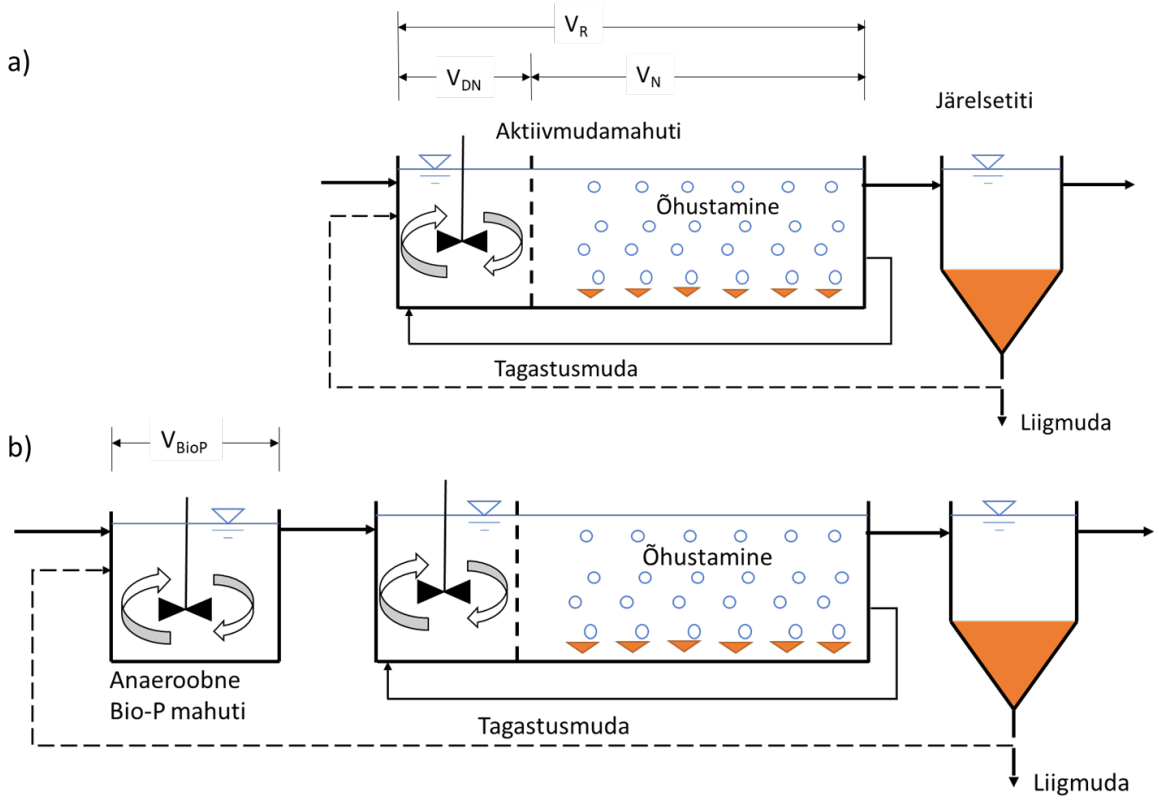
$$SRT_{AER} = \frac{muda\ mass\ puhasti\ õhustusreaktoris\ (kg)}{puhastist\ ööpäevas\ eemaldatud\ muda\ mass\ (kg/d)} = \frac{X_{KA,BM} \times V_N}{X_{KA,LM} \times Q_{LM}}\ (d), \qquad (7.5)$$

kus SRT_{AER} on aeroobne mudavanus (d) ning V_N õhustus- või nitrifikatsioonireaktori ruumala (m^3).

Tabel 7.1. Aktiivmudapuhasti toimimiseks vajalik mudavanus sõltuvalt protsessi tüübist, reovee temperatuurist ja puhasti koormusest [1].

Protsessi tüüp	Puhasti koormus			
	Kuni 1 200 kg BHT/d		Üle 6 000 kg BHT/d	
Madalaim toimimistemperatuur	10°C	12°C	10°C	12°C
Ilma nitrifikatsioonita	5		4	
Nitrifitseerimisprotsess	10	8,2	8	6,6
Nitrifikatsiooni- ja denitrifikatsiooni-mahutite suhtest sõltuvalt*				
V_D/V_R= 0,2	12,5	10,3	10,0	8,3
0,3	14,3	11,7	11,4	9,4
0,4	16,7	13,7	13,3	11,0
0,5	20,0	16,4	16,0	13,2
Kestusõhutusega, aeroobne muda stabiliseerimine koos lämmastikuärastusega	25		Ei ole soovitatav	

** Lämmastikuärastusega V_D/V_R reoveepuhasti puhul on mudavanus esitatud erinevatel denitrifikatsioonimahuti ja reaktorite koguruumala suhte väärtuste jaoks.*



Joonis 7.3. Aktiivmudamahuti skeemid koos mudavanuse arvutamiseks vajalike reaktorite tähistega. a – eeldenitrifikatsiooni ja lämmastikuärastusega aktiivmudapuhasti, b – lämmastiku- ja bioloogilise fosforiärastusega protsess A2O (V_N – nitrifikatsioonimahuti ehk õhustusmahuti ruumala, V_{DN} – denitrifikatsioonimahuti ehk anoksilise mahuti ruumala, V_R – reaktorite ruumala $V_R = V_{DN}+V_N$, V_{BioP} – anaeroobse mahuti ruumala).

Mõlemad, nii aeroobse muda vanus (valem 7.5) kui ka mudavanus (valemid 7.3 ja 7.4) on olulised nii puhasti dimensioneerimisel kui ka käitamisel. Lämmastikuärastuseks vajalikud nitrifitseerivad

mikroorganismid (vt jaotist 8) saavad toimida ainult aktiivmudapuhasti aeroobsetes keskkonnas ning nende toimimise iseloomustamisel tuleb lähtuda aeroobse muda vanusest. Orgaanilise aine lagundamine heterotroofsete organismide poolt toimub aga nii aeroobsetes kui ka anoksilistes tingimustes ning selle arvesse võtmiseks lähtutakse mudavanusest. Kuna heterotroofseid organisme on kõige rohkem tavalises aktiivmudas, arvestatakse selle kaudu ka reoveesette stabiliseeritust. Mida suurem on mudavanus, seda väiksem on aktiivmuda orgaanilise aine sisaldus.

Mudavanust on erialakirjandustes veidi erinevalt kirjeldatud ning selles suhtes on õpikutes segadusse ajavaid lähenemisi. Vanemates õpikutes võib leida käsitlusi, milles mudavanuse defineerimisel arvatakse puhasti aktiivmuda hulka ka anaeroobsete reaktorite ja järelsetiti aktiivmuda ning sel juhul räägitakse muda keskmisest vanusest (ingl *mean cell residence time*, MCRT). Et järelsetitisse koguneva muda kuivainesisaldus on muutlik, on selle hulka keeruline määrata. Üldiselt lähtutakse teadmisest, et mudavanus on otseses seoses biomassi koostisega ning selle määramisel võetakse arvesse ainult need reaktorid, milles protsessiks vajalikud mikroorganismid paljuneda saavad. Nii järelsetitis kui ka anaeroobses reaktoris ei suuda aktiivmuda aeroobsed mikroorganismid paljuneda, sest esimeses ei jätku toitu ja teises pole paljunemiseks sobilikke tingimusi. Need reaktorid jäetakse mudavanuse arvestusest välja. Kuna enamiku Eestis rajatud aktiivmudapuhastite dimensioneerimisel on rakendatud Saksa ATV standardeid ning protsessi toimimise, insener-tehniliste arvutuste ja hankedokumentide piirtingimuste puhul kasutatakse sama taustsüsteemi, defineeritakse kokkuleppeliselt mudavanust SRT (valem 7.3) või SRT_{aer}-na (valem 7.5).

7.3.3 Mudakoormus

Mudakoormus on ööpäevane BHT-koormus aktiivmuda massiühiku kohta (ingl *food to microorganism ratio*, F/M):

$$F/M = \frac{BHT\ päevane\ koormus\ (kg/d)}{muda\ mass\ puhasti\ protsessimahutis\ (kg)} = \frac{C_{BHT,SV} \times Q_{SV}}{X_{KA,BM} \times V_R}, \qquad (7.6)$$

kus $C_{BHT,SV}$ on aktiivmudareaktori sissevooluvee BHT-sisaldus (mg/l).

Aktiivmudapuhasti koormuse arvutamisel mudakoormuse järgi on see puudus, et eri riikides on kasutusel erinevad BHT (vastavalt 5 või 7 päeva) väärtused. Sageli määratakse mudakoormust ka KHT järgi. Enamasti on defineerimata ka see, millistes mahutites asuva muda massi F/M suhte määramisel arvesse võetakse. Kõik see teeb selle suuruse väga kõikuvaks, mistõttu on otstarbekas eelistada aktiivmudapuhasti koormuse väljendamist mudavanuse kaudu.

7.4 KHT massibilanss aktiivmudapuhastis

Reovee orgaanilise aine KHT-põhist fraktsioneerimist on käsitletud jaotises 2. Reovee KHT saab fraktsioonideks jaotada lahustuvuse ja biolagundatavuse alusel. Esmalt saab kogu reovee KHT jagada lahustunud KHT-ks ($S_{KHT,SV}$) ja heljumi KHT-ks ($X_{KHT,SV}$). Olmereovee puhul on enamik lahustunud KHT-st biolagunev ($S_{KHT,biolag,SV}$) ning väiksem osa bioloogiliselt mittelagunev ($S_{KHT,inert,SV}$). Samal moel on ka heljumi KHT liigitatav bioloogiliselt lagunevaks ($X_{KHT,biolag,SV}$) ja mittelagunevaks ($X_{KHT,inert,SV}$):

$$C_{KHT,SV} = S_{KHT,SV} + X_{KHT,SV} = S_{KHT,bio,SV} + S_{KHT,inert,SV} + X_{KHT,bio,SV} + X_{KHT,inert,SV}. \quad (7.7)$$

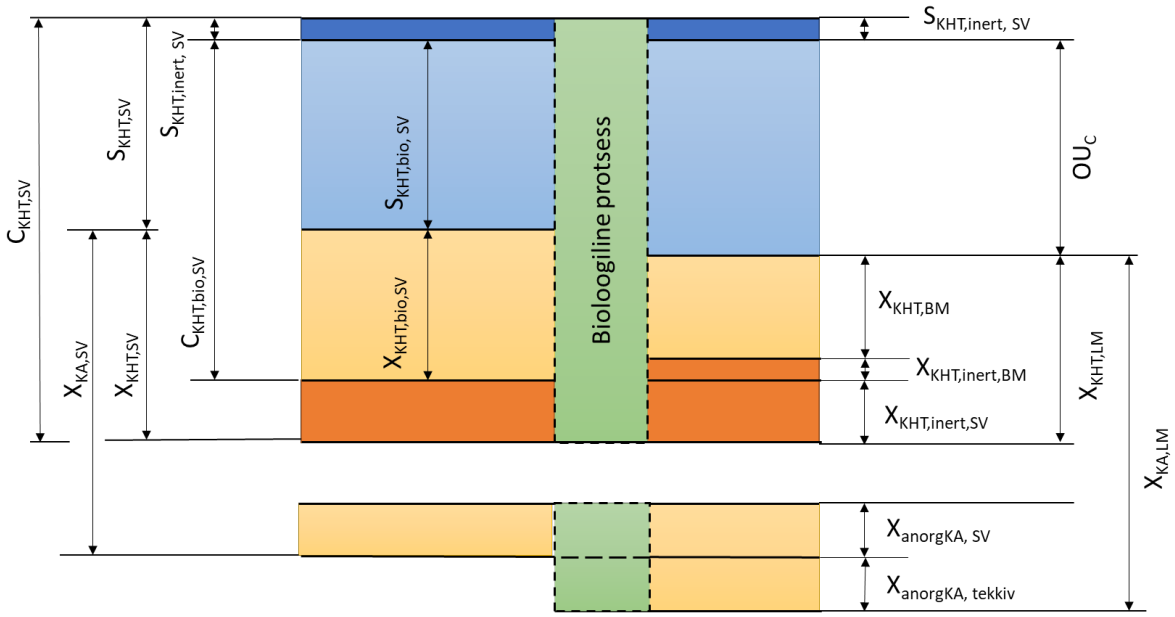
Üks olulisi mooduseid puhastusprotsessi analüüsimiseks on massibilansi koostamine, milles käsitletakse ühe reovees sisalduva komponendi (KHT, lämmastik või fosfor) muundumist. Orgaanilise aine massibilanssi koostamisel võetakse vaatluse alla KHT-aktiivmudapuhastisse jõudvad fraktsioonid ning nendega toimuvad muutused (vt joonist 7.5):

- lahustunud mittelagunev KHT ($S_{KHT,inert}$) läbib aktiivmudapuhasti muutumatul kujul ja jõuab puhasti väljavoolu lahustunud KHT-na (tavaliselt on olmereoveepuhasti väljavooluvee KHT 30–50 mg/l);
- heljumis olev inertne KHT ($X_{KHT,inert}$) aktiivmudapuhastuse ajal ei lagune ning see fraktsioon läheb aktiivmuda koosseisu ($X_{KHT,LM}$);
- nii lahustunud kui ka mittelahustunud biolagunev KHT (vastavalt $S_{KHT,bio,SV}$ ja $X_{KHT,bio,SV}$) lagundatakse aktiivmuda mikroorganismide poolt ning selleks tarvitavad organismid hapnikku. Suurem osa biolagunevast KHT-st kajastub orgaaniliste ainete lagundamiseks vajalikus hapnikutarbes (ingl *oxygen uptake,* OU_C);
- orgaanilisi aineid lagundavad mikroorganismid paljunevad ning osa biolagunevast KHT-st ($S_{KHT,bio,SV}$ ja $X_{KHT,bio,SV}$) kasutatakse uute mikroorganismide rakkude biomassi (BM) ülesehitamiseks. Suurem osa tekkinud biomassi orgaanilistest ühenditest on biolagunevad ($X_{KHT,BM}$). Biomassis on alati ka mittelagunevaid ühendeid, mida saab mõõta KHT-na ($X_{KHT,inert,LM}$). Selle biomassiosa võrra väheneb ka biopuhasti hapnikutarve OU_C.

Aktiivmudapuhastusprotsessis tekkiv liigmuda, mida saab mõõta KHT kaudu ($X_{KHT,LM}$), koosneb sissevooluvees sisalduvast inertsest materjalist ning mikroorganismide biolagunevast ($X_{KHT,BM}$) ja inertsest ($X_{KHT,inert,BM}$) osast. Liigmudasse jõuab ka reoveepuhasti sissevooluvees sisalduv anorgaaniline heljum (sadenenud soolad, liiv jms; $X_{anorgKA,SV}$) ning protsessis tekkivad anorgaanilised ained (nt sadestatud raudfosfaat; $X_{anorgKA,tekkiv}$).

Aktiivmudapuhastis toimuvad biokeemilised ja keemilised protsessid (joonis 7.5), milles puhastisse jõudev KHT kas:

- oksüdeeritakse süsihappegaasiks (mõõdetav hapnikutarbena);
- koguneb liigmudasse;
- või (väike osa) jõuab muutumatul kujul väljavoolu.



Joonis 7.4. Reovee KHT ja heljumi fraktsioonid (vasakul) ning nende muundumine aktiivmudaprotsessis (paremal) [4].

7.5 Aktiivmudapuhasti koormuse mõju puhastusprotsessile

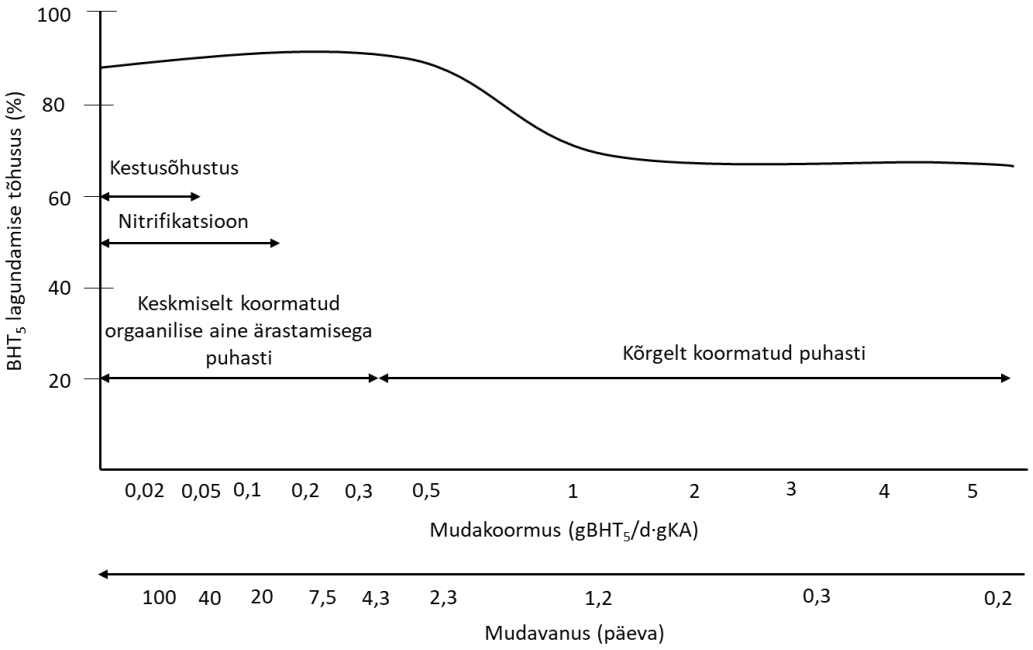
Aktiivmudapuhasti koormusest oleneb, millised protsessid puhastis toimuvad, ning sellel on ka suur mõju aktiivmudasuspensiooni aktiivsusele, muda tekkele ja selle settimisomadustele. Mida väiksema mudavanusega (suurema mudakoormusega) on puhasti, seda väiksemad on selle reaktorid ning seeläbi ka investeeringud. Mudavanus määrab ka selle, millised tegusad mikroorganismigrupid puhasti aktiivmudasse alles jäävad. Liiga väikese mudavanuse korral väheneb puhastustõhusus või mõned protsessid lakkavad hoopis toimimast.

Kõige enam piirab aktiivmudapuhasti koormust nitrifikatsioon. Aktiivmudapuhastis kasvavad kõige aeglasemalt aeroobsed nitrifitseerivad bakterid (põhiliselt perekonnad *Nitrosomonas* ja *Nitrobakter*), mistõttu neist oleneb ka puhasti muda minimaalne vanus (vt tabelit 7.1).

Kui aktiivmudapuhastis ei ole vaja tagada lämmastiku piirmäära või kui lämmastikuärastuse toimimine ei ole oluline, võib mudavanus ka väiksem olla. Joonisel 7.6 on graafiliselt kujutatud BHT ärastamistõhususe empiirilised andmed ning nende sõltuvus mudavanusest. Üldiselt võib järeldada, et

orgaanilise aine ärastamise seisukohalt saavutatakse maksimaalne tõhusus juba paaripäevase mudavanuse korral ning selle suurendamine tõhusust oluliselt ei suurenda. Mõneski tööstusreoveepuhastis on mudavanus väga väike. Väga väikese mudavanusega reoveepuhasti käitamine on siiski ebastabiilne ning aktiivmuda settimisomadused võivad seetõttu väga kiiresti muutuda.

Väikepuhastid (kestusõhustusega aktiivmudapuhastid) on tavaks projekteerida väga suure mudavanusega. Siis on protsess enamasti suhteliselt stabiilne ning sobib seetõttu seal, kus ei ole võimalik protsessi sagedasti jälgida ning operaatoril sellesse sekkuda.



Joonis 7.5. Aktiivmudapuhasti mudavanuse sõltuvus BHT-ärastuse tõhususest ning protsesside toimimisvahemikud [5].

7.6 Aktiivmudasisaldus

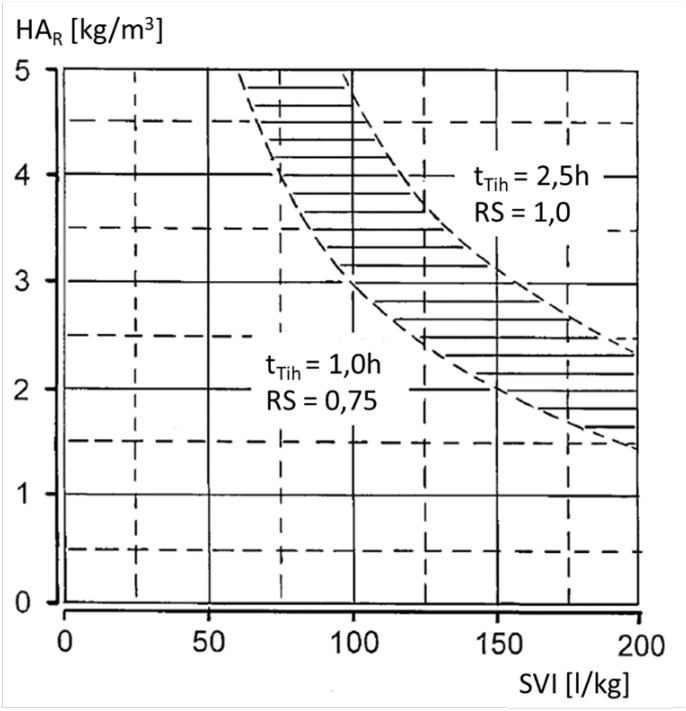
Aktiivmudasisaldus on oluline suurus, millest oleneb puhasti reaktorite suurus või puhastis tekkiva muda vanus. Aktiivmudasisalduse ($X_{KA,BM}$) jaoks on kasutusel ka lühend MLSS (ingl *mixed liquor suspended solids*). Selle määramine on väga sarnane heljuvainesisalduse määramisele, põhiline erinevus seisneb filterpaberi poori läbimõõdus (vt lisa 4). Kui puhasti suurus on reaktoriga juba määratud ning koormust ei ole operaatoril võimalik reguleerida, on aktiivmudasisaldus see, mille kaudu saab puhasti käitamise ajal mudavanust muuta (vt valemit 7.4). **Mida suurem on muda kuivainesisaldus, seda suurem on sama puhasti koormuse ja reaktorite ruumala puhul mudavanus.** Analoogiliselt: mida suurem $X_{KA,BM}$, seda väiksem on sama reostuskoormuse juures mudakoormus F/M. Aktiivmuda sisaldust piirab selle settimis- ja tihenemisvõime. Suurema mudasisalduse korral on järelsetitis sette ja puhastatud reovee lahutamine raskendatud ning see võib põhjustada aktiivmuda

väljakannet ning suurendada järelsetitite vajalikku mahtu. Mida paremad on aktiivmuda settimisomadused, seda tõhusamalt tiheneb muda setiti põhjas ning suureneb järelsetiti kaudu puhastisse tagasi juhitud muda kuivainesisaldus. Seetõttu on reoveepuhastis oluline saavutada aktiivmuda head settimisomadused ning seeläbi ka sette tõhusama lahutamise puhastatud veest. See omakorda võimaldab suurendada puhasti reaktorite aktiivmudasisaldust ja protsessis toimiva aktiivmuda hulka.

Kui tagastusmuda (tavapärane hulk on 50−100% sissevoolust) seguneb aktiivmudapuhastisse juhitud reoveega, muutub see 1,5 kuni 2 korda lahjemaks.

Kõige levinum moodus aktiivmuda settimisomaduste iseloomustamiseks on mõõta reaktorist võetud aktiivmuda settimist mõõtesilindris 30 minuti jooksul ning määrata mudaindeks (ingl s*ludge volume index*, SVI). Sette ruumala nimetatakse muda mahuks (ingl *sludge volume*, SV) ning väljendatakse milliliitrites ühe liitri aktiivmudasuspensiooni kohta. Nii muda mahu kui ka mudaindeksi määramist on täpsemalt kirjeldatud lisas 4.

Aktiivmudapuhasti järelsetiti põhjas aktiivmuda tiheneb ning juhitakse sealt tagasi reoveepuhastusprotsessi algusesse, kus ta puhastusse juhitud reoveega jälle lahjeneb. Seega sõltub aktiivmuda hulk reaktorites peamiselt muda settimisomadustest, s.o mudaindeksist (ingl *sludge volume index,* SVI). Joonisel 7.7 on kujutatud aktiivmudasisalduse ligikaudne sõltuvus mudaindeksist.



Joonis 7. 6. Aktiivmudareaktori maksimaalse mudasisalduse sõltuvus mudaindeksist. Graafikul on viirutatud mudasisalduse saavutatav vahemik järelsetiti minimaalse tihenemisaja t_{Tih}=1h ja tagastusmuda kordsuse RS=0,75 ning maksimaalse lubatud tihenemisaja t_{Tih}=2,5h ja RS=1,0 vahemikus [1].

Aktiivmuda settimisomadused mõjutavad selle heitveest lahutamise tõhusust järelsetitis. Tavapäraselt on olmereoveepuhasti dimensioneerimisel võimalik arvestada aktiivmudasisalduseks 3,5–4,5 g/l. Käitamisel võib küll saavutada paremaid aktiivmuda settimisomadusi ning seeläbi hoida reaktoris suuremat aktiivmudasisaldust. See on aga sageli petlik, sest operaator peab alati arvestama maksimaalse hüdraulilise koormusega, mis tippvooluhulga puhul puhastisse jõuab, ning arvutama mudaindeksiga lubatud maksimaalse mudasisalduse. Vastasel korral on väga tõenäoline, et näiliselt hästi toimiva aktiivmudapuhasti järelsetitist kandub vihmavalingu põhjustatud hüdraulilise koormuse tõusu tõttu aktiivmuda välja. See omakorda põhjustab väljavooluvee väga suure reostuse ning ekstreemsemal juhul võib aktiivmuda kao tõttu selle sisaldus reaktoris hüppeliselt väheneda ning seeläbi puhasti mudakoormus suureneda (muda vanus väheneb). Järelsetiti toimimist on detailsemalt käsitletud jaotises 15.

7.7 Aktiivmudateke

Aktiivmudateke (ingl *sludge production*, SP) on üks olulisemaid näitajaid nii aktiivmudapuhasti projekteerimisel kui ka käitamisel. Mudateket on väga oluline määratleda ka settekäitluse seisukohast. Kui jaotises 7.3.2 defineeriti mudavanust eraldatud muda koguse kaudu, siis puhasti stabiilseks toimimiseks peab see olema niisama suur kui tekkiva aktiivmuda kogus.

Mudateke sõltub reoveepuhasti koormusest. Mida suurem on koormus, seda rohkem tekib muda. Oluline on teada, kui palju aktiivmuda tekib puhastisse jõudva reovee orgaanilise aine kohta. Tavapäraselt väljendatakse mudateket selle järgi, kui mitu kg aktiivmuda (kuivainena) tekib kilogrammi BHT või KHT kohta.

Detailsema lähenemise puhul võib aktiivmudapuhasti mudatekke jagada kaheks: biopuhastusprotsessist tulenev mudateke ning sadestamisest ja fosforiärastusest tulenev mudateke:

$$SP_d = SP_{d,C} + SP_{d,P} \text{ (kg KA/)}, \qquad (7.8)$$

kus SP_d on tekkiva muda hulk (kg kuivainet päevas); $SP_{d,C}$ – biopuhastusprotsessis (eelkõige orgaaniliste ühendite lagundamisel) tekkiva muda hulk (kg KA/d) ning $SP_{d,P}$ – fosforiärastusel tekkiva muda hulk (kg KA/d).

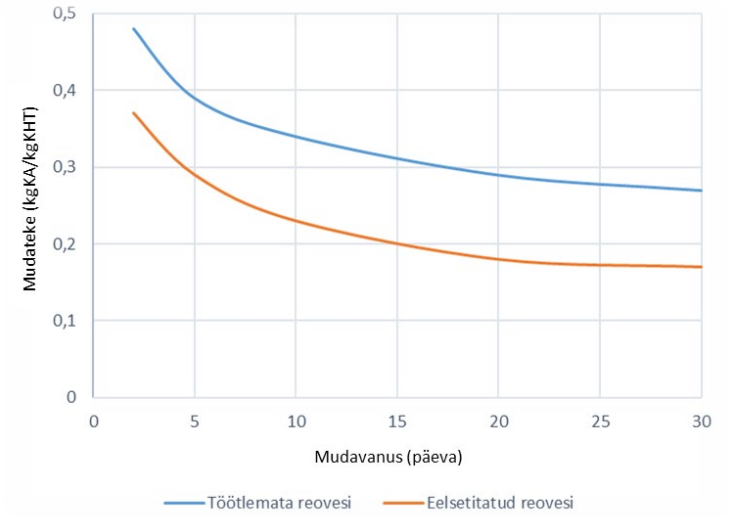
Ühe kg puhastisse jõudva KHT või BHT kohta tekkiva aktiivmuda hulk sõltub peamiselt neljast puhastatava reovee näitajast:

- $C_{KHT,bio}$ – biolagunevat orgaanilist ainet iseloomustav KHT;

- X_{inert} - reoveega puhastisse jõudev mittelahustunud ja bioloogiliselt mittelagunev aine, mis läheb otse aktiivmudasse;
- biolagunev KHT ja ammoonium ehk orgaaniline aine ja lämmastik, mille arvel toimub vastavalt heterotroofsete ja autotroofsete mikroorganismide paljunemine;
- sissevooluveest ärastatud fosfor, mis biopuhastis kas keemilisel ärastamisel sadestatakse või bioloogilisel ärastamisel seotakse biomassi.

Need näitajad ja nende omavaheline proportsioon varieerub eri olmereoveepuhastite sissevooludes, seetõttu on BHT- või KHT-massiühiku kohta tekkiva muda kogus erinev. Tööstusreoveel on nad enamasti olmereovee omadest erinevad, seetõttu on ka mudateke oluliselt erinev. Nii tööstus- kui ka olmereoveepuhastite eelpuhastusseadmed muudavad reovee koostist ning seetõttu tekib nii eelsetiti kui ka septikuga olmereoveepuhastis aktiivmuda oluliselt vähem.

Peale reovee omaduste sõltub aktiivmudateke mudavanusest. Kuna aktiivmuda mikroorganismide kasutatav hapnik on endogeenne ning selle arvel lagundatakse rakkudesse akumuleerunud orgaanilist ainet, tekib suurema mudavanuse puhul vähem muda (mudakoormus on väiksem). Joonisel 7.8 on kujutatud olmereovee puhastamisel tekkiva muda hulga teoreetiline sõltuvus selle vanusest. Nagu joonisel näha, tekib eelsetitatud reovee puhastamisel umbes kolmandiku võrra vähem aktiivmuda kui setitamata olmereovee puhul.



Joonis 7.7 Biomassi kasvust tuleneva aktiivmudatekke sõltuvus mudavanusest [6] järgi.

7.7.1 Lihtsustatud meetod aktiivmudatekke määramiseks

Aktiivmudatekke määramiseks on mitu meetodit. ***BHT-põhine „rusikareegel“*** on kõige lihtsam, kuid väga umbmäärane moodus mudatekke määramiseks. See põhineb asjaolul, et olmereoveepuhastis tekib ligilähedaselt sama palju liigmuda kuivainena kui sinna juhitakse reostust BHT-na. Seega võib

mudatekke arvutamiseks see võrdsustada sissevooluvee BHT-koormusega. Suhteliselt hästi teada omadustega olmereovee puhul võib arvestada, et ühest kilost aktiivmudaprotsessi jõudvast BHT-st tekib ligikaudu üks kilo liigmuda.

Näiteks 1000 inimese reovee puhastamiseks ette nähtud reoveepuhasti puhul võib arvestada, et BHT-koormus on 60 gBHT/(ie · d) · 1 000 ie = 60 000 g BHT/d. Lihtsustatud käsitlusena tekib seega olmereovee puhul liigmuda kuivainena SP_d = $R_{KA,LM}$ = 60 kg KA päevas. Juhul, kui reaktorist võetud muda sisaldus on 4 g/l, tuleb eemaldada 60 000g/d /4g/l = 15 000 l/d = 15 m^3/d. Selline arvutus on suhteliselt hästi kehtiv ainult eeltöötlemata olmereovett käitleva aktiivmudapuhasti kohta ning sobib vaid väga ligikaudseteks arvutusteks. Selle meetodi puhul jääb arvestamata fosforiärastusest tuleneva mudatekke osakaal ning hinnatakse vaid kogu mudateket (SP_d).

7.7.2 Mudatekke BHT-põhine arvutus

Mudatekke BHT-põhise määramise puhul võetakse arvesse, et see sõltub väga suurel määral reovee omadustest: kui palju on biolagunevat BHT-d heljumis ja kui palju lahustunud kujul. Kuna Eestis on seni orgaanilise aine koormust määratud peamiselt BHT järgi, on otstarbekas rakendada Saksamaa reoveeühingu 2016. aastani kehtinud ATV standardi [1] empiirilist lähenemist, milles mudateke määratakse BHT_5 ja heljuvaine suhte kaudu. Kuigi standard kehtib peamiselt olmereovee kohta, on see osaliselt rakendatav ka tööstusreovee puhul. Kui reovee omadusi iseloomustada reovee heljuvainesisalduse ($X_{KA,SV}$) ja BHT_5-sisalduse ($C_{BHT5,SV}$) suhtega, saab tabeli 7.2 põhjal hinnata ühest kilost aktiivmudapuhastusse jõudvast BHT_5-st tekkiva aktiivmuda kuivaine hulka (kg KA/kg BHT_5).

Tabel 7. 2. Aktiivmudatekke määramise maatriks [1]*. Esimeses veerus on puhastisse jõudva heljumihulga ja BHT_5 suhe ning esimeses reas mudavanus ööpäevades.*

$X_{KA,SV}$/ $S_{BHT,SV}$	Mudavanus (ööpäeva)					
	4	**8**	**10**	**15**	**20**	**25**
0,4	0,79	0,69	0,65	0,59	0,56	0,53
0,6	0,91	0,81	0,77	0,71	0,68	0,65
0,8	1,03	0,93	0,89	0,83	0,8	0,77
1	1,15	1,05	1,01	0,95	0,92	0,89
1,2	1,27	1,17	1,13	1,07	1,04	1,01

Orgaanilise aine lagundamisel tekkivale mudale lisandub fosforiühendite ärastamisega seonduv sete (vt valemit 7.8), mille kogus sõltub ärastatud fosfori hulgast. Bioloogilise fosforiärastuse puhul tekib 1 kg biomassi seotud fosfori kohta 3 kg lisaheljumit ning keemilise fosforiärastuse korral raua või

alumiiniumi soolaga sadestades 6,8 kg raud(III)fosfaadi või 5,3 kg alumiiniumfosfaadi keemilist sadet. Fosforiärastusel tekkiva muda hulk:

$$SP_{d,P} = Q_d \cdot (3 \cdot X_{P,BioP} + 6{,}8 \cdot X_{P,sad,Fe} + 5{,}3 \cdot X_{P,sad,Al}) / 1000 \text{ (kg/d)}, \quad (7.9)$$

kus $X_{P,BioP}$ on bioloogiliselt seotud fosfori sisaldus, $X_{P,sad,Fe}$ – rauasoola abil keemiliselt sadestatud fosfori sisaldus ning $X_{P,sad,Al}$ – alumiiniumisoola abil keemiliselt sadestatud fosfori sisaldus.

Näidisülesanne. *Kui palju tekib aktiivmuda 1000 ie suuruse koormusega reoveepuhastis, kui sissevooluvee BHT_5 on C_{BHT5} = 400 mg/l, heljumisisaldus X_{KA} = 440 mg/l, fosforisisaldus $C_{P,SV}$ = 14 mg/l ning eeldatav mudavanus puhastis 20 päeva. Fosfor ärastatakse keemiliselt raudsulfaadi abil ning väljavooluvee fosforisisaldus on 0,5 mg/l. Puhastisse jõuab keskmiselt 150 m^3 reovett päevas.*

Lahendus. Heljumisisalduse ja BHT suhe $X_{KA,SV}/C_{BHT,SV}$ = 1,1 ning see jääb täpselt tabeli 7.2 kahe alumise rea vahele. 20-päevase mudavanuse puhul on mudateke tabeliandmete kohaselt 0,92 ja 1,04 keskväärtus, s.o 0,98 kg muda kuivainet kg BHT_5 kohta. Seega tekib 1000 ie suuruse koormusega reoveepuhasti puhul muda kuivainet $SP_{d,C}$ = 400 mg/l · 150 m^3/d · 0,98 kg KA/kg BHT = 58,8 kg KA/d.

Kui eeldada, et puhastis bioloogiline fosforiärastus ei toimi ning kogu fosfor sadestatakse raudsulfaadi abil 13,5 mg/l võrra, tekib lisamuda: $SP_{d,P} = Q_d \cdot 6{,}8 \cdot X_{P,sad,Fe} / 1000$ = 150 m^3/d · 6,8 kg SS/kg P · 13,5 mg P/l / 1000 = 13,8 kg/d. Kogu mudateke reoveepuhastis SP_d = 58,8 + 13,8 = 72,6 kg/d, kusjuures fosfori sadestamisest tuleneva sette osakaal on ligikaudu 19 %.

7.7.3 Mudatekke KHT-fraktsiooni põhine arvutus

Aktiivmudaprotsessi ja mudatekke *KHT-fraktsiooni põhise* arvutusega saab täpsemini kajastada puhastis toimuvaid protsesse ning seda on võimalik hästi rakendada ka tööstusreovee käitlemisel. Näidisülesandes esitatud BHT-põhise aktiivmudatekke arvutus on orgaaniliste ainete suhtes mõnevõrra lihtsustatud ning kehtib suhteliselt hästi vaid olmereoveepuhastite korral. Kuna KHT-fraktsioone saab laboratoorselt määrata (vt jaotist 2), võib seda menetlust suhteliselt hästi rakendada kõigi reoveetüüpide puhul. See lähenemine võimaldab muudega võrreldes oluliselt täpsemalt defineerida ja arvutada aktiivmudaprotsessis toimuvaid biokeemilisi ja keemilisi protsesse ning ka sette juurdekasvu. Aktiivmudapuhastite dimensioneerimisel Eestis laialdaselt kasutatav Saksamaa reoveeühingu standardi 2016. aasta versioon [4] lähtub reovee KHT-põhisest fraktsioneerimisest ning sellega seonduvalt on uuendatud ka mudatekke arvutusi.

Jaotises 7.4 esitatud orgaanilise aine massibilansi kohaselt sõltub aktiivmudateke sissevooluvees sisalduva heljumi inertsest fraktsioonist $X_{KHT,inert,SV}$, mis jaguneb biolagunevaks ja inertseks osaks ($X_{KHT,BM}$ ja $X_{KHT,inert,BM}$), ning puhastusprotsessis tekkinud mikroorganismideks (vt joonist 7. 5):

$$X_{KHT,LM} = X_{KHT,inert,SV} + X_{KHT,BM} + X_{KHT,inert,BM} \ (mg/l). \quad (7.10)$$

Puhasti sissevooluvees sisalduva heljumi inertne KHT on olmereovee puhul vahemikus 20−35% heljumi KHT-st ning sageli loetakse selle osakaaluks 30% ($X_{KHT,inert,SV} = 0,3 \cdot X_{KHT,SV}$). Suurema tööstusreovee osakaaluga reovee puhul on täpsema tulemuse saavutamiseks soovitatav seda osakaalu laboratoorselt mõõta.

Puhastusprotsessis tekkiva biomassi biolaguneva osa ($X_{KHT,BM}$) arvestamisel lähtutakse sellest, et mikroorganismid lagundavad sissevooluvee KHT biolagunevat fraktsiooni ning paljunevad selle protsessi tulemusel. Biomassi paljunemissaagis Y=0,67 g/g (grammi biomassi lagundatava KHT grammi kohta). Tuleb arvestada ka seda, et aktiivmudaprotsessis toimub kogu mikroorganismide eluaja jooksul (võrdsustatakse mudavanusega) nende endogeenne lagunemine (endogeense lagunemise kiiruskoefitsiendi 15°C juures b = 0,17 d^{-1}). Biomassi biolagunev osa:

$$X_{KHT,bio,BM} = C_{KHT,bio,SV} \cdot Y - X_{KHT,BM} \cdot SRT \cdot b \cdot F_T \quad (\frac{mg}{l}), \quad (7.11)$$

kus Y on biomassitekke saagis (g KHT/g KHT), $C_{KHT,bio,SV}$ – sissevooluvee bioloogiliselt laguneva KHT sisaldus (mgO_2/l), b − endogeense lagunemise kiirustegur (1/d) ning F_T − endogeense lagunemise temperatuuritegur.

Endogeense lagunemise kiiruse temperatuurisõltuvuse kompenseerimiseks rakendatakse temperatuuritegurit (F_T):

$$F_T = 1,072^{(T-15)}, \quad (7.12)$$

kus T on protsessis valitsev temperatuur (°C).

Aktiivmudaprotsessis tekkiva muda biolaguneva osa KHT on arvutatav valemist:

$$X_{KHT,bio,BM} = C_{KHT,bio,SV} \cdot Y \cdot \frac{1}{1+SRT \cdot b \cdot F_T} \quad (\frac{mg}{l}). \quad (7.13)$$

Aktiivmudaprotsessis tekkiva mittebiolaguneva aine endogeense lagunemise arvel ning selle osa arvutamisel võib lähtuda levinud arusaamast, et inertne osa moodustab ligikaudu 20% endogeenselt lagunenud biomassist :

$$X_{KHT,inert,BM} = 0,2 \cdot X_{KHT,BM} \cdot SRT \cdot b \cdot F_T \quad (\frac{mg}{l}). \quad (7.14)$$

Kui tekkiva liigmuda hulk arvutada KHT-st lähtudes, on vaja teada, kui suur on tekkinud fraktsioonide KHT ja kuivaine massi suhe. Mittelahustunud inertse KHT keskmiseks väärtuseks võib arvestada 1,33 g KHT/g (kuivaine orgaanilise osa (oKA) ehk põletuskao (KAL) kohta). Puhasti sissevooluvees oleva heljumi kuivainesisaldus on olmereovee puhul ligikaudu 1,6 g KHT/g oKA ning protsessis tekkinud biomassi oma 1,42 g KHT/g oKA. Tuleb veel arvestada, et tekkinud biomassi orgaanilise osa osakaal on keskmiselt 92%. Kuivaine arvutamisel tuleb juurde liita ka puhastisse jõudev anorgaaniline aine, mis on olmereovee puhul tavapäraselt 20% sissevooluvees sisalduvast heljumist: $X_{KA,anorg,SV}=f_B \cdot X_{KA,SV} =0,2 \cdot X_{KA,SV}$ (vt joonist 7. 5 ja jaotist 2). Seega saab KHT fraktsioneerimispõhise aktiivmudatekke arvutada valemist:

$$SP_{d,C} = Q_d \cdot \frac{\left(\frac{X_{KHT,inert,SV}}{1,33}+\frac{X_{KHT,BM}+X_{KHT,inert,BM}}{0,92\cdot 1,42}+X_{KA,anorg,SV}\right)}{1000} \ (\frac{kg}{d}). \qquad (7.15)$$

Näidisülesanne. *Kui palju tekib aktiivmuda 1000 ie koormusega olmereoveepuhastis, millesse jõuab keskmiselt 150 m³ reovett päevas, kui sissevooluvee KHT-sisaldus $C_{KHT,SV}$ = 800 mg/l, heljumisisaldus $X_{KA,SV}$ = 440 mg/l, fosforisisaldus $C_{P,SV}$ = 14 mg/l, vee temperatuur puhastis on 12°C ning muda eeldatav vanus puhastis on 20 päeva. Puhastis rakendatakse keemilist fosforiärastust raudsulfaadi abil ning väljavooluvee fosforisisaldus on 0,5 mg/l.*

Lahendus. Kui on tegemist reoveepuhastiga, millesse jõuab olulisel määral tööstusreovett, tuleks mõõta KHT fraktsioone või kogemuste põhjal muuta fraktsioonide osakaalu. Arvestades olmereoveepuhasti puhul rakendatavaid tüüpilisi KHT-fraktsioone ja seaduspärasusi, saab arvutada muda valemis 7.10 esitatud KHT-põhised komponendid. Täiendavalt on arvestatud mõningaid jaotises 2 esitatud seaduspärasusi:

- reoveepuhasti väljavoolus $C_{KHT,VV} = S_{KHT,VV} = S_{KHT,inert,SV}$= 50 mg/L (tavapäraselt mõõdetav suurus);
- heljumis oleva inertse KHT fraktsioon f_A = 0,3;
- puhasti sissevooluvee heljumi KHT ja kuivaine orgaanilise osa suhe on 1,6;
- sissevooluvee kuivaine orgaanilise osa fraktsioon on f_B = 0,25 (tavapärane olmereoveele).

Seega on sissevooluvee heljumi KHT: $X_{KHT,SV} = X_{KA,SV} \cdot 1,6 (1-0,25) = 528$ mg/l

ning selle KHT inertne osa:

$X_{KHT,inert,SV} = X_{KHT,SV} \cdot f_A = X_{KHT,SV} \cdot 0,3 = 158$ mg/l.

Biolaguneva KHT sisaldus:

$C_{KHT,bio,SV}=C_{KHT,SV} - X_{KHT,inert,SV} - S_{KHT,inert,SV}$ = 800-50-158 = 592 mg/l.

Aktiivmudaprotsessis tekkiva muda biolaguneva osa KHT:

$$X_{KHT,bio,BM} = \mathrm{C_{KHT,bio,SV}} \cdot \mathrm{Y} \cdot \frac{1}{1 + SRT \cdot \mathrm{b} \cdot \mathrm{F_T}} = 592 \cdot 0{,}67 \cdot \frac{1}{1 + 20 \cdot 0{,}17 \cdot 0{,}81}$$

$$= 105{,}4\ mg/l$$

Endogeense lagunemiskiiruse temperatuuritegur:

$$F_T = 1{,}072^{(T-15)} = 1{,}072^{(12-15)} = 0{,}81.$$

Mittelahustunud ja bioloogiliselt mittelagunev aine, mis läheb otse aktiivmudasse:

$$X_{KHT,inert,BM} = 0{,}2 \cdot \mathrm{X_{KHT,BM}} \cdot \mathrm{SRT} \cdot \mathrm{b} \cdot \mathrm{F_T} = 0{,}2 \cdot 105{,}4 \cdot 20 \cdot 0{,}17 \cdot 0{,}81 = 58{,}2\ mg/l$$

Aktiivmudateke:

$$SP_{d,C} = \mathrm{Q_d} \cdot \frac{\left(\frac{\mathrm{X_{KHT,inert,SV}}}{1{,}33} + \frac{\mathrm{X_{KHT,BM}} + \mathrm{X_{KHT,inert,BM}}}{0{,}92 \cdot 1{,}42} + f_B \cdot \mathrm{X_{KA,SV}}\right)}{1000} =$$

$$= 150 \cdot \frac{\left(\frac{158}{1{,}33} + \frac{105{,}4 + 58{,}2}{0{,}92 \cdot 1{,}42} + 440 \cdot 0{,}25\right)}{1000} = 53\,\frac{kg}{d}.$$

Fosforiühendite sadestamisest tuleneva biomassi teke on muutumatu võrreldes jaotises 7.7.3 toodud näites arvutatuga. Seega on kogu mudateke SP_d = 53+13,8 = 66,8 kg/d.

Saadud tulemus erineb mõnevõrra BHT-põhise lähenemise kaudu saadud tulemusest (vt jaotist 7.7.2), sest KHT-põhise lähenemise korral on fraktsioonide jaotus eelduslik ning põhineb keskmistel empiirilistel tulemustel. KHT-põhise lähenemise põhiline eelis on see, et kõiki fraktsioone ja koefitsiente on võimalik mõõta ning seda põhimõtet saab suure täpsusega kohandada ka tööstusreoveepuhastitele ja neile asulareoveepuhastitele, mille reovee koostis erineb tavapärase olmereovee omast. KHT-põhist arvutuspõhimõtet kasutatakse ka modelleerimisarvutustel.

7.8 Hapnikutarve

Aeroobse reoveepuhasti puhul on väga oluline, et õhustuskambris valitseksid aeroobsed tingimused. Et reovee puhastamisel kulub kõige rohkem energiat õhustamisele, on õigustatud soov seda kokku

hoida ning sel moel vähendada puhastamiskulusid. Teisest küljest tuleb hoolitseda selle eest, et õhustuskambri vees oleks piisavalt lahustunud hapnikku.

Hapnik on mikroorganismidele vajalik orgaaniliste ühendite lagundamiseks ning lämmastikuärastusega reoveepuhastis ka ammooniumlämmastiku oksüdeerimiseks nitraatlämmastikuks. Vee liigne hapnikusisaldus ei ole küll mikroorganismidele kahjulik, kuid põhjustab liigse energiatarbe. Kui hapnikku on vähe, on oksüdeerimisprotsessid inhibeeritud.

Mikroorganismide oksüdeerimisprotsessi tõhususe sõltuvust vee hapnikusisaldusest saab väljendada ensüümkineetika (*Monod*) võrrandiga:

$$\mu_{AO} = \mu_{AmO2} \frac{C_{O2}}{K_o + C_{O2}} \ (\frac{1}{d}), \qquad (7.16)$$

kus C_{O2} on vee lahustunud hapniku sisaldus (mg/l), μ_{AO} – mikroorganismide kasvukiirus, kui hapnikusisaldus on C_{O2} (1/d); μ_{AmO} – mikroorganismide maksimaalne kasvukiirus (1/d) ning K_O – vee hapnikusisaldus (mg/l), mille puhul mikroorganismide kasvukiirus on pool maksimaalsest.

Katsetes on mõõdetud aktiivmuda K_O väärtusi vahemikus 0,5–2 mg/l. Kuigi eri mikroorganismidel on mõnevõrra erinev tundlikkus vee hapnikusisalduse suhtes, on see eelkõige seletatav sellega, et protsessid toimuvad mudahelbes ning sõltuvalt mikroorganismide väljakujunenud kooslusest, helbesuurusest, segamisest, õhustuse intensiivsusest jm teguritest on vee ja mudahelbe lahustunud hapniku sisaldus mõnevõrra erinev. Kõige tundlikumad on nitrifitseerivad mikroorganismid ning nende jaoks on vee soovitatav hapnikusisaldus 2 mg/l. Talveperioodil, kui reovee temperatuur langeb alla 10°C, on tavaliselt vaja nitrifikatsiooni aktiivsus võimalikult suureks tõsta ning sageli käitatakse puhasteid nõnda, et suurendatakse vee hapnikusisaldust. Kui on tegemist ainult orgaanilisi aineid ärastava reoveepuhastiga, võib ka vee 0,5–0,7 mg/l suurusest hapnikusisaldusest piisata aeroobsete tingimuste ja protsessi aktiivsuse tagamiseks.

Reoveepuhastite projekteerimisel ja käitamisel on väga oluline teada, kui suur on hapnikutarve. Aktiivmudaprotsessis kulub hapnik orgaaniliste ainete oksüdeerimiseks (ingl *oxygen uptake*, OU_C) ning lämmastikuühendite oksüdeerimiseks (OU_N). Kogu protsessi summaarset hapnikutarvet vähendab denitrifikatsioonis kasutatav süsinik, s.o denitrifikatsiooni hapnikutarve (OU_D).

Orgaaniliste ainete lagunemisega kaasnevat hapnikutarvet saab arvutada eespool määratletud mudatekkefraktsioonide alusel:

$$OU_C = C_{KHT,bio,SV} - X_{KHT,BM} - X_{KHT,inert,BM} \quad (\frac{mg}{l}). \qquad (7.17)$$

See valem ei arvesta denitrifikatsiooniks kasutatava välise süsinikuallika lisamist (sel juhul tuleb juurde liita lisanduv KHT). Orgaaniliste ühendite lagundamisest tulenevat hapnikutarvet saab arvestada ka BHT-andmete põhjal, kasutades empiirilisi Hartwigi koefitsiente, nagu seda on defineeritud ATV varasemas standardis [1].

Lämmastikuühendite oksüdeerimisele kuluva hapniku tarve (OU_N) ning denitrifikatsiooni puhul tagasiarvestatav hapnikutarve (OU_D) lähtuvad reaktsioonide stöhhiomeetriast ning neid saab arvutada alljärgnevalt:

$$OU_N = 4{,}3 \cdot (S_{NO3,D} - S_{NO3,SV} - S_{NO3,VV}) \quad (mg/l), \tag{7.18}$$

$$OU_D = 2{,}9 \cdot S_{NO3,D} \quad (\frac{mg}{l}), \tag{7.19}$$

kus $S_{NO3,D}$ on denitrifitseeritava nitraadi sisaldus (mg/l); $S_{NO3,SV}$ – puhasti sissevooluvee nitraadi-sisaldus (mg/l) ning $S_{NO3,VV}$ – väljavoolu jõudva vee nitraadisisaldus (mg/l).

Hapnikutarve:

$$OU_d = OU_C + OU_N - OU_D \quad (\frac{mg}{l}). \tag{7.20}$$

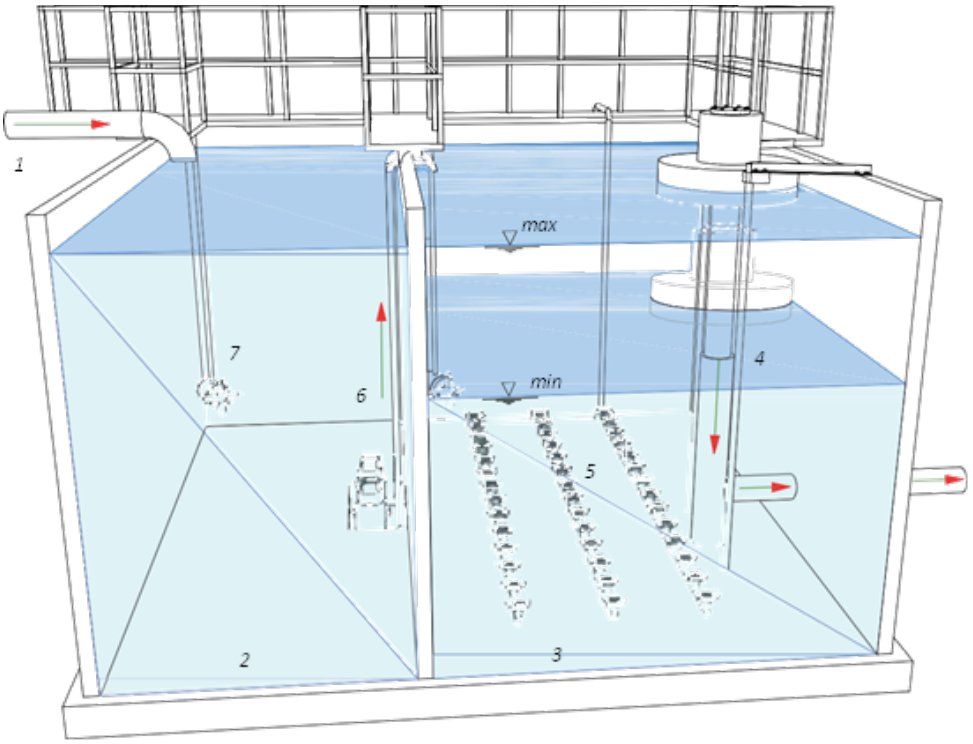
See seos kehtib ainult väga üldistes arvutustes, sest aeroobseks protsessiks vajalik lahustunud hapniku sisaldus tuleb puhastis tagada igal ajahetkel ning seetõttu tuleb õhustussüsteem üledimensioneerida. Kuna reoainete tegelik sisaldus märkimisväärselt kõigub, kasutatakse õhustusseadmete valimisel hapnikutarbe arvutamiseks varutegureid. Mida väiksem on reoveepuhasti või mida suurem on tööstusreovee osakaal, seda suurem peab olema lisavaru.

Hapnikutarvet ja õhustusseadmeid käsitletakse detailsemalt jaotises 14 ning nende dimensioneerimisel tuleb tugineda kehtivatele standarditele.

7.9 Annuspuhastustehnoloogia

Annuspuhasti (ingl *sequencing batch reactor*, SBR) on aktiivmudapuhastustehnoloogial põhinev puhasti, mis erineb tavapärasest aktiivmudapuhastist selle poolest, et reovesi puhastatakse tsükliliselt ning puhastusprotsessi etapid on üksteisest ajaliselt eraldatud – reaktor täidetakse reovee ja aktiivmudaga ning töötab kuni soovitud hetkeni, misjärel ta tühjendatakse ja alustatakse uut tsüklit. Erinevalt läbivoolsest aktiivmudapuhastist ei vaja annuspuhasti eraldi järelsetitit, sest aktiivmudasegu püsib reaktoris kõigis puhastusfaasides ning tagastusmuda ei ole vaja pumbata. Aktiivmudaringlus ei

toimu ka pumpamise teel õhustusmahutist anoksilisse mahutisse. Annuspuhastis on vaja reovett ühtlustada, seetõttu on tarvis ühtlustusmahutit, kui ühe puhastustsükli heitvee vooluhulk avaldab olulist mõju suublale. Tabelis 7.3 on osutatud annuspuhasti peamistele plussidele ja miinustele ning põhimõtteskeem on kujutatud joonisel 7.9.



Joonis 7.9. Annuspuhasti põhimõtteskeem: 1 – sissevool, 2 – ühtlustusmahuti, 3 – annuspuhastuskamber, 4 – väljavooludekanter, 5 – õhustid, 6 – ühtlustusmahuti pump, 7 – ühtlustusmahuti segur [13].

Tabel 7.1. Annuspuhasti plussid ja miinused [7]

Plussid	**Miinused**
Puhastusprotsess on paindlik reostuskoormuse ja vooluhulga kõikumise suhtes – protsessi kulgu ja reovee viibeaega puhastis on võimalik reguleerida (väljavooluvee kvaliteet on ühtlasem).	Puhastusetappide juhtimine tugineb suhteliselt keerulisele automaatikale.
Võimaldab tõhusalt ärastada kõiki peamisi reostuskomponente, sh bioloogiliselt ärastada lämmastiku ja fosforit.	Puhasti tõhusa töö tagamiseks peab operaator hästi tundma puhastusprotsessi etappe ning vajadusel reguleerima etappide kestust.
Lämmastiku- ja fosforiärastus on hästi kontrollitavad.	Sõltuvalt suubla vastuvõtuvõimest võib väljavoolu ühtlustamiseks olla vaja heitveemahutit.
Aktiivmuda settimisomadused on tavapärasest paremad ning seetõttu on vähem probleeme muda väljakandumisega puhastist.	Kindlasti on vaja juurdevooluvee ühtlustusmahutit.
Vajab tavalisest aktiivmudapuhastist väiksemat maa-ala.	Investeering õhustamisseadmetesse suurem.
Moodullahendus võimaldab puhastit lihtsasti laiendada reostuskoormuse suurenemise korral	

Plussid	Miinused
ning mooduleid välja võtta/tsüklit muuta koormuse vähenemise puhul.	

7.9.1 Annuspuhasti tööpõhimõte

Annuspuhastis toimub reoveepuhastus tsüklite kaupa ning koosneb vähemalt viiest etapist (joonis 7.10):

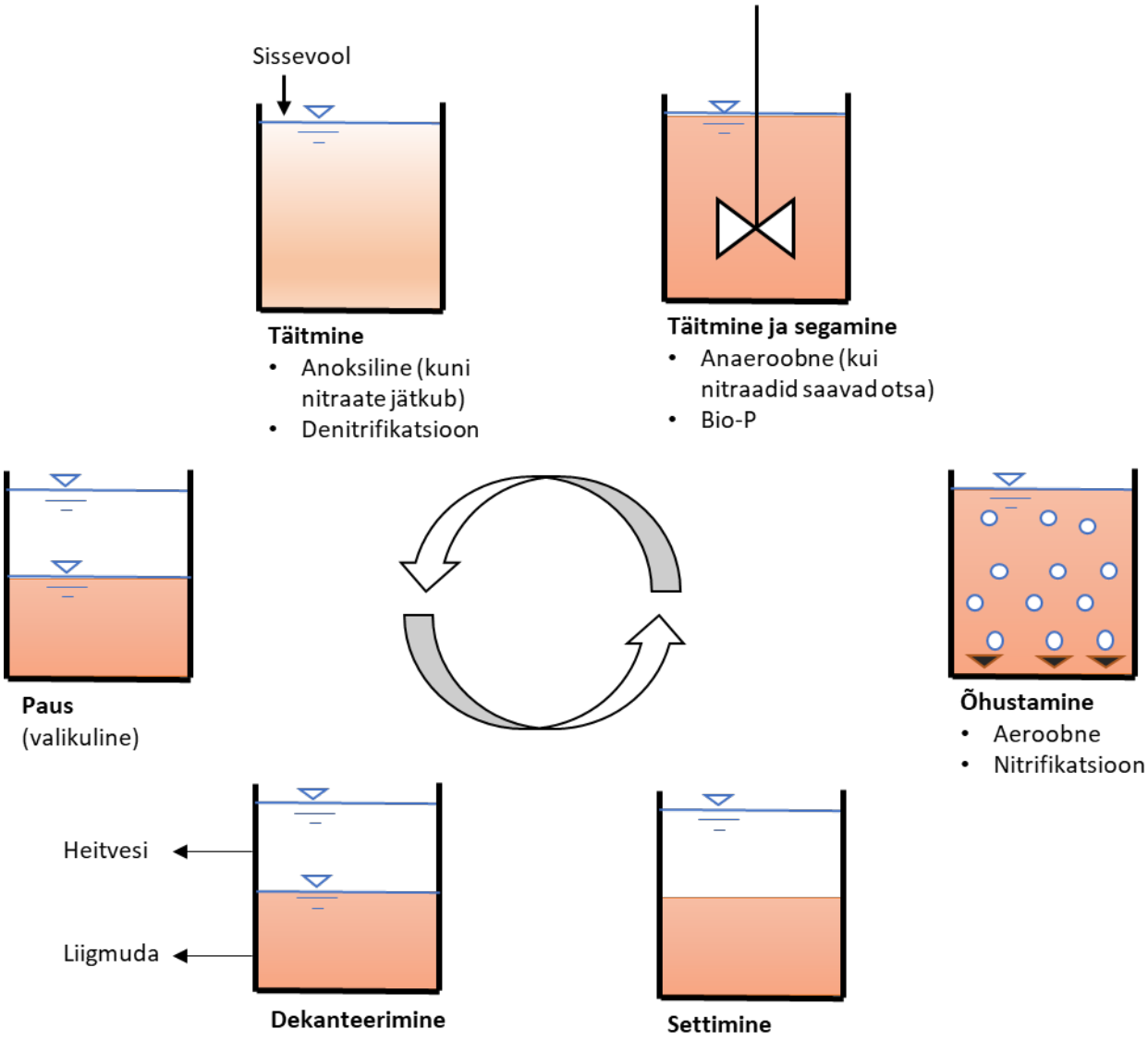
- mahuti täitmine reoveega, mida käsitletakse eraldi etapina, kuigi see liitub järgneva etapi või etappidega ning võib kesta peaaegu kogu tsükli;
- segamine – lämmastikuärastusega reoveepuhastites hoitakse anoksilist/anaeroobset keskkonda, kus juurde lisatav reovesi segatakse koos aktiivmudaga;
- õhustamine – sellega tagatakse aeroobne keskkond, kusjuures selle etapi lõpuks peavad vees lahustunud reostuskomponendid olema normikohaselt ärastatud. Segamise ja õhustamise etappi nimetatakse ka reaktsioonietapiks, ent neid on oluline eristada aktiivmuda vanuse arvutamiseks. Segamis- ja õhustamisetappe korrates on võimalik rakendada kaskaad-denitrifikatsiooni (vt jaotist 8.5.2), milles igal segamisetapil lisatakse vähem reovett juurde. Sel moel on võimalik lämmastikuärastus väga tõhusaks muuta;
- settimine – aktiivmuda setib raskusjõu toimel mahuti põhja;
- heitvee väljavool – settinud aktiivmuda pealt dekanteeritakse pindmine puhastatud vesi.

Eristatakse ka liigmuda lahutamise etappi, mis tavapäraselt toimub pärast väljavoolu, kui aktiivmudasisaldus on annuspuhastustsüklis mahuti põhjas maksimaalne. Liigmuda võib kõrvaldada ka kõikides teistes etappides, kuid siis peab arvestama seda, et aktiivmuda kontsentratsioon on siis väiksem ning liigmuda pumpamisaeg pikem.

Etapid toimuvad järjestikku ning enne uue tsükliga alustamist peab eelmine olema lõppenud. Kahe tsükli vahele võib jätta ka pausi, kus annuspuhasti on enne uue tsükli alustamist ooterežiimis.

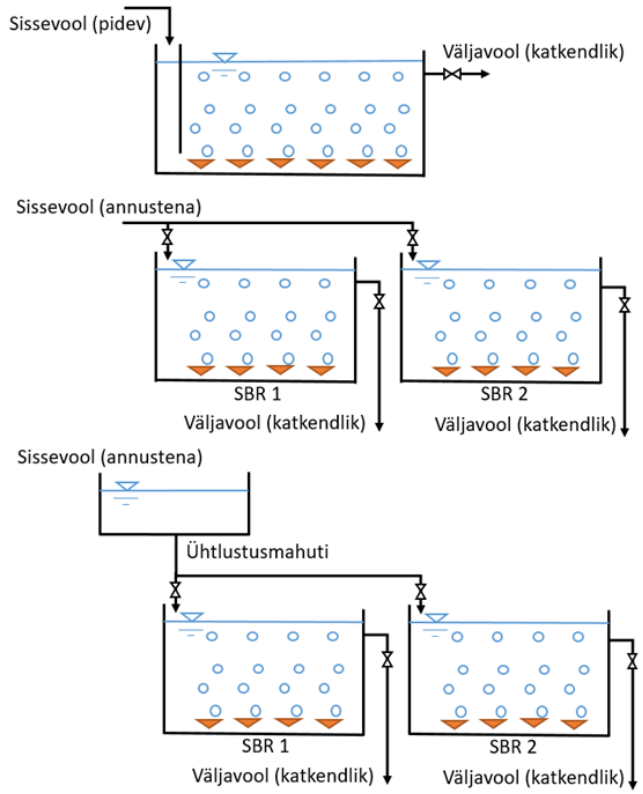
Ühes ööpäevas on võimalik koormusest (hüdrauliline ja reostuskoormus) sõltuvalt sooritada kaks kuni neli 12 kuni 6 tundi (valdavalt 8 tundi) kestvat tsüklit. Mitme paralleelliini korral on annuspuhasti tsüklid omavahel nihkes, et koormus oleks ühtlane ning puhasti väljavooluhulk hajutatud. Ekstreemsetes oludes on võimalik lühendada tsüklit neljatunniseks, kuid see on protsessi stabiilsuse seisukohalt riskantne (settimisetappi ei ole võimalik lühendada). Tsüklite kestuse määramisel on oluline arvestada, et lühemate tsüklite korral suureneb küll hüdrauliline jõudlus, ent reostuskomponentide ärastusvõimsus väheneb. Operaatoritele on kõige mugavam ja jälgitavam kaks

või kolm järjestikust ilma pausietapita tsüklit (12 h või 8 h) päevas, sest siis kulgevad tsükli etapid igal päeval samal kellaajal.



Joonis 7.10. Annuspuhastustsükli etapid lämmastiku ärastamise korral [8] järgi

Annuspuhastisse on võimalik reovett juhtida kolme moodi: ühtlase pealevooluna (täitmiseaeg = tsükliaeg) ühte SBR-mahutisse, annusekaupa paralleelselt toimivatesse SBR-mahutitesse (täitmine vastavalt tsükliajale) ning SBR-mahutisse läbi ühtlustusmahuti (joonis 7.11). Ühtlustusmahuti aitab koguda puhastusprotsessi jaoks vajaliku koguse reovett, ühtlustada reovee vooluhulka ja omadusi, kiiresti suurendada orgaanilise aine sisaldust protsessis, parendada muda settimisomadusi, juhtida protsessi hoides reo- ja heitvesi eraldi etappides, rakendada tsükli sobilikke kestuseid, muuta etappide järjestust sõltumata hüdraulilisest koormusest ning hoida puhasti koormus mitmes mahutis ühtlasena. Ühtlustusmahuti on vajalik, kui puhastustsükleid soovitakse korraldada erinevate tsükliaegadega sõltuvalt sademete esinemisest (kuiva ja märja ilma puhastustsüklid).



Joonis 7.11. Sissevooluvõimalused [8]

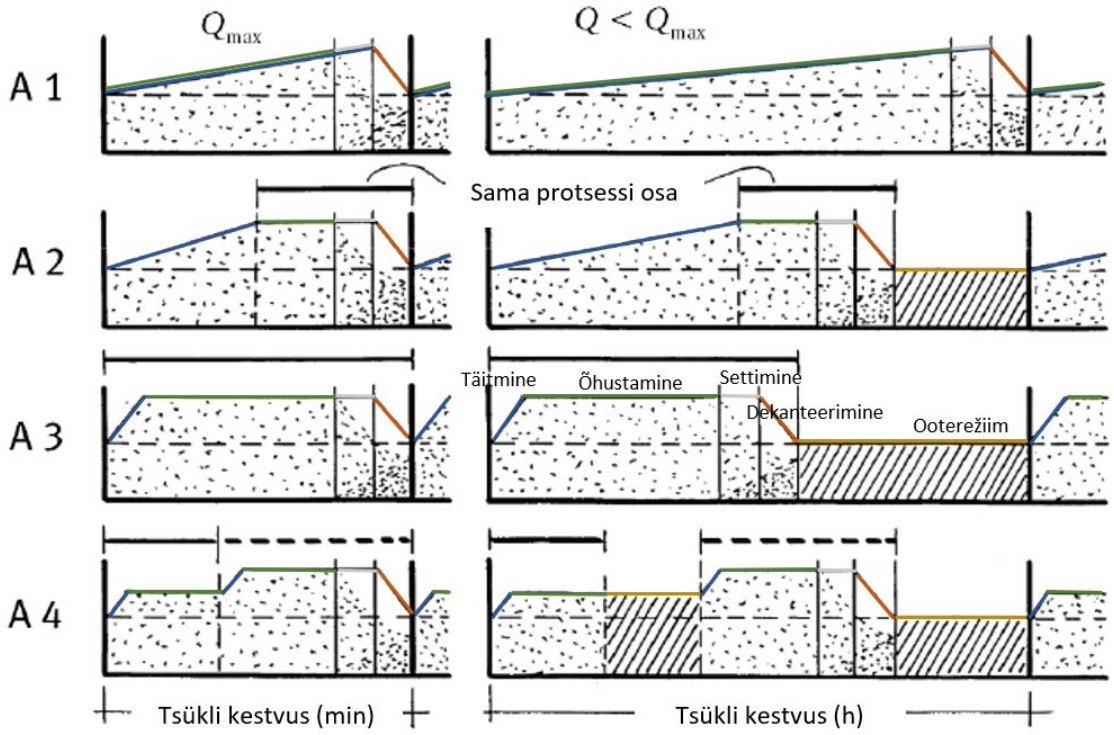
Annuspuhasti täitmine

Puhastustsükli esimene etapp on reaktori täitmine, mille õhustamine sõltub süsiniku või lämmastiku ärastamisvajadusest. Süsinikuärastuse korral hoitakse keskkond täitmisetapis aeroobsena. Lämmastikuärastuse korral mahutit ei õhustata, luues sel moel anoksiline ja anaeroobne keskkond. Lahustunud hapniku puudumisel toimub denitrifikatsiooniprotsesss, mille käigus redutseeritakse nitraatlämmastik (NO_3) lenduvaks lämmastikuks (N_2). Nitraatlämmastiku ammendumisel muutub keskkond anaeroobseks, mis sobib fosforit akumuleerivate mikroorganismide (PAO-de) kasvuks (Bio-P, vt ka jaotist 9), kus energiaallikana kasutatakse rakusisest polüfosfaati ning fosforiühendid vabanevad lahustunud kujul. Mahutis töötav segur väldib aktiivmuda settimist mahuti põhja. Täitmisetapp kestab 1– 2 tundi.

Annuspuhasti täitmine võib toimuda ühtlaselt või kindlate tsüklite kaupa, võttes arvesse mahuti maksimaalset ja dekanteerimisetapi järgset veetaset. Puhasti täitmisvõimalused on kujutatud joonisel 7.12:

- variant A1 – reovesi voolab puhastisse pidevalt ja ühtlaselt kogu tsükli vältel ning kui veetase tõuseb maksimaalseni, algab dekanteerimine (kui pole ühtlustusmahutit);

- variant A2 – reovesi voolab puhastisse pidevalt ja ühtlaselt ning juurdevool lõpeb settimise ja dekanteerimise etapis. Samal ajal juhitakse juurde tulev reovesi teise mahutisse (rakendatav kahe paralleelse liini/ühtlustusmahuti korral);
- variant A3 – mahuti täidetakse ühekorraga maksimaalse tasemeni (rakendatav ühtlustusmahuti olemasolul);
- variant A4 – mahuti täidetakse tsüklitena teatud tasemeni ning teatud aja möödudes täitmine jätkub maksimaalse tasemeni (tööpõhimõte sarnaneb kaskaadtehnoloogiale, mis tõhustab lämmastikuärastust). Näiteks on võimalik kahe DN/N tsükli korral täita esmalt 3/5 mahuti mahust ning teise tsükliga maksimaalse tasemeni.



Joonis 7.12. Annuspuhasti täitmisvõimalused [8]

Segamine

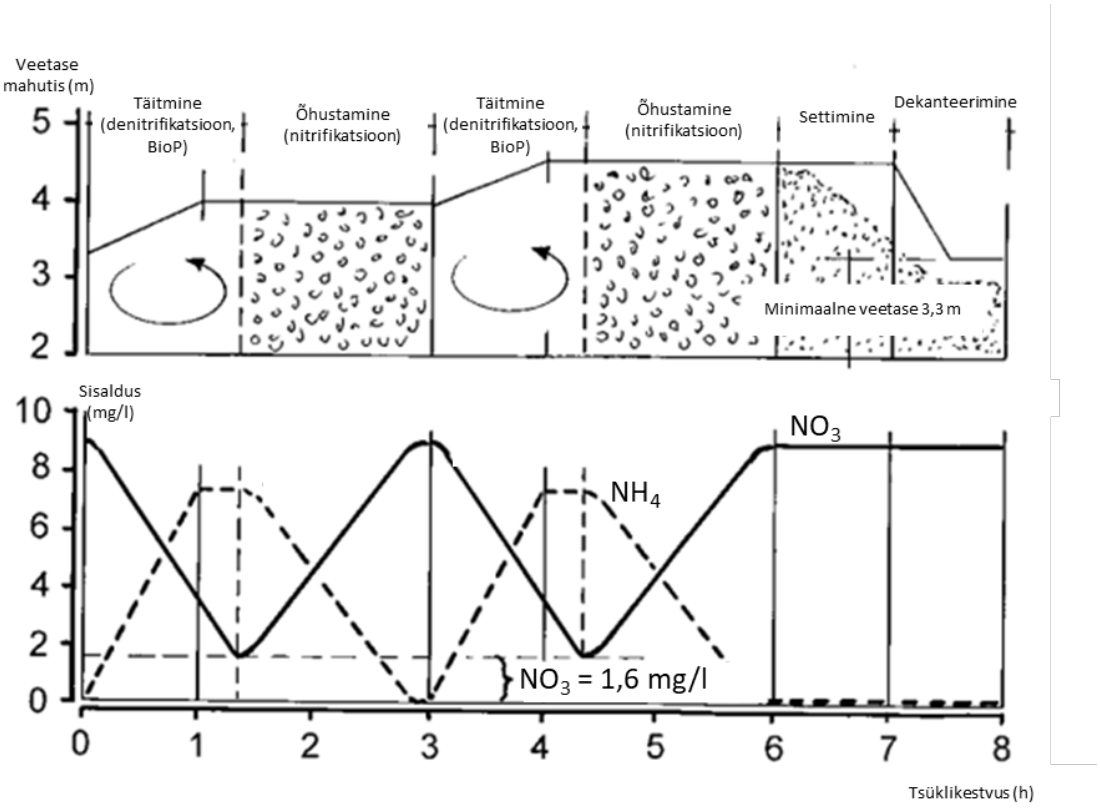
Segamisetapis segatakse reovett mehaanilise seguriga, et aktiivmuda põhja ei setiks. Segamisetapis toimub reaktoris bioloogiline fosfori- ja lämmastikuärastus. See, kas mahutis toimub segamise ajal denitrifikatsioon või fosfaatide vabanemine (fosforiärastuse esimene etapp), sõltub keskkonnatingimustest. Annuspuhastis on võimalik fosforit bioloogiliselt ärastada alles pärast denitrifikatsioonietapi lõppu (kuni nitraadid on otsa saanud ja keskkond anaeroobseks muutub). Segamisetapp lisatakse puhastustsüklisse tavapäraselt lämmastiku ärastamiseks. Seetõttu nimetatakse segamist selle peamise eesmärgi järgi ka denitrifikatsioonietapiks.

Õhustamine

Õhustamisetapis toimub reovee intensiivne segamine ja õhustamine, et reaktoris valitseksid aeroobsed tingimused. See protsess kestab tavaliselt 3 – 5 tundi. Hapnikuga rikastamine toimub surveõhustussüsteemi abil (õhutorustik, toruõhustid, puhurid). Tuleb tagada, et mahutis ei langeks hapnikusisaldus alla 0,8 mg/l.

Protsessi käigus toimub orgaanilise aine lagundamine ja ammooniumlämmastiku nitrifitseerimine. Joonisel 7.13 on kujutatud ammooniumi- ja nitraadisisalduse muutumist SBR-tsükli eri etappides. Täitmisetapis reovee ammooniumisisaldus tõuseb ning nitraadisisaldus langeb. Õhustamisetapis viivad nitrifitseerivad bakterid ammooniumi üle nitraatseks lämmastikuks ning väljavoolu jõuab nitraat. Vastavalt lämmastikuvormide sisaldusele on operaatoritel võimalik seadistada tsüklite kestusi, mõõtes vastavaid ühendeid anaeroobses/anoksilises etapis ning õhustamisetapi lõpus. Täitmisetapi lõpus peaks nitraadisisaldus võimalikult väike (<1 mg/l) ning õhustamisetapis ammooniumisisaldus nullilähedane olema – kui vaja, tuleb tulemuste põhjal muuta etappide kestust.

Bioloogilise fosforiärastuse käigus seotakse õhustamisetapis fosfaadid tõhustatult aktiivmudasse polüfosfaatidena. Keemiliseks fosforiärastamiseks lisatakse sadestuskemikaali eri etappides, soovitatavalt viimases õhustamisetapis.



Joonis 7.13. Ammooniumi- ning nitraadisisalduse muutumine SBR-tsükli jooksul [8].

Settimine

Settimisetapis eraldub puhastatud vesi aktiivmudast ning muda setib mahuti põhja. Selles etapis on kõik seadmed (segurid, puhurid) välja lülitatud ning raskusjõu toimel settiv aktiivmuda tiheneb. Mahuti pindmistes kihtides on siis selginenud heitvesi ning põhjas aktiivmuda. Settimisetapp kestab tavaliselt 1 kuni 1,5 tundi.

Muda settivuse määramiseks on operaatoril võimalik teha 30 minuti settivuskatseid või paigaldada annuspuhastisse pidevmõõtmisega mudakihiandur. Settivuskatsete tegemine on annuspuhastis mõnevõrra keeruline, sest proovi on vaja võtta viimasest õhustusetapist ning proovi võtmiseks ja mudakihi mõõtmiseks jääb vähe aega.

Dekanteerimine

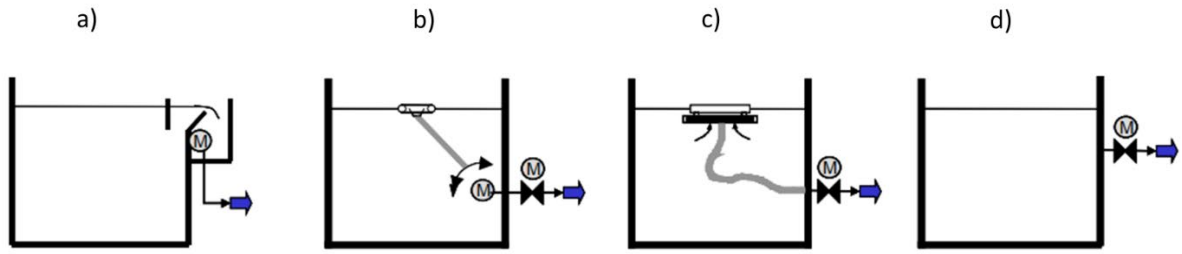
Dekanteerimisetapis juhitakse ära mahuti pinnale kogunenud selginenud heitvesi, kasutades väljavoolu- (dekanter-) seadet. Mahutist kõrvaldatakse niisama palju heitvett kui tsükli alguses protsessi juhiti. Tavapärane dekanteerimine kestab 30–60 minutit. Dekanteerimisel on oluline roll heitvee kvaliteedi tagamisel ning selle kavandamisel tuleb projekteerida lahendus nii, et:

- dekanter saaks töötada minimaalse veetasemega (paigaldamiskõrgusega);
- seade saaks töötada nii püst- kui ka rõhtasendis (kohaneks muutliku veetasemega);
- sissevoolukiirus oleks väike ja ühtlane ning dekanteerimisetapp võimalikult lühikene;
- dekantris oleks veevahetus (tavapäraselt 10–50% mahuti ruumalast) võimalikult kiire;
- ujupraht ei jõuaks äravoolutorustikku;
- aktiivmuda ei satuks õhustamis-/segamisetapis äravoolutorustikku;
- aktiivmuda ei pääseks dekanteerimise lõpus äravoolutorustikku, st et dekantri ja mudataseme vahe peab alati olema vähemalt 0,15 H_{SBR} (0,4 m);
- lahendus arvestaks ilmastikuolusid, sh külmumisohtu;
- hooldustöid peab saama teha ka täis mahuti korral.

Heitvee dekanteerimiseks kasutatakse peamiselt veepinnal ujuvat või paikset dekantrit. Ujuval dekantril on see eelis, et see võimaldab paindlikumalt reguleerida heitvee vooluhulka. Dekantersüsteeme on neljasuguseid (joonis 7.14):

- ülevoolu põhimõttel töötav süsteem (joonis 7.14a), mis võimaldab mahutist kõrvaldada heitvett vaid teatud piirini (väljavahetatava vee maht on väike ning kogust ei ole võimalik muuta). Ujuprahi peatamiseks on vaja veepinnale rajada täiendav seinlahendus;

- fikseeritud kõrgusega töötav süsteem (joonis 7.14b), milles heitvesi kõrvaldatakse dekantrit üles ja alla liigutades. Töö lõpetanud dekanter paikneb ülalpool veetaset ning selle asendit reguleeritakse tugitalade või vintsi abil;
- veepinnal ujuv dekanter (joonis 7.14c) – vertikaalsetel ja horisontaalsetel juhtsiinidel veepinnal ujuv suletava klapiga seade, mis on ühendatud tühjendustoru või -lõdvikuga. Väljavooluetapi rakendumisel klapp avaneb ning reovesi voolab sisse. Teiste etappide ajal peab see klapp olema kinni, et muda sissevoolutorustikku ei pääseks. Lõdvikuga süsteemil peab olema sulgemehhanism kahel pool (dekantri klapp ning väljavoolusiiber), et vältida õhu sattumist torustikku või painduva lõdviku pinnale kerkimist. Väljavoolu lõppedes sulgub selleks esmalt väljavoolusiiber ja seejärel dekantri klapp.
- kindlale kõrgusele fikseeritud dekantersüsteem (joonis 7.14d), milles heitvesi kõrvaldatakse seinaava kaudu, mille avatust reguleeritakse siibri abil. Süsteemi puudus on muda väljakandumise oht, sest veetasemete erinevuse tõttu ei ole võimalik tagada väikest voolukiirust.



Joonis 7.14. Dekantersüsteemid [8]

Tsükli lõpus, pärast heitvee ärajuhtimist, kõrvaldatakse annuspuhasti põhjast liigmuda, jättes alles nii palju, kui on vaja järgmise reoveeannuse puhastamiseks. Liigmuda võib kõrvaldada ka reaktsioonietapis (denitrifikatsioon/nitrifikatsioon), kuid siis tuleb arvesta, et settes on kaks korda vähem kuivainet, mistõttu selle pumpamise aeg on kaks korda pikem.

Paus

Pausietapp on täitmisetapi ning väljavooluetapi vaheline valikuline etapp, mille jooksul annuspuhasti on ooterežiimis. See etapp rakendub näiteks väikese reoveehulga korral või kui on vaja reguleerida mitme SBR-mahuti töötsükleid.

7.9.2 Annuspuhastit iseloomustavad tegurid

Protsessi tsüklite määramine

Annuspuhasti etappide ajalised väärtused tuleb kindlaks teha nii kuiva kui ka märjale ilma jaoks. Tsükli ajaline jaotus on järgmine:

- t_Z – ühe tsükli kogukestus (h);
- t_R – reageerimisaeg (nitrifikatsiooni + denitrifikatsiooni aeg kokku) (h);
- $t_{Bio\text{-}P}$ – bioloogilisele fosforiärastusele kuluv aeg (h);
- t_N – õhustamise kestus (h);
- t_D – denitrifikatsiooni kestus (h);
- t_{Set} – settimisele kuluv aeg (h);
- t_{vv} – heitvee dekanteerimisele kuluv aeg (h);
- t_{paus} – tsüklite vaheline paus.

Ühes ööpäevas toimuvate tsüklite arv:

$$m_Z = \frac{24}{t_Z} \ (1/d), \qquad (7.21)$$

kus t_Z on ühe tsükli kestus (h).

Reaktsiooniaja määramine

Reaktsiooniaeg määratakse aeroobse ning anoksilise etapi summaarse kestusena, millest lahutatakse teiste etappide kestused:

$$t_R = t_z - t_{set} - t_{vv} - t_{BioP} - t_{paus} \ \ (h), \qquad (7.22)$$

$$t_R = t_N + t_D \ \ (\mathrm{h}), \qquad (7.23)$$

kus t_Z on ühe tsükli kogukestus (h); t_{set} – settimisele kuluv aeg (h), t_{vv} – dekanteerimisele kuluv aeg (h), t_{BioP} – bioloogilisele fosforiärastusele kuluv aeg (h); t_{paus} – pausiaeg (h); t_N – õhustamise aeg, nitrifikatsioon (h); t_D – segamise aeg, denitrifikatsioon (h).

Nitrifikatsiooni- ja denitrifikatsiooniaja määramine

Nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni kestus leitakse kogu reaktsiooniaja korrutamisel denitrifikatsiooni $V_D/(V_N+V_D)$ kindlaksmääratud suhtega (vt jaotist 7).

$$\frac{V_D}{V_N+V_D} = \frac{t_D}{t_N+t_D}, \qquad (7.24)$$

kus V_D on läbivoolse puhasti denitrifikatsiooniks kasutatava mahuti ruumala (m^3); V_N – läbivoolse puhasti õhustusmahuti ruumala (m^3); t_N – annuspuhasti õhustamise kestus (h); t_D – denitrifikatsiooni kestus annuspuhastis (h).

Mudavanus ning vajalik aktiivmuda kogus

Vajaliku muda vanuse valimisel tuleb lähtuda peatükis 7.3.2 kirjeldatust, sõltuvalt puhastamise eesmärgist (nitrifikatsioon, denitrifikatsiooni vajadus) ja temperatuurist. Kuna mudavanuse arvutamisel arvestatakse ainult seda aktiivmudamassi, mis paikneb aeroobses ja anoksilises tingimuses, siis tuleb vajaliku aktiivmuda koguse arvutamisel annuspuhastis võtta arvesse kogutsükli aeg ja selle reaktsiooniaja kestus (reaktsioonietapp):

$$M_{KA,BM} = SRT \cdot SP \cdot \frac{t_Z}{t_R} \text{ (kg)}, \qquad (7.25)$$

kus $M_{KA,BM}$ on aktiivmuda mass annuspuhastis reaktsiooni ajal, SRT – aktiivmuda vanus, SP-mudateke, t_Z – kogu tsükli ja t_R – reaktsioonietapi kestus. Mudateke arvutatakse nii, nagu kirjeldatud peatükis 7.7.

Annuspuhasti minimaalne maht

Valemiga 7.25 leitud aktiivmuda kogust on vaja puhastusprotsessis hoida, et valitud tsükli pikkuse ja reaktsiooniaja kestusega tagada muda vanus. Seega kehtib ka annuspuhasti mahuti minimaalse taseme korral seos:

$$M_{KA,BM} = n \cdot V_{SBR,min} \cdot X_{KA,BM,min} \ (kg), \qquad (7.26)$$

kus n on annuspuhastite arv, $V_{SBR,min}$ – ühe annuspuhasti minimaalne maht ja $X_{KA,BM,min}$ – aktiivmudasisaldus annuspuhasti minimaalse mahu puhul, mis valitakse nõnda, et väljavooluetapi lõpus oleks tagatud piisav mudakihi kaugus väljavooludekantrist (vt jaotist 7.9.2.4). Aktiivmudasisaldus võib olla oluliselt suurem kui läbivoolsel aktiivmudapuhastil, kuna reoveega täitmisel aktiivmudasisaldus väheneb. Annuspuhasti minimaalne maht on seega:

$$V_{SBR,min} = \frac{M_{KA,BM}}{n \cdot X_{KA,BM,min}} \ (m^3). \qquad (7.27)$$

Välja vahetava vee hulk ning annuspuhasti maksimaalne maht

Välja vahetatava vee hulk sõltub sissevooluvee hulgast, annuspuhasti mahutite arvust ning tsüklite kestusest. Ühes tsüklis mahutisse juhitav maksimaalne sissevoolumaht:

$$\Delta Q_{SBR,max} = \frac{Q_{max} \cdot t_Z}{24 \cdot n} \ (m^3)\ , \qquad (7.28)$$

kus Q_{max} on maksimaalne ööpäevane vooluhulk (m^3/d); n – SBR-mahutite arv; t_Z – tsükli kogukestus (h).

Annuspuhasti kogumaht leitakse minimaalse vajaliku mahu ning vahetatava vee mahu liitmisel:

$$V_{SBR} = V_{SBR,min} + \Delta Q_{SBR,max} \ (m^3), \qquad (7.29)$$

kus $V_{SBR,min}$ on mahuti minimaalne vajalik maht (m^3); $\Delta Q_{SBR,max}$ – ühes tsüklis mahutisse juhitava vee maksimaalne maht (m^3).

Annuspuhastustsükli veemahu vahetus:

$$f_A = 1 - \frac{V_{SBR,min}}{V_{SBR}}, \qquad (7.30)$$

kus $V_{SBR,min}$ on mahuti maht pärast dekanteerimisetapi lõppu (m^3) ja V_{SBR} – mahuti maksimaalne maht (m^3).

Väljavahetava vee maht peab täitma tingimust:

$$f_A = \frac{Q_{max}}{24} \cdot \frac{t_Z}{n \cdot V_{SBR}}, \qquad (7.31)$$

kus Q_{max} on maksimaalne vooluhulk (m^3/d); t_Z – tsükli kogukestus (h), n – SBR-mahutite arv ja V_{SBR} – mahuti maksimaalne maht (m^3).

Üle poole veemahu väljavahetamine ei ole soovitatav.

Aktiivmuda settimine ning väljavahetava veemahu suhte kontroll

Settimisetapis on oluline kontrollida mahutis oleva mudakihi kõrgust, et vältida muda kandumist väljavoolu. Oluline on hoida puhastusprotsessis sobivat hulka muda. Settimisetapi lõpus peab selginenud vett olema vähemalt 15% kogu annuspuhasti mahust. Täidetud peab olema tingimus:

$$H_{SBR,VV,algus} \geq 0{,}15 \cdot H_{v,0} \ (m), \qquad (7.32)$$

kus $H_{SBR,VV,algus}$ on selginenud veesamba paksus settimisetapi lõpus (ehk uue tsükli alguses) (m) ja $H_{v,0}$ annuspuhasti veetase settimisetapi alguses (m).

Väljavoolamise lõpus peab selginud vee osa ($H_{SBR,VV,lõpp}$) olema vähemalt 0,4 meetrit väljavooluseadme avast (see seade võib dekanteerida ka altpoolt veetaset), et juba settinud muda veevooluga kaasa ei läheks.

Selginenud veekihi paksuse (H_m) leidmiseks on vaja teada mudakihi taseme muutumist ajas. Muutumiskõver ei sõltu üksnes muda settimisomadustest, vaid ka mahuti geomeetriast (esialgsest veetasemest mahutis $H_{v,0}$):

$$H_m = H_{v,0} \cdot \left[h_{m,e} + \left(1 - h_{m,e}\right) \cdot e^{-a \cdot (t - t_{flok})}\right] \quad (m), \qquad (7.33)$$

kus $H_{v,0}$ on veetase väljavooluetapi alguses (m); $h_{m,e}$ – mudakihi osakaal kogu veesamba kõrguses enne muda tihenemist (m); a – algkiiruse parandustegur (1/h); t_{flock} – flokulatsiooniaeg (h) ja t – aeg pärast settimisetapi algust.

Settimiskõver läheneb lõppväärtusele, millest edasi muda tiheneb väga aeglaselt (survesettimine – vt jaotist 15). Annuspuhasti arvutamisel eeldatakse, et lõppmudakihi suhteline paksus enne üleminekut survesettimisele ei vähene rohkem kui tavapärase 30-minutilise katse ajal. Mudakihi suhteline osakaal on seega:

$$h_{m,e} = \frac{X_{KA,\mathrm{BM}} \cdot SVI}{1000} \quad (-), \qquad (7.34)$$

kus $X_{KA,BM}$ on reaktori aktiivmudasisaldus täitmismahu V_R korral (kg/m^3) ja SVI – mudaindeks (l/kg).

Enne settimise algust on vaja anda täiendavat rahunemisaega, mille jooksul mudaosakesed flokuleeruvad ning pärast mida muda hakkab pärast õhustuse väljalülitamist settima. Rahunemisajaks t_{Flok} loetakse kogemuslikult 10 min (0,17 h).

Settimise algkiirus pärast flokuleerimist:

$$v_{S,0} = \frac{725}{SV - 100} \quad \left(\frac{m}{h}\right), \qquad (7.35)$$

kus SV on 30 minuti settimiskatsel saadud väärtus (l/m^3).

Mudataseme ajategur:

$$a = \frac{v_{S,0}}{H_{v,0} \cdot (1 - h_{m,e})} \quad \left(\frac{\mathrm{m}}{\mathrm{h}}\right), \qquad (7.36)$$

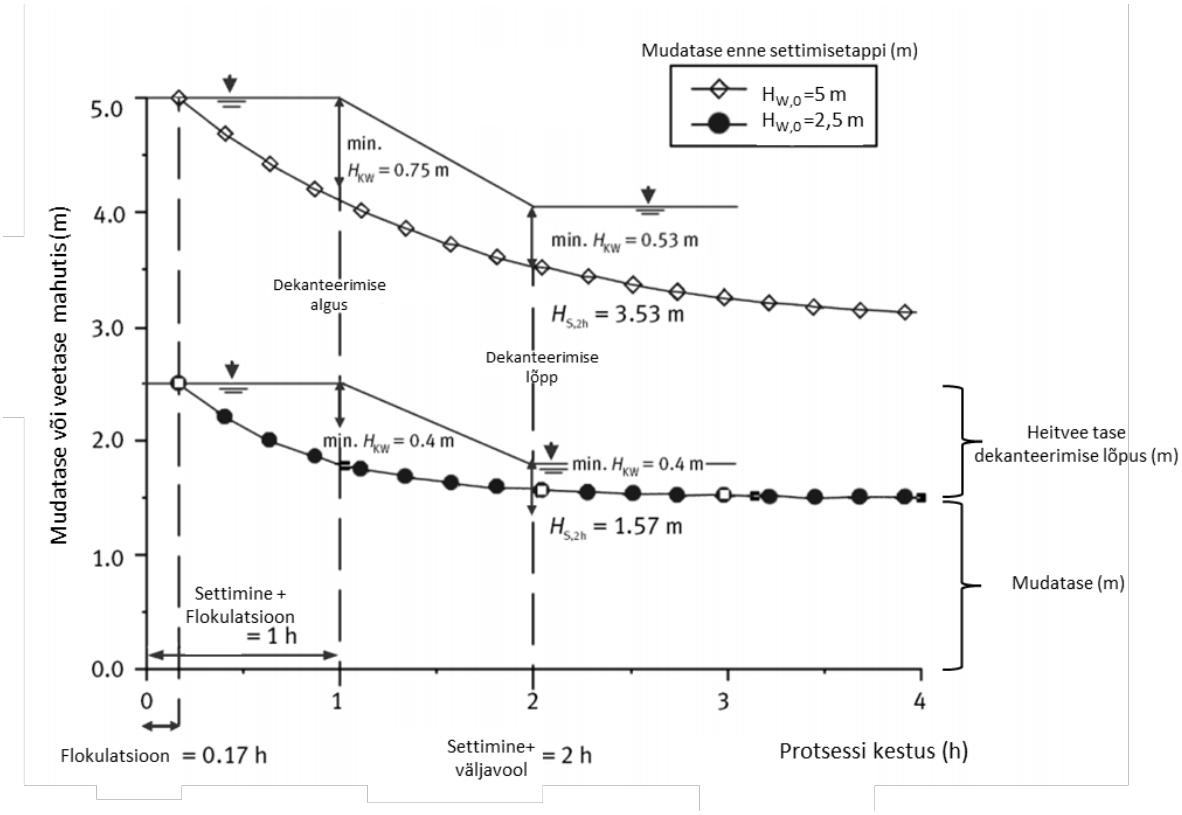
kus $v_{s,0}$ on muda settimiskiirus settimisprotsessi alguses (m/h); $H_{v,0}$ – veetase enne dekanteerimisetapi algust (m) ja $h_{m,e}$ – muda suhteline osakaal.

Kui tasemed leitud, kontrollitakse üle, kas minimaalne kaugus mudataseme ja väljavooluseadme ava vahel on piisav puhastusprotsessi toimimiseks – väljavoolu alguses $0{,}15 \cdot H_v$ ja lõpus 0,4 m. Joonisel 7.16 on kujutatud kaks näitliku settimiskõverat (SV = 600 ml/l), kus on näha, millise tasemeni võib mahutites mudavaip settida ning millal settimine stabiliseerub. Settimiskõvera muutumises ajas on näha sõltuvus algsest veetasemest. Seetõttu on vaja arvutusi teha nii märja kui kuiva ilma vooluhulkade kohta, mille puhul veetasemed on vastavalt maksimaalsed ning minimaalsed.

Õhuvajadus

Hapnikutarbe arvutust on käsitletud jaotises 7.8. Et annuspuhastis toimub õhustamine kindlas etapis, on puhurite dimensioneerimisel vaja arvestada õhustamise tsüklilisust. Hapnikutarve:

$$OV_d = \frac{1}{1-V_D/(V_N+V_D)} \cdot \frac{1}{m_Z \cdot t_R} \cdot (OU_C - OU_D + OU_N) \quad (\frac{mg}{l}). \qquad (7.37)$$



Joonis 7.16. Mudataseme muutumine ajas (SV= 600 ml/l) [8]

Näidisülesanne

Kasutades jaotise 7.7.4 näidisülesandes esitatud koormusandmeid leida annuspuhasti minimaalne vajalik maht täitmistaseme puhul. Kasutuses on kaks paralleelset annuspuhastiliini, milles veesamba sügavus käitustaseme puhul on 4,0 m. Aktiivmuda eeldatav settivusindeks on 120 ml/g.

Lahendus. Annuspuhasti tsükli kestuseks t_Z valime 8 tundi, siis toimuvad tsükli etapid iga päev ühel ja samal kellaajal. Nii settimisetapi t_{sed} kui ka väljavooluetapi t_{vv} kestuseks valime 1 tund. Bioloogilist fosforiärastust ei arvesta: t_{BioP} = 0 tundi. Annuspuhastustsüklid toimuvad järjestikku, seega pause ei teki (t_{paus} = 0 tundi). Reaktsiooniaeg on seega:

$$t_R = t_z - t_{set} - t_{vv} - t_{BioP} - t_{paus} = 8 - 1 - 1 - 0 - 0 = 6 \text{ h}.$$

Puhastis tekib kogumuda SP_d vastavalt KHT-fraktsioonile põhiliselt 66,8 kg/d. Mudavanuseks SRT on arvestatud 20 päeva. Aktiivmuda vajalik mass annuspuhastis (valem 7.25):

$$M_{KA,R} = SRT \cdot SP \cdot \frac{t_Z}{t_R} = 20 \cdot 66.8 \cdot \frac{6}{8} = 1002\ kg.$$

Annuspuhasti aktiivmudasisalduseks minimaalse veetaseme juures valime esialgu 6 g/l. Puhasti minimaalne maht (valem 7.27):

$$V_{min} = \frac{M_{KA,R}}{n \cdot X_{KA,min}} = \frac{1002}{2 \cdot 6} = 83{,}5\ m^3.$$

Ühes annuspuhastustsüklis välja vahetav veehulk leitakse valemiga 7.28. Et puhastisse jõuab keskmine kuiva aja vooluhulk, tähistame seda alaindeksiga ki:

$$\Delta V_{ki} = \frac{Q_{ki} \cdot t_Z}{24 \cdot n} = \frac{150 \cdot 8}{24 \cdot 2} = 25\ m^3.$$

Annuspuhasti maht käitustaseme puhul:

$$V_R = V_{min} + \Delta V_{ki} = 83{,}5 + 25 = 108{,}5\ m^3.$$

Annuspuhastustsükli veevahetuse osakaalu leiame valemiga 7.30:

$$\mathrm{f}_{A,SBR} = 1 - \frac{V_{min}}{V_R} = 1 - \frac{83{,}5}{108{,}5} = 0{,}23.$$

Väljavahetava vee osakaal jääb alla 0,5, mis on sobivas vahemikus. Vaja on kontrollida, kas muda settimisomadused ning settimisaeg on piisavad. Aktiivmuda osakaal tsoonsettimise lõppemisel annuspuhasti mahutis on leitav valemiga 7.34. Valemis on tundmatu aktiivmudasisaldus käitustaseme puhul $X_{KA,R}$. Minimaalse veetaseme puhul valiti aktiivmudasisalduseks 6 g/l. Reoveega täitmisel võib arvestada, et mudasisaldus väheneb täitmissuhte võrra. Seega on aktiivmudasisaldus pärast täitmist:

$$X_{KA,R} = X_{KA,min} \cdot (1 - \mathrm{f}_A) = 6 \cdot (1 - 0{,}23) = 4{,}6\ g/l.$$

Aktiivmuda 30 min settivusväärtus käitustaseme korral:

$$\mathrm{SV} = X_{KA,R} \cdot SVI = 4{,}6 * 120 = 552\ ml/l.$$

Aktiivmuda osakaal enne survesettimise algust:

$$h_{m,e} = \frac{X_{KA,R} \cdot SVI}{1000} = \frac{4{,}6 \cdot 120}{1000} = 0{,}55.$$

Settimise algkiirus pärast flokuleerimist:

$$v_{S,0} = \frac{725}{SV - 100} = \frac{725}{552 - 100} = 1{,}6 \frac{\mathrm{m}}{\mathrm{h}}.$$

Mudataseme ajategur:

$$a = \frac{v_{S,0}}{H_{v,0} \cdot (1 - h_{m,e})} = \frac{1{,}6}{4{,}0 \cdot (1 - 0{,}55)} = 0{,}89\ m/h.$$

Settimisetapi lõppedes (t = 1h) on mudakihi paksus valemi 7.34 kohaselt:

$$H_m = H_{v,0} \cdot \left[h_{m,e} + \left(1 - h_{m,e}\right) \cdot e^{-a \cdot \left(t - t_{flok}\right)}\right] = 4{,}0 \cdot \left[0{,}55 + (1 - 0{,}55) \cdot e^{-0{,}89 \cdot (1 - 0{,}17)}\right] =$$
$$= 3{,}06\ \mathrm{m}.$$

Mudakihi paksus väljavoolu lõppedes (t = 2h:

$$H_m = H_{v,0} \cdot \left[h_{m,e} + \left(1 - h_{m,e}\right) \cdot e^{-a \cdot \left(t - t_{flok}\right)}\right] = 4{,}0 \cdot \left[0{,}55 + (1 - 0{,}55) \cdot e^{-0{,}89 \cdot (2 - 0{,}17)}\right] =$$
$$= 2{,}55\ \mathrm{m}.$$

Selginenud veekihi paksus settimisetapi lõpus (H_{alg}) on 4-3,06=0,94 m > 0,15 · $H_{v,0}$ = 0,6, seega on tingimus $H_{alg} \geq 0{,}15 \cdot H_{v,0}$ täidetud.

Väljavoolu lõppedes on veetase annuspuhastis $H_{v,0} \cdot \left(1 - \mathrm{f}_{A,SBR}\right) = 4 \cdot (1 - 0{,}23) = 3{,}08\ \mathrm{m}$. Selginenud veekihi paksus settimisetapi lõpus ($H_{lõpp}$) on 3,08-2,55=0,53 m > 0,4, seega on tingimus $H_{lõpp} \geq 0{,}4$ täidetud.

7.9.3 Annuspuhasti käitamine

Ühtlase reoveepuhastusprotsessi tagamiseks on oluline pidevalt jälgida protsessi näitajaid ning vastavalt vajadusele teha muudatusi. Käitamise lihtsustamiseks on võimalik seada annuspuhastisse mitmesuguseid andureid, mis näitavad ammooniumi- ja nitraadisisaldust, pH-d, redokspotentsiaali ning hapnikusisaldust, hägusust ja mudakihi paksust. Redokspotentsiaaliandur võimaldab hinnata protsessi toimivust, mille positiivse või negatiivse väärtuse põhjal on võimalik teada saada, milline

protsess parasjagu toimub (anaeroobsed/anoksilised tingimused -50 kuni +50 mV, aeroobsed tingimused +100 kuni +350 mV ning bioloogiline fosforiärastus +25 kuni +250 mV).

Puhastusprotsessi muutmiseks on oluline annuspuhasti automaatika ning selle seadistamisvõimalused:

- võimalus muuta töötsükleid, näiteks hüdrauliliste tippkoormuste korral kiiremale tsüklile automaatselt üle minna;
- võimalus tsükleid automaatselt üksteise suhtes nihutada (väldib paralleelliinide üheaegset käivitumist);
- muuta tsükli etappide kestust, tasemeid ja järjestust;
- muuta süsinikuallika, sadestuskemikaalide ja flokulantide annustamist (algusaeg, kestus, etapp);
- juhtida õhustussüsteemi vastavalt hapnikuanduritelt saadavale informatsioonile ning muudetavatele seadistusväärtustele;
- juhtida seadmete töö- ja pausiaega.

Tõhusa puhastusprotsessi toimimiseks ja aktiivmudakoosluse saavutamiseks tuleb:

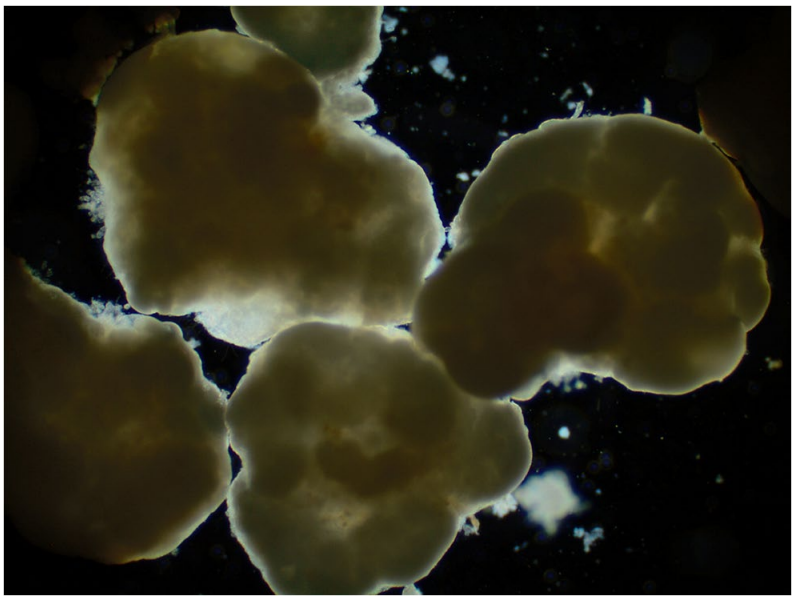
- jälgida, et ühtlustusmahutist ei tekiks ülevoolu (lühendada puhastusetappide tsüklite kestust või suurendada ühes tsüklis käideldava reovee hulka tõstes või alandades täitmis- või tühjendustaset);
- lämmastikuärastuse hindamiseks analüüsida lämmastiku vorme anoksilise ja aeroobse tsükli lõppedes (aeroobse tsükli lõpus peab lämmastiku peamine vorm olema nitraatlämmastik, anoksilise tsükli lõpus ammooniumlämmastik). Sõltuvalt tulemusest pikendada või lühendada etapi kestust (nt nitraatlämmastiku esinemisel pikendada denitrifikatsioonietappi);
- tõhustatud fosforiärastuse toimivuse kontrollimiseks (kõrge väärtuse korral pikendada täitmisetappi) tuleb fosforisisaldust analüüsida ning vajadusel annustada sadestuskemikaale;
- õhustusetapi lõpus (reovesi täielikult segunenud) võtta proovid muda kuivainesisalduse ja mudamassi määramiseks;
- kontrollida hapnikusisaldust (kui väljavooluvee lämmastikusisaldus on suur, nitrifikatsioon protsessis ei toimi);
- kontrollida mahutis oleva suspensiooni kuivainesisaldust (mudaannust), mis peaks jääma vahemikku 4–6 g/l (1000 ml mahuga silindris pärast 30 minutist settimist 400–600 ml). Proovi võtmisel on oluline, et see võetaks maksimaalse taseme juures ning mahuti sisu oleks täielikult

läbi segatud. Kui kuivainesisaldus on väiksem, tuleb vähendada protsessist kõrvaldatava liigmuda kogust ning kui suurem, siis suurendada;

- jälgida mudavaiba kõrgust – juhul kui väljavoolu lõpus on näha muda väljakandumist, tuleb kõrvaldada rohkem liigmuda või alandada tühjendamistaset;
- jälgida, kas õhustamisetapis dekanteerimise alguses väljuv heitvesi on heljumivaba ning kui mitte, kontrollida dekanterseadet, et muda ei satuks tühjendustorustikku;
- kontrollida, kas vesi õhustamisetapis kihiseb ühtlaselt terve mahuti ulatuses. Kui kuskil on näha suuremaid mulle, kontrollida õhustuselementide seisundit ning kui õhustamist ei toimu, tühjendada õhustuselemendid kondensveest (avada õhustuselemendiplokkide käsisiibrid).

7.10 Aeroobne graanulmuda

Aktiivmuda puuduseks võib sageli pidada seda, et selle lahutamiseks veefaasist (liigmuda kõrvaldamiseks) on vaja suure pindalaga setiteid (vt ka jaotist 15). Alates 1990-ndate aastate lõpust on kujunenud üheks uueks uurimissuunaks aeroobse graanulmuda kasvatamine ja sellel baseeruvate protsesside arendamine. Aeroobne graanulmuda (joonis 7.17, ingl *aerobic granular sludge*, AGS) on aktiivmuda eritüüp, milles mikroorganismid on immobiliseerunud tugevatesse kompaktsetesse sfäärilistesse struktuuridesse. Sellised graanulid setivad väga hästi (settimiskatse käigus esimese 5 minuti jooksul [9]), on vastupidavad ebasoodsatele keskkonnatingimustele ning tänu mitmekesisele mikrokeskkonnale on neis võimalik samaaegselt ning kiiresti ja tõhusalt kõrvaldada toitaineid [10, 11].



Joonis 7.17. Aeroobne graanulmuda [11]

Mõiste aeroobne granuleeritud muda pärineb esimestest täielikult aeroobsetest süsteemidest, ent tänapäeval võidakse orgaanilist ainet ja toitaineid graanulmuda abil tõhusalt kõrvaldada

mitmesugustes (aeroobsetes, anoksilistes ja anaeroobsetes) keskkonnatingimustes. Muda granuleerumine toimub teatud keskkonnatingimustes ning selle tekkimist soodustab annuspuhastis toimuv paastuperioodi vaheldumine toidurikka perioodiga. Graanulmuda väljakujunemiseks tekitatakse kasvavatele mikroorganismidele hüdrauliline selektsioon, mille käitus halvemini settivad mikroorganismid uhutakse reaktorist välja ning luuakse soodsad tingimused tihedate mikroobiagregaatide tekkeks [11]. Seega on üheks lihtsaks võimaluseks mudagraanuli teket soodustada viia annuspuhasti settimisaeg miinimumini [9]. Võrreldes tavaliste aktiivmudahelvestega on graanulid tihedamad ja raskemad ning see soodustab nende kiiret settimist [12].

Aeroobses graanulmudas domineerivad aeglaselt kasvavad mikroorganismid (K-strateegid) ning see tagab puhastusprotsesside suurema stabiilsuse [9]. Kuna graanulmuda mikroorganismid on tihedasti üksteise vastas, tekivad graanulis suured difusioonigradiendid, mis soodustab selles eri keskkonnatingimuste kujunemist. Tänu sellele on võimalik samal ajal kõrvaldada orgaanilist ainet ning rakendada nii nitrifikatsiooni-denitrifikatsiooni kui ka bioloogilist fosforiärastust. AGS-protsess sarnaneb mikroorganismide kasvu, toiteainete kättesaadavuse ja difusiooni poolest biokileprotsessile. Graanulmuda on seega oma omaduste poolest kombinatsioon biokilest ja aktiivmudahelbest, võttes mõlemast parima. See tehnoloogia on praegu alles arendusfaasis ning seetõttu ei ole ka veel dimensioneerimise ja projekteerimise juhiseid ega standardeid.

Viidatud allikad

[1] *ATV-DVWK, "ATV-DVWK RULES AND STANDARDS, ATV-DVWK-A 131E Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants." Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., p. 58, 2000.*

[2] *A. C. Haandel, J. G. M. Lubbe, Handbook of biological wastewater treatment: design and optimisation of activated sludge systems, Second Edi., vol. 1. IWA Publishing, 2012. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.*

[3] *H. Melcer et al., Methods for Wastewater Characterisation in Activated Sludge Modelling. Water Environment Federation, IWA Publishing, 2003.*

[4] *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen-Arbeitsblatt DWA-A 131. Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016.*

[5] *K. Imhoff, K. Imhoff, Taschenbuch der Stadtentwässerung. R. Oldenbourg Verlag München Wien, 1993.*

[6] *M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design. 2019. doi: 10.2166/9781780408613.*

[7] *V. Kõrgmaa et al., "Juhend reoveepuhasti rajamise või ümberehitamise korraldamiseks," 2016.*

[8] *Merkblatt DWA-M 210. Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb (SBR). DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 2009.*

[9] *M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, and D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. IWA Publishing, 2008. doi: 10.2166/9781780401867.*

[10] *N. A. Hamiruddin et al., "Effects of wastewater type on stability and operating conditions control strategy in relation to the formation of aerobic granular sludge – a review," Water Science and Technology, vol. 84, no. 9, pp. 2113–2130, Nov. 2021, doi: 10.2166/wst.2021.415.*

[11] *B.-M. Wilén, R. Liébana, F. Persson, O. Modin, and M. Hermansson, "The mechanisms of granulation of activated sludge in wastewater treatment, its optimization, and impact on effluent quality," Appl Microbiol Biotechnol, vol. 102, no. 12, pp. 5005–5020, Jun. 2018, doi: 10.1007/s00253-018-8990-9.*

[12] *L. D. A. Purba et al., "Various applications of aerobic granular sludge: A review," Environ Technol Innov, vol. 20, p. 101045, Nov. 2020, doi: 10.1016/j.eti.2020.101045.*

[13] *A. Maastik, G. Danilišina, M. Gross, M. Kriipsalu, P. Tamm, T. Tenno „Väikeste reoveepuhastite (jõudlus kuni 2000 ie) hooldamise juhend". 2011.*

8 Lämmastiku kõrvaldamine

Taavo Tenno

8.1 Sissejuhatus lämmastikuärastusse

Vesikeskkonnas esineb lämmastik enamasti neljas vormis: orgaaniline lämmastik (N_{org}), lahustunud ammooniumlämmastik (omavahel tasakaalus olev ammooniumioon NH_4^+ ja ammoniaak NH_3), nitraat (NO_3^-) ja nitrit (NO_2^-). Inimtekkeline lämmastik jõuab reovette peamiselt valgulise päritoluga orgaaniliste ühendite koostises, mida inimene väljutab kanalisatsiooni uurea ehk karbamiidina (CN_2H_6), mis laguneb kanalisatsioonis kiiresti ammooniumlämmastikuks (NH_4^+-N). Seega jõuab lämmastik kanalisatsiooni redutseeritud vormis orgaanilise ja ammooniumlämmastikuna. Neid kahte lämmastikukomponenti saab summaarselt mõõta ka Kjeldahli lämmastikuna (ingl *total Kjeldahl nitrogen* – TKN). Reovees sisalduv lämmastik muundub nitritiks ja nitraadiks alles oksüdeerumisel aeroobses reoveepuhastis või looduskeskkonnas. Vesikeskkonnas leiduvate lämmastikuvormide olulisust on kirjeldatud tabelis 8.1.

Käesolevas jaotises käsitletakse põhjalikumalt lämmastikuärastuse enimlevinud tehnoloogiaid ja nende protsesside aluseid aktiivmudapuhastuses. Lämmastikuärastuse toimimist biokilepuhastites ja looduslähedastes puhastussüsteemides on käsitletud käsiraamatu jaotistes 10 ja 11. Käesoleva peatüki lõpus tuuakse lühidalt välja mõned uudsemad või ka vähem kasutatud lämmastikuärastuse tehnoloogiate alternatiivsed lahendused nagu lämmastikuärastuse tõhustamine nitritatsiooni teel ja autotroofne deammonifikatsioon.

Tabel 8.1 Vesikeskkonnas leiduvate stabiilsete lämmastikuvormide olulisus ja tüüpiline sisaldus

Lämmastikuvorm	**Olulisus**
Orgaaniline lämmastik N_{org}	N_{org} hõlmab orgaaniliste ainete koosseisus olevat lämmastikku (uurea, valgud, aminohapped, nukleiinhapped, mõned suhkrud). See on ainus mittelahustunud lämmastiku vorm. Mikroorganismid lagundavad N_{org} ammooniumlämmastikuks. Sisaldus olmereovees 15–50 mgN/l. Sisaldus reoveepuhasti väljavooluvees 1–2 mgN/l.
Ammooniumlämmastik NH_4-N	Ammooniumlämmastik tekib vette N_{org} lagunemisel. Ammooniumioon (NH_4^+) ja ammoniaak (NH_3) on vesilahuses tasakaalus ning nende omavaheline proportsioon sõltub pH-st. Ammoniaak, mis tekib vette aluselises keskkonnas kõrgema pH korral, on vee-elustikule toksiline ning inhibeerib suurema sisalduse puhul ka biopuhastusprotsesse. Sisaldus olmereovees 30–50 mgN/l. Sisaldus lämmastikuärastusega reoveepuhasti väljavooluvees 0,5–2 mgN/l.

Lämmastikuvorm	Olulisus
Nitrit- ja nitraatlämmastik NO_2-N ja NO_3-N	Nitrit- ja nitraatlämmastik on lämmastiku oksüdeeritud vormid. Nitritlämmastik on ammooniumlämmastiku oksüdeerumise vaheühend ning selle esinemine viitab oksüdeerumisprotsesside inhibeerimisele või ülekoormatud puhastusprotsessile. Nitrit on elusorganismidele toksiline. Nitraatlämmastik on oksüdeerimisprotsesside lõppsaadus. Olmereoveepuhasti sissevooluvees nitraat- ja nitritlämmastikku ei leidu, väljavooluvees on nende tavapärane sisaldus: lämmastikuärastuse korral 6–13 mgN/l; denitrifikatsioonita 30–60 mgN/l; suure koormuse korral nitrifikatsioonita 0–10 mgN/l.

Lämmastikku on reoveest mõnevõrra keerulisem kõrvaldada kui orgaanilisi aineid ja fosforit, sest tavapäraselt on selleks vaja kaht erinevate mikroorganismide poolt vahendatud protsessi, suuremat mudavanust, suuremaid reaktoreid, rohkem ringlusvoogude pumpamist ja protsessi hoolikamat jälgimist. Lämmastikuärastuse puhul tuleb arvestada peale reovees sisalduva lämmastiku ka orgaanilise aine sisaldust, s.o lämmastiku ja süsinikuühendite omavahelist proportsiooni.

Reoveepuhastis hõlmab lämmastikuärastus kolme eri protsessi. Esmalt kasvab orgaanilise aine aeroobsel heterotroofsel lagundamisel biomass, mis sisaldab orgaanilist lämmastikku. Kui see biomass kõrvaldatakse protsessist liigmudana, toimib see esmatasandi lämmastikuärastusena. Täiendava tõhustatud lämmastikuärastuse jaoks on protsessi esimene etapp nitrifikatsioon, milles autotroofsed nitrifitseerivad mikroorganismid oksüdeerivad lämmastikuühendid nitrit-lämmastikuks (NO_2-N) ja nitraatlämmastikuks (NO_3-N). Nitrit- ja nitraatlämmastik kõrvaldatakse molekulaarse lämmastikuna (N_2) reoveest denitrifikatsiooni-protsessis. Kahe viimase protsessi jaoks on aktiivmudapuhastites kõige levinum tehnoloogiline lahendus eel-denitrifikatsiooniga lämmastikuärastus.

Aktiivmudapuhasti sissevooluvees jaguneb lämmastik ($C_{N,SV}$) järgmiselt:

$$C_{N,SV} = S_{Norg,VV} + S_{NH4,VV} + S_{NO3,VV} + S_{NO2,VV} + X_{Norg,BM} + S_{NO3,DN} \quad \text{(mgN/l)}, \quad \textit{(8.1)}$$

kus $S_{Norg,VV}$ on väljavooluvee orgaanilise lämmastiku sisaldus, $S_{NH4,VV}$ – väljavooluvee ammooniumlämmastiku sisaldus, $S_{NO3,VV}$ – väljavooluvee nitraatlämmastiku sisaldus, $S_{NO2,VV}$ – väljavooluvee nitritlämmastiku sisaldus, $S_{Norg,BM}$ – biomassi seotav lämmastik ning $S_{NO3,DN}$ – puhastusprotsessis denitrifitseeritav nitraatlämmastik.

Väljavooluvee orgaaniline lämmastik ($S_{Norg,VV}$) on lahustunud orgaanilises aines (KHT fraktsioonis $S_{KHT,inert}$; vt joonist 7.5) sisalduv biolagunematu lämmastik, mis kandub biopuhastusest välja lahustunud ainena. See on lämmastikuosa, mida pole võimalik puhastusprotsessis oluliselt muuta. Tavapäraselt on

olmereoveepuhasti väljavooluvee orgaanilise lämmastiku sisaldus 1−2 mg/l, mis võib tööstusreovee osakaalust sõltuvalt ka suurem olla.

Väljavooluvee ammooniumlämmastiku sisaldus on suur kõrgelt koormatud, väikese mudavanusega reoveepuhastites, milles nitrifikatsiooni ei toimu. Seda leidub ka lämmastikuärastusega reoveepuhastite väljavooluvees madalate käitamistemperatuuride või aktiivmuda inhibitsiooni puhul. Tavaliselt projekteeritakse lämmastikuärastusega reoveepuhastite nitrifikatsiooniprotsessi aktiivsus nõnda, et väljavooluvee ammoniumlämmastiku sisaldus ($S_{NH4,VV}$) oleks alla 1 mgN/l.

Biomassi koosseisu minev lämmastik ($X_{Norg,BM}$) sõltub tekkiva aktiivmuda hulgast ning seega peamiselt puhasti orgaanilise aine koormusest. Reoveepuhasti väljavooluvees on nitritlämmastikku tavaliselt väga vähe (ligikaudu 0 mgN/l) ning nitrifikatsiooniprotsessi tulemiks on nitraatlämmastik. Kui nitritlämmastiku on rohkem, viitab see sellele, et puhastis pole tõhusat nitrifikatsiooni või denitrifikatsiooni.

Olmereoveepuhastite väljavooluvees on neid lämmastikuühendeid ($S_{Norg,VV}$, $N_{NH4,VV}$), mille sisaldust protsessiga vähendada ei saa, kokku ligikaudu 3 mgN/l. Samuti ei ole võimalik puhasti käitamisel olulisel määral muuta biomassi seotud orgaanilise lämmastiku osakaalu. Valemi 8.1 ülejäänud kahe komponendi ($S_{NO4,VV}$ ja $S_{NO3,DN}$) omavaheline proportsioon mõjutab olulisel määral puhasti väljavooluvee lämmastikusisaldust. Denitrifitseerimata nitraatlämmastik jõuab puhasti väljavooluvette, seega sõltub reoveepuhasti väljavooluvee lämmastikusisaldus valemi 8.1 komponentidest.

8.2 Lämmastiku sidumine biomassi

Kui heterotroofsed mikroorganismid aeroobselt lagundavad orgaanilist ainet, tekib biomassi juurde. Kuna mikroorganismide poolt seotud süsiniku ja lämmastiku suhe on organismide kooslusest sõltumata suhteliselt sarnane, sõltub seotud lämmastik puhastusprotsessis tekkinud biomassi kogusest.

Saksamaa reoveeühingu DWA standardi DVWK-A 131E [1] kohaselt seotakse olmereoveepuhasti aktiivmudaprotsessis 4−5 % ärastatud BHT-st ($X_{orgN,LM} = 0{,}04−0{,}05 \cdot C_{BHT,SV}$) või 2−2,5 % ärastatud KHT-st ($X_{orgN,LM} = 0{,}02−0{,}025 \cdot C_{KHT,SV}$) biomassi ning võetakse liigmudana välja.

Detailsema lähenemise korral võib lämmastiku biomassi sidumist hinnata KHT fraktsioonipõhise mudatekke järgi. Lähtuvalt reoveepuhasti biomassi tekke käsitlusest aktiivmudapuhastusele pühendatud jaotises 7.4 (vt joonis 7.5) sõltub aktiivmudaprotsessis tekkiv biomass ($X_{KHT,LM}$) reovee orgaanilise aine fraktsioonidest. Biomassi seotakse see osa reovees olevast lämmastikust, mida on vaja

mikroorganismide kasvuks (seotud fraktsioonidega $X_{KHT,BM}$ ja $X_{KHT,inert,BM}$). Seega sõltub ka liigmudasse akumuleerunud lämmastiku sisaldus eelkõige heterotroofsete, süsinikuühendeid lagundavate mikroorganismide kasvust ning nendesse seotud lämmastikku sisaldavate fraktsioonide ($X_{N,BM}$ ja $X_{N,inert,BM}$) osakaalust teiste liigmudasse akumuleeruvate fraktsioonide ($X_{KA,LM}$) suhtes.

Näidisülesanne. *Kui suur on aktiivmudapuhasti väljavooluvee ligikaudne lämmastikusisaldus, kui puhasti sissevooluvee mõõdetud BHT- ja üldlämmastikusisaldused on vastavalt $C_{BHT,SV}$ = 400 mg/l ja $C_{N,SV}$ = 70 mgN/l ? Reoveepuhastis ei ole rakendatud tõhustatud lämmastikuärastust.*

Kui aktiivmudapuhastis ei ole tõhustatud lämmastikuärastust, väheneb sissevooluvee lämmastikuärastus ainult biomassi seotud lämmastiku arvel. Kuna biomassi seotakse lämmastikku ligikaudu 4−5 % ärastatud BHT kohta, väheneb lämmastikusisaldus nõnda: $X_{orgN,LM} = 0{,}04–0{,}05 \cdot C_{BHT,SV} = 0{,}04–0{,}05 \cdot 400$ mgN/l = 16−20 mgN/l. Seega on sellise reoveepuhasti väljavooluvee lämmastikusisaldus 50 kuni 54 mgN/l.

8.3 Nitrifikatsioon

Nitrifikatsioon on bioloogiline protsess, milles ammooniumioon oksüdeeritakse nitritiks ja nitraadiks. Seda keemilist reaktsiooni viivad reoveepuhastis läbi autotroofsed mikroorganismid, mille süsinikuallikaks (anabolism) on lahustunud süsihappegaas (CO_2) ning energiaallikaks (katabolism) ammooniumi oksüdeerimine molekulaarse hapnikuga. Võrreldes heterotroofsete mikroorganismidega on autotroofsete organismide metaboolsed protsessid vähem tõhusad, sest nende kasvukiirus ja saagis on ligikaudu viis korda väiksemad. Seega peab mudavanus reoveepuhastis olema nitrifikatsiooni toimimiseks suurem, kui seda oleks vaja süsinikuühendite lagundamiseks, ning seeläbi määrab nitrifikatsiooni aktiivsus ka aktiivmudapuhasti minimaalse mahu.

Nitrifitseerivateks organismideks on peetud baktereid perekondadest *Nitrosomonas* ja *Nitrobakter*, viimasel ajal on aga leitud, et seda protsessi vahendavad mitmed muudki mikroorganismiperekonnad. Ammooniumi oksüdeerivaid (nitriteerivaid) organisme nimetatakse ANO-deks ning nitritit oksüdeerivaid (nitrateerivaid) organisme NNO-deks.

8.3.1 Nitrifikatsiooni stöhhiomeetria

Nitrifikatsioon toimub kahe järjestikuse oksüdeerimisreaktsiooni jadana: ANO-d oksüdeerivad ammooniumiooni nitritiks ning NNO-d nitriti nitraadiks. Tavaliselt on ANO-de kasvukiirus NNO-de omast suurem ning seetõttu nitrifitseeritakse kogu ammooniumlämmastik nitraadiks.

Kaheastmelise nitrifikatsiooni stöhhiomeetrilised reaktsioonid on kirjeldatavad järgmiselt:

$$NH_4^+ + \frac{3}{2}O_2\ (ANO) \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+, \qquad (8.2)$$

$$NO_2^- + \frac{1}{2}O_2\ (NNO) \rightarrow NO_3^- . \qquad (8.3)$$

Stöhhiomeetriliselt kulub nitriti (nitritatsioonil) ja nitraadi tekkel (nitratatsioonil) ühe lämmastikuaatomi kohta vastavalt 3/2 ja 1/2 hapnikumolekuli. Arvestades hapniku ja lämmastiku molekulmasside suhet 32/14, kulub ühe grammi ammooniumlämmastiku oksüdeerimiseks nitritiks 3/2 x 32/14 = 3,43 g ja nitritlämmastiku oksüdeerimiseks nitraadiks 1/2 x 32/14 = 1,14 g hapnikku. Ühe grammi lämmastiku oksüdeerimise hapnikutarve on kokku 4,57 mgO_2/mgN.

Reaktsioonivõrrandi (8.2) kohaselt tekib nitritatsiooni käigus kaks vesinikiooni (H^+). Seega võib reovee suure lämmastikusisalduse puhul nitrifikatsiooni tulemusena pH puhastis alaneda. Seda tasakaalustab reovee leelisus (puhvermahtuvus), mis tuleneb eelkõige karbonaatsete soolade sisaldusest. Ammooniumlämmastiku oksüdeerimisel väheneb leelisus 7,14 mg $CaCO_3/mgN$ või -1/7 mekv /mgN võrra.

8.3.2 Nitrifikatsiooni kineetika

Nitrifikatsioon on kaheastmeline protsess ning enamasti on reoveepuhasti aktiivmudas olemas nii ANO kui ka NNO organismid. Tavapärastes puhasti toimimise tingimustes on ammooniumi oksüdeerimine nitritiks ANO toimel aeglasem kui NNO vahendatud nitriti oksüdeerimine nitraadiks. Seega on peaaegu alati reoveepuhastis nitrifikatsiooni limiteeriv etapp nitritatsioon ning kogu tekkinud nitrit oksüdeeritakse nitraadiks. Nitriti üle 1 mgN/l suurune akumuleerumine lämmastikuärastusega puhastis viitab protsessihäiringule, inhibitsioonile või ülekoormatud puhastile. Seega võib ka nitrifikatsiooni kineetika käsitlemisel lihtsustatult arvestada ainult ANO sooritatud nitritatsiooniprotsessiga ja arvestada, et tekkinud nitrit oksüdeeritakse kiiremini nitraadiks kui nitrit tekib.

Nitrifikatsiooni kineetika allub bakterite tavapärasele kineetikale, mida iseloomustavad 6. jaotises käsitletud Michaelis-Menteni ja Monod sõltuvused. Lähtuvalt nitritatsiooni reaktsoonivõrrandist sõltuvad nitrifikatsiooni tõhusus ja mikroorganismide kasv ammooniumlämmastiku- ja hapnikusisaldusest. Nitrifikatsiooni kasvu kiirus:

$$\mu_{ANO} = \frac{\mu_{ANO,max} \cdot S_{NHx}}{K_{ANO} + S_{NHx}}, \qquad (8.4)$$

kus μ_{ANO} on ANO-de kasvu kiirus (1/d), $\mu_{ANO,max}$ − kasvu maksimaalne kiirus (1/d), K_{ANO} − reaktsiooni iseloomustav konstant, mis vastab ammooniumlämmastiku sisaldusele poole maksimumkiiruse puhul (mgN/l) ning S_{NHx} − ammooniumlämmastiku sisaldus (mgN/l).

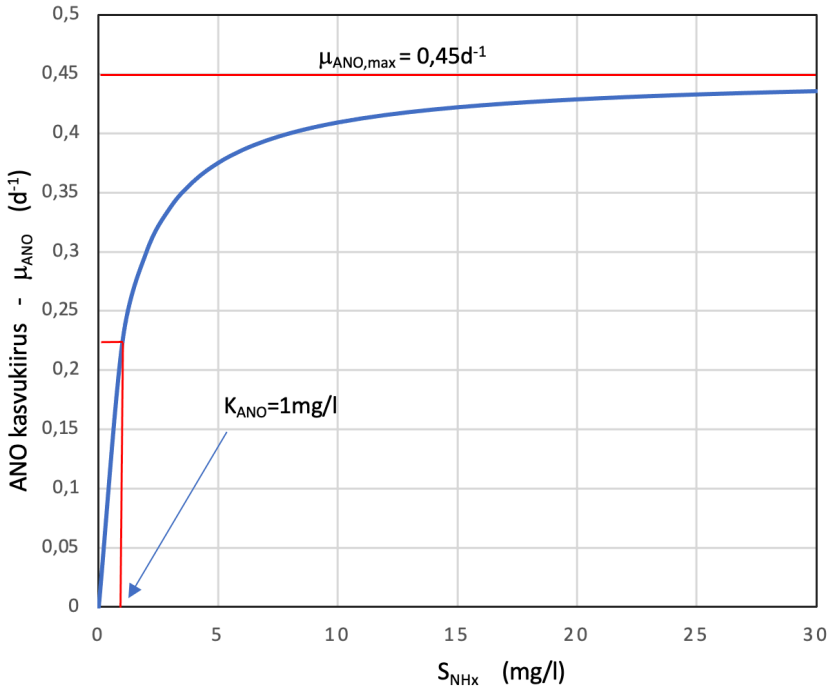
Joonisel 8.1 on kujutatud ANO aktiivsuse sõltuvus ammooniumisisaldusest, mis arvestab tavapäraselt aktsepteeritud nitrifikatsiooni kiiruskonstanti K_{ANO} = 1 mgN/l ning maksimaalset kasvu kiirust $\mu_{ANO,max}$ = 0,45 (1/d). Väiksemate sisalduste korral reaktsiooni kiirus väheneb. Kui ammooniumi sisaldus on 1 mgN/l, on nitfifikatsiooni aktiivsus 50% maksimaalsest. Seetõttu dimensioneeritakse reoveepuhastid tavaliselt nõnda, et väljavooluvette võib jõuda 1 mgN/l ammooniumlämmastikku.

Kui väikese ammooniumioonisisalduse puhul väheneb nitrifikatsiooni kiirus substraadi limitatsiooni tõttu, siis suurema sisalduse korral läheneb kasvukiirus $\mu_{ANO,max}$ väärtusele.

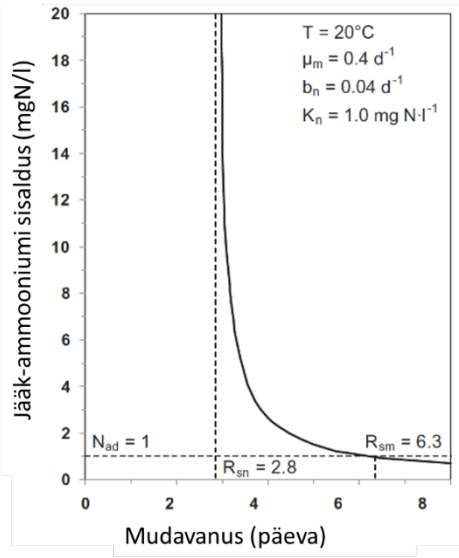
Ammooniumlämmastiku vormid sõltuvad pH-st. Mida kõrgem on pH, seda suurem on ammoniaagi osakaal (vt jaotist 2). Kuna ammoniaak on aga mikroorganismidele suuremate sisalduse puhul inhibeeriv, avaldub ammooniumlämmastiku suurema sisalduse korral ka nitrifikatsiooni inhibitsioon. Seega ei arvesta joonisel 8.1 kujutatud protsessi aktiivsuse sõltuvus ammoonimlämmastiku sisaldusest siiski ammoniaagi inhibitsiooni ning sõltuvalt pH-st hakkab protsessi aktiivsus alates mõnesaja mg/l suurusest ammoniumisaldusest vähenema.

Aktiivmudaprotsessis saab väljavooluvette jõudva ammooniumi sõltuvuse üle kanda muda vanusesse. Mida suurem on muda vanus, seda väiksem on selle lämmastikukoormus ning seetõttu ka jääkammooniumisisaldus. Joonisel 8.2 on kujutatud heitvee ammooniumlämmastikusisalduse sõltuvus aktiivmudapuhasti muda vanusest temperatuuril 20°C [2].

Nitrifikatsiooni kavandamisel arvestatakse täiendavaid varutegureid, mis arvestavad reovee võimalikku inhibitsiooni, pH-d ning temperatuuri ja sissevooluvee lämmastikusisalduse lühiajalist kõikumist. Arvestatakse ka seda, et mida väiksem on reoveepuhasti, seda suuremad on kõikumised. Muutuvates tingimustes kavandatakse puhastid mõnevõrra suurematena, võttes mudavanuse varuteguriks 1,45 kuni 1,8. Oluline on ka temperatuuri valik. Saksamaa ATV standard [1] näeb ette, et nitrifikatsiooniks vajalik aeroobse muda vanus protsessi temperatuuril 12 °C on väiksematel reoveepuhastitel (< 20 000 ie) 8,2 d ning suurematel (> 100 000 ie) 6,6 d.



Joonis 8.1 Nitrifitseerivate organismide kasvukiiruse sõltuvus vee ammooniumlämmastikusisaldusest temperatuuril 20°C



Joonis 8.2 Jääk-ammooniumi sisalduse sõltuvus aeroobse muda vanusest aktiivmudaprotsessis temperatuuril 20°C

8.3.3 Nitrifikatsiooni hapnikutarve

Vastavalt reaktsioonivõrranditele 8.2 ja 8.3 sõltub nitrifikatsiooni määr lahustunud hapniku sisaldusest ning selle matemaatiliseks kirjeldamiseks saab rakendada Monod' sõltuvust:

$$\mu_{ANO,O} = \frac{\mu_{ANO,max,O} \cdot S_{O2}}{K_{ANO,O} + S_{O2}}, \qquad (8.5)$$

kus $\mu_{ANO,O}$ on ANO-de kasvu kiirus, kui hapnikusisaldus on S_{O2} (1/d), $\mu_{ANO,max,O}$ − kasvu maksimaalne kiirus (1/d), $K_{ANO,O}$ − reaktsiooni iseloomustav konstant, mis vastab hapnikusisaldusele poole maksimaalse kasvukiiruse juures (mgO_2/l) ning S_{O2} − hapnikusisaldus (mgO_2/l).

Võrrandi $K_{ANO,O}$-väärtust on mõõdetud vahemikus 0,3 kuni 2 mgO_2/l, mis tähendab seda, et sellise hapnikusisalduse puhul on nitrifikatsiooni aktiivsus 50% maksimaalsest. Suur väärtusvahemik on seletatav sellega, et vee hapnikusisaldus ei ole võrdne mudahelbe hapnikusisaldusega. Kuna hapnikku tarbivad nii nitrifitseerijad kui ka orgaanilisi aineid lagundavad heterotroofsed mikroorganismid, väheneb mudahelbe hapnikusisaldus ning see mõjutab ka nitrifikatsiooni aktiivsust [3]. Mida suurem on mudahelves, seda suurem on vee ja mudahelbe lahustunud hapniku sisalduse erinevus. Enamasti ei ole aktiivmudapuhasti õhustuskambri vee hapnikusisaldus täiesti ühtlane ning esineb väiksema sisaldusega piirkondi.

Hapnikusisalduse suurendamine ei inhibeeri nitrifitseerivaid organisme. Reoveepuhasti õhustuskambris tõhustab suurem hapnikusisaldus ka nitrifikatsiooni, kuid üleõhustamine raiskab elektrit. Üldjuhul loetakse nitrifikatsiooni toimimiseks piisavaks lahustunud hapniku sisalduseks 2 mgO_2/l.

8.4 Denitrifikatsioon

Denitrifikatsioon on nitraadi või nitriti bioloogiline redutseerimine atmosfääri lenduvaks molekulaarseks lämmastikuks (N_2). Redutseerijana kasutatakse orgaanilisi aineid. Denitrifikatsiooni vahendavad mikroorganismid on fakultatiivsed heterotroofid, kes saavad orgaaniliste ainete lagundamiseks kasutada nii hapnikku kui ka nitraati ja nitritit. Aeroobsetes tingimustes kasutavad nad aga oksüdatsioonireaktsioonis molekulaarset hapnikku. Seega on denitrifikatsiooni toimumiseks vaja anoksilisi tingimusi (vt ka jaotist 6.2.3), sest lahustunud hapnik inhibeerib denitrifikatsiooni.

Heterotroofide saagis ja kasvukiirus on suurem kui nitrifitseerivatel autotroofsetel organismidel ning nitrifitseeriva aktiivmuda puhul on biomassis olemas ka denitrifitseerivad organismid, mistõttu ei ole reoveepuhasti muda vanus denitrifikatsiooni piirav tegur.

8.4.1 Denitrifikatsioni stöhhiomeetria

Kuna denitrifikatsioonis on nitraati redutseerivad orgaanilised ained väga erinevad, on ka selle reaktsiooni kirjeldamise stöhhiomeetrilised valemid iga aine jaoks erinevad. Kuna sageli kasutatakse

reovee biolaguneva orgaanilise aine üldvalemit $C_{10}H_{19}O_3N$, võib ka denitrifikatsioonireaktsiooni kirjeldada alljärgnevalt [4]:

$$C_{10}H_{19}O_3N + 10NO_3^- \rightarrow 10CO_2 + 3H_2O + 5N_2 + 10OH^- . \qquad (8.6)$$

Denitrifikatsiooniks kasutatakse välise süsinikuallikana sageli metanooli või äädikhapet:

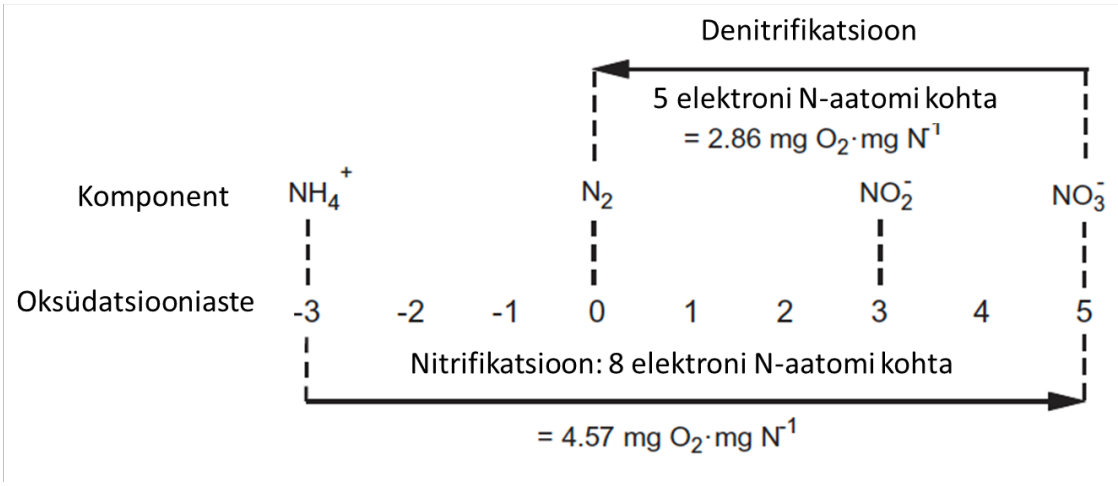
metanool: $5CH_3OH + 5NO_3^- \rightarrow 5CO_2 + 7H_2O + 3N_2 + 6OH^- ;$ *(8.7)*

äädikhape: $5CH_3COOH + 8NO_3^- \rightarrow 10CO_2 + 6H_2O + 4N_2 + 8OH^- .$ *(8.8)*

Iga orgaanilise aine jaoks saab kasutada orgaaniliste ainete üldvalemit $C_xH_yO_z$ ning seeläbi saab denitrifikatsiooni reaktsiooni kirjeldada stöhhiomeetrilise võrrandiga:

$$C_xH_yO_z + \frac{4x+y-2z}{5}H^+ + \frac{4x+y-2z}{5}NO_3^- \rightarrow xCO_2 + \frac{2x+3y-z}{5}H_2O + \frac{4x+y-2z}{10}N_2 . \qquad (8.9)$$

Nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon on vastandreaktsioonid. Reovees sisalduva orgaanilise lämmastiku ja ammooniumlämmastiku oksüdatsiooniaste on mõlemal -3. Nitrifikatsioon on ammoonium-lämmastiku oksüdeerimisreaktsioon, milles lämmastiku aatom loovutab kaheksa elektroni ning liidab kokku kolm hapnikuaatomit. Selle protsessi tulemusel on lämmastiku oksüdatsiooniaste +5. Denitrifikatsioon on aga nitraatlämmastiku redutseerimisreaktsioon, milles lämmastikuaatom liidab viis elektroni ning oksüdatsiooniaste väheneb nullini. Denitrifikatsioonis on nitraatioon ise oksüdeerija. Kui nitrifikatsioonil kulub ühe lämmastiku grammi kohta 4,5 g hapnikku, siis denitrifikatsioon vähendab reoveepuhasti süsinikuärastuse hapnikukulu 2,8 gO_2/gN (joonis 8.3).



Joonis 8.3. Lämmastikuühendite oksüdeerimine ja redutseerimine nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni käigus ning nende oksüdatsiooniastmete skemaatiline seletus

Nitrifikatsiooni- ja denitrifikatsiooniprotsesse on võrreldud tabelis 8.2.

Tabel 8.2. Aktiivmudas toimuvate nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni redoksreaktsioonide võrdlus

Parameeter	**N**itrifikatsioon	**D**enitrifikatsioon
Substraat	Ammooniumioon (NH_4^+)	Nitraatioon (NO_3^-)
Lämmastikuaatomi roll	Elektronidoonor	Elektroniaktseptor
Reaktsioon	Oksüdeerimine	Redutseerimine
Reaktsiooni vahendav organism	Autotroofne	Heterotroofne
Reaktsioonikeskkond	Aeroobne	Anoksiline
Hapnikutarve	4,57 gO_2/gN	Hapnikutarve väheneb: -2,86 gO_2/gN

8.4.2 Denitrifikatsioonitingimused

Kuna nitrifikatsiooniks peab aktiivmuda vanus suur olema, on aktiivmudapuhastis olemas ka denitrifikatsiooni toimimiseks vajalikud fakultatiivsed heterotroofsed mikroorganismid. Kuna nitrifitseerivad organismid on inhibitsiooni suhtes tundlikumad kui denitrifitseerivad organismid, ei ole üldiselt nitrifikatsiooni toimumisel probleeme denitrifitseerivate organismide olemasoluga aktiivmudas.

Kuna heterotroofid kasutavad eelistatult hapnikku, peab denitrifikatsiooni toimumiseks nitraadi olemasolul hapnikusisaldus olema väga väike. On ka leitud, et aktiivmudas ja eelkõige biokiles ja graanulmudas tekib hapnikugradient ning helbe sisemistes kihtides on hapnikusisaldus oluliselt väiksem kui lahustunud faasis. Sageli piisab sellest, et isegi märkimisväärse lahustunud hapnikusisalduse korral võib mudahelbe sisemistes kihtides või reaktori halvasti õhustatud tsoonides valitseda denitrifikatsiooniks sobivad tingimused. Üldiselt on täheldatud, et alates lahustunud hapnikusisaldusest 0,2−0,5 mgO_2/l väheneb märgatavalt denitrifikatsiooni aktiivsus [2].

Denitrifikatsiooni toimimiseks piisab väga väikesest nitraadisisaldusest: juba 0,5 mgN/l-st piisab maksimaalse reaktsioonikiiruse saavutamiseks.

Denitrifikatsion toimub tõhusalt neutraalses pH vahemikus (7–8,5). Reaktsioon on oluliselt pärsitud, kui pH > 8,5 või pH < 6. Kuna nitrifikatsioon alandab pH-d (vt jaotist 8.3), võib protsess reovee väikese leelisuse ja sissevooluvee suure lämmastikusisalduse puhul happeliseks muutuda. Madala pH puhul on inhibeeritud ka nitrifikatsioon, mis on eeltingimus denitrifikatsiooni toimimiseks reoveepuhastis. Teisalt tekib denitrifikatsioonireaktsioonis hüdroksüülioon, mis omakorda alandab pH-d (vt valemit 8.6).

8.4.3 Orgaaniliste ainete piirang denitrifikatsioonil

Denitrifikatsioonis saavad fakultatiivsed heterotroofsed organismid kasutada orgaanilisi aineid tinglikult kolmest allikast, mida orgaanilise aine lagundamise jaotises kirjeldati fraktsioonidena $S_{KHT,biolag,sv}$, $X_{KHT,biolag,SV}$ ning $X_{KHT,BM}$ (vt joonist 7.5). Nendest kaks esimest on seotud reovees leiduva orgaanilise ainega ning $X_{KHT,BM}$ on mikroorganismide biolagunev orgaaniline aine, mida denitrifitseerivad organismid saavad nende suremisel või lagunemisel oksüdeerida.

Denitrifikatsiooni kineetika ja reaktsioonikiirus nende kolme fraktsiooni suhtes on erinev. Lahustunud biolagunev orgaaniline aine ($S_{KHT,biolag,sv}$) sisaldab üldiselt väikseid orgaanilisi molekule, mis läbivad kergesti rakumembraani ning see fraktsioon on mikroorganismide jaoks kergesti kättesaadav. Nad biolagunevad kiiresti ning denitrifikatsiooni kiirus selle fraktsiooni suhtes on kõige kiirem. Kusjuures lagunemise kiirus ei erine märkimisväärselt sellest, kas orgaanilisi aineid oksüdeeritakse hapniku või nitraadiga [5]. Heljumis olev orgaanilise aine fraktsioon ($X_{KHT,biolag,SV}$) on aga aeglaselt biolagunev ning need orgaanilise aine molekulid ei pääse otse läbida rakumembraani. Selleks et mikroorganismid saaksid kasutada neid denitrifikatsioonil, peavad heljumis või kolloidosakestes olevad pikemad molekulid esmalt rakuväliste ensüümide toimel lagunema lühemateks lahustunud orgaanilisteks molekulideks ehk hüdrolüüsuma. See hüdrolüüsireaktsioon on aga aeroobsetes tingimustes ligikaudu kolm korda kiirem kui anoksilistes oludes. Sellest tulenevalt on denitrifikatsiooni kiirus $S_{KHT,biolag,sv}$ suhtes ligikaudu 7–10 korda suurem võrreldes süsinikuallikaga $X_{KHT,biolag,SV}$. Denitrifikatsioon saab toimuda ka mikroorganismide orgaanilise aine fraktsiooni ($X_{KHT,BM}$) arvel. Ka selle süsinikuallika kasutamisel on reaktsioonikiirus väike, kuid see protsess põhjustab sageli puhasti käitamisel soovimatut denitrifikatsiooni, näiteks järelsetitis.

Reoveepuhasti väljavooluvee lämmastiku piirmäära saavutamiseks vajaliku denitrifitseeritava lämmastikusisalduse saab tuletada valemist 8.1 alljärgnevalt:

$$S_{NO3,DN} = C_{N,SV} - S_{Norg,VV} + S_{NH4,VV} + S_{NO3,VV} + S_{NO2,VV} + X_{Norg,BM} \quad \text{(mgN/l)}. \qquad (8.10)$$

Selleks et hinnata, kas reoveepuhasti väljavooluvee piirmäärade saavutamiseks vajaliku nitraadisisalduse saab sissevooluveega puhastisse jõudva orgaanilise ainega vajalikul määral denitrifitseerida, tuleb analüüsida orgaanilise aine ja denitrifitseeritava lämmastiku omavahelist suhet. Tööstusreovee puhul on nitrifikatsiooni käsitlemisel soovitatav määrata orgaanilise aine fraktsioonid ning protsessi detailsem analüüs toimub enamasti modelleerides. Kuigi ka olmereovee puhul on soovitatav alustada KHT fraktsioneerimisest, saab kasutada ka lihtsustatud empiirilist lähenemist.

BHT-põhise lähenemise korral saab suhte $S_{NO3,DN}/C_{BHT,SV}$ järgi hinnata, kas sissevooluga puhastisse jõudvast orgaanilisest ainest piisab denitrifikatsiooniks [1]. Tabelis 8.3 on esitatud maksimaalsed $S_{NO3,DN}/C_{BHT,SV}$ suhted denitrifikatsioonimahuti ja õhustusmahuti erinevate omavaheliste suhete korral. Mida suurem on denitrifikatsioonimahuti, seda aktiivsemalt kasutatakse denitrifikatsioonis süsinikuühendeid. Süsinikuühendite ärakasutamise tõhusus sõltub ka lämmastikuärastus-tehnoloogiast ning on suurem eel-denitrifikatsiooni rakendamisel.

Tabel 8.3. Denitrifikatsiooni süsinikuühendite vajadus väljendatuna denitrifitseeritava nitraadi ja BHT suhtena erinevatel anoksilise mahuti ja kogu reaktori suhetel temperatuuril 10–12 °C (kg denitrifitseeritavat nitraatlämmastikku kg sissevooluvee BHT_5 kohta) [1]

$\frac{V_{DN}}{(V_{DN}+V_N)}$	$S_{NO3,DN}/C_{BHT5,SV}$	
	Eel-denitrifikatsioon	Simultaan-denitrifikatsioon ja vahelduv denitrifikatsioon
0,2	0,11	0,06
0,3	0,13	0,09
0,4	0,14	0,12
0,5	0,15	0,15

Tabelist 8.3 järeldub, et mida väiksem on denitrifikatsioonimahuti ruumala, seda suurem on süsinikuühendite kadu ning eeldenitrifikatsioonitehnoloogia on muude lahendustega võrreldes tõhusam. Kui denitrifikatsioonimahuti moodustab 50% reaktorite mahust, kasutavad eri tehnoloogilised lahendused ühtemoodi maksimaalsel võimalikul määral süsinikuühendeid.

Juhul kui süsinikuühendeid ei ole piisavalt väljavooluvee vajaliku denitrifikatsioonimäära saavutamiseks, tuleb proovida leida lahendus süsinikuühendite osakaalu suurendamiseks. Eelsetititega puhastitel võib selleks vähendada reovee viibeaega eelsetitis või juhtida osa reovett eelsetitist mööda. Denitrifikatsiooniprotsessi võib lisada täiendavalt orgaanilisi aineid. Kõige levinum ja odavam on lisada metanooli, kuid lisatud on ka etanooli ja äädikhapet. Metanooli lisamisel tuleb arvestada, et tavalises reoveepuhastis on seda tarbivaid organisme vähe ning neid tuleb juurde pärast metanooli järkjärgulist annustamist.

Tabelis 8.4 on toodud väliste süsinikuallikate orgaanilise aine sisaldused väljendatuna KHT-na. Arvestada võib, et ühe kg denitrifitseeritava lämmastiku kohta on vaja lisada 5 kg KHT-na väljendatud välist süsinikku.

Tabel 8.4 Väliste süsinikuallikate KHT-sisaldus

Näitaja	Ühik	Metanool	Etanool	Äädikhape
Tihedus	kg/m^3	790	780	1060
KHT	kg/kg	1,50	2,09	1,07
KHT	kg/l	1,19	1,63	1,14

Näidisülesanne. *Kas eeldenitrifikatsiooni lahendust kasutavas olmereoveepuhastis on võimalik saavutada väljavooluvee 10 mg/l suurust üldlämmastikusisaldust? Puhasti sissevooluvee näitajad on C_{BHT5} = 400 mg/l, heljumisisaldus X_{KA} = 440 mg/l, lämmastikusisaldus $C_{N,SV}$ = 80 mgN/l ning eeldatav mudavanus puhastis 20 päeva? Puhastisse jõuab keskmiselt 1 500 m^3 reovett päevas. Puhasti reaktorite ruumala on kokku 1500 m^3, millest õhustuskamber on 1200 m^3 ning denitrifikatsioonimahuti 300 m^3 suur. Kas ja kui palju peab väljavooluvee 10 mgN/l suuruse lämmastikusisalduse saavutamiseks lisama protsessi metanooli?*

Kõigepealt arvutame valemist 8.10, kui palju peab väljavooluvees olemas denitrifitseeritavat lämmastikku. Arvestades seda, et biomassi seotakse lämmastikku keskmiselt 4,5% BHT-st, on $X_{Norg,BM}$ = 400*0,045 = 18mgN/l. Väljavooluvee tavaline orgaanilise lämmastiku sisaldus on 2 mgN/l ning sõltuvalt koormusest on hästi toimivas nitrifikatsiooniga aktiivmudaprotsessis vee ammooniumlämmastikusisaldus kuni 1 mgN/l (võtkem 0,5 mgN/l). Väljavooluvee 10 mgN/l suuruse üldlämmastikusisalduse saavutamiseks peab väljavooluvees olema nitraatlämmastikku $S_{NO3,VV}$= 10-0,5-2 = 7,5 mgN/l, seega valemi 8.10 järgi $S_{NO3,DN}$ = 80-2-0,5-7,5-18 = 52 mgN/l.

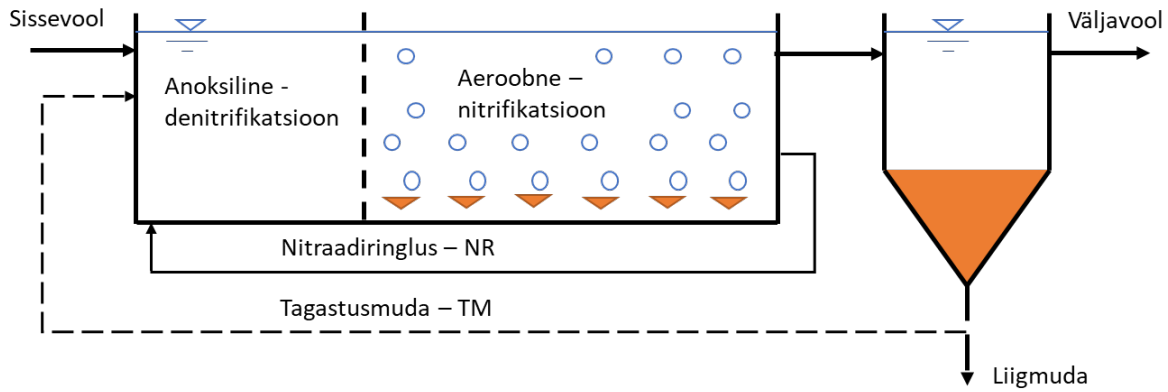
Arvutame tabelis 8.3 esitatud puhasti reaktorite suhte $\frac{V_{DN}}{(V_{DN}+V_N)} = \frac{300}{1200+300} = 0{,}2$. Seega on võimalik eeldenitrifikatsiooniga reoveepuhastis saavutada, et $S_{NO3,DN}/C_{BHT,SV}$ = 0,11 gN/gBHT. See näitab, et kui protsessi sissevooluvee BHT-sisaldus on 400 mg/l, on võimalik denitrifitseerida 400 mgBHT/l · 0,11 mgN/mgBHT = 44 mgN/l. Kuna denitrifitseerida on vaja 52 mgN/l, jääb näite tingimustes denitrifitseerimata 8 mgN/l nitraatlämmastikku.

Kui võimalik, võiks sellisel reoveepuhastil suurendada denitrifikatsioonimahuti mahtu ning sel moel ära kasutada suurem osa BHT-s olevast süsinikust ($S_{NO3,DN}/C_{BHT,SV}$ on suurem). Kuna seda võimalust ülesandes näidatud ei ole, tuleb lisasüsinikku annustada metanoolina, millega täiendavalt denitrifitseerida 8 mgN/l · 1500 m^3/d = 12 000 gN/d. Arvestades seda, et ühe grammi lämmastiku denitrifitseerimiseks kulub 5 gKHT-d ning tabeli 8.4 järgi on metanooli KHT-sisaldus 1,5 gKHT/g metanooli, on vaja metanooli annustada $\frac{12kgN/d \cdot 5kgKHT/kgN}{1{,}5kgKHT/gCH_3OH} = 40\ kgCH_3OH/d.$

8.5 Eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastus

Eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastus on aktiivmudapuhastites kõige levinum tehnoloogiline lahendus. Protsess, mis töötati välja eelmise sajandi 60-ndatel aastatel ning mida nimetatakse ka tema autorite järgi täiustatud Ludzack-Ettingeri (lühendatult MLE – *Modified Ludzack Ettinger*) protsessiks [4], sageli ka A/O protsessiks (A – anoksiline, O – aeroobne ehk O_2).

Joonisel 8.4 on kujutatud eel-denitrifikatsiooni rakendava reoveepuhasti tehnoloogiline skeem, milles kohaselt reovee ja tagastusmuda segu juhitakse esmalt mahutisse, milles toimub ainult aktiivmudasuspensiooni segamine. Sellest mahutist voolab suspensioon edasi õhustusmahutisse, milles toimub lämmastikuühendite nitrifikatsioon. Nitrifikatsiooni tulemusel tekkinud nitraat pumbatakse tagasi esimesse, denitrifikatsioonimahutisse, milles saavad kokku nitraat ning sinna reoveega jõudvad süsinikuühendid ning kus toimub denitrifikatsioon. Õhustusmahutis tekkinud nitraadi juhtimine denitrifikatsioonimahutisse määrab selle mahuti anoksilised tingimused. Protsesside või loodud keskkonna järgi nimetatakse nitrifikatsioonimahutit sageli õhustusmahutiks või aeroobseks mahutiks ning denitrifikatsioonimahutit anoksiliseks mahutiks.



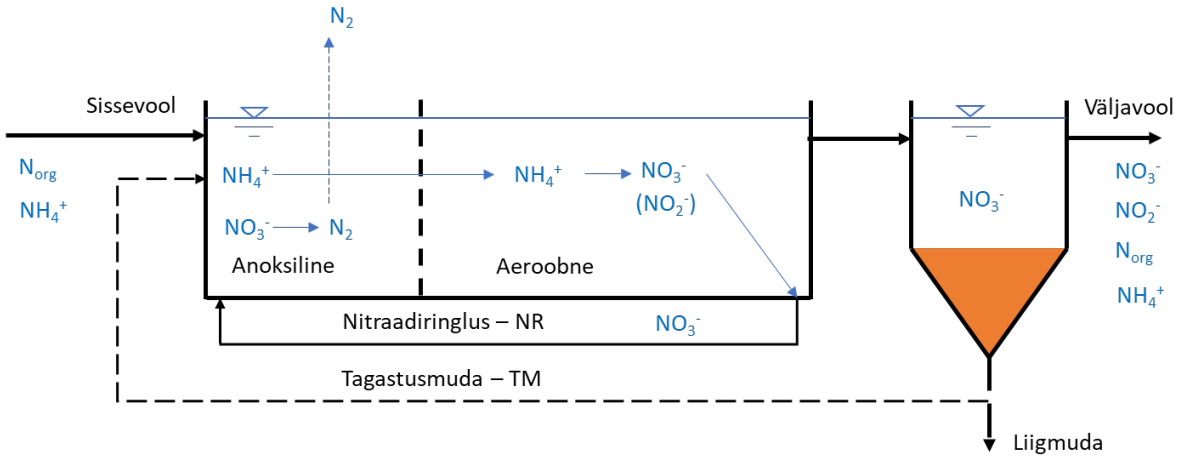
Joonis 8. 4 Eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastusega aktiivmudapuhasti skeem

8.5.1 Lämmastiku muundumine eel-denitrifikatsiooniga lämmastikuärastuses

Lämmastikuühendite muundumist eeldenitrifikatsiooniga reoveepuhastis on skemaatiliselt kujutatud joonisel 8.5. Puhastisse jõudvas reovees on nii orgaanilist lämmastikku (N_{org}) kui ka ammooniumlämmastikku (NH_4^+). Nitraat- ega nitritlämmastikku olmereovees märkimisväärses koguses ei ole. Sissevooluvesi seguneb denitrifikatsioonimahutis tagastusmudaga ning kogu biolagunev orgaaniline lämmastik lagundatakse ammooniumlämmastikuks. Kuna mikroorganismid anoksilistes tingimustes ammooniumlämmastikku muundada ei saa, läbib see denitrifikatsioonimahuti muutumatul kujul. Kui reoveepuhasti muda vanus on selleks piisav, et aktiivmudas on ANO- ja NNO-organisme, oksüdeeritakse õhustusmahutis ammooniumlämmastik hapniku toel nitraatlämmastikuks (NO_3^-). Selleks et vabaneda nitraatlämmastikust, pumbatakse nitraati sisaldav aktiivmudasuspensioon õhustusmahuti lõpust tagasi denitrifikatsioonimahutisse. Reovees sisalduvad lagundamata orgaanilised ühendid redutseerivad nitraatlämmastiku molekulaarseks lämmastikuks (N_2), mis lendub gaasina atmosfääri. Kuna osa õhustusmahutis tekkivast nitraadist läheb järelsetiti kaudu väljavoolu, on kõige suurem osa väljavooluvette jõudvast lämmastikust enamasti nitraat. Kui nitrifikatsioon ei toimi tõhusalt või on inhibeeritud, võib väljavooluvees olla ka nitritlämmastikku (NO_2^-). Väljavooluvette

jõuab ka mittebiolagunev orgaaniline lämmastik, mida on tavalises olmereoveepuhastis ligikaudu 2 mg/l. Ammooniumlämmastikku on hästi toimiva nitrifikatsiooniga reoveepuhasti väljavooluvees vähe (< 1 mgN/l).

Reoveepuhasti väljavooluvee kohta on kehtestatud üldlämmastikusisalduse piirmäär [6], ent kuna üldlämmastik koosneb neljast komponendist, ei piisa lämmastikuärastuse toimimise analüüsimisel üksnes selle määramisest, vaid määrata on vaja ka teisi lämmastikuvorme.



Joonis 8.5 Lämmastikuühendite muundumine eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastusega aktiivmudapuhastis

Aktiivmudapuhasti järelsetitis on lahustunud reoainete sisaldus sama, mis puhasti väljavooluvees. Kui järelsetitis on nitraadisisaldus suur, hakkab mudahelvestes olevate süsinikuühendite toimel mudakihis toimuma denitrifikatsoon ning tekib gaasiline lämmastik N_2. Kui aktiivmudasuspensiooni denitrifikatsioonimahutis segatakse ning tekkiv lämmastik pääseb kergesti mudahelvestest ja veekeskkonnast välja, jäävad gaasimullid järelsetitis mudakihti ning põhjustavad mudakerkeid. Seetõttu on Eestis soovitatav rakendada lämmastikuärastust ka väiksemates reoveepuhastites, kus väljavooluvee lämmastikusisalduse piirmäärad seda otseselt ei nõua. Lämmastikuärastusega reoveepuhastites on reoveesette settimisomadused tavaliselt paremad ning sette eraldumine järelsetitis tõhusam.

8.5.2 Denitrifikatsiooni tõhusus

Eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastuse toimimise eelduseks on toimivad nitrifikatsioon ja nitraaditagastus ning sissevooluvee piisav orgaanilise aine sisaldus. Denitrifikatsiooni tõhusust saab mõjutada nitraaditagastusmääraga. Mida rohkem nitraati õhustusmahutist denitrifikatsioonimahutisse juhitakse, seda suurem on protsessi tõhusus. Kuna nitraat jõuab anoksilistesse tingimustesse nii järelsetiti tagastusmuda (TM) pumpamise kaudu kui ka nitraadiringluse (NR) teel, tuleb arvutustes võtta arvesse mõlemad vood: summaarne nitraaditagastus NT = TM + NR.

Tagastusnitraadi hulk arvutatakse aktiivmudaprotsessi juhitud vooluhulga suhtes. Saksamaa ATV-standardis tuginetakse denitrifikatsiooni tõhususe arvutamisel kuiva ilma kahe tunni maksimaalsele vooluhulgale. Nitraaditagastuse kordsus:

$$NT = \frac{Q_{TM}}{Q_{DW,2h,max}} + \frac{Q_{NR}}{Q_{DW,2h,max}}, \qquad (8.11)$$

kus Q_{TM} on tagastusmuda vooluhulk, Q_{NR} – nitraadiringluse vooluhulk ning $Q_{DW,2h,max}$ – puhasti kuiva aja 2 tunni maksimaalne vooluhulk.

Denitrifitseerimiseks vajaliku summaarse nitraaditagastuskordsuse saab arvutada ka nitraadisisalduse kaudu:

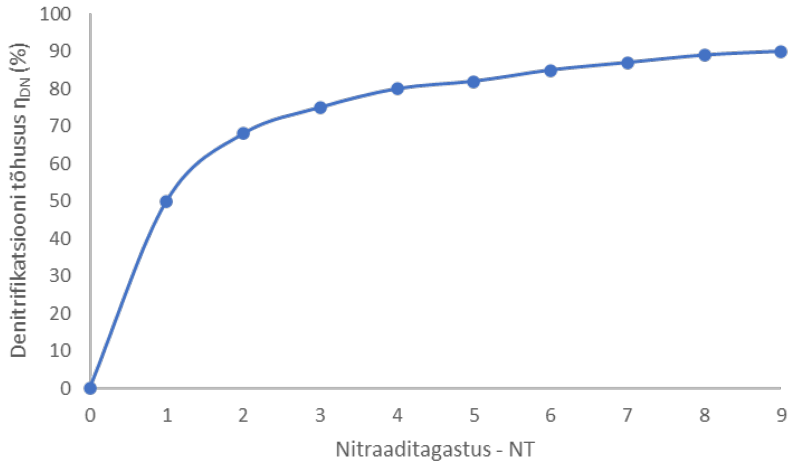
$$NT = \frac{S_{NO3,DN}}{S_{NO3,VV}}, \qquad (8.12)$$

kus $S_{NO3,DN}$ on denitrifitseeritav nitraatlämmastik (vt valemit 8.10) ning $S_{NO3,VV}$ – väljavooluvee lubatud nitraadisisaldus.

Võrrandi 8.13 ja joonise 8.6 toel saab arvutada denitrifikatsiooni tõhususe protsentides. Olmereovee puhul on maksimaalne nitraaditagastus enamasti ligikaudu 4–6 kordne ning sellega saavutatav denitrifikatsiooni tõhusus 80–85%. Nitraadiringluse suurenemisel juhitakse DN-mahutisse rohkem hapnikku, mis omakorda vähendab denitrifikatsiooni tõhusust. NR suurendamisel lüheneb DN-mahutis protsessi kontaktiaeg ning seega väheneb ka denitrifikatsiooni tõhusus η_{DN}:

$$\eta_{DN} \leq 100 - \frac{100}{1+NT}\ (\%), \qquad (8.13)$$

kus NT on nitraaditagastuse kordsus.



Joonis 8.6. Denitrifikatsiooni tõhususe sõltuvus nitraaditagastusest (NT)

Näidisülesanne. Lähtudes jaotises 8.4.3 esitatud näidisülesandest arvutada eeldenitrifikatsiooni lahendust kasutavas olmereoveepuhastis nitraadiringluse kordsus ja nitraadiringluspumpade vooluhulk, kui reoveepuhasti väljavooluvee üldlämmastikusisaldus peab olema 15 mgN/l. Reoveepuhasti keskmine päevavooluhulk on 1 500 m^3/d ning kuiva aja maksimaalne 2 tunni vooluhulk 100 m^3/h (vt jaotist 2.3.2).

Kui väljavooluvee nitraadisisaldus peab olema alla 15 mgN/l, seadkem arvutuses väikese varuga eesmärgiks 14,5 mgN/l. Analoogiliselt eelmise näidisülesandega leiame, et väljavooluvees võib olla nitraatlämmastikku $S_{NO3,VV}$ = 14,5-0,5-2 = 12 mgN/l. Valemi 8.10 järgi on vaja denitrifitseerida nitraatlämmastikku $S_{NO3,DN}$ = 80-2-0,5-12-18 = 47,5 mgN/l. Vastavalt valemile 8.12 on vajalik summaarne nitraaditagastuse kordsus NT = 47,5/12 = 3,96. Võttes ümardades NT=4 peavad tagastusmuda- ja nitraadiringluspumbad summaarselt andma $4 \cdot Q_{DW,max,h}$ = 400 m^3/h. Tagastusmudapumba toimimine sõltub eelkõige järelsetiti tööst (käsitletakse jaotises 15) ning seda lämmastikuärastuse seisukohast muuta ei tohi. Tavaliselt on see vahemikus 0,7–1 korda $Q_{DW,max,h}$, seega käesoleva ülesandes 70 m^3/h. Järelikult peavad nitraadiringluspumbad töötama lämmastiku piirnormi tagamiseks pidevalt jõudlusega 330 m^3/h.

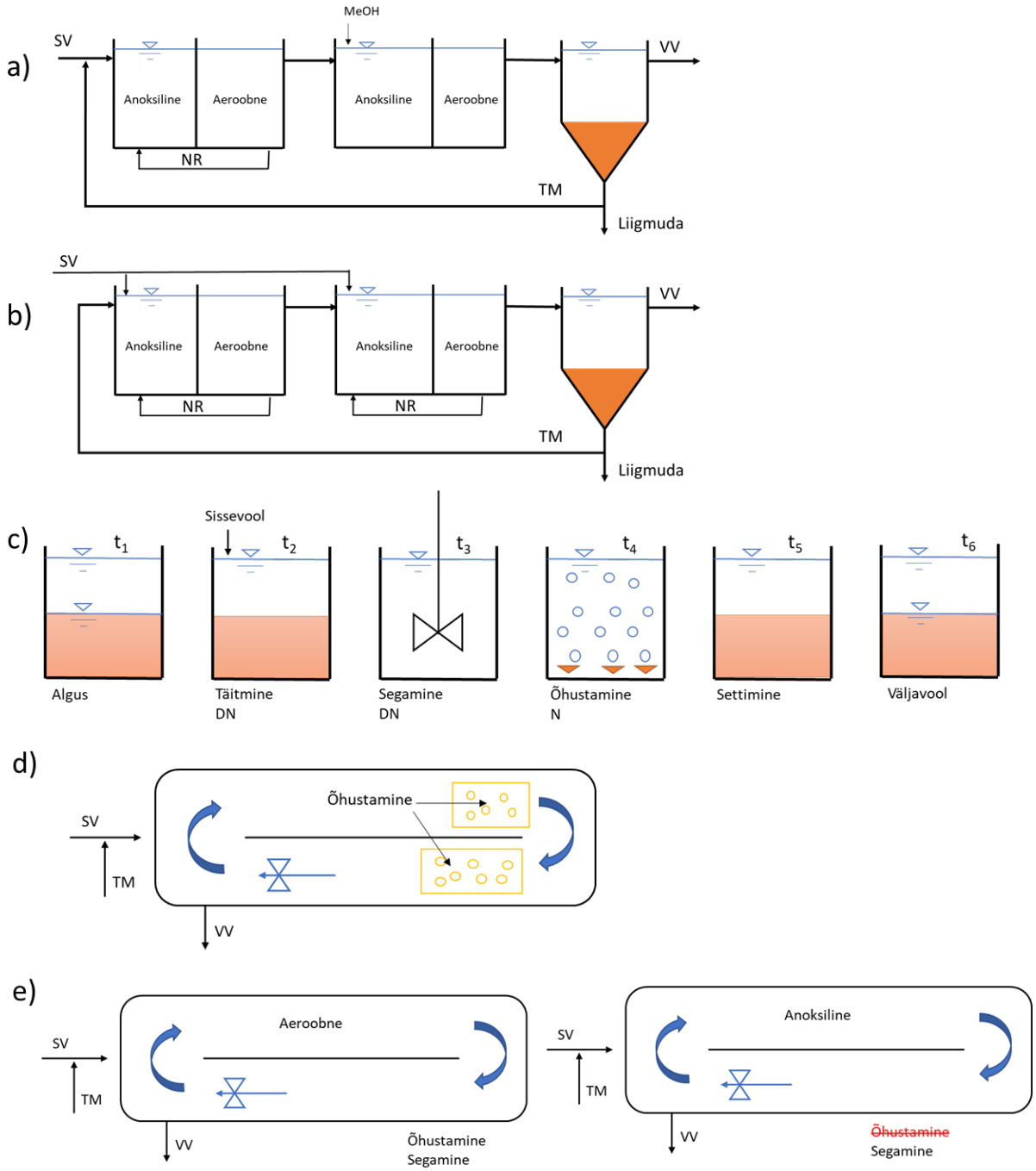
8.6 Tõhustatud lämmastikuärastuse tehnoloogilised lahendused

Kuigi eeldenitrifikatsiooniga reoveepuhasti on kõige levinum tehnoloogiline lahendus tõhustatud lämmastikuärastuse jaoks, on ka teisi tehnoloogiaid (vt joonist 8.7).

8.6.1 Bardenpho järelanoksiline lämmastikuärastus

Reoveepuhastites, milles tavalisest eeldenitrifikatsiooniga reoveepuhastusest ning reoveega puhastisse jõudvast orgaanilisest ainest väljavooluvee lämmastikusisalduse kohta kehtestatud nõuete täitmiseks ei piisa, tuleb protsessi lisada metanooli. Kuigi metanooli võib doseerida ka MLE-protsessi anoksilisse mahutisse, ei ole see tõhus, sest vajab väga suurt nitraaditagastuse taset. Selleks, et reoveepuhasti väljavooluvee nitraadisisaldus oleks väike, rakendatakse järelanoksilist denitrifikatsiooni. Joonisel 8.7a on skemaatiliselt kujutatud **Bardenpho 4-etapilise järelanoksilise lämmastikuärastuse** tehnoloogiat. Selle protsessi esimesed kaks mahutit toimivad samasuguse nitraadiringlusega nagu MLE-protsess. Aeroobse mahuti väljavoolu ja järelsetiti vahel on anoksiliste tingimustega mahuti. Selleks, et denitrifikatsioon toimiks järelanoksilises mahutis tõhusalt, lisatakse sinna täiendavat süsinikuallikat. Kuna kogu puhastis on ühesugune biomass, on denitrifitseerivad organismid selles alati olemas. Sel moel on võimalik viia väljavooluvee nitraadisisaldus alla 1 mg/l.

Selleks, et vältida lisasüsiniku jõudmist järelsetitisse ja väljavooluvette, õhustatakse aktiivmudasuspensiooni pärast anoksilist protsessi eraldi mahutis.



Joonis 8.7. Tõhustatud lämmastikuärastuse tehnoloogilisi lahendusi: a – järelanoksiline denitrifikatsioon; b – kaskaad-denitrifikatsioon; c – eeldenitrifikatsioon annuspuhastis; d – simultaan-nitrifikatsioon-denitrifikatsioon; e – vahelduv nitrifikatsioon-denitrifikatsioon (lühendid: SV – sissevool, VV – väljavool, TM – tagastusmuda, NR – nitraadiringlus) [1] järgi

8.6.2 Kaskaad-denitrifikatsioon

Kaskaad-denitrifikatsioon (joonis 8.7b) on tehnoloogiline lahendus, milles mitu eeldenitrifikatsiooni anoksiliste ja aeroobsete tingimustega mahutit paiknevad üksteise järel. Joonisel on kujutatud kaks

järjestikust DN/N-mahutit, ent neid võib olla ka rohkem. Iga nitrifikatsiooni-denitrifikatsiooni vahel toimub nitraadiringlus ning sissevooluvesi jaotatakse kõigi anoksiliste mahutite vahel. Kuna järelsetitist juhitakse suurema lämmastikusisaldusega tagastusmuda esimesse anoksilisse mahutisse, kus aktiivmuda lahjeneb ainult osa reoveega, saavutatakse selles suurem aktiivmuda kuivainesisadus. Joonisel kujutatud kahe kaskaadiga lahenduse puhul on DN/N-mahutite esimeses paaris kuivainesisaldus ligikaudu 1,5 korda suurem kui järelsetiti sissevooluvees. Sellisel moel saavutatakse reoveepuhasti reaktorites keskmiselt suurem kuivainesisaldus ning dimensioneerimisel saab vähendada protsessi toimimiseks vajalikku mahutite ruumala ja vähendada investeerimismaksumust. Kuna seda tehnoloogiat on mõnevõrra keeruline käitada, kasutatakse seda enamasti suurte reoveepuhastite puhul. Eestis on kaskaad-denitrifikatsiooni tehnoloogia kasutusel Kohtla-Järve reoveepuhastis.

8.6.3 Lämmastikuärastus annuspuhastis

Lämmastikku saab ärastada ka **annuspuhastites** (joonis 8.7c), milles toimuv protsess on väga sarnane eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastusega. Joonisel on kujutatud annuspuhastuse 6-etapiline tsükkel, kus eri aegadel (t_1–t_6) toimub samas mahutis erinev protsess. Lämmastikuärastuse toimimiseks segatakse reaktori sisu sissevoolu ajal (t_2) ja vahetult pärast seda (t_3), kuid ei õhustata. Seeläbi tekivad mahutis anoksilised tingimused. Selles etapis on eelnevas protsessis toimunud nitrifikatsiooni tulemusel mahutis nitraati ning sissevooluveega lisatakse sellesse uut süsinikku. Nõnda luuakse denitrifikatsiooniks sobivad tingimused. Järgmises protsessietapis luuakse õhustamise teel aeroobsed tingimused ning toimub nitrifikatsioon. Nitraaditagastus kulgeb annuspuhastis kahel moel. Igas nitrifitseerivas annuspuhastis juhitakse nitraatlämmastik koos settinud ja tihenenud mudaga uue tsükli alguses tagasi denitrifikatsiooni. See on tavalise läbivoolse puhasti puhul justkui nitraaditagastus tagastusmudaga (TM). Teisalt on nitraaditagastuse jaoks võimalik puhastustsükli etappe t2–t4 korrata ning uue sissevooluvee lisamisega denitrifikatsiooni-nitrifikatsiooni korrata. See toimub läbivoolse puhasti korral justkui nitraadiringlusena (NR).

Annuspuhastuse denitrifikatsiooni süsinikuärastuse vajaduse arvutamisele saab läheneda nõnda, nagu läbivoolse eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastuse puhul. Tabelis 8.3 esitatud denitrifikatsioonimahuti ruumala osakaalu saab arvutada alljärgnevalt:

$$\frac{V_{DN}}{V_{DN}+V_N} = \frac{t_{DN}}{t_{DN}+t_N}, \qquad (8.14)$$

kus t_{DN} on kogu denitrifikatsiooni perioodi kestus (joonisel 8.7 t_2+t_3) ning t_N – õhustusperioodi kestus (joonisel t_4).

Annuspuhasti väljavooluvee nitraatlämmastikusisaldus

$$S_{NO3,VV} = S_{NH4,N} \cdot \frac{f_{A,SBR}}{z} \ (\frac{mgN}{l}), \qquad (8.15)$$

kus $S_{NH4,N}$ on protsessis nitrifitseeritava ammooniumlämmastiku sisaldus, $f_{A,SBR}$ – annuspuhastuse tsüklis välja vahetatava vedelikuhulga ja kogu annuspuhasti mahu suhe ning z – denitrifikatsiooni-nitrifikatsiooni vaheldumiste arv ühes annuspuhastustsüklis.

8.6.4 Simultaan-nitrifikatsioon-denitrifikatsioon

Aktiivmudapuhastites, milles õhustatavad ja anoksilised tsoonid vahelduvad, kuid ei ole kergesti piiritletud, või on viibeajad nii lühikesed, et seadet ei saa lugeda eeldenitrifikatsiooniga reoveepuhastiks, saab lämmastikuärasus siiski toimuda nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni teel. Sellist protsessi nimetatakse **simultaan-nitrifikatsioon-denitrifikatsiooniks** (**SNdN**). Mikroorganismid toimivad sellises puhastis sageli väikese hapnikusisaldusega keskkonnas ning samal ajal võib mudahelbe välimistes kihtides kulgeda nitrifikatsioon ja süsinikuühendite lagundamine ning sisemistes kihtides denitrifikatsioon. SNdN-tehnoloogia ei ole enamasti nii tõhus kui eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastus. Et sellistes puhastites on denitrifikatsioonimahud enamasti suhteliselt suuremad, suudab SNdN kasutada ära sama palju sissevooluvees sisalduvat orgaanilist ainet ning tagada väljavooluvee väikese lämmastikusisalduse (vt tabelit 8.3). Üks selliseid SNdN-tehnoloogiat rakendavaid reoveepuhasteid on ringkanal, milles õhustatavad piirkonnad on võrreldes puhasti mahuga väikesed ning aktiivmuda viibib suure osa ajast vähe õhustatud tingimustes (joonis 8.7d).

8.6.5 Vahelduv nitrifikatsioon-denitrifikatsioon

Vahelduv nitrifikatsioon-denitrifikatsioon (vahelduv NdN) on võrreldes eeldenitrifikatsiooniga vähem tõhus kui lämmastikuärastustehnoloogia (joonis 8.7e). Selle lahenduse puhul vaheldatakse ühes aktiivmudamahutis aeroobseid ja anoksilisi tingimusi. Aeroobsete tingimuste ajal toimub süsinikuühendite ärastamine ja nitrifikatsioon ning anoksiliste tingimuste ajal denitrifikatsioon. Kuna reovesi pidevalt sisse ja heitvesi välja voolab, muutub tingimuste vaheldumise tõttu väljavooluvee reoainesisaldus. Anoksilise perioodi lõpus on nitraatlämmastikusisaldus väike, kuid KHT ja ammooniumisisaldus suurem. Õhustamisperioodi lõpus on nitraatlämmastikusisaldus aga suur.

Käsitletud tõhustatud lämmastikuärastuse tehnoloogilistest lahendustest on Bardenpho järel-denitrifikatsioon ja kaskaadtehnoloogia pigem eeldenitrifikatsiooniga lämmastikuärastuse edasiarendused ning neist mõnevõrra tõhusamad. Neid tehnoloogiaid rakendatakse suurtes

puhastites, milles heitvee lämmastikusisalduse piirmäärad on rangemad. Annuspuhastuses toimib lämmastikuärastus ligilähedaselt sama tõhususega kui eeldenitrifikatsiooniga protsessis ning see tehnoloogia on Eestiski laialdaselt kasutusel. SNdN- ja vahelduv NdN-tehnoloogiat rakendatakse pigem väiksemates reoveepuhastites, milles väljavooluvee reoainesisalduse piirmäärad ei ole väga väikesed.

8.6.6 Lämmastikuärastuse tõhustamine nitritatsiooni teel

Lämmastik oksüdeeritakse tavapärases revoveepuhasti tomimise tingimustes lõpuni ning protsessis tekib nitraat (NO_3^-). Lämmastiku kõrvaldamise kulusid on võimalik kokku hoida, kui vältida täielikku nitrifikatsiooni ning protsess läbi viia osaliselt – protsessi tulemusel tekib nitrit (NO_2^-) nitraadi asemel. Nii on lämmastikuärastuse protsessis võimalik kokku hoida umbes 25% õhustamisele kuluvast energiast ning denitrifikatsiooni käigus säästa 40% süsikukulust. Tavapärastes reoveepuhasti toimimis-tingimustes on aga nitritit oksüdeerivate organismide (NNO) kasvukiirus suurem ning protsess toimub lõpuni.

Reoveepuhastuse protsessis nitritatsiooni läbiviimiseks on peamiselt kaks toimivat tehnoloogiat:

- nitrifikatsiooniprotsessi läbiviimine madalama hapniku kontsentratsiooni tingimustes, et piirata *Nitrobacter*'i aktiivsust;
- kõrgemal temperatuuril (T>20°C) väga lühikese mudavanusega (1,5-2,5 päeva) nitrifikatsiooni-protsessi läbiviimine.

Mõlemad tehnoloogilised lahendused on suhteliselt ebastabiilsed ning raskesti kohaldatavad madalamatel temperatuuridel toimivale protsessile. Nitritatsiooni saab aga suhteliselt edukalt kohandada näiteks reoveesette anaeroobsel stabiliseerimisel metaantanki läbinud sette tahendusprotsessil tekkiva kõrge lämmastikusisaldusega rejektivee käitlemisel.

8.6.7 Anammox protsess

Deammonifikatsioon ehk Anammox (anaeroobne ammoniumi oksüdatsioon) on bioloogiline lämmastikuärastuse protsess, mille käigus ammoniumlämmastik (NH_4^+) reageerib nitritlämmastikuga ning selle prosessi tulemusena tekib molekulaarne lämmastik (N_2) [2]. Anammox protsess võimaldab lämmastikku veekeskkonnast eemaldada süsinikuühenditest sõltumatult:

- Anammox protsessi kataboolne reaktsioon (valem 8.16):

$$NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O\,, \qquad (8.16)$$

- Empiiriliselt mõõdetud Anammox protsessi stöhhiomeetriline reaktsioon, mis arvestab lämmastiku muundumiste ja ka biomassi kasvuga (valem 8.17):

$$NH_4^+ + 1{,}32NO_2^- + 0{,}066HCO_3^- + 0{,}13H^+ \rightarrow 1{,}02N_2 + 0{,}066CH_2O_{0,5}N_{0,15} + 0{,}26NO_3^- + 2{,}03H_2O \quad (8.17)$$

Anammox protsessi jaoks vajalik ammooniumlämmastiku ja nitritlämmastiku suhe 1:1,32 (valem 8.17). Kuna tavapäraselt esineb lämmastik reovees ammooniumlämmastikuna, peab anammox protsessi toimimiseks nitriteerima ligikaudu 57% lämmastikust. Selleks saab kasutada jaotises 8.6.6 kirjeldatud nitritatsioonitehnoloogiat.

Anammox bakterite kasvukiirus on väga aeglane. On leitud, et optimaalsetes tingimustes (veetemperatuuril 35°C) paljunevad need bakterid iga 16 kuni 25 päeva järel. Kuna teised reoveepuhasti mikroorganismid paljunevad vähemalt suurusjärgu võrra kiiremini, peab Anammox protsessi toimimiseks kasutama eri meetodeid. Teadlased ja reoveepuhastuse tehnoloogiat arendavad firmad on välja töötanud mitmeid protsessilahendusi. Aeglaselt kasvava biomassi protsessis kinnihoidmiseks kasutatakse biokiletehnoloogiat (näiteks ANITA™Mox) või graanulmuda, milles bakterid hoitakse protsessis läbi hüdraulilise selektsiooni (näiteks Paques ANAMMOX® või DEMON®). Samuti on käesoleval ajal on võimalik leida selliseid tehnilisi lahendusi, mis võimaldavad Anammox protsesssi projekteerida ja rajada ilma tehnoloogiatarnija abita.

Kuigi Anammox protsessi läbiviimine reoveepuhastis on suhteliselt keeruline, on see siiski leidnud kasutust käärimisjäägi (vt jaotist 17.3.3) veetustamisel reoveepuhasti põhivoogu tagasi suunatavas settevees sisalduva lämmastiku kuluefektiivse eemaldamise tehnoloogiana.

Viidatud allikad

[1] ATV-DVWK, "ATV-DVWK rules and standards, ATV-DVWK-A 131E Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants." Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., p. 58, 2000.

[2] A. C. Haandel, J. G. M. Lubbe, Handbook of biological wastewater treatment: design and optimisation of activated sludge systems, Second Edi., vol. 1. IWA Publishing, 2012.

[3] G. Chen, G. A. Ekama, M. C. M. van Loosdrecht, D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design. IWA Publishing, 2020.

[4] Metcalf & Eddy et al., Wastewater engineering: treatment and resource recovery. 2013.

[5] G. A. Ekama, T. G. Casey, M. C. Wentzel, G. R. Marais, "Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 6: Review, evaluation and consolidation of results.," Water SA, vol. 22, no. 1, pp. 147–152, 1996.

[6] Keskkonnaministri 08.11.2019 määrus nr 61. Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteainesisalduse piirväärtused. RT I, 22.09.2021, 2.

9 Fosforiärastus

Erki Lember ja Vallo Kõrgmaa

Fosforit tuntakse põhiliselt toitainena, mille rohkus intensiivistab koos lämmastikuga taimede, sh veetaimede kasvu, ning mis võib põhjustada veekogude eutrofeerumist. Eutrofeerumise tagajärjel suureneb veekogudes olev biomass, mis vegetatsiooniperioodi lõpus laguneb ning tarbib selleks lahustunud hapnikku. Vee suur toitainete sisaldus koormab pinnaveekogude isepuhastusvõimet [1, 2]. Kuna reoveepuhastus põhineb suuresti bioloogilistel protsessidel, milles reoained kasutatakse ära mikroorganismide elutegevuses, siis vee fosforisisaldus nende protsesside käigus mõnevõrra väheneb. Lihtsustatult arvestatakse, et 100 kg BHT_7 eemaldamiseks tarbivad mikroorganismid kasvuks ca 1 kg fosforit, seega kasutavad nad ära 10–20 % olmereovees sisalduvast fosforist. Veekogude eutrofeerumise vältimiseks sellest aga ei piisa ning fosforit on vaja reoveest täiendavalt kõrvaldada [3].

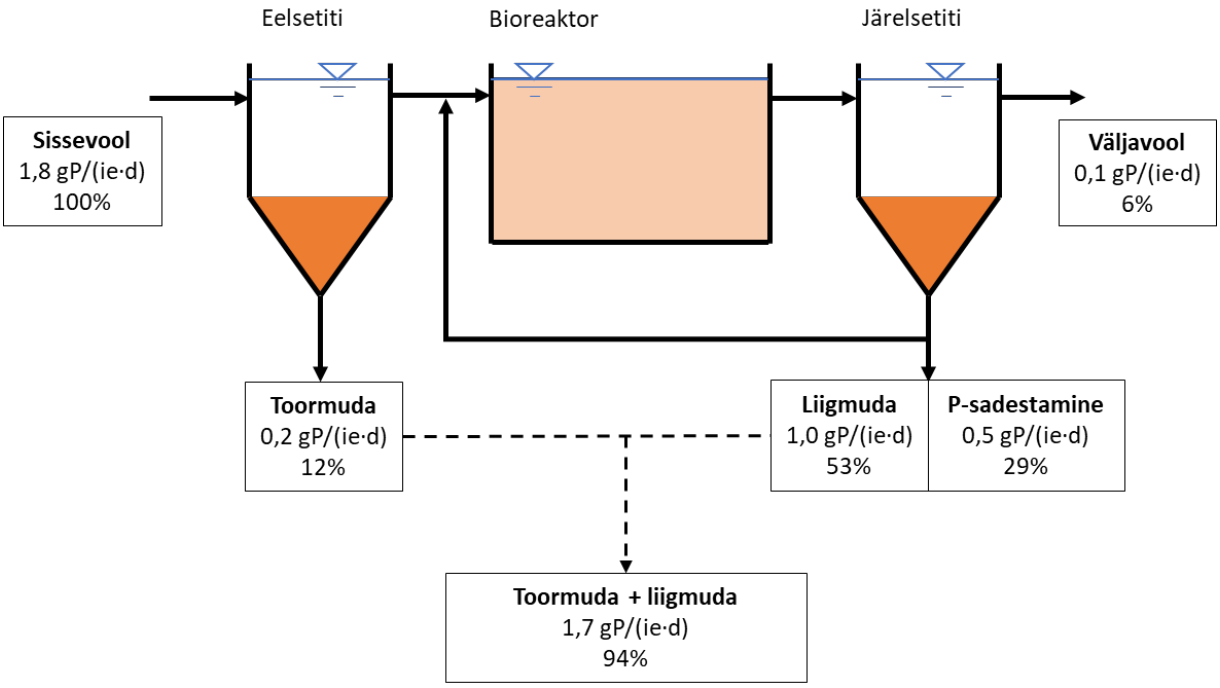
Tänapäeval tuntakse kaht fosforiärastustehnoloogiat: bioloogilist ja keemilist, mida võidakse rakendada ka kombineeritult. Mõnikord võib olla fosforisisalduse vähendamiseks vaja rakendada ka muid järelpuhastusmeetodeid (nt filtratsiooni, vt ptk 16).

9.1 Fosforivormid

Üks inimene tekitab reoveepuhastile ööpäevas *ca* 1,8 g suuruse fosforikoormuse, mille saab omakorda jaotada kaheks [2, 3]:

- heljumiga seotud kübemeline fosfor, millest suurem osa on eemaldatav settimise või filtrimise teel;
- lahustunud fosfor, mis esineb reovees suuresti ortofosfaatidena (PO_4^{3-}) ning mis on eemaldatav koagulantide abil.

Olmereoveepuhastisse jõudva reovee fosforisisaldus on 8–15 mgP/l ning koormus *ca* 1,8 g ie kohta päevas. Kui kasutusel on eelsetiti, siis *ca* 0,2 gP sellest koormusest jõuab settimise teel toormudasse ning 1 gP kasutatakse ära mikroorganismide kasvuks (eemaldatakse liigmudaga). Ülejäänu tuleb eemaldada mõnda fosforiärastustehnoloogiat, näiteks keemilist fosforiärastust, rakendades. Läbivoolse reoveepuhasti fosforibilanss on kujutatud joonisel 9.1.



Joonis 9.1. Lihtsustatud fosforibilanss ühe inimekvivalendi kohta ööpäevas

9.2 Bioloogiline fosforiärastus

Aktiivmudapuhastus võeti algul kasutusele peamiselt orgaanilise aine eemaldamiseks ning ei olnud mõeldud fosfori tõhusaks eemaldamiseks. Kuigi tavalise aktiivmudapuhastuse käigus kasutavad mikroorganismid oma kasvuks koos muude toitainetega ka fosforit, on selles protsessis võimalik liigmuda eemaldamise teel kätte saada ligikaudu 10–30 % puhastisse sisenevast fosforist. Eestis sellest ei piisa, sest meie reoveepuhastite heitvesi suubub valdavalt pinnaveekogumitesse, mille eutrofeerumise oht on suur. Õnneks on mikroorganismide poolt seotava fosfori osakaalu võimalik suurendada bioloogilise puhastusprotsessiga manipuleerimise teel. Nii on võimalik suurendada selliste mikroorganismide osakaalu, kes on tõhusamad fosfori sidujad.

Nähtuse, et mõningatel juhtudel võib aktiivmudaprotsess eemaldada fosforit tunduvalt rohkem kui mikroorganismide tavapärase metabolismi käigus, avastasid 1960-ndate alguses peaaegu samaaegselt kaks sõltumatut uurimisgruppi (üks Indias, teine Ameerikas), kuid selle põhjused jäid esialgu mõistatuseks. 1959.a. täheldasid E. G. Srinath jt, et läbivoolse aktiivmudapuhasti õhustuskambri alguses oli hapnikupuudus seotud reovee suure fosfaadisisaldusega ning seda „probleemi“ oli võimalik lahendada õhustamise intensiivistamisega [4]. Seda, kas fosfori tõhusam eemaldamine saavutati keemiliselt või bioloogiliselt, ei teadnud keegi. Alles 1965. aastal tõestasid G. v. Levin ja J. Shapiro [5], et fosfori tõhusam sidumine on põhjustatud bioloogilistest protsessidest ning samal aastal patenteeris Levin fosforiärastussüsteemi PhoStrip, mis kombineeris bioloogilise ja keemilise fosforiärastuse ning oli mõeldud eelkõige täiendava puhastusetapina mitte-nitrifitseerivates aktiivmudaprotsessides.

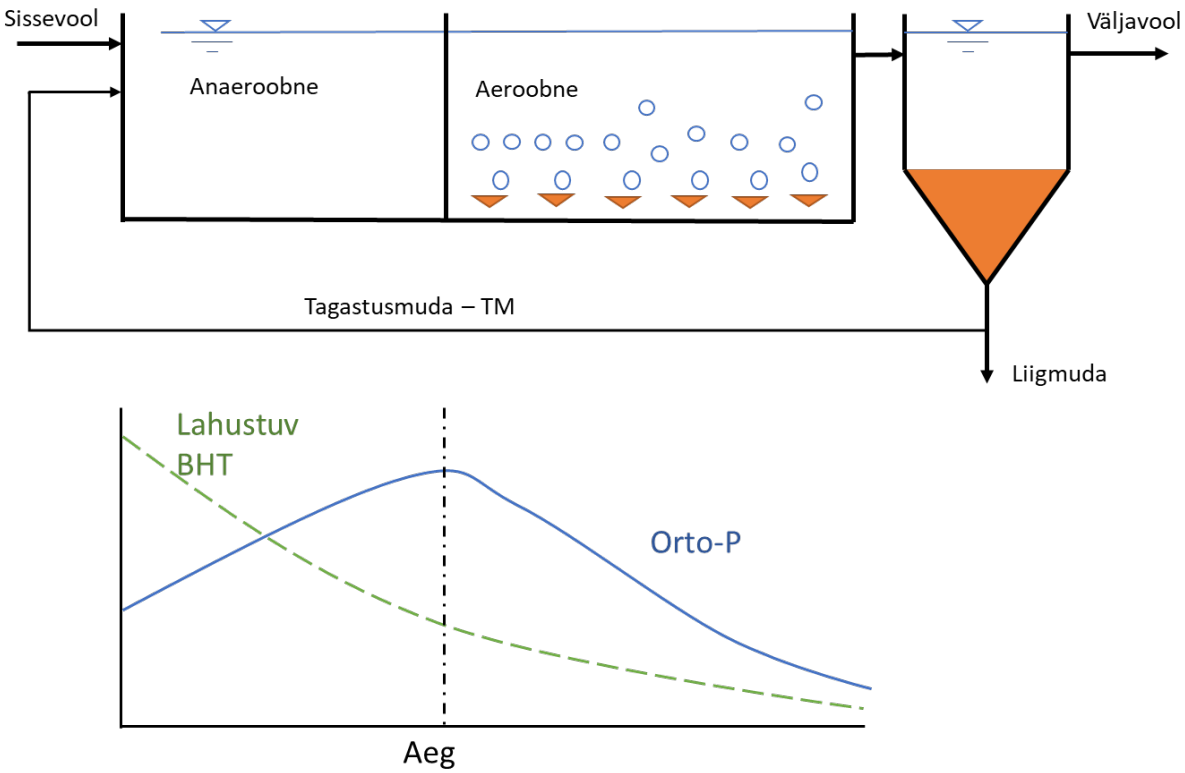
Tõhustatud bioloogilise fosforiärastuse (ingl *enhanced biological phosphorus removal*, EBPR või bio-P) esimene teadlik rakendaja oli 1970-ndatel Johannesburgis James Barnhard. Ta täheldas elektrikatkestuse ajal, mil aeratsioon seisis, korduvalt väljavooluvee suuremat fosforisisaldust kui sissevooluveel. Pärast ligi kümne aastat kestnud uurimist saadi aru, et anaeroobsete ja aeroobsete keskkondade vaheldumisel kasvavad aktiivmudasse spetsiifilised mikroorganismid, kes on võimelised siduma rohkem fosforit kui neil elutegevuseks vaja oleks. Neid mikroorganisme hakati nimetama PAO-deks ehk polüfosfaate akulumeerivateks organismideks [6].

Uuringuid jätkasid Cape Towni ülikooli teadlased George A. Ekama ja Mark C. Wenzel, kes koostasid ka esimesed matemaatilised mudelid bioloogilise fosforiärastuse kirjeldamiseks. Neid mudeleid kasutatakse suures osas ka tänapäevastes modelleerimistarkvarades [6].

9.2.1 Bioloogilise fosforiärastustehnoloogia (bio-P) põhialused

Tõhustatud bioloogilise fosforiärastuse eesmärgiks on kultiveerida selliseid mikroorganisme, kes on võimelised siduma rohkem fosforit, kui neil tegelikult rakukasvuks ja energia saamiseks vaja oleks. Need mikroorganismid (PAO-d) varuvad fosforit rakusiseselt polüfosfaadina (Polü-P) siis, kui anaeroobne ning aeroobne keskkond vahelduvad (joonis 9.2). PAO-de rakusisene fosforisisaldus (3−6 % biomassi kuivaine kohta) on oluliselt suurem kui tavalises aktiivmudaprotsessis osalevatel mikroorganismidel ning nende eemaldamine veest liigmudana annab ka tõhusama fosforiärastuse. PAO-de kasvu soodustamiseks ringleb biomass süsinikurikaste (toitumine) ja süsinikuvaeste (nälgimine) tingimuste vahel:

- **anaeroobses** keskkonnas toimuvad mitmed keerulised reaktsioonid, mille käigus reovee orgaanilise aine sisaldus väheneb ja fosforisisaldus suureneb. Anaeroobses etapis peaks hüdrauliline viibeaeg olema 1−2 tundi, annuspuhastites kuni 3 h [7, 9];
- **aeroobses** keskkonnas hapniku (või anoksilistes tingimustes nitraatide olemasolul) kasutavad fosforit akumuleerivad organismid anaeroobses keskkonnas rakusiseselt talletatud ühendeid süsiniku- ning energiaallikana, mille tulemusena tekivad uued rakud. Anaeroobses keskkonnas vabanenud ortofosfaadid seotakse uuesti polüfosfaatideks oksüdeerimisel vabaneva energia arvel. Reaktsioonide tulemusena seovad nii uued kui ka vanad mikroorganismid rohkem ortofosfaate, kui neil kasvuks ja energia saamiseks vaja oleks. Tõhustatud bioloogilise fosforieemalduse tingimuseks on, et puhastusprotsessist eemaldatakse fosforirikas liigmuda [9, 10].



Joonis 9.2. Tõhustatud bioloogilise fosforiärastuse põhimõtteline skeem

9.2.2 Fosforit akumuleerivad organismid

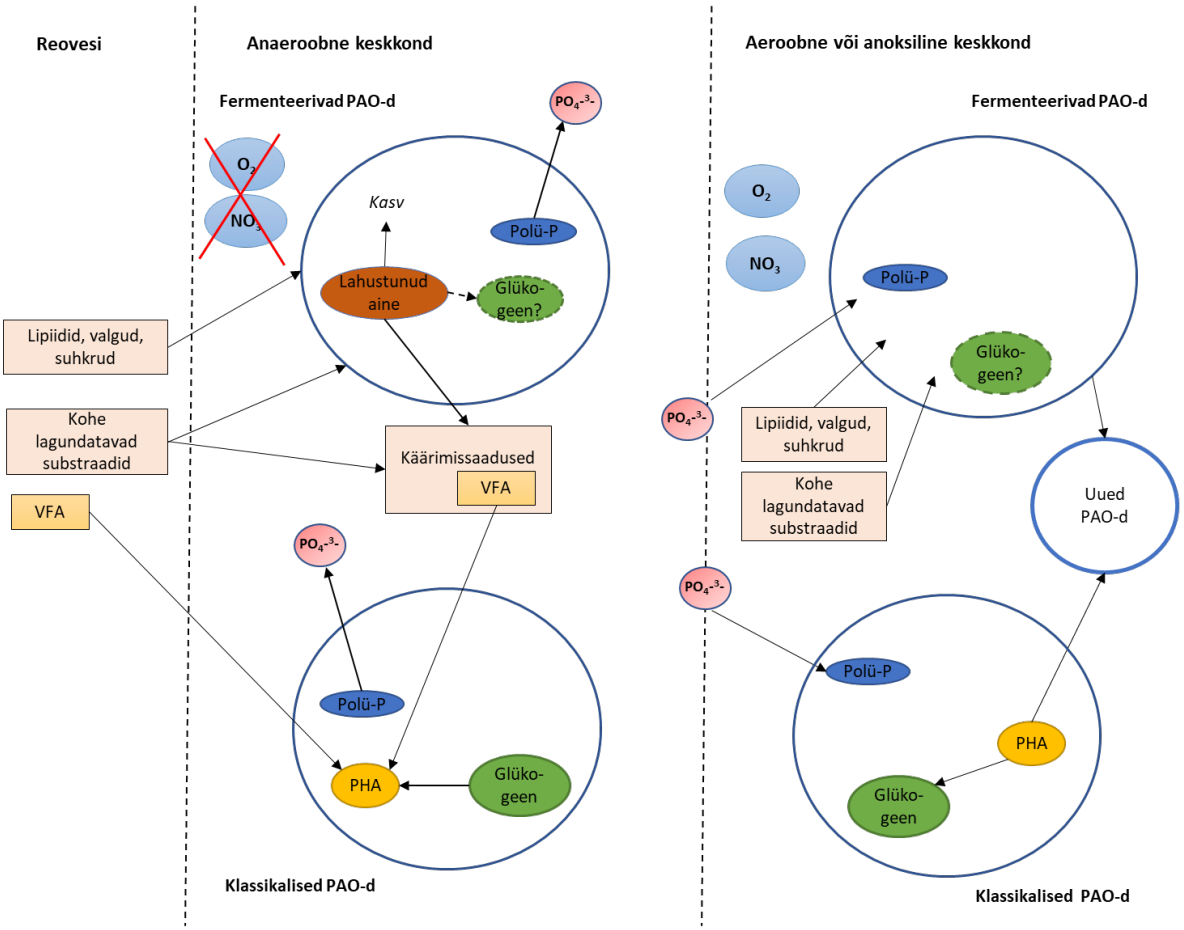
Kui käesoleva sajandi alguses arvati veel, et kõigile fosforit akumuleerivatele organismidele (PAO) on omane ühesugune metabolism [11], siis tänaseks on juba teada, et PAO-sid on erinevaid ning nende metaboolsetest eripäradest lähtuvalt on võimalik neid liigitada kolmeks (vt ka joonis 9.3):

- **klassikaliste PAO-de** (nt *Accumulibacter*) metaboolne mehhanism avastati kõige esimesena. Need PAO-d tarbivad toiduks lenduvaid rasvhappeid (nt äädikhapet) ja säilitavad neid anaeroobses faasis rakusiseste varupolümeeridena, mida kutsutakse polü-β-hüdroksüalkanoaatideks (PHA). Lenduvad rasvhapped tekivad anaeroobses keskkonnas kas fermentatiivsete bakterite elutegevuse jääkidena või sisenevad reaktorisse koos reoveega. Anaeroobses faasis saavad PAO-d energiat rakusiseste polüfosfaatide ning glükogeeni lagundamisel ja selle tulemusena tõuseb vee fosfaatidesisaldus. PHA-de sünteesi eesmärgiks on talletada süsinikku kiire kasvu faasiks hapniku olemasolul. See varupolümeer tarbitakse rakusiseselt järgnevas aeroobses faasis, kus kergesti omastatavad rakuvälised süsinikuallikad pole enam nii lihtsalt kättesaadavad. Kasvufaasis saadakse vajalik energia PHA (polü-β-hüdroksüalkanoaadi) oksüdeerimisest ning seda kasutatakse ka glükogeeni taastootmiseks. Üleliigse energia talletamiseks assimileerivad PAO-d fosfaadi väliskeskkonnast (veest) ning seda säilitatakse polüfosfaadi rakusiseste graanulitena, mida on anaeroobsetes tingimustes

võimalik uuesti kasutada energia saamiseks ja PHA sünteesiks [12]. Klassikalised PAO-d domineerivad oludes, kus lenduvate rasvhapete (VFA) sisaldus on suur ning kääritatavaid substraate on vähe [13];

- **fermenteerivad PAO-d** (nt *Tetrasphaera*) täiendavad oma anaeroobset energiavajadust aeroobselt salvestatud polüfosfaadi lagundamisel ja ortofosfaadi vabanemisel, kuid ei paista PHA-d talletavat. Selle asemel suudavad nad anaeroobses faasis varuda rakusiseselt kõrges kontsentratsioonis aminohappeid ja teisi fermentatsioonisaadusi eesmärgiga neid hiljem aeroobses faasis kasutada. Selle suhtes, kas ja millised fermenteerivad PAO-d glükogeeni süsiniku talletamiseks kasutavad, valitseb käesoleval ajal ebaselgus. Analoogiliselt klassikaliste PAO-dega kasvavad fermenteerivad PAO-d aeroobses faasis ning ka polüfosfaadid taastoodetakse seal. Süsteemides, kus on palju orgaanilisi aineid (nt mõnest tööstusest pärit reovees), võivad domineerida fermentatiivsed PAO-d [13];
- **denitrifitseerivad PAO-d** on organismid, kes suudavad paljuneda ka anoksilistes tingimustes. Neid leidub nii tavaliste kui ka fermenteerivate PAO-de hulgas, kuid näib siiski olevat iseloomulik, et nad ei suuda saavutada täielikku denitrifikatsiooni.

Tasub rõhutada, et peale PAO-de leidub ka teisi mikroorganisme, kellel on sarnane ellujäämisstrateegia, kuid kes ei aita kaasa tõhusamale bioloogilisele fosforiärastusele. Tuntuimad PAO-de konkurendid on glükogeeni akumuleerivad organismid (GAO), kes kasutavad aeroobselt salvestatud glükogeeni selleks, et ergutada anaeroobse substraadi omastamist ja säilitamist, kuid ei salvesta polüfosfaate. Kuigi GAO-sid on sageli süüdistatud bio-P probleemides (eeldatakse, et nende hulk on suurem PAO-de omast ning seetõttu ei suudeta ka tagada tõhusat fosforieemaldust), ei ole siiani selge, kui suurt praktilist tähtsust GAO-d tegelikult omavad. Pigem tasub GAO-sid vaadelda kui osa bio-P mikrobioloogilisest kooslusest, kes osalevad süsiniku ning toitainete ärastamise protsessides [13] ning võivad teatud juhtudel kaasa aidata denitrifitseerivate PAO-de täielikule denitrifitseerimisele [14].



Joonis 9.3. Võrreldes klassikaliste PAO-dega on fermenteerivate PAO-de toidulaud rikkalikum anaeroobses keskkonnas ning nende käärimissaadused (nt äädikhape) sobivad toiduks klassikalistele PAO-dele [11-13] järgi

9.2.3 Bioloogilise fosforiärastuse piirangud

Bioloogilise fosforiärastuse kavandamisel on vaja eelnevalt põhjalikult analüüsida, kas seda on võimalik rakendada või mitte. Tõhusaks bioloogiliseks fosforiärastuseks peab suhe KHT/$P_{üld}$ olema vahemikus 40–60 ($BHT_7/P_{üld}$ = 20–30), et oleks tagatud piisava kergesti lagundatava orgaanilise aine (põhiliselt lenduvate rasvhapete) olemasolu. Vajalik viibeaeg anaeroobses tsoonis (maksimaalne kuivailma vooluhulk bioreaktorisse koos tagastusmudaga) on 1–2 h. Annuspuhastis on vajalik viibeaeg 1,5–3 h, kuna eelnevalt tuleb eemaldada nitraat, et keskkond muutuks anaeroobseks. Enamasti moodustab anaeroobne tsoon < 25% kogu bioreaktori mahust. Bioloogilise fosforiärastusega on võimalik $P_{üld}$ piirmäär 0,5 mg $P_{üld}$ /l saavutada vaid siis, kui sissevooluvee KHT/$P_{üld}$ > 50 [8, 15].

Peale toitainete sobiliku suhte mõjutavad bioloogilise fosforiärastuse tõhusust mitmesugused tegurid, mida tuleb silmas pidada [1, 3, 8]:

- **selleks kasutatavas mahutis peavad olema tagatud anaeroobsed tingimused** – anaeroobses mahutis ei tohi olla lahustunud hapnikku ega nitraate, sest muidu konkureerivad eri

mikroorganismid orgaanilise aine pärast ning kasvueelise saavad need bakterid, kes tarbivad hapnikku (või nitraate);

- **lahustunud hapniku lisamine aeroobsesse mahutisse peab olema kontrollitud** – bioreaktorit on mõistlik käitada nii, et mahuti alguses on lahustunud hapnikku 2−2,5 mg/l ning lõpus maksimaalsel 1 mg/l, et vältida lahustunud hapniku kandumist ringlus- või tagastusmudaga anaeroobsesse tsooni;
- **fosforirikka biomassi eemaldamine veest peab olema tõhus** – peaaegu kogu fosfor on seotud aktiivmudasse ning kui järelsetiti ei suuda heljumit korralikult kinni püüda, kandub fosfor heitveega reoveepuhastist välja;
- **tuleb arvestada liigmuda suurenenud teket –** bioloogilise fosforiärastuse käigus suureneb kiiresti kasvavate fakultatiivsete mikroorganismide arv ning reoveepuhastit soovitatakse käitada väikese mudavanusega, mis on küll energiatõhus, kuid tulemuseks on suurem liigmudateke. Keskmiselt tuleb arvestada, et täiendavalt tekib 3 kg kuivainet 1 kg bioloogiliselt eemaldatud fosfori kohta;
- **täiendavad protsessisisesed koormused** – kuna mudatihendi ülevooluvesi juhitakse tagasi puhastusprotsessi, tuleb vältida vastavate mahutite täielikult anaeroobseks muutumist, et ortofosfaat tagasi puhastusprotsessi ei jõuaks. Täiendavat sisemist koormust annavad ka anaeroobsed stabiliseerimismeetodid (nt reoveesette anaeroobne kääritamine). Sellise tehnoloogia kasutamisel tuleb üle minna keemilisele fosforiärastusele või kasutada stabiliseeritud sette veetustamisel tekkiva fugaadi töötlemiseks mõnda muud lahendust, et vältida suure fosforikoormuse tagasijõudmist protsessi.

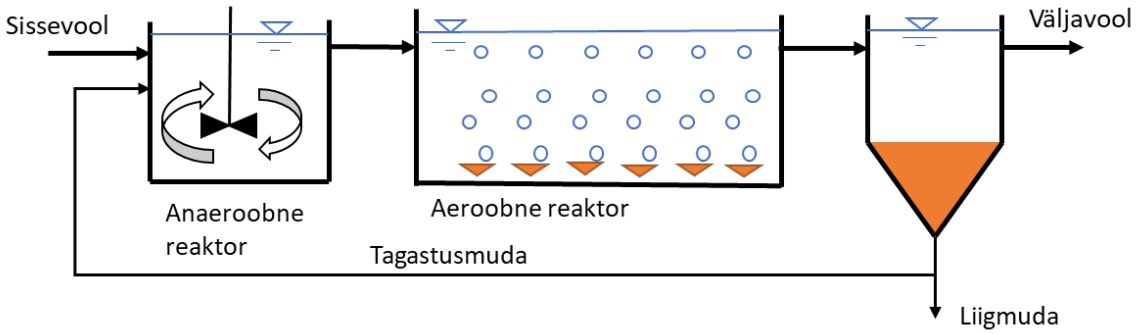
9.2.4 Bioloogilise fosforiärastuse enamlevinud lahendused

Viimase 40 aasta jooksul on välja töötatud enam kui kaheksa bioloogilise fosforiärastuse tehnoloogilist lahendust. Allpool tutvustatakse neist kõige levinuimaid, mis kõik toimivad ülal kirjeldatud meetodil. Kuigi joonistel esitatud skeemid kujutavad läbivoolseid aktiivmudaprotsesse, on need lahendused teatud määral rakendatavad ka annuspuhastites ja biokiletehnoloogial põhinevates reoveepuhastites.

Phoredox (A/O)

Phoredox töötati välja Lõuna-Aafrikas selleks, et tõhustada bioloogilist fosforiärastust. Nagu joonisel 9.4 näha, puudub selles lahenduses lämmastikuärastus. Süsteem koosneb anaeroobsest mahutist, millesse juhitakse reovesi ja tagastusmuda. Selles reaktoris fosfor vabaneb ning järgnevas aeroobses reaktoris toimub selle kasutamine ja akumuleerumine mikroorganismidesse, täpselt nagu eespool kirjeldati. Pärast seda, kui Lõuna-Aafrikas sätestati lämmastikuärastusnõuded, vähenes huvi selliste

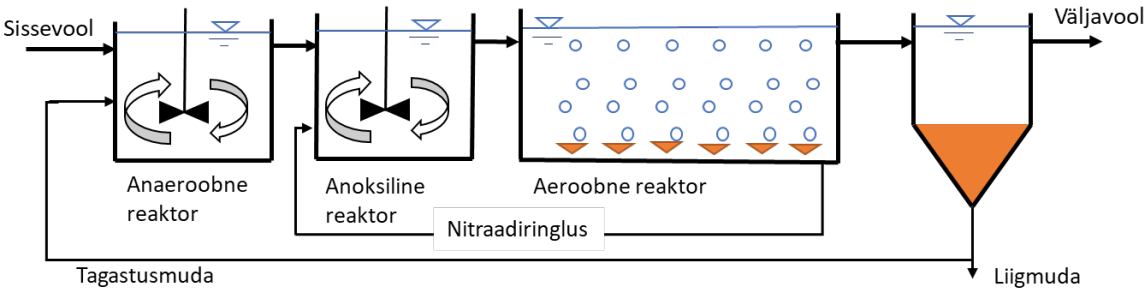
reoveepuhastite vastu. Sedalaadi protsesse võime täheldada ka mitmes Eesti väikepuhastis, milles fosforit teadlikult bioloogiliselt ei ärastata, kuid kui tingimused on soodsad, võidakse neis fosforit täiendavalt bioloogiliselt siduda [7, 16].



Joonis 9.4. Bioloogilise fosforiärastuse Phoredox (A/O) tehnoloogiaskeem

Modifitseeritud Bardenpho A2O

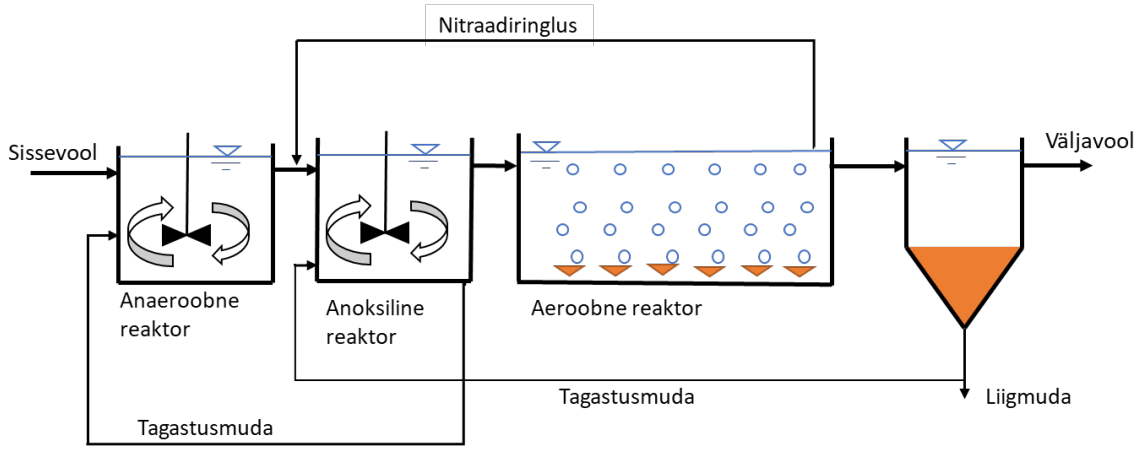
A2O on ülalkirjeldatud tehnoloogilise lahenduse modifikatsioon. Nagu joonisel 9.5 näha, on lämmastikuärastus arvesse võetud. See tähendab, et on olemas anoksiline tsoon, milles toimub denitrifikatsioon, ja nitrifikatsiooniks aeroobne tsoon. Kuna aeroobses keskkonnas tekkinud nitraat pärsiks bioloogilist fosforiärastust, muutes anaeroobse keskkonna anoksiliseks, ringleb nitraat vaid aeroobse ja anoksilise tsooni vahel. Tagastusmudaga jõuab küll teatud hulk nitraati anaeroobsesse tsooni, kuid sissevooluvees oleva orgaanilise aine olemasolu tõttu redutseeritakse see suhteliselt kiiresti gaasiliseks lämmastikuks [7, 16].



Joonis 9.5. Kolmeastmelise modifitseeritud Bardenpro A2O bioloogilise fosforiärastuse tehnoloogiaskeem

University of Capetown (UCT)

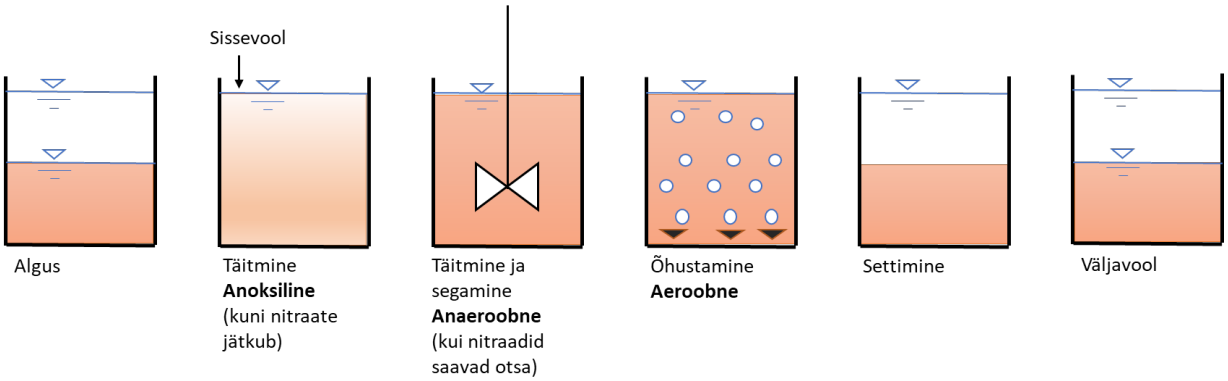
UCT puhul muudeti A2O-ga võrreldes tagastusmuda ja nitraadi ringluse juhtimispõhimõtteid. Nagu joonisel 9.6 näha, juhitakse aktiivmuda anoksilisest tsoonist anaeroobsesse tsooni, et tagada seal piisavat aktiivmudasisaldust, tagastusmuda protsessi algusesse ei juhita. Protsessi sellise konfiguratsiooniga saavutatakse tõhusam bioloogiline fosforiärastus ja ka lämmastikuärastus, sest nitraate anaeroobsesse keskkonda ei jõua ning väljavooluvee nitraadisisaldus on väiksem [7].



Joonis 9.6. University of Cape Town (UCT) bioloogilise fosforiärastuse tehnoloogiaskeem

Tõhustatud bioloogilise fosforiärastuse rakendamine annuspuhastites

Annuspuhastites eraldi reaktorid puuduvad, mistõttu vajalikud keskkonnad tekitatakse anaeroobse, anoksilise ja aeroobse puhastustsükli ajatamisega samas mahutis. Kuna tõhustatud bioloogiliseks fosforiärastuseks on vaja anaeroobset keskkonda, tuleb tagada, et esimeses etapis oleks viibeaeg pärast täitmist piisavalt pikk (kuni 3 h), et eelmises tsüklis tekkinud nitraadid denitrifitseeritaks ning keskkond anaeroobseks muutuks. Edasi kulgeb fosforiärastus nagu eelpool kirjeldati. Anaeroobses keskkonnas fosfor vabaneb ja aeroobses toimub selle tõhustatud sidumine. Annuspuhastite puhul peab olema eriti ettevaatlik, et puhastustsüklite vahe (ooteaeg) liiga pikaks ei kujuneks, sest aktiivmuda mitte-aereerimisel võib seotud fosfor uuesti vabaneda. Sama võib juhtuda mudatihendis [7, 8].



Joonis 9.7. Tõhustatud bioloogiline fosforiärastus annuspuhastites

9.2.5 Bioloogilise P-ärastuse dimensioneerimine

Bioloogilise tõhustatud fosforiärastuse korral on kõige suurem kasutegur saavutatav elusate PAO-de poolt seotud fosfaatide arvelt. Praktikas tähendab see seda, et bio-P on kõige tõhusam siis, kui elusate PAO-de rikas biomass võetakse kohe süsteemist jääkmudana välja – kui elusad heterotroofsed

mikroorganismid (OHO-de) seovad keskmiselt 0,03 g fosforit 1 grammi orgaanilise aine kohta, siis elusate PAO-de puhul on see suhtarv ligi 13 korda suurem (0,38 gP/gKAL) [6]. Mudavanuse kasvamisel aga endogeense jäägi osakaal suureneb ning fosfaadid vabanevad tagasi vette. Endogeense jäägi fosforisisaldus on võrdne OHO-de fosforisisaldusega ka PAO-de jaoks (0,03 gP/gKAL).

Anaeroobse mahuti dimensioneerimisel tuleb arvesse võtta, et selle minimaalne HRT on 30–45 minutit (arvestatuna maksimaalse kuivaaja vooluhulga ja tagastusmuda vooluhulga summa kaudu, soovitatav hüdrauliline viibeaeg olema 1−2 tundi, annuspuhastites kuni 3 h) [3]. Oluline on tagada mahutis anaeroobsed tingimused, mis tähendab, et tuleb välistada soovimatu õhustamine (nt ei saa mudaringluse tagamiseks kasutada õhktõstukit).

Eestis ei ole Phoredox-lahenduse kasutamine sageli mõistlik, sest keskkonnaluba nõuab nii fosfori- kui ka lämmastikusisalduse vähendamist, mis omakorda tähendab, et tulenevalt lämmastikuärastuse eripäradest (vt ptk 8) saab bio-P-kontekstis rääkida pigem kombineeritud bioloogilisest lämmastiku- ja fosforiärastusest (nt, A2O, UCT). Sellist lähenemist soovitab ka Saksa standard ATV 131 [3], milles võetakse arvesse, et lämmastiku ärastamisel mudavanus suureneb ja endogeense jäägi osakaal kasvab, mistõttu on bio-P rakendamise korral vaja fosforit täiendavalt keemiliselt ärastada:

$$X_{P,keem} = C_{P,SV} - C_{P,VV} - f_{P,deni} \cdot C_{\mathrm{SV}} - f_{P,OHO,SV} \cdot C_{\mathrm{SV}} - f_{P,PAO,SV} . C_{\mathrm{SV}} \text{ (mgP/l)}, \qquad (9.1)$$

kus $X_{P,keem}$ on fosforisisaldus, mida on vaja keemiliselt ärastada (mgP/l); $C_{P,SV}$ – sissevooluvee fosforisisaldus (mgP/l); $C_{P,VV}$ – väljavooluvee soovitud/eeldatav fosforisisaldus, mis vastab 60–70%-le loa piirnormist (nt kui piirnorm on 0,5 mgP/l, siis $C_{P,VV}$= 0,6 · 0,5 = 0,3 mgP/l); C_{SV} – sissevooluvee BHT_7- või KHT-sisaldus (mg/l); $f_{P,OHO,SV}$ – empiiriline koefitsient, mis iseloomustab seda, kui palju fosforit seovad liigmuda heterotroofsed mikroorganismid sõltuvalt sissevoolu orgaanilise aine sisaldusest (mgP/mg); $f_{P,deni}$ – empiiriline koefitsient, mis kirjeldab tõhustatud lämmastikuärastusel saadavat kasutegurit fosfori ärastamisel sõltuvalt sissevooluvee orgaanilise aine sisaldusest (mgP/mg) ja $f_{P,PAO,SV}$ – empiiriline koefitsient, mis näitab, kui palju fosforit seovad liigmuda PAO-d sõltuvalt sissevoolu orgaanilise aine sisaldusest (mgP/mg).

Tavalises asulareoveepuhastis seovad liigmudaga eemaldatud heterotroofsed organismid fosforit ($f_{P,OHO,SV}$) keskmiselt 0,012 mgP/mg väljendatuna BHT_7 suhtes (või 0,005 mgP/mg KHT suhtes). See, kui palju PAO-d fosforit seovad, sõltub aga lämmastikuärastusest:

- Bio-P lahenduse korral loetakse $f_{LM,P,PAO}$ väärtuseks 0,012–0,017 mgP/mg BHT_7 ja 0,005–0,07 mgP/mg KHT;

- lämmastikuärastuse kõigi lahenduste puhul võib eeldada teatavat PAO-de aktiivsust anoksilises mahutis (osaliselt põhjustavad seda mikrogradiendid aktiivmudahelbes, ka lisasüsiniku annustamine mõjub soodsalt), kuid kuna konkreetseid mõjusid on sageli keeruline kirjeldada, on kasutusele võetud empiiriline koefitsient $f_{P,deni}$ (0,006 mgP/mg BHT_7 ja 0,002 mgP/mg KHT kohta), mis väljendab tõhustatud lämmastikuärastuse kasutegurit fosfori kõrvaldamisel;
- puhastites, milles lämmastikuärastus on lahendatud eel-denitrifikatsiooni (nt MLE – vt ka jaotist 8.5 ja SBR) või kaskaad-denitrifikatsiooniga ning kus eraldiseisvat anaeroobset mahutit ei ole, on bioloogilise tõhustatud fosforiärastus võimalik, kuid alles siis, kui nitraadid on denitrifikatsioonis ära kasutatud ning denitrifikatsioonimahutis on keskkond muutunud anoksilisest anaeroobseks. Siis võib $f_{P,PAO,SV}$ väärtuseks võtta ≤ 0,006 mgP/mg BHT_7 ja ≤ 0,002 mgP/mg KHT kohta;
- kombineeritud N- ja P-ärastuse puhul peab siiski arvestama, et kui denitrifikatsioon on madalamatel temperatuuridel mittetäielik (heitvee NO_3-N sisaldus ≥ 4,5 mgN/l), pärsib see bio-P-d ja siis võib $f_{P,PAO,SV}$ väärtuseks võtta 0,006 mgP/mg BHT_7 ja 0,002 mgP/mg KHT kohta;
- madalatel temperatuuridel eeldatakse siis, kui tagastusmuda juhitakse anoksilisest mahutist (nt UTC) anaeroobsesse, et $f_{P,PAO,SV}$ ≤ 0,006 mgP/mg BHT_7 ja ≤ 0,002 mgP/mg KHT kohta.

Näidisarvutus:

Vaadeldagu täieliku lämmastikuärastusega A2O-reoveepuhastit, milles reovee vooluhulk on 1500 m^3/d, BHT_7= 350 mg/l ja $P_{üld}$ = 15 mg/l ning heitvee fosforisisalduse piirnorm 0,5 mg/l. Eeldusel, et keemilist fosforiärastust ei kasutata ($X_{P,keem}$= 0 mgP/l), saab valemist 9.1 avaldada eeldatava fosoforisisalduse väljavoolus:

$$C_{P,VV} = C_{P,SV} - f_{P,deni} \cdot C_{\mathrm{SV}} - f_{P,OHO,SV} \cdot C_{\mathrm{SV}} - f_{P,PAO,SV} . C_{\mathrm{SV}}$$

ehk

$$C_{P,VV} = 15\, mgP/l - (350\ \mathrm{mgP/l} \cdot 0{,}012) - (350\ \mathrm{mgP/l} \cdot 0{,}006) - (350\ \mathrm{mgP/l} \cdot 0{,}012) =$$

$$= 15 \frac{\mathrm{mgP}}{\mathrm{l}} - 4{,}2 \frac{\mathrm{mgP}}{\mathrm{l}} - 2{,}1 \frac{\mathrm{mgP}}{\mathrm{l}} - 4{,}2 \frac{\mathrm{mgP}}{\mathrm{l}} = 4{,}5 \frac{\mathrm{mgP}}{\mathrm{l}}.$$

Näitest on näha, et kõnealuses puhastis on küll võimalik kõrvaldada 70% fosforist, kuid piirnormi saavutamiseks on vaja ka keemilist fosforiärastust.

9.3 Keemiline fosforiärastus

Keemiline fosforiärastus võeti kasutusele 1970-ndatel, s.o samal ajal kui avastati bioloogiline fosforiärastus. Teadusuuringute ja kogemuste põhjal oli selgunud, et lahustunud fosfaate on võimalik ka mõne metallisoola abil välja sadestada. Ameerika Ühendriikides kasutati esmalt põhiliselt kaltsiumil põhinevaid soolalahuseid. Eestis kasutati algul $FeCl_3$, hiljem osutus levinuimaks $Fe_2(SO_4)_3$ ehk tehnilise lahusena PIX-115. Kuid keemilise fosforiärastusega on olnud ka probleeme, nagu vee pH muutumine, varem mainitud soolsuse tõus ja kasutatavate koagulantide raskmetallisisaldus. Lisaks eemaldab see ärastusmeetod ainult lahustunud ortofosfaate, fosfor võib reovees esineda aga ka muul kujul [3].

Keemiline fosforiärastus põhineb enamasti metallisoola (koagulandi) ning lahustunud fosfaadi reaktsioonil, mille tulemusena tekib lahustumatu ühend, mis eemaldatakse koos liigmudaga järelsetitis:

$$Me^{+3}_{lahustunud} + PO^{+3}_{4\ lahustunud} \rightarrow MePO_{4\ lahustumatu} \downarrow \qquad (9.2)$$

Metalliiooni kulu 1 kg P eemaldamiseks oleneb paljudest teguritest: vee heljumisisaldus, temperatuur, pH, kuid dimensioneerimisel arvestatakse fosfori piirmäära 1 mg/l saavutamiseks järgmisi suhteid [19]:

- koagulatsioonil Fe^{+3}-ga 2,7 kg Fe/kg P kohta;
- koagulatsioonil Al^{+3}-ga 1,3 kg Al/kg P kohta.

Tänapäeval kasutatakse Eestis enim $Fe_2(SO_4)_3$ ehk tehnilise nimetusega PIX-115 (raud(III)sulfaat). Vastav lahus sisaldab *ca* 11,5 % puhast rauda, mis on ka fosfaadiga reageeriv osa. Kasutatakse ka alumiiniumi baasil koagulante, mis on küll tõhusamad, kuid tunduvalt kallimad.

9.3.1 Koagulandid

Kuigi on teada, et fosfori ärastamiseks on kasutatud lupja, siis tänapäeval kasutatakse põhiliselt rauа- ja alumiiniumisoolasid. Mõned kasutatavamad koagulandid ja nende omadused on näidatud tabelis 9.1. Tabelist selgub, et osa kasutusel olevates koagulantidest, mille pH on väga suur, on töötervishoiu seisukohalt ohtlikud. Seetõttu vajavad nende kemikaalide käitlejad spetsiaalset ohutusväljaõpet ning tööandja peab neid varustama kõigi vajalike kaitsevahenditega.

Tabel 9.1. Enamkasutatavad koagulandid ja nende omadused [3, 16].

Koagulant	Keemiline valem	Tihedus kg/m³	Ladustamine/doseerimine	Mõjuv katioon	pH

Alumiiniumkloriid	$AlCl_3$	1,3	Happekindel mahuti ja doseerimispump	Al^{3+}	1
Alumiiniumsulfaat	$Al_2(SO_4)_3$	1,27	Happekindel mahuti ja doseerimispump	Al^{3+}	3
Raud(II)kloriid	$FeCl_2$	1,24-1,37	Happekindel mahuti ja doseerimispump	Fe^{2+}, Fe^{3+}	1
Raud(III)kloriid	$FeCl_3$	1,43-1,52	Happekindel mahuti ja doseerimispump	Fe^{3+}	1
Raud(III)sulfaat	$Fe_2(SO_4)_3$	1,5	Happekindel mahuti ja doseerimispump	Fe^{3+}	1
Kaltsiumhüdroksiid	$Ca(OH)_2$	1,15 lahusena 0,45 pulbrina	Mahuti, tigukonveier, doseerimispump	Ca^{2+}	12,5

9.3.2 Keemilise fosforiärastustehnoloogia rakendamine

Kõige rohkem mõjutab koagulandi tõhusust doseerimiskoht, kus peab olema tagatud koagulandi kiire segunemine puhastatava reoveega (vool olgu võimalikult turbulentne) ning kus kemikaalisegu voolamist on võimalik visuaalselt kontrollida. Kui turbulentne koht puudub, tuleb paigaldada olemasolevasse süsteemi või eraldi mahutisse segurid. Koagulandiladu peab olema doseerimiskohale võimalikult lähedal.

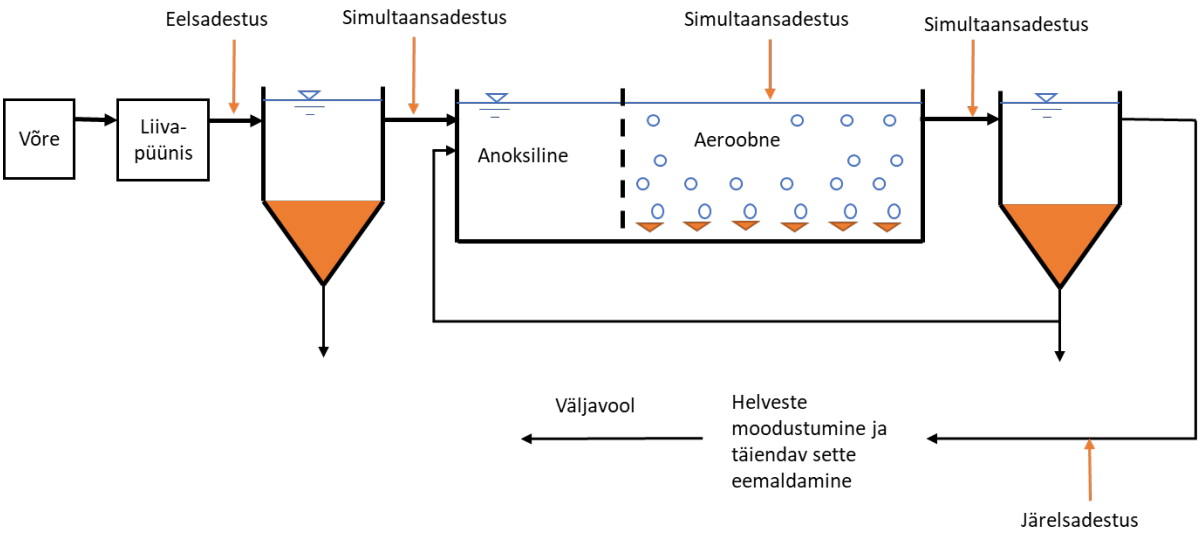
Fosforiärastuskoagulanti võib doseerida kolme kohta, rakendades eelsadestust, simultaansadestust või järelsadestust. Doseerida võib ka mitmes punktis, näiteks enne järelsetitit ja eelsetitis [3, 16].

Eelsadestuse korral doseeritakse koagulanti võretagusesse liivapüüdurisse või eelsetiti ette. Seda moodust on kasutatud üle 50 000 ie jõudlusega reoveepuhastites, kus liigmuda pumbatakse eelsetitisse ja eemaldatakse koos toormudaga. Eelsadestuse eesmärgiks on pigem toormuda kuivainesisalduse suurendamine ning eriti suvekuudel liigmudast väljalahustuva fosfori osakaalu vähendamine, sest kõrgemate temperatuuride puhul muutuvad eelsetitid kiiresti anaeroobseks. Bioloogilise puhastuse seisukohalt on tegemist pigem ebasoovitava protsessiga, sest koagulatsiooni käigus eemaldatakse märkimisväärne osa kergesti lagundatavast orgaanilisest ainest (BHT_7), mis on hilisemas protsessis vajalik denitrifikatsiooniks. Fosforisisaldus võib ka langeda nii madalaks (näiteks ühisvoolukanalisatsiooniga süsteemides), et kasvueelise saavad liigmuda settivust halvendavad niitbakterid. Tänapäeval kasutatakse eelsadestust suhteliselt vähe.

Simultaansadestus on protsess, milles koagulant doseeritakse bioreaktori sissevoolu, bioreaktorisse endasse või järelsetiti ette. Kuigi see on levinuim keemilise fosforiärastuse moodus, on see kõige ebatõhusam meetod, sest koagulant doseeritakse suure heljumisisaldusega keskkonda ning see

suurendab tunduvalt kemikaalikulu. Simultaansadestuse puhul tuleks koagulant doseerida võimalikult bioreaktori lõppu, et anda mikroorganismidele võimalus neile vajalik fosfor ära kasutada, ning keemiliselt on vaja siduda vaid selle jääk.

Järelsadestustehnoloogia puhul doseeritakse koagulant järelsetiti taha. See protsess on kõige tõhusam, kuid nõuab kõige suuremaid investeeringuid. Tõhusus saavutatakse tänu sellele, et heljumisisaldus on kogu protsessi ulatuses kõige väiksem väljavooluvees, kogu bioloogiliselt seotud fosfor on ära tarbitud ning eemaldada on vaja vaid jääkfosfor. Kui eelnevad protsessid on kergesti olemasolevasse süsteemi integreeritavad, siis järelsadestamiseks on vaja rajada täiendav filtreerimis- (liivfilter, ketasfilter) või setitusaste. Tehnoloogia tõhusust on võimalik suurendada kombineerides järelsadestamist flokulatsiooniga, mille käigus keemilised väljasadestatud fosforisoolad seotakse suuremateks helvesteks, mis hiljem välja filtreeritakse. Selle tulemusena suureneb fosforit eemaldavate filtrite tõhusus.



Joonis 9.8. Koagulandi doseerimiskohad: eelsadestus, simultaansadestus ning järelsadestus

Arvestada tuleb seda, et keemilise fosforiärastusega suureneb märkimisväärselt liigmuda hulk. Koagulatsiooni tulemusena tekib iga eemaldatud 1 kg fosfori kohta täiendavalt 6,8 kg rauarikast liigmuda (alumiiniumi puhul 5,3 kg). Väga happeline koagulant mõjutab ka reovee leelisust ehk puhverdusvõimet, mis võib eriti väikepuhastite korral alandada pH-d. Kuna leelisus väheneb ka lämmastikuärastuse (nitrifikatsiooni) käigus, tuleb enne keemilise fosforiärastuse rakendamist kontrollida, kas reovee leelisus on neutraalse keskkonna tagamiseks piisav. Samas väheneb keemilise fosforiärastuse tulemusel fosfori tagasileostumise oht (eriti mudatihendites ja setitites) ning kogu protsess on võrreldes bioloogilise fosforiärastusega paremini juhitav.

Saksamaa (ATV DVWK A 202E) andmeil on keemilise fosforärastuse puhul võimalik erinevate tehnoloogiate rakendamisega jõuda keskmiselt järgmiste heitvee üldfosforisisaldusteni:

- eelsadestusega 2 mg/l;
- simultaansadestusega 1 mg/l (Eesti kogemuste põhjal ka 0,5 mg/l, kuid see eeldab suuremat koagulandidoosi);
- järelsadestus kombineerituna setitamisega 1 mg/l;
- järelsadestus kombineerituna flokulatsiooni ja filtratsiooniga 0,5 mg/l.

Eelsadestuse ning simultaansadestuse puhul juhitakse tähelepanu sellele, et fosfori piirmäärasid ei ole võimalik saavutada pidevalt, vaid ülaltoodud näitajad iseloomustavad pikema perioodi keskmistatud proovide, mitte punktproovide, näitajaid. See tähendab, et pelgalt koagulandi doosi suurendamisega tihti soovitud piirmäära ei saavutata, sest fosforiärastus oleneb mitmest tegurist, sh heljumi eemaldamise tõhususest, reaktiivse fosfori osakaalust (s.o selle fosfori osakaalust, mis koagulatsiooniprotsessidele allub) [16].

9.3.3 Koagulandikulu arvutamine

Tõhustatud bioloogilise fosforiärastuse korral leitakse valemi 9.1 abil esmalt fosfori hulk, mida on vaja kõrvaldada ning seejärel valemi 7.9 abil keemilise fosforiärastusega kaasneva liigmuda hulk.

Keemiliseks fosforiärastuseks vajalik kemikaalikulu oleneb molaarmasside suhtest, mis on 1,5, seega doseerides 2,7 kg Fe/kg_{prec} või 1,3 kg Al/kg_{prec}.

Näidisarvutus:

Vaadeldagu täieliku lämmastikuärastusega ilma bio-P-ta reoveepuhastit, mille reovee vooluhulk on 1500 m^3/d, BHT_7 350 mg/l, $P_{üld}$ 15 mg/l ning heitvee fosforisisalduse piirnorm 0,5 mg/l (dimensioonime 0,3 mg/l peale). Koagulatsiooniks kasutame PIX 115, mille Fe-sisaldus on 11,5% ja tihedus 1,54.

Keemiliselt kõrvaldatava fosfori sisaldus (valem 9.1):

$$X_{P,keem} = \frac{15mgP}{l} - \frac{0{,}3mgP}{l} - \left(\frac{350mg}{l} \cdot \frac{0{,}012mgP}{mg}\right) - \left(\frac{350mg}{l} \cdot \frac{0{,}006mgP}{mg}\right) - 0 = 8{,}4mgP/l$$
$$= 8{,}4\ gP/m^3$$

Järgmiseks leiame, mitu kilogrammi kõrvaldatavat fosforit sisaldab 1500 m^3/d reovett:

$$\frac{8{,}4\mathrm{gP}/m^3}{1000g/kg} \cdot 1500\ m^3/d = 12{,}6\,kgP/d.$$

Selle fosforikoguse sadestamiseks kulub :

$$12{,}6\ kgP/d \cdot 2{,}7 kgFe = 34{,}0\ kgFe/d.$$

PIX115 sisaldab 11,5% Fe, seega vajaliku $Fe_2(SO_4)$ koguse leiame ristkorrutise abil:

$$\begin{array}{ll} 11{,}5\% & 34{,}0\ kgFe/d \\ 100\% & x\ kgPIX115 \end{array}$$

$$xkgPIX115 = \frac{100\% \cdot 34{,}0 KgFe/d}{11{,}5\%} = 295{,}8 \frac{kgPIX115}{\mathrm{d}}.$$

Kuna annustatakse mahtu, siis koagulandi vajaliku ööpäevase annustushulga $Q_{koagulant}$ leidmiseks peame arvestama PIX115 tihedust, mis on *ca* 1,54 kg/m^3:

$$Q_{koagulant} = \frac{295{,}8\ kgPIX115/\mathrm{d}}{1{,}54\ kg/m^3} = 192 \frac{l}{d}.$$

Koaguleerimisest tingitud liigmuda (kuivaine) hulk on avaldatav valemist 7.9:

$$SP_{d,P} = \frac{Q_d \cdot (6{,}8 \cdot X_{P,prec,Fe})}{1000} = \frac{1500\ m^3 \cdot * (6{,}8 \cdot 9{,}8\ mg/l)}{1000} = 100\ \mathrm{kg}.$$

Arvestades seda, et järelsetitist või annuspuhastist kõrvaldatava liigmuda kuivainesisaldus on *ca* 0,8%, siis on täiendava liigmuda maht *ca* 12,5 m^3.

Arvestama peab ka seda, et kui tegemist on näiteks annuspuhastiga, millesse PIX annustatakse teatud ajahetkel, siis on oluline, et valitakse pump, mis suudab vajaliku koguse anda näiteks 0,5 h jooksul.

9.3.4 Enamlevinud probleemid keemilise fosforiärastustehnoloogia käitamisel

Keemilise fosforiärastuse tõhusust võivad pärssida mitmed tegurid:

- doseerimispunktis ei ole tagatud piisav segunemine reoveevooluga, näiteks koagulant niriseb mööda seina;
- pumba jõudlus ei vasta tootja spetsifikatsioonile, sest koagulandi viskoossus erineb muude vedelike omast;
- koagulandivoolik on manteltoru sees purunenud, mistõttu koagulant ei jõua doseerimispunkti;
- koagulandi doseerimispumba aegrelee on valesti reguleeritud, mistõttu koagulanti doseeritakse liiga vähe või valel ajal (eriti oluline annuspuhastite puhul);
- koagulanti doseeritakse puhastusprotsessi algusesse, mis pärsib bioloogilist fosforiärastust;
- koagulandimahuti paikneb doseerimispunktist madalamal ning tekib nn sifooniefekt, mistõttu koagulandimahuti voolab kiiresti tühjaks;

- vähemturbulentsetes kohtades koagulant kristalliseerub ja ummistab vooliku;
- väljavoolus on üle piirmäära raskmetalle (eriti Zn ja Cu).

9.4 Bioloogilise ja keemilise fosforiärastuse võrdlus

Bioloogilisel ning keemilisel fosforiärastusel on nii plusse kui ka miinuseid. Ühest küljest on keemiline fosforiärastus küll paremini juhitav, kuid samas suureneb liigmudateke ning piisava puhastusastme saavutamiseks tuleb kasutada keemilisi ühendeid. On ka teada, et koagulantide kasutamisega suureneb reovee ohtlike ainete (nt raskmetallide) koormus. Bioloogilist fosforieemaldust on raskem juhtida ning protsessi eri etappides valitseb pidevalt oht, et osa eemaldatud fosforist vabaneb uuesti. Bioloogilise meetodi puhul on heljumi fosforisisaldus suurem, mistõttu muda settivusprobleemide korral on oht piirmäärasid mitte täita suurem kui keemilise fosforiärastuse puhul. Tabelis 9.2 võrreldakse fosforiärastusmeetodeid ning tuuakse välja nende eelised ja puudused.

Tabel 9.2. Levinumate fosforiärastustehnoloogiate võrdlus [3, 7, 14, 16]

Meetod	**Eelised**	**Puudused**
Keemiline eelsadestus	Tihti on olemas tugevasti turbulentse vooluga doseerimiskoht, mistõttu ei ole vaja teha suuremaid investeeringuid. Väheneb settekäitlusest tagasi lahustuva fosfori kogus. Hästi juhitav.	Eemaldatakse bioloogiliseks puhastuseks vajalik kergesti kasutatav fosfor ning osaliselt seotakse või eemaldatakse denitrifikatsiooniks vajalik orgaaniline aine. Suureneb liigmuda maht.
Keemiline simultaansadestus	Bioreaktoris toimub hea segunemine. Lihtne doseerida, kuna ei ole vajadust rajada eraldi segamiskambrit. Väheneb settekäitluses tagasilahustuva fosfori kogus. Hästi juhitav.	Koagulandikulu suurem, kuna doseerimine toimub otse aktiivmudasse. Bioreaktori algusesse doseerimisel eemaldatakse mikroorganismidele vajalik fosfor. Suureneb liigmuda maht.
Keemiline järelsadestus	Eemaldatakse vaid see osa fosforist, mis on vajalik piirmäära saavutamiseks. Tõhus koagulandi kasutus, kuna suublasse juhitav heitvesi sisaldab vähe heljumit ja kolloidosakesi. Hästi juhitav.	Vajab suuremat investeeringut: flokulatsioonikambri rajamine ja tekkiva sette eemaldamine järelfiltri või setiti abil.
Bioloogiline fosforieemaldus	Fosfori eemaldamiseks ei ole vaja ohtlikke kemikaale. Tekib vähem liigmuda kui keemilise fosforiärastuse puhul.	Raskesti juhitav. Tõhusus oleneb otseselt siseneva reovee koostisest (nt suhtest KHT/BHT). Fosfori tagasileostumine settekäitlusest. Stabiilseks fosforieemalduseks tuleb puhastusprotsessi käitada lämmas-

Meetod	Eelised	Puudused
		tikuärastuseks vajaliku piiripealse mudavanusega. Protsess on väga tundlik, fosfori-eemaldust mõjutab otseselt anaeroobses tsoonis lahustunud hapnik ja suur nitraadisisaldus.

9.5 Bioloogilise ja keemilise fosforiärastuse juhtimine

9.5.1 Bioloogilise fosforiärastuse juhtimine

Kui reoveepuhastis rakendatakse bioloogilist fosforiärastust, siis selle juhtimisel on mitmeid aspekte, mida on võimalik mõjutada, kuid vahel tuleb ette ka olukordi, kus midagi kahjuks teha ei saa. Bioloogilise fosforiärastuse toimimine oleneb anaeroobsete olude olemasolust ja puhastisse peab jõudma piisavalt orgaanilist ainet, põhiliselt lenduvaid rasvhappeid.

Käitamisel arvesta:

- väldi bioloogiliselt seotud fosfori tagasijuhtimist reoveepuhastisse. Näiteks vabaneb seotud fosfor mudatihendis, kui see on anaeroobne. Vale seadistuse juures jõuab see fosfor uuesti reoveepuhastisse. Sama võib juhtuda anaeroobse liigmuda veetustamisel;
- väldi lahustunud hapniku (ka nitraadirikka vee) kandumist anaeroobsesse tsooni. Selle põhjuseks võib olla vee lahustunud hapniku liiga suur sisaldus aeroobse tsooni lõpus, kust see jõuab tagastusmudaga puhastusprotsessi algusesse. Liigset hapnikusisaldust võivad põhjustada nt aereeritavad liivapüüdurid;
- toitainete suhet kahjuks mõjutada ei saa;
- väldi aktiivmuda väljakannet, sest heljum mõjutab otseselt väljavooluvee fosforisisaldust.

9.5.2 Keemilise fosforiärastuse juhtimine

Keemilise fosforiärastuse juures on eriti oluline tööohutus, kuna koagulandilahus on tugevalt happeline. Fosforiärastus oleneb koagulandi doosist, doseerimiskohast ja heljumi eemaldamise tõhususest, sest nagu bioloogilise fosforieemalduse puhul, mõjutab väljavoolu jõudev heljum otseselt heitvee fosforisisaldust.

Käitamisel arvesta:

- doseerimispunktis olgu vool võimalikult turbulentne, et oleks tagatud kiire segunemine. Koagulant ei ole fosforispetsiifiline, vaid reageerib ka kolloidosakestega ;
- nii läbivoolsete kui ka annuspuhastite puhul doseeri koagulant võimalikult puhastusprotsessi lõppu, et anda mikroorganismidele võimalus kasutada kasvuks kergesti omastatavat fosforit. Läbivoolse reoveepuhasti puhul on hea asukoht aeroobse tsooni lõpp, annuspuhasti puhul aereerimistsükli lõpp (näiteks 30 min enne lõppu);
- kontrolli, et soovitud koagulandi doos on tagatud. Tihti ei arvestata koagulandi doseerimispumba valimisel doseeritava vedeliku omadustega, mistõttu pumba jõudlus on tihti liiga väike. Pumba vajalikku jõudlust mõjutab ka koagulandi doseerimiskoha kaugus pumbast. Jõudluse hindamiseks võib kasutada mõnd mõõdunõud (mensuuri);
- väikepuhastitel on otstarbekas siduda koagulandipump pumplasignaaliga, mille puhul pump käivitub pärast signaali saamist x minutiks. Vastasel korral, kui doseerimispump on pidevalt töös, kuid vooluhulgad väga muutlikud, võidakse koagulanti üle- või aladoseerida. Väikeste vooluhulkade korral võib see bioloogilist puhastust pärssida või selle üldse seisma panna;
- koagulant tekitab doseerimismahutis ja voolikutes suhteliselt kiiresti soolasadet, mistõttu on vaja doseerimisvoolikuid sagedasti, nt kord kuus, pesta, et nad umbe ei läheks;
- kui koagulandikulu järsku suureneb, siis kontrolli, ega doosi mõjuta sifoonefekt.

Viidatud allikad

[1] *W. Bischof. Abwassertechnik: mit zahlreichen Beispielen. Teubner, 1998.*

[2] *W. Drobing et al. Ermittlung und Bewertung der biologischen und chemischen Phosphorelimination bei der Simultanfällung. Korrespondenz Abwasser, Abfall, vol. 58, no. 5, pp. 456–464, 2011, doi: 10.3242/kae2011.05.003.*

[3] *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt DWA-A 131. Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016.*

[4] *E. G. Srinath, C. A. Sastry, S. C. Pillai. Rapid removal of phosphorus from sewage by activated sludge. Experientia, vol. 15, no. 9, pp. 339–340, Sep. 1959, doi: 10.1007/BF02159818.*

[5] *G. v. Levin, J. Shapiro. Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. Water Pollution Control Federation, vol. 37, no. 6, pp. 800–821, 1965.*

[6] *M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic. Biological wastewater treatment: principles, modelling and design, 2nd ed. London: IWA Publishing, 2008. doi: 10.2166/9781780401867.*

[7] *G. Chen, G. A. Ekama, M. C. M. van Loosdrecht, D. Brdjanovic. Biological wastewater treatment: principles, modeling and design. IWA Publishing, 2020. doi: 10.2166/9781789060362.*

[8] *S. R. Qasim, G. Zhu. Wastewater treatment and reuse: theory and design examples: Volume 1: Principles and basic treatment. 2017. doi: 10.1201/b22368.*

[9] *S. R. Qasim, G. Zhu. Wastewater treatment and reuse: theory and design examples: Volume 2: Post-treatment, reuse and disposal. 2018.*

[10] *R. Seviour, P. H. Nielsen. Microbial Ecology of Activated Sludge. London: IWA Publishing, 2010.*

[11] *R. Kristiansen et al. A metabolic model for members of the genus Tetrasphaera involved in enhanced biological phosphorus removal. ISME J, vol. 7, no. 3, pp. 543–554, Mar. 2013, doi: 10.1038/ismej.2012.136.*

[12] *P. H. Nielsen, S. J. McIlroy, M. Albertsen, M. Nierychlo. Re-evaluating the microbiology of the enhanced biological phosphorus removal process. Current Opinion in Biotechnology, vol. 57. Elsevier Ltd, pp. 111–118, Jun. 01, 2019. doi: 10.1016/j.copbio.2019.03.008.*

[13] *F. J. Rubio-Rincón, C. M. Lopez-Vazquez, L. Welles, M. C. M. van Loosdrecht, D. Brdjanovic. Cooperation between Candidatus Competibacter and Candidatus Accumulibacter clade I, in denitrification and phosphate removal processes. Water Res, vol. 120, pp. 156–164, 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.05.001.*

[14] *A. Straub, H. Bulle, I. Röske. Verfahrenstechnisch-biologische Aspekte bei der Auswahl und beim Betrieb von Kleinkläranlagen. KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, vol. 58, no. 1, pp. 50–55, 2011, doi: 10.3242/kae2011.01.003.*

[15] *Metcalf & Eddy et al. Wastewater engineering: treatment and resource recovery. 2013.*

[16] *Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 202, no. 1. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2004. doi: 10.11238/mammalianscience.12.1_64.*

10 Biokilepuhastus

Vallo Lemmiksoo, Vallo Kõrgmaa, Mait Põldemaa

10.1 Biokile olemus ja teke

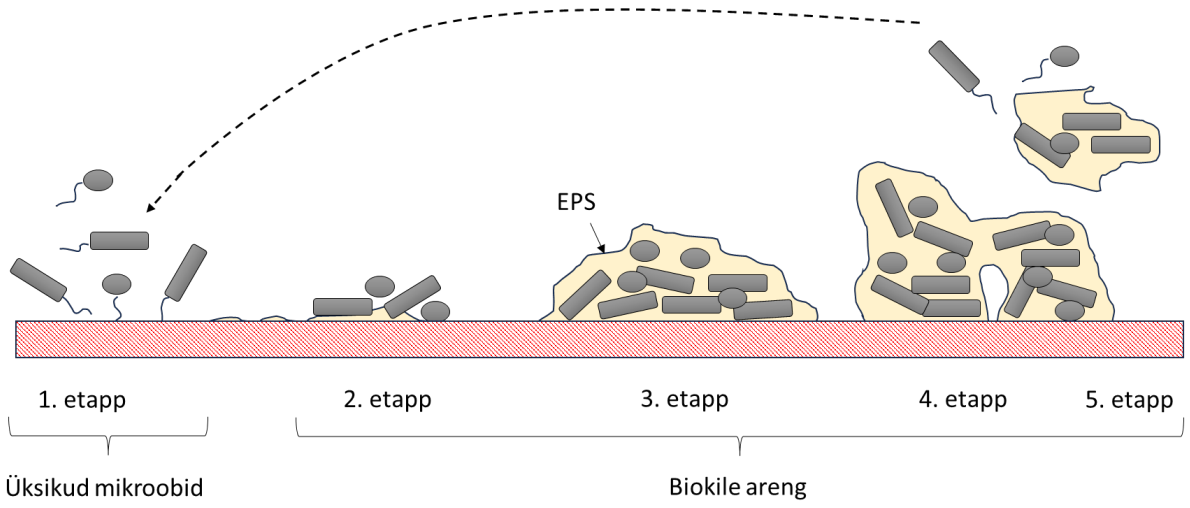
Biokile (ingl *biofilm*) on mikroorganismide kooslus, mida ümbritseb limakiht ehk rakuväline polümeerne substraat (EPS). Biokile tekib looduses ise-eneselikult piirpindadele, millel on soodsad tingimused mikroorganismide kasvuks – enamasti veepinnale ning vee ja tahke aine piirile, sest vesi on mikororganismide jaoks oluline toitainete edasikandja. Nii leiame loodusest biokilet vette kukkunud puuokstelt, kividelt, taimejuurtelt, veetaimedelt jm ning kodumajapidamises kraanikausist, äravoolutrappidest ja torustikest, aga ka (riknema läinud) toiduainetelt, joogiveefiltritest ja paljudest muudest kohtadest. Ka inimese hammastele tekib biokile, mida tunneme hambakatu nime all [1, 2].

Biokile massist moodustavad 5−25% bakterid, ülejäänu on valdavalt EPS ja vesi. EPS moodustab mikroorganismide ümber kaitsva kihi, mis võimaldab neil omavahel kergemini seonduda ning pakub kaitset keskkonnatingimuste muutuste ning mürgiste ainete eest. Kui üksikbakter on tundlik keskkonnatingimuste muutustele, siis biokiles on ta märksa paremini kaitstud ning eri mikroorganismide koostoimel tekib selles (nt toitainete lagundamisel) sünergia. EPS võib olla ka toitainete allikaks, kuid selle komponendid (eelkõige biopolümeerid) lagunevad aeglaselt. Tänu oma eri funktsioonidele määrab EPS biokile mikrokeskkonnas elavate rakkude vahetud elutingimused, mõjutades poorsust, tihedust, veesisaldust, laengut, sorptsiooniomadusi, hüdrofoobsust ja mehaanilist stabiilsust. On leitud, et looduses esineb üle 95% baktereist biokilena.

Biokile arengu võib lihtsustatult jaotada viieks etapiks (joonis 10.1) [1 – 3]:

- esimeses etapis toimub üksikute mikroobide esmane kinnitumine piirpinnale (kandjale). Selles etapis on täheldatav veel osakeste pidev korrapäratu nn Browni liikumine, mistõttu mikroobid võivad nt turbulentsi või loputamise toimel kandjalt kergesti eemalduda;
- teises etapis toimub mikroobide pöördumatu kinnitumine (ja ka esimene jagunemine) piirpinnale, mil bakteritel tekib pinnaga tugev side ning nad lukustuvad EPS-i abil piirpinnale, millele biokile hakkab tekkima. Sellest etapist peale on biokile eemaldamine keeruline ning nõuab mehaanilist jõudu või keemilist töötlemist;
- kolmandas etapis toimub biokile aktiivne kasv ning bakterid moodustavad kolooniaid. Negatiivsete keskkonnamõjude eest kaitseb neid piisavalt paks biokile;

- neljandas etapis jätkub biokile kasv (küpsemine), mille raames moodustuvad toitekanalid, biokile struktuurid ja tsoonid (aeroobsed, anoksilised ja anaeroobsed). Selles etapis võivad biokilesse lisanduda seened;
- viies etapp on bakterite vabanemine biokilest, mis võib toimuda mitmel põhjusel. Biokile lagunemine ei pea viima selle täieliku hävimiseni, vaid kiles olevate bakterite hulk võib väheneda. Lagunemine võib toimuda nii keskkonnatingimuste toimel (nt tugevnev veevool) kui ka olla bakterite endi indutseeritud, eritades rakust biosufraktante (bioloogilist päritolu pindaktiivseid aineid), mille toimel biokile maatriks laguneb. Reoveepuhastuses soovitakse tagada rakendatava puhastustehnoloogia jaoks optimaalset biokile paksust, kusjuures seda aitavad saavutada õiged keskkonnatingimused (hüdraulika, mehaaniline stress jm). Irduv biokile on osa puhastusprotsessis tekkivast liigmudast [1, 2, 3].



Joonis 10.1. Biokile arenguetapid

Biokile tekkeks on esmalt vajalik substraatide (toitainete) olemasolu, seejärel füüsiline pind (ehk kandja), millele bakterid saavad kinnituda, ning kasvuks ja arenguks vajalik elukeskkond. Oma toimefaasi lõpus irdub surnud biokile kandjalt, osaliselt mineraliseerub ja kõrvaldatakse liigmudana reoveepuhastist.

10.1.1 Biokiletehnoloogia ülevaade

Bioloogiliste reoveepuhastusprotsesside toimimiseks on vaja:

- reaktoris tekitada sobilike tingimustega (hapnik, pH, temperatuur) keskkond ning sellesse kontsentreerida (kasvatada) piisavas koguses aktiivseid mikroorganisme;
- need aktiivsed mikroorganismid tuleb veest kõrvaldada enne, kui puhastatud heitvesi süsteemist väljub [4].

Erinevalt aktiivmudapuhastist kinnituvad mikroorganismid biokilepuhastis biokilekandjale. Kuna biokilesüsteemides mudatagastus puudub, uhutakse helvestes (suspensioonis) olevad bakterid süsteemist välja, biokilele kinnitunud mikroorganismid on aga väljauhtmise eest kaitstud ning saavad sobilikes tingimustes paljunemist jätkata. See, kas süsteemis hakkab kasvama biokile või suspensioonis olev biomass, sõltub väljauhtumisest ehk tahke aine viibeajast süsteemis. Kui välja uhutava suspensiooni biomassi hulk on selle kasvukiirusest suurem, hakkavad mikroorganismid paljunema biokiles. Kui väljauhtmine on aga väike, saavad kasvueelise aktiivmudahelvestes kasvavad mikroorganismid, kuna neil on nii hapnik kui toitained paremini kättesaadavad kui biokile asukatel, milles toimuvaid protsesse piirab difusioon ehk massiülekanne (vt ka jaotist 6.3.5) [5].

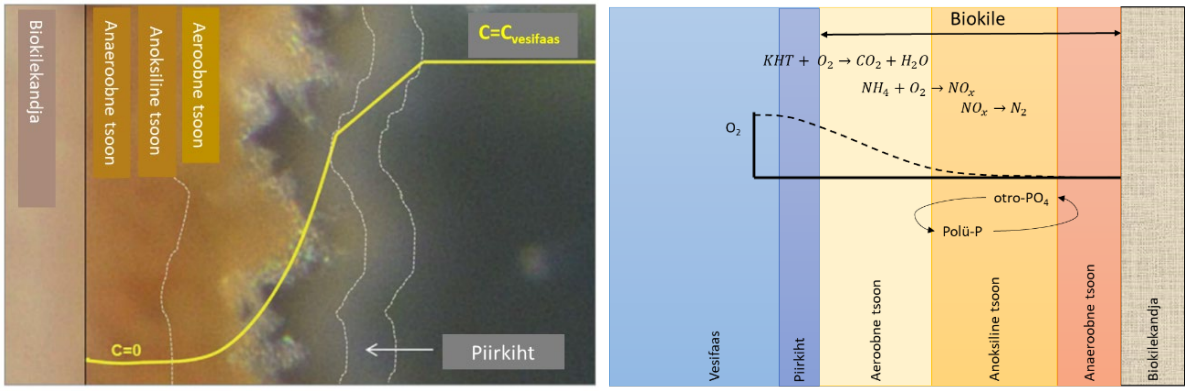
Olenevalt tehnoloogiast võib biokilepuhastites mittelahustuvate osakeste sidumine olla väiksem, st et osa heljumist liigub reaktorist läbi ja jääb vette. Heljumi veest kõrvaldamiseks on siiski üldjuhul vaja omaette puhastusetappi (vt jaotist 15).

Kui aktiivmudapuhastuses moodustuvad aktiivmudahelbed tavaliselt reovees sisalduvate heljumiosakeste (heljuvaine) ümber ning kõrvaldatakse koos mittelahustuvate osakestega settimisfaasis, siis biokilepuhastis kõrvaldatakse veest peamiselt lahustunud reoained. Valdav osa heljumist liigub reaktorist läbi ja jääb heitvette. Et mudatagastus puudub, on heljumi kõrvaldamiseks heitveest siiski vaja omaette puhastusetappi (järelsetitit), mis arvestab hüdraulilist pinnakoormust. Massi pinnakoormust peab arvestama hübriidsüsteemidel, mille toimimiseks on mudatagastus vajalik.

Biokilepuhastites on üldjuhul vaja reovett tõhusalt eelpuhastada, s.o kõrvaldada mittelahustunud osised enne vee jõudmist bioreaktorisse. Tõhus eelpuhastus loob paremad tingimused mikroorganismide kasvuks biokiles ning vähendab nende osakaalu suspensioonis. Tavaliselt kõrvaldatakse tõhusa eelpuhastusega suurem osa heljumist (sõltuvalt eeltöötlusest 90% ja enamgi, tavaliselt 40−70%) ning seetõttu tekib biokilesüsteemis vähe liigmuda. Biokileprotsessis tekib kahesugust liigmuda – protsessi läbiv heljum (SRT tundidest mõne päevani) ja irduv biokile (mille vanus võib olla kümneid või sadu päevi). Protsessi läbinud vee heljumisisaldus on tavaliselt vahemikus (kui kasutatakse eelsetitit, anaeroobset vm eeltöötlust) 150−250mg/l. Et suurema osa liigmudast moodustab protsessi läbiv heljum, tuleb settekäitlusel arvestada, et liigmuda ei ole protsessis stabiliseeritud. See on aga positiivne puhastite puhul, milles rakendatakse metaankääritust, sest stabiliseerimata liigmudast saab märksa rohkem biogaasi [1, 10]. Mudatekke lihtsustatud bilanssi on käsitletud jaotises 10.4.3.

10.1.2 Massiülekande mõju ning eri keskkondade teke biokiles

Biokileprotsesside kineetikat mõjutavad väga oluliselt difusioon, s.o ainete liikumine nende sisalduste erinevuse (gradiendi) tõttu. Selle piiravat mõju peab arvestama nii puhastite kavandamisel kui ka käitamisel. Massiülekande mõju on kirjeldatud ka jaotises 6, milles on rõhutatud, et tihedalt kokku pakitud kooslustes mõjutab ainesisalduse gradient nii F/M suhet kui ka toitainete (ning ka lahustunud hapniku) piiratud kättesaadavust. Massiülekande puhul ei ole tegemist ühe konkreetse suurusega (koefitsiendiga), vaid see sõltub paljudest asjaoludest. Peamist rolli mängib küll biokile paksus, kuid seegi ei ole üheselt seadistatav ega defineeritav, vaid sõltub nii reovee omadustest, biokilekandja tüübist, reaktori iseärasustest, mehaanilistest seadmetest ja muudest asjaoludest. Väga oluline on ka biokile ja vesifaasi vaheline piirkiht (voolavas vedelikus oleva jäiga keha pinna lähedane õhuke vedelikukiht, mille paksus on pöördvõrdeline ruutjuurega Reynoldsi arvust), mida loetakse seisva veega kihiks ning seetõttu algab difusiooni mõju juba selles (joonis 10.2). Seetõttu on uputatud biokileprotsessides vajalik hoida tavaliselt suuremat (3–6 mgO_2/l) lahustunud hapniku sisaldust kui aktiivmudapuhastuses (0,5–2 mgO_2/l).



Joonis 10.2. Biokiles tekivad eri keskkonnatingimustega tsoonid nii difusioonist tingitud massiülekande piirangute kui ka biokiles toimuvate protsesside tõttu [16]

Kuigi ained käituvad natuke erinevalt, võib rusikareegliks pidada, et ainete difusioonikiirus biokiles moodustab vaid 80% nende difusioonikiirusest vees [6]. See omakorda loob olukorra, kus biokiles võivad areneda eri keskkonnatingimuste ja toitainetesisaldustega tsoonid, sest mikroorganismid jõuavad substraadi ja elektrondoonorid kiiremini ära tarbida, kui uusi difusiooni toimel juurde kandub. Biokile kõige välimise tsooni (aeroobse tsooni) asukad on aeroobsed mikroorganismid, kes nõuavad kõige rohkem hapnikku (joonis 10.2). Aeroobses tsoonis asuvad tavaliselt ka nitrifitseerivad mikroorganismid (ammooniumlämmastikku oksüdeerivad bakterid ehk AOB-d ja nitritiiooni oksüdeerivad bakterid ehk NOB-d). Biokile järgmises, anoksilises tsoonis, saavad elada vaid mikroorganismid, kes kasutavad hapnikuallikana ühendeid, milles hapnik on seotud kujul, näiteks denitrifitseerijad või sulfaadi taandajad. Biokile viimases tsoonis, kus hapnikuressursid sisuliselt

puuduvad, elavad anaeroobsed mikroorganismid, kes kasutavad hapnikuvabade ühendite lagundamisel eralduvat energiat. Kuna difusioonikiirus piirab toitainete voogu, jäävad biokiles paremini ellu need mikroorganismid, kes on kohastunud eluks piiratud ressursside tingimustes (K-strateegid).

Võttes aluseks mikroorganismide kasvukiirused, nende stöhhiomeetrilised reaktsioonid (vt ka jaotist 6.3) ning substraadi difusioonikiirused, saab arvutada, kui kaugele vesilahusest ained biokile sees võivad jõuda (defineeritud kriitilise kaugusena L_{krit}) [6]:

$$L_{krit} = \sqrt{\frac{D_{bk} \cdot \mu_{max}}{Y \cdot K_S \cdot X_{bk}}} \text{ [m]}, \qquad (10.1)$$

kus L_{krit} on kriitiline kaugus (m), D_{bk} – aine difusioonikiirus biokiles (m^2/d), μ_{max} – mikroorganismide maksimaalne kasvukiirus (d^{-1}), Y – saagisetegur, mis iseloomustab aine (substraadi) tarbimist uute mikroorganismide kasvuks (g/g), K_S – substraadi küllastustegur (g/m^3) ja X_{bk} – mikroorganismide hulk biokiles (g/m^3).

Seda, kas biokile sees tekib piirkondi, kuhu ained vesilahusest ei jõua, saab hinnata biokile paksuse (L_{bk}) ja kriitilise kauguse (L_{krit}) suhte kaudu [6]:

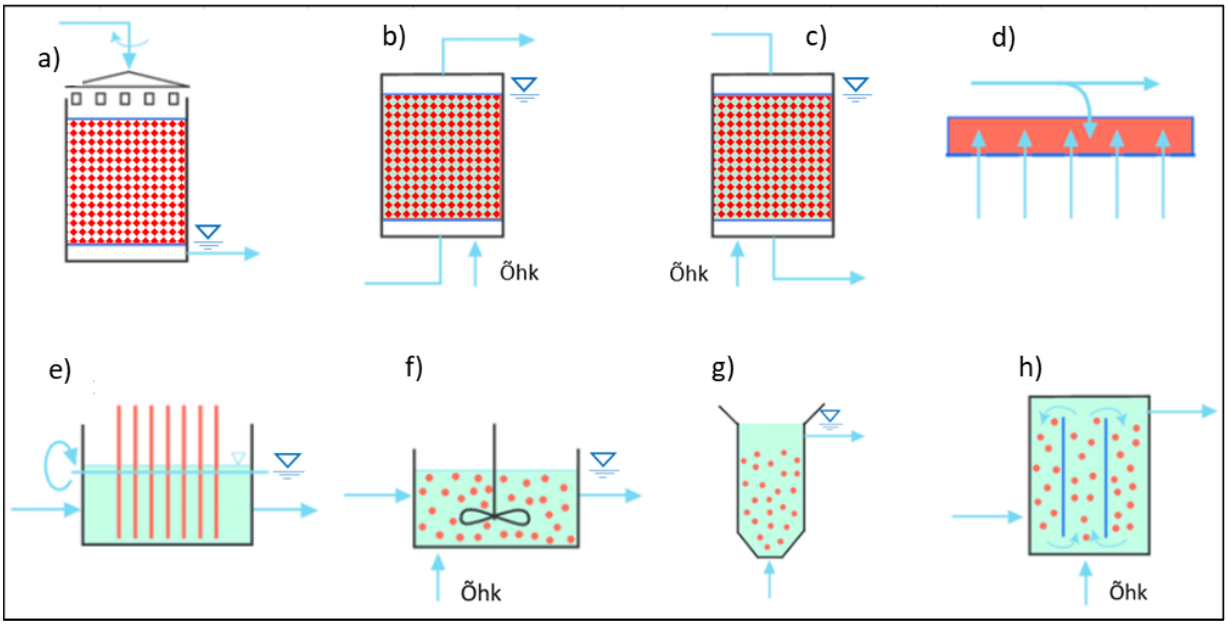
- kui $L_{bk}/L_{krit}<0,4$, jõuab substraat kõigisse biokile osadesse ning difusioonist tingitud piiranguid ei ole;
- kui $L_{bk}/L_{krit}>4$, on biokile niivõrd paks, et eeldada võib difusioonipiirangut ning biokiles tekivad erineva toitaine- ja hapnikusisaldustega tsoonid, milles kasvavad mikroorganismid, kelle nõuded nii elutegevuseks vajalike toitainete kui ka hapniku suhtes on erinevad.

10.2 Biokilereaktorite peamised tüübid

Nii nagu muudegi reoveepuhastustehnoloogiate puhul on ka biokilepuhastuses kasutusel palju reaktoritüüpe ja protsessiskeeme. Keskkonnatingimuste järgi jagunevad need eelkõige aeroobseteks ja anaeroobseteks ning veetaseme ja õhustussüsteemi järgi viimase aja erialakirjanduses järgmisteks reaktoritüüpideks [5]:

- mitteuputatud või osaliselt uputatud, õhuhapniku abil loomulikul moel õhustatavad reaktorid, mille hulka kuuluvad nii nõrgbiofiltrid kui ka biorootorid (joonis 10.3, a ja e);
- kinnitunud biokilekandjaga uputatud reaktorid (joonis 10.3, b ja c), mis erinevad läbivoolu suuna (alt üles või vastupidi) poolest ning mida on vaja sundõhustada ning tavaliselt ka tagasi uhta;

- liikuva biokilekandjaga süsteemid (joonis 10.3, f), mis on uputatud ning mida on vaja sundõhustada ja mehaaniliselt segada;
- keevkihiga biokilereaktorid (joonis 10.3, g ja h), milles biokilekandja (plast, liiv jms) paneb heljuma alt üles suunatud vool. Selliste reaktorite hulka liigituvad ka liivfiltrid, kui nad on bioloogiliselt aktiivsed (traditsiooniliselt nad ainult filtreerivad), millest on arenenud ka graanulmudasüsteemid (joonis 10.3, h).
- membraansüsteemid (joonis 10.3, d), mis on uputatud, sundõhustatud ning milles biokile kasvab membraani küljes ja substraat pääseb sellele ligi nii veest kui ka difundeerudes läbi membraani.



Joonis 10.3. Biokilereaktorid: a – nõrgbiofilter (ei ole uputatud), b – fikseeritud biokilekandjaga sukelbiofilter, milles vool liigub alt üles (ingl *upflow) või c – ülalt alla (*ingl *downflow), d – membraan-biokilereaktor, e – biorootor, f – liikuva biokilekandjaga reaktor, g – keevkihiga biokilereaktorid (*ingl *expanded (EBBR) and fluidized (FBBR) bed bioreactor), h – õhktõstukiga graanulmudasüsteem [5].*

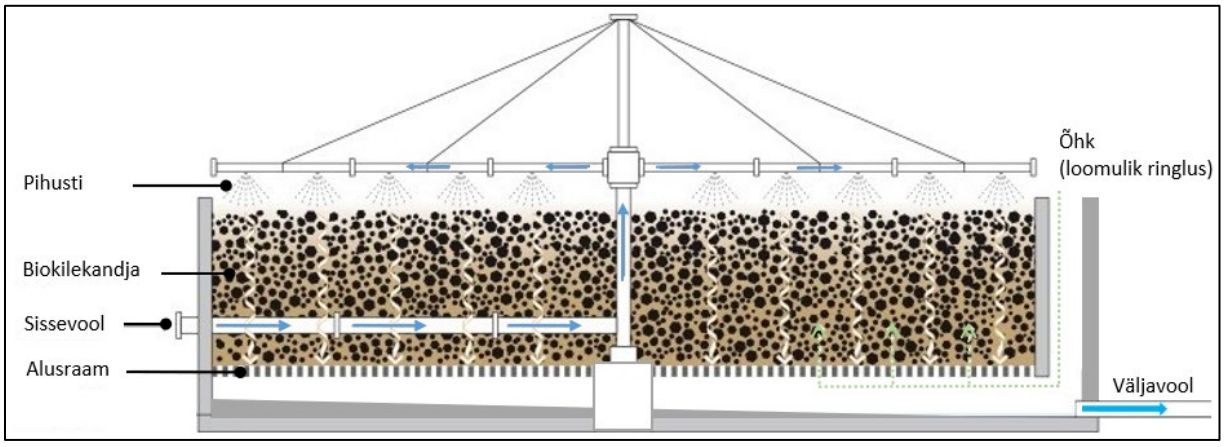
Biokilepuhastitel on palju alavariante ja teiste tehnoloogiatega hübriidseid lahendusi. Tuntuim on IFAS (ingl *integrated fixed film activated sludge*) – bioloogiline reoveepuhasti, milles rakendatakse koos aktiivmudatehnoloogiat ja heljuvtugimaterjaliga biokilemenetlust. Kasutusel on ka tsüklilise pesuga CFIC (ingl *continuous flow intermittent cleaning reactor*) ja HyVAB (ingl *hybrid vertical anaerobic/aerobic biofilm reactor*) süsteemid ning heljuvtugimaterjaliga biokile- ja membraan-tehnoloogial baseeruvad membraanbiokilereaktorid MBfR (ingl *membrane biofilm reactor*). Erialakirjanduses on kirjeldatud rohkem kui kümmet biokiletehnoloogilist reoveepuhastusvõtet.

10.2.1 Nõrgbiofilter

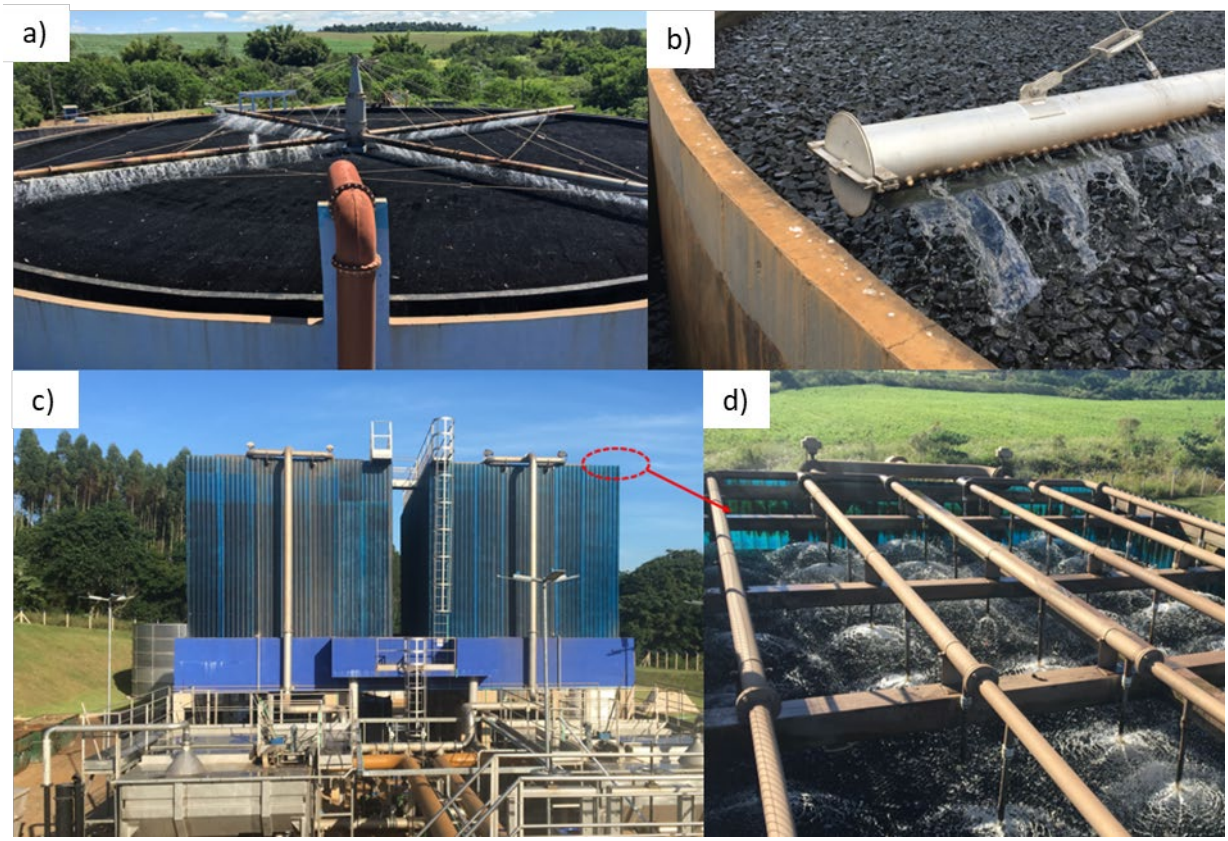
Nõrgbiofiltrid (ingl *trickling filter*) on kõige vanemad biokilereaktorid, mis võeti kasutusele juba 20. sajandi alguses ning on tänini praktikas (eriti soojas kliimas) levinud. Tegemist on tugimaterjaliga (peamiselt graniitkillustiku, viimasel ajal plastiga) täidetud reaktoriga, mille pinnale ühtlaselt pihustatatud reovesi läbi nõrgub. Tugimaterjal ei ole kunagi üleni vee sees, mistõttu bakterid saavad hapnikku nii õhust kui ka veest. Reovesi juhitakse nõrgbiofiltrisse läbi veejaoturi või pritsitakse vihmutite abil tugimaterjali pinnale. Biokiles elavad mikroorganismid saavad veest toitaineid ja hapnikku. Süsteemi koormus peab olema kavandatud nõnda, et piisaks naturaalsest õhustamisest [5, 7]. Tehakse ka sundõhustusega (ventilatsiooniga) nõrgbiofiltreid.

Algselt kasutati nõrgbiofiltrites biokile kandeelementidena ainult looduslikke materjale, sh kive, kruusa, killustikku, räbu, puitu, turvast, jämeliiva. Kivide läbimõõt oli tavaliselt 5–10 cm, filtrikeha ei võinud olla kõrge, et õhu sissepääs ei oleks takistatud. Kividevaheline, õhu liikumiseks vajalik vaba ruum (kirjeldatakse terminiga tugimaterjali avatus ehk tugimaterjalivaba osa reaktori ruumalast), on kõigest 30–35% üldruumalast, mis ei lubanud ehitada kõrgeid nõrgbiofiltreid. Plastelementidega filtrites on avatuse protsent 90–98%. See, et looduslikud materjalid on kaalult rasked, seadis piiranguid ka rajatise konstruktsioonile, nõnda et kivi- ja killustiktäidisega nõrgbiofiltrite filtrikeha tüsedus oli tavaliselt 1,8–2,4 m. Kerged plasttäidised lubavad ehitada oluliselt kõrgemaid torn-nõrgbiofiltreid. Viimase aja nõrgbiofiltrites kasutatakse plastist tugimaterjale eripindalaga 100–300 m^2/m^3, ent ka looduslikud materjalid on kasutusel.

Joonisel 10.4 on kujutatud nõrgbiofiltri klassikaline lahendus, milles filtri keha paikneb põhjaavadega raudbetoonmahutis (joonis 10.5, a ja b). Reovesi pihustatakse selle pinnale, nõrgub alla läbi filtri täidise ning voolab puhastist põhjast välja. Kergete tänapäevaste plasttugimaterjali plokkidega nõrgbiofiltreid on võimalik rajada väga lihtsatesse karkassmahutitesse (joonis 10.5, c ja d).

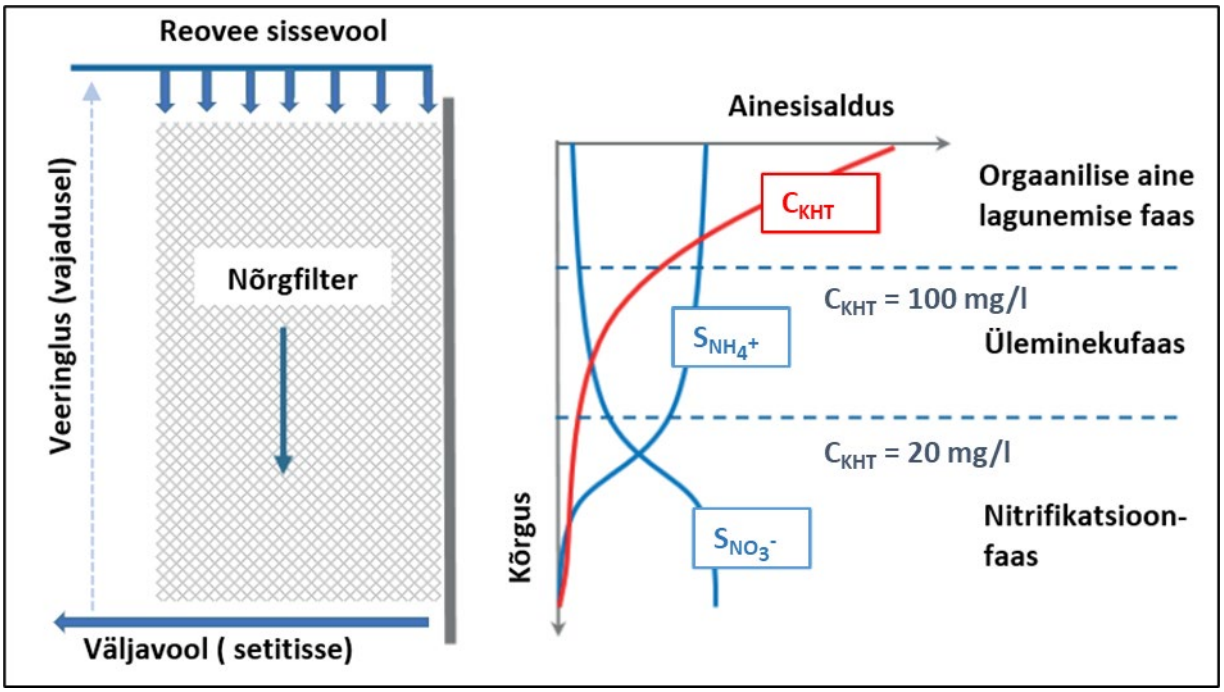


Joonis 10.4 Traditsiooniline nõrgbiofilter [13].



Joonis 10.5. Nõrgbiofiltri lahendusi: a – plasttäidise ja b – kivitäidisega karusell-veejaoturiga raudbetoonmahutid ning c ja d – plasttäidisega karkassmahuti ja sprinklersüsteemiga biofiltrid (Brasiilia, fotod V. Lemmiksoo).

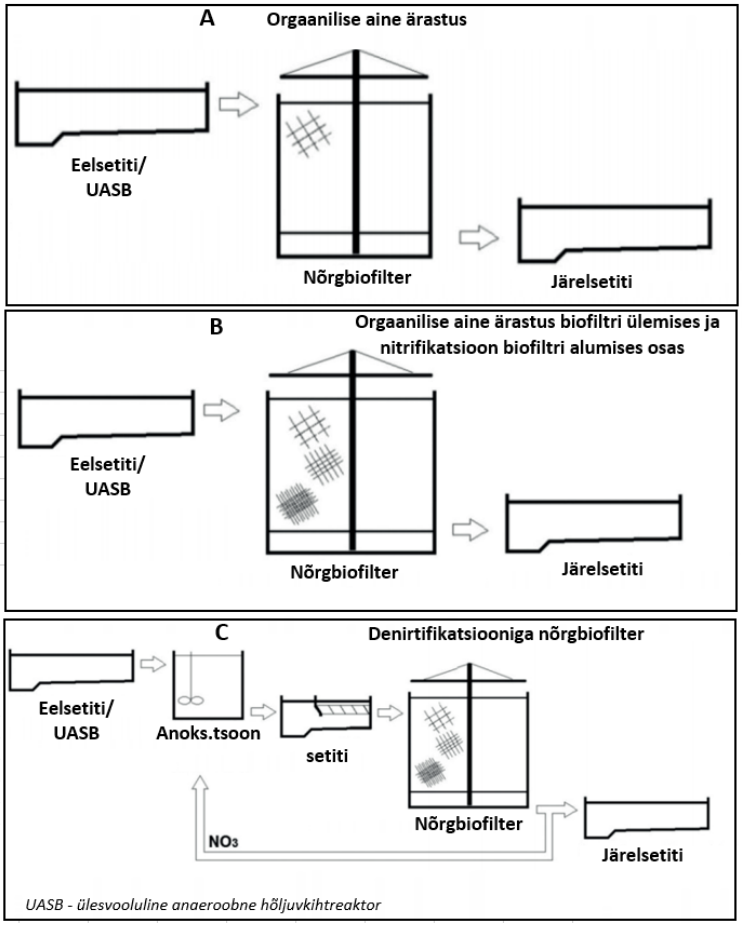
Nõrgbiofilter toimib väljatõrjereaktori põhimõttel: reovesi jaguneb ristlõike ulatuses ühtlaselt ning reaktori sisse- ja väljavoolutsoonide vahel on olemas reovee ainesisalduse selge gradient (joonis 10.6).



Joonis 10.6 Nõrgbiofiltri toimimise massiskeem [10]

Reeglina hoitakse reovee orgaanilise aine sisaldus reoveepihustites (s.o reaktori sissevoolutsoonis) alla 150 mgBHT$_7$/l, mille tagamiseks on kindlasti vaja eelpuhastust, aga tavaliselt ka veeringlust (tähtistus RRKI). Reaktori ülemises osas laguneb orgaaniline aine heterotroofsete mikroorganismide abil (joonis 10.6). Sellele järgnevas üleminekufaasis (kui lahustunud KHT sisaldus on väiksem kui 100 mg/l), käivitub esmane nitrifikatsioon. Täiemahuline nitrifikatsioon algab aga alles siis, kui lahustunud KHT sisaldus on alla 20 mg/l [19].

Nõrgbiofiltreid kasutatakse nii orgaanilise aine ärastamiseks (joonis 10.7, a) kui ka nitrifitseerimiseks (joonis 10.7, b) – mõlemad etapid toimuvad ühes mahutis (joonisel 10.7 erinevad lahendused a ja b peamiselt selle poolest, et nitrifikatsiooni korral on reaktori alumises osas suurema eripinnaga kandjad).



Joonis 10.7 Nõrgbiofiltrite konfiguratsioone [10]

Võimalik on ka jadamisi filtritega lahendus, kus ühes nõrgfiltris ärastatakse orgaaniline aine ning nitrifikatsioon toimub teises. Samas biofiltris on biokile sügavamates kihtides võimalik ka samaaegne osaline denirtifitseerimine, mille tõhusus on olnud kuni 10% (ent võib olla ka märksa väiksem). Täiendava veeringlusega võib tõhusust küll teataval määral suurendada, aga denitrifikatsioon toimub ainult neis nõrgfiltri kohtades, kus on selge hapnikuvaegus. Lahjema reovee korral ei ole

denitrifikatsioon sellistes tingimustes võimalik. Mida ülekoormatum on nõrgfilter, seda suurem on võimalus samaaegseks denitrifikatsiooniks, kuid siis on ummistumisoht suur ning nitrifikatsioon ja orgaanilise aine ärastuse tõhusus võivad langeda. Rakendatud on ka (kui on vaja olnud rahuldada konkreetseid nõudeid) denitrifikatsiooni jaoks eraldi etappi (nii eel- kui järeldenitrifikatsiooni), mida on kujutatud joonisel 10.7, c. Selleks anoksiliseks etapiks võib olla nii aktiivmudapuhasti, sukelbiofilter jms.

Nõrgbiofiltrite üldised arvutuspõhimõtted

Nõrgbiofiltrite (nagu enamiku biokiletehnoloogiate) puhul arvutatakse iga protsessietapp eraldi, sest igal neist on oma koormusnäitajad ning heterotroofseid protsesse peab hoidma autotroofsetest lahus, nagu kujutatud joonisel 10.6. Protsessi etappidel on erinevad ka biokilekandjate eripinna piirid ja koormusnäitajad [7].

Liigmuda tekke suhtes tuleb arvestada, et suur osa sisenevast heljumist jõuab nõrgbiofiltri väljavoolu, mis tuleb sealt kõrvaldada ja juhtida settekäitlusesse. Olmereovee puhul võib arvestada, et liigmuda tekib nõrgbiofiltris 0,75 kgKA sissevooluvee 1kg BHT_5 kohta [7, 8].

Nõrgbiofiltri dimensioneerimiskoormuste suhtes on otstarbekas tugineda Saksa ATV standarditele [7, 8, 9], millele viitab ka enamik käsiraamatuid.

- **Nõrgbiofiltrite mõõtmed ning filtri pinna ja veepihustite hüdrauliline koormus**

Saksamaal on tüüpiliste olmereovee nõrgbiofiltrite kõrgus 3−5 m ja läbimõõt 5−35 m, praktikas on otstarbekaks osutunud 4 m kõrgused biofiltrid. Pinnakoormus $q_{A,NBF}$ peaks mineraalse täite puhul olema vähemalt 0,4 m/h (arvestades ka ringlust RR_{KI}), plasttäite puhul vähemalt 0,8 m/s. Minimaalne pinnakoormus on vajalik selleks, et biokile piisavalt märguks, väiksema koormuse korral võib biokile hakata kuivama ja kaotada tõhusust.

Madalates biofiltrites (2 m on miinimum) peab olema tagatud ühtlane veejaotus ning tuleb hoolikalt valida kandja materjal (nt plast, mille struktuur tahab hea reovee jaotuse) ja vähendada pinnakoormust 0,4 m/h -ni.

Nõrgbiofiltri ummistumisohu vähendamiseks on oluline näitaja veejaotussüsteemi pihustusjõud F_F, mis on laialt levinud karusell-veejaoturite puhul arvutatav valemiga:

$$F_F = q_A \cdot 1000/(n_{vj} \cdot v_{vj})\ [mm/jaotur], \qquad (10.2)$$

kus q_A on nõrgbiofiltri hüdrauliline pinnakoormus (sh ringlus); n_{vj} – veejaoturite arv ja v_{vj} – veejaoturite pöörlemiskiirus.

Soovituslik pihustusjõud F_F on vahemikus 4−8 mm. Mida kõrgem on nõrgbiofilter, seda suurem on ka soovituslik pihustuskoormus, et vähendada filtri ülaosa, kus heterotroofide kasv on intensiivne, ummistumise ohtu.

Retsirkulatsiooni (RR_{KI}) kordsus arvutatakse lähtuvalt sissevooluvee BHT-st ($C_{BHT,SV}$) ja referentsväärtusest, et veejaoturist ei pihustuks filtri pinnale rohkem BHT-d kui 150 mg/l:

$$RR_{KI} = \left(\frac{C_{BHT,SV}}{150}\right) - 1. \qquad (10.3)$$

Orgaanilise aine ärastamiseks on vaja:

- biokilekandjaid spetsiifilise eripinnaga 100−150 m^2/m^3;
- BHT_5-koormust $R_{,BHT5,SV} \leq$ 0,4 $kg/m^3 \cdot d$. Soovituslikud ülempiirid $R_{BHT5,SV}$ on 0,6 $kg/m^3 \cdot d$ ja eripind kuni 150 m^2/m^3, millest suuremate korral on ummistumisoht suur;
- vähendada väiksemate (< 1000 ie) reoveepuhastite BHT_5-koormust väärtuseni 0,2 $kg/m^3 \cdot d$, kuna selliste puhastite koormustipud ja seinaefekti mõju (väiksem reaktor) on suured.

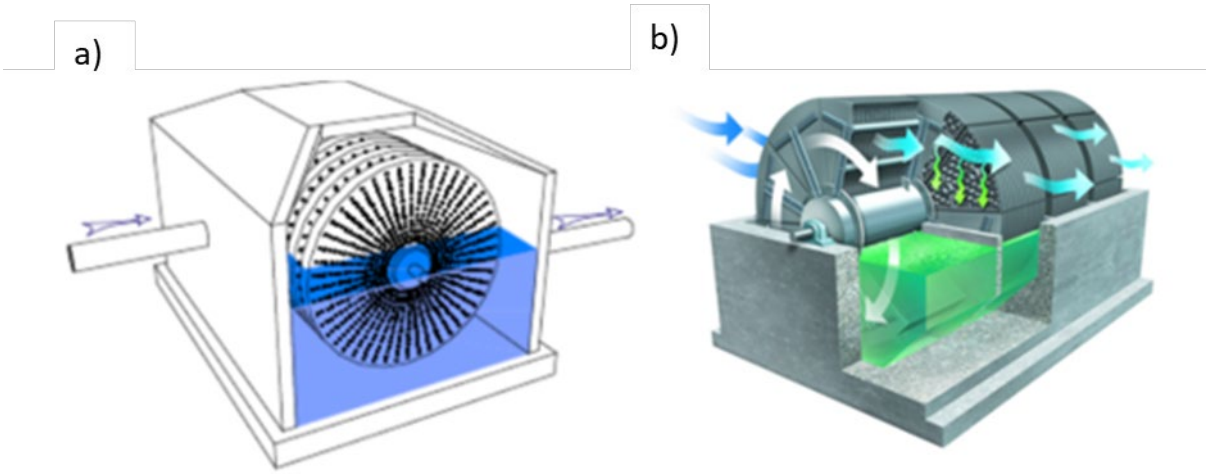
Nitrifikatsiooniks on vaja:

- kindlasti vähendada eelnenud orgaanilise aine ärastuse etapis BHT_5-koormust: $R_{,BHT5,SV} \leq$ 0,4 $kg/m^3 \cdot d$;
- et biokilekandjate spetsiifiline eripind oleks kuni 240 m^2/m^3. Kui see on üle 200 m^2/m^3, peab jälgima, et
    - reovee heljumisisaldus (sisend + retsirkulatsion) oleks alla 30 mg/l;
    - hüdrauliline koormus oleks (läbi ringluse) >2 m/s, et kogu biokile piisavalt märguks;
- TKN- (Kjeldahli lämmastiku) koormus $R_{TKN,SV} \leq$ 0,1 $kg/m^3 \cdot d$;
- väikestel reoveepuhastitel (< 1000 ie) vähendada TKN-koormust: $R_{TKN,SV} \leq$ 0,05 $kg/m^3 \cdot d$ (vähendada on vaja ka BHT_5-koormust).

Denitrifikatsioon saab toimuda ainult neis nõrgbiofiltri osades, kus valitseb hapnikuvaegus, mida tavaliselt vältida püütakse. Nõrgbiofiltri ülekoormamisel on võimalik samaaegne denitrifikatsioon, kuid ummistumisoht on suur ning nitrifikatsiooni ja orgaanilise aine ärastuse tõhusus võivad langeda. Seetõttu ei ole denitifikatsiooni tõhusust nõrgbiofiltri puhul üldse soovitatav arvestada, vaid kavandatagu selleks eraldiseisev puhastusetapp.

10.2.2 Sukelbiofilter

Sukelbiofilter (joonis 10.8) on biokilepuhasti, mis võeti kasutusele 1960-ndatel alates. Sukelbiofiltri peamine osa on pooleldi (kuni 40% ulatuses) reovees aeglaselt pöörlev trummel. Trumli sees on üksteise kõrvale paigutatud plastkettad (ketasbiorootor) või silindrikujuline korv, mis on täis suure eripinnaga plastelemente (biorootor). Trumli pöörlemisel on osa täidisest ja sellel olevast biokilest veest väljas, osa vee sees. Veest väljas oleku ajal saavad mikroorganismid hingata ning vees olles toituda. Mahutist, milles trummel pöörleb, voolab vesi järelsetitisse, kuhu settinud irdunud biokile ja sissevooluvees olev heljum pumbatakse liigmudana settekäitlusesse.



Joonis 10.8 Sukelbiofiltrid: a – ketasbiorootor ja b – biorootor [14, 15]

Kuigi biorootorid on lihtsad ja ökonoomsed süsteemid, oli nende kasutamine 90-ndateks aastateks väga oluliselt vähenenud, sest on ette tulnud, et liiga raskeks muutunud kettapakk või täidisega trummel on murdnud rootori võlli. Viimasel ajal huvi nende vastu, peamiselt väikepuhastitena, tõusnud, sest konstruktiivsed riskid on suhteliselt väikesed. Tänapäevaste biorootorite ajamid (elektrimootorid koos reduktoriga) on sageli varustatud sagedusmuunduritega, mistõttu on võimalik nende pöörlemiskiirust muuta (et biokile paksust kontrolli all hoida). Sagedusmuunduri abil on võimalik ka pidevalt jälgida mootori koormust ning märgata selle suurenemist [1, 2, 4, 5].

Sukelbiofiltri dimensioneerimine toimub selle eripinna järgi. Samas on täheldatud, et kogu pind ei ole bioloogiliselt aktiivne (on ka sesoonseid erinevusi), mistõttu on soovitatav lugeda töötavaks vaid 30% võrra vähendatud pindala [10]. Tavaliselt arvestatakse, et bioloogiliselt on aktiivne kuni 100 m^2/m^3, kui just ei ole pilootkatsetega tõendatud, et töötav pind on suurem. Detailsem dimensioneerimine võtab arvesse ka rootori pöörlemiskiiruse, hüdraulilise koormuse, viibeaja, rootori uputamissügavuse ning puhastusetappide arvu. Neile vastavaks tuleb projekteerida mehaanilised seadmed, sealhulgas

mootor, reduktor jm. Sukelbiofiltri uputussügavus on orgaanilise aine ärastamise korral *ca* 40%, denitrifikatsiooni korral (mille jaoks seda rakendatakse harva) suurem.

Rootori eripinna valik:

- kui orgaanilise aine pinnakoormus (BHT_5 baasil) $q_{KA,BHT}$ on üle 20 g/m^2·d, on rootoriketaste minimaalne vahe 18 mm ning eripind kuni 100 m^2/m^3. Koormuse ülempiir on standardite [10, 11, 12] kohaselt 40 g/m^2·d;
- kui orgaanilise aine pinnakoormus (BHT_5 baasil) $q_{KA,BHT}$ on alla 20 g/m^2·d, on rootoriketaste minimaalne vahe 15 mm ning eripind kuni 150 m^2/m^3;
- nitrifitseeriva filtri (kui orgaanilise aine ärastusaste on varustatud setitiga, s.o heljum edasi ei pääse), on rootoriketaste minimaalne vahe 10 mm ja eripind kuni 200 m^2/m^3.

Orgaanilise aine ärastus:

Ketasbiorootorite puhul:

- on kaheastmelise kaskaadi puhul orgaanilise aine pinnakoormus (BHT_5 baasil) $q_{KA,BHT} \leq 8$ g/m^2·d;
- on kolme- ja neljaastmelise kaskaadi puhul orgaanilise aine pinnakoormus (BHT_5 baasil) $q_{KA,BHT} \leq 10$ g/m^2·d;
- on soovitatav väikeste (< 1000 ie) reoveepuhastite orgaanilise aine pinnakoormust vähendada: (BHT_5 baasil) $q_{KA,BHT} \leq 4$ g/m^2·d .

Muud tüüpi biorootorite puhul:

- on kaheastmelise kaskaadi puhul orgaanilise aine pinnakoormus (BHT_5 baasil) $q_{KA,BHT} \leq 5{,}6$ g/m^2·d;
- on kolme- ja neljaastmelise kaskaadi puhul orgaanilise aine koormus (BHT_5 baasil) $q_{KA,BHT} \leq 7$ g/m^2·d;
- on soovitatav väikeste (< 1000 ie) reoveepuhastite orgaanilise aine koormust vähendada: (BHT_5 baasil) $q_{KA,BHT} \leq 3$ g/m^2·d .

Nitrifikatsioon:

Ketasbiorootorite puhul:

- on kolmeastmelise kaskaadi $q_{KA,BHT} \leq 8$ g/m^2·d ja lämmastikukoormus $q_{KA,TKN} \leq$ 1,6 gN/m^2·d
- on neljaastmelise kaskaadi $q_{KA,BHT} \leq 10$ g/m^2·d ja lämmastikukoormus $q_{KA,TKN} \leq 2$ gN/m^2·d;
- on soovitatav väikeste (< 1000 ie) reoveepuhastitel vähendada: $q_{KA,BHT} \leq 2$ g/m^2·d ja lämmastikukoormus $q_{KA,TKN} \leq 1{,}2$ gN/m^2·d .

Muud tüüpi biorootorite puhul:

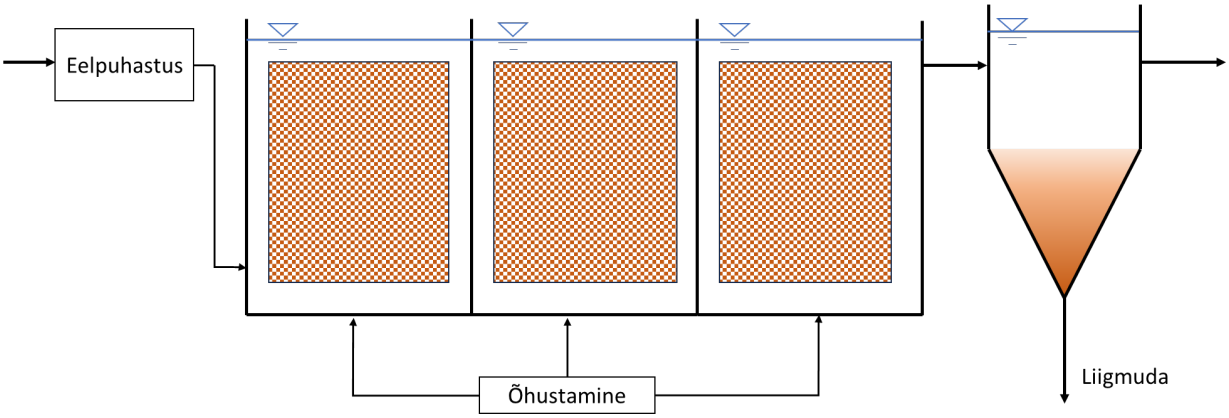
- on kolmeastmelise kaskaadi $q_{KA,BHT} \leq 5{,}6$ g/m^2·d ja lämmastikukoormus $q_{KA,TKN} \leq$ 1,1 gN/m^2·d;
- on neljaastmelise kaskaadi $q_{KA,BHT} \leq 7$ g/m^2·d ja lämmastikukoormus $q_{KA,TKN} \leq 1{,}4$ gN/m^2·d;
- on soovitatav väikeste (< 1000 ie) reoveepuhastitel vähendada: $q_{KA,BHT} \leq 1{,}4$ g/m^2·d ja lämmastikukoormus $q_{KA,TKN} \leq 0{,}85$ gN/m^2·d .

Sukelbiofiltreid kasutatakse denitrifitseerimiseks harva, sest rootori peamine eesmärk on (energiatõhusalt) tagada puhastusprotsessi hapnikuvarustus. Samaaegse nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni puhul on peale suurema sukeldussügavuse ja koormuse probleemid samad, mis nõrgbiofiltri puhul − suurem ummistumisoht (lisandub võlli purunemise oht) ning nitrifikatsiooni ja orgaanilise aine ärastustõhususe võimalik langus. Denitrifikatsiooni jaoks on soovitatav kavandada eraldi etapp. Arvestada tuleb, et denitrifikatsiooni tagamiseks on vaja süsinikuallikat (nt reovees leiduvat või lisatavat). Parema tulemuse võib anda rootori uputussügavuse suurendamine.

10.2.3 Sukeltugimaterjaliga biofilter

Sukeltugimaterjaliga biofilter (ingl *submerged fixed bed biofilm reactor*) on biokilepuhasti, mille tugimaterjal on üleni reovee sees (joonis 10.9). Reovesi siseneb tavaliselt mahuti põhjast (puhastit käitatakse ülesvoolu), ent võimalik on ka allavoolu käitamine. Sukeltugimaterjaliga biofiltrid on varustatud mahuti põhja lähedal paikneva õhustussüsteemiga.

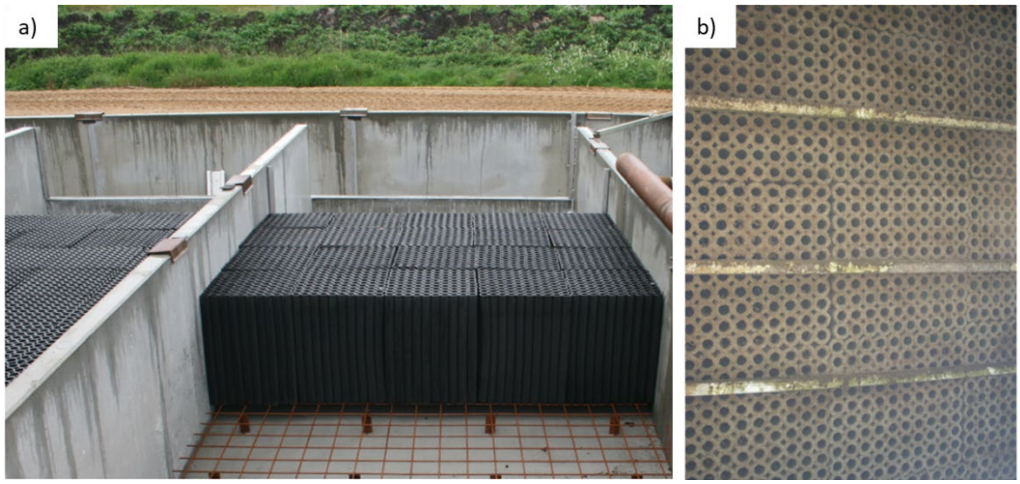
Sukeltugimaterjaliga biofiltri ehitus ja biokilekandjad on peaaegu samasugused kui nõrgbiofiltril, suurim erinevus on selles, et filtermaterjal on uputatud ning süsteemi on vaja sundõhustada. Sundõhustamine peab täitma kaht ülesannet – varustama süsteemi hapnikuga ning minimeerima süsteemi ummistumist irduva biokilega. Seetõttu peab õhustussüsteem olema piisavalt võimas, et süsteemi perioodiliselt (nt 15 min päevas) intensiivselt läbi puhuda ning sel moel tõhustada biokile irdumist. Kasutusel on peamiselt kesk- ja jämemullõhustus, et reaktoris tekitada vajalikku turbulentsi.



Joonis 10.9 Kinnitunud sukeltugimaterjaliga biokilepuhasti põhimõtteskeem.

Tehnoloogiliselt jagunevad sukelbiofiltrid peale üles- ja allavoolusüsteemide kaheks puhastiliigiks:

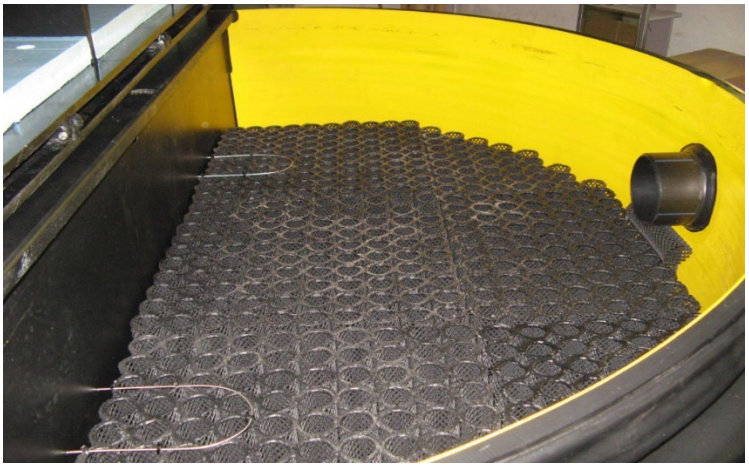
- õhustatud sukelbiofilter (ingl *submerged aerated filter,* SAF), milles on nõrgbiofiltriga sarnased biokilekandjaid (joonis 10.9) ning mille väljavooluvett on vaja järelpuhastada (nt järelsetitis). Joonisel 10.10 on kujutatud kalakasvanduse õhustatud sukelbiofiltrit, mis aga tulenevalt vee väikesest ainesisaldusest järelpuhastust ei vaja. SAF-i edasiarendusena on kasutusele võetud SFBBR (ingl *submerged fixed bed biofilm reactor),* mida kasutatakse Eestis asulareovee puhastamiseks.
- sukelgraanulfilter (ingl *biological aerated filter (*ingl *granular medium,* BAF) või ka *submerged aerated biofilter, (*ingl *granular medium*, SAB), milles on peened suure eripinnaga graanulikandjad ning mis hoiavad kinni ka heljuvmuda (kaasneb filtrimisefekt), mistõttu nad on varustatud tagasipesuga. Nende väljavooluvesi järelpuhastit ei vaja, sest järelpuhastus toimub sukelgraanulfiltri enda sees.



Joonis 10.10. Paiksed biokilekandjaplokid kalakasvanduse biofiltris (a) ja neile kasvanud nitrifitseeriv biokile (b) (fotod: T. Leivat ja V. Lemmiksoo).

Kinnistugimaterialiga sundõhustatavad biokilereaktorid – SFBBR

SFBBR puhastites paikneb suure eripinnaga (100–300 m^2/m^3) plastelementidest tugimaterjal õhustuskambris, mille põhjas olevate pihustite kaudu jõuab õhuhapnik puhastavasse vette ja sealt tugimaterjalil elutseva biomassini. Tugimaterjale on mitmesuguseid, enamasti on kasutusel plastist tugimaterjalid, mis valmistatakse ja paigutatakse õhustuskambritesse blokkidena. Ehitatakse nii aeroobseid kui anaeroobseid SFBBR biokilereaktoreid. SFBBR-i õhustussüsteem peab olema piisavalt tõhus, et tagada veeringlus tugimaterjali sees (tõhus kontakt reovee ja biokile vahel) ning aidata kaasa surnud biokile irdumisele kandeelementidelt. Samuti peab õhustus tagama piisava hapnikusisalduse biokile arenguks. Teatud juhtudel kasutatakse biokilekandjate perioodilist (nt 15 min päevas) intensiivset läbipuhumist tõhustamaks biokile irdumist. Kasutusel on nii peen-, kesk- ja jämemullõhustus.



Joonis 10.11. Kinnistugimaterjaliga SFBBR biokilereaktor (foto: Fixtec OÜ)

Joonisel 10.11 kujutatud blokke valmistatakse polüetüleenist, teatud juhtudel ka polüpropüleenist. Normaaltingimustes võib fikseeritud tugimaterjalile kasvada kuni 3 mm paksune biokile, mille paksuse peamiseks regulaatoriks on vee intensiivne liikumine õhustamise toimel. Väikese eripinnaga (100–200 m^2/m^3) tugimaterjale kasutatakse orgaanika ärastamiseks reoveest, suurema eripinnaga (kuni 300 m^2/m^3) aga juba ammooniumlämmastiku kõrvaldamiseks nitrifikatsioonietapis. Vee läbivool SFBBR puhasti filtrikehast võib toimuda ülalt alla või vastupidi.

Tehakse nii ühe- kui ka mitmeastmelisi SFBBR-biokilereaktoreid. Neist esimesi kasutatakse peamiselt orgaanika ärastamiseks, mitmeastmeliste SFBBR-reaktoritega on võimalik luua edukaid nitrifitseerimis- ja denitrifitseerimislahendusi lämmastiku kõrvaldamiseks reoveest. Samuti kasutatakse lahendusi, kus SFBBR reaktor täidab ainult ühte ülesannet, näiteks kalakasvanduse vee ammooniumlämmastiku sisalduse vähendamiseks (joonis 10.10).

Orgaanilise aine kõrvaldamiseks:

- on soovitatav kasutada biokilekandjaid eripinnaga kuni 100 m^2/m^3 (suuremaga vaid siis, kui nende toimekindlus on katsetega tõendatud);
- on soovitatav orgaanilise aine koormus (KHT baasil) $q_{KA,KHT} \leq 24$ g/m^2·d; sh on soovituslik vähemalt kaheetapiline protsess;
- on väikestel reoveepuhastitel (< 1000 ie) soovitatav vähendada orgaanilise aine KHT-koormust: $q_{KA,KHT} \leq 12$ g /m^2·d;
- ei tohi hapnikusisaldus langeda alla 2 mgO_2/l.

Nitrifikatsiooniks:

- on soovitatav kasutada biokilekandjaid eripinnaga kuni 200 m^2/m^3. Kui puhasti nitrifikatsionifaasile eelnev orgaanilise aine ärastuse aste on varustatud nõuetekohase järelsetitiga (heljum edasi ei pääse), võib biokilekandjate eripind olla kuni 250 m^2/m^3;
- kui eelmise puhastusastme orgaanilise aine KHT-koormus $q_{KA,KHT} \leq 24$ g/m^2·d, peaks nitrifikatsioon olema vähemalt kaheetapiline;
- on vaja, et nitrifikatsioonietapil oleks (TKN baasil) $q_{KA,TKN} \leq 1{,}75$ g/m^2·d;
- on väikestel reoveepuhastitel (< 1000 ie) soovitatav vähendada eelneva puhastusetapi orgaanilise aine KHT-koormust ($q_{KA,KHT} \leq 12$ g/m^2·d) ning nitrifikatsioonietapis (TKN baasil) $q_{KA,TKN} \leq 1{,}20$ g/m^2·d;
- ei tohi hapnikusisaldus langeda alla 4 mgO_2/l.

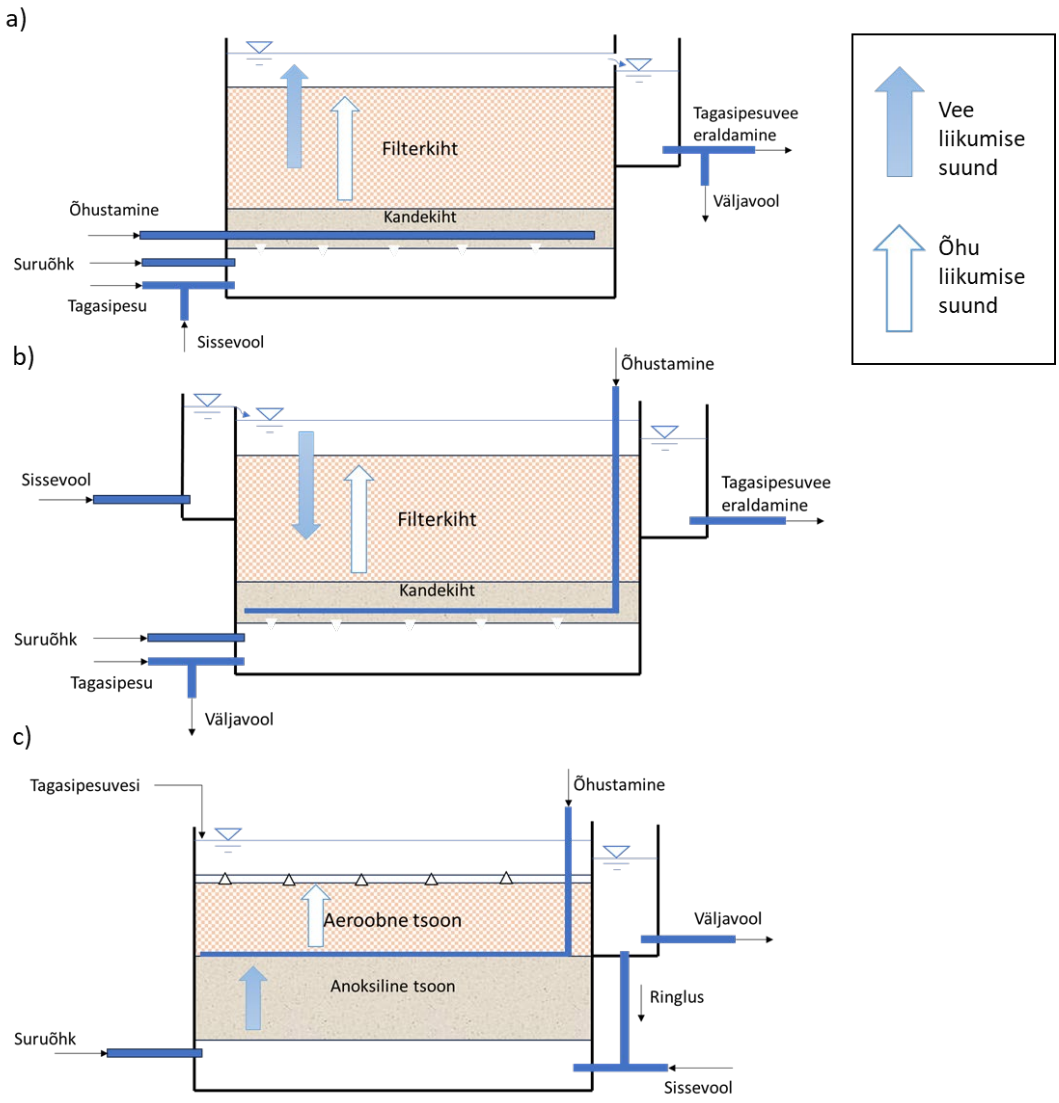
Denitrifikatsioon saab toimuda ainult neis biofiltri osades, kus valitseb hapnikuvaegus, mida tavaliselt vältida püütakse. Nitrifikatsiooni korral võib eeldada samaaegse denitrifikatsiooni toimumist, mille tõhusus on 30–50% (kõrvaldatud lämmastiku sisaldus on maksimaalselt 5% reaktorisse siseneva KHT sisaldusest) [8]. Kontrollitud denitrifikatsiooniks on soovitatav kavandada eraldi etapp. Arvestada tuleb, et denitrifikatsiooni tagamiseks on vaja (reovees leiduvat või lisatavat) süsinikuallikat.

Sukelgraanulfilter (BAF või SAB)

Sukelgraanulfiltrid on alates 1980-ndatest arendatud granulaarsüsteemis, kasutades üleni vees olevaid väikesemõõtmelisi (0,7–8 mm) biokilekandjaid, mille eripind (1000−3600 m^2/m^3) on muude fikseeritud kandjatega võrreldes märksa suurem. Kandjad paiknevad kindlas reaktoriosas, kus tavaliselt tagavad nende ühtlast jaotust perforeeritud betoonplaadid. Sel moel moodustub biokilekandjatest filtreeriv kiht ja ühildatud on nii bioloogiline aktiivsus kui ka filtratsioon (joonis 10.12). Tänu filtrimisele heljum süsteemist välja ei pääse, vaid hakkab sinna kogunema. Seetõttu on sukelgraanulfiltrid varustatud

tagasipesusüsteemiga, mis aktiveerub kriitilise survekao (vedelikusamba rõhk 2−2,5m) saavutamise korral või ajapõhise sagedusega (harilikult 24 või 48 tunni järel) [5, 10].

Sukelgraanulfiltrid tarnitakse kompaktlahendustena koos tervikliku automaatikaga. Joonisel 10.11 on kujutatud kolme tootja sukelgraanulfiltrilahendusi [5]. Et neid kasutatakse nii orgaanilise aine ärastamiseks, nitrifikatsiooniks kui ka denitrifikatsiooniks, on eri lahendused erineva konfiguratsiooniga (biokilekandjate valik ja kihid, kemikaalide annustamine, õhustuse lahendus). Kuna tegemist on firmalahendustega, on puhasti koormusandmed ja kujundus pigem tootja teave ning lahendusi tarnitakse tavaliselt koos tervikliku puhastusprotsessi garantiiga. Tallinna reoveepuhastusjaamas järelsetitite taga töötav Veolia Biostyr (joonis 10.11, c) on rakendatud tööle järeldenitrifikatsioonifiltrina.



Joonis 10.12 Sukelgraanulfiltrid: a – ülesvoolufilter Biofor, b – allavoolufilter Biocarbone, c – ülesvoolufilter Biostyr [5] järgi.

10.2.4 Heljuvtugimaterjaliga biofilter

Esimesed heljuvtugimaterjaliga biokilereaktorid (ingl *moving bed biofilm reactor*, *MBBR*) võeti kasutusele 1980ndate teises pooles. Seda tehnoloogiat arendati Euroopa (eeskätt Norra) ja Ameerika teadlaste koostöös ning esimesed suuremad MBBR-reoveepuhastid võeti Euroopas kasutusele 1990-ndate alguses. Sõltuvalt puhastuseesmärgist kasutatakse heljuvtäidisega biokilereaktoreid nii reovee aeroobseks kui ka anaeroobseks puhastamiseks (joonis 10.13).

Reaktori sisu on ühtlaselt segunenud ning kandjate liikumine välistab sellised suured ummistused, nagu tuleb ette fikseeritud kandjate puhul, ning seetõttu mahub reaktorisse märksa suurema eripinnaga kandjaid. Kandjate täituvus on vahemikus 25−70% (üle selle ei ole nende liikumine tagatud) ning optimaalne täituvus sõltub kandjate tüübist (tootjapõhine), aga ka puhastusprotsessist ja sellest tulenevalt reaktori konfiguratsioonist. Liigne osa biokilest irdub liikumise tulemusena ning nõnda säilib selle optimaalne paksus [1, 2 ,16].

Biokilekandjate valikut ja iseärasusi käsitletakse jaotises 10.3.2. Ujuvkandjate toimekindlusele avaldab olulist mõju reovee karedus, nt $CaCO_3$-sisaldus: $CaCO_3$ hakkab kandjatele kinnituma ning muudab nad ajapikku raskemaks, mistõttu need võivad hakata põhja vajuma. Seetõttu ei ole soovitatav kasutada heljuvkandjasüsteeme, kui reovee CaCO3-sisaldus on üle 200 mg/l.



Joonis 10.13. Heljuvbiokilekandjaga reaktori sisevaade (Veolia ANITA™ Mox tehnoloogia) vasakul, paremall foto protsessi käivitamisest Ljubljana reoveepuhastil (foto: V. Lemmiksoo)

Õhustuskambri põhjas on õhustuselemendid, mille kaudu antakse mikroorganismidele hapnikku ning segatakse heljuvtäidist, hoides seda pidevas liikumises. Kasutatakse tavaliselt jäme- ja keskmull- (vahel harva ka peenmull-) õhusteid, õhku pumpab kompressor. Võrreldes aktiivmudapuhastusega peab vee

hapnikusisaldus reaktoris olema märkimisväärselt suurem (tavapärane vahemik 3−7 mgO_2/l. Suurem õhumull on vajalik ühelt poolt heljuvkandja piisavaks segamiseks, teiselt poolt peab süsteem olema võimalikult hooldusvaba, sest mahuti tühjendamine (ka biokile kõrvaldamine) on väga aeganõudev tegevus, mille käigus võib biokile osaliselt kandjatel lahti kooruda. Biokilele tuleb luua soodsad hoiutingimused (sh hoida niiskena) [1]. Peenmullõhustuse puhul tuleb kindlasti kaaluda ülestõstetavaid süsteeme, mis põhja kinni ei jää.

MBBR-reaktoritest pääseb vesi välja läbi spetsiaalsete võretorude või võrekardina kaudu, et heljuvtäidis koos veega välja ei kanduks. Reaktori sisu segamiseks on ette nähtud (pigem aeglase käiguga) segurid. Heljuvtäidisega biokilereaktorites tuleks teatud juhtudel ette näha vahutõrjesüsteemid, kuna vahutamist esineb rohkem.

Heljuvkandjapuhasti kavandamisel peab arvestama, et iga puhastusetapp (orgaanilise aine ärastus, nitrifikatsioon) kulgeks eraldi mahutis (joonis 10.14), vastasel korral hakkavad heterotroofid puhasti esimestes mahutites domineerima nitrifitseerijate (autotroofid) üle. Nitrifikatsioonifaasis võib probleemiks osutuda ka biokile sisemistes kihtides toimuv denitrifikatsioon. Kui nitrifikatsioonietapis on veel piisavalt orgaanilist ainet, kipuvad denitrifitseerijad (heterotroofid) domineerima nitrifitseerijate üle.

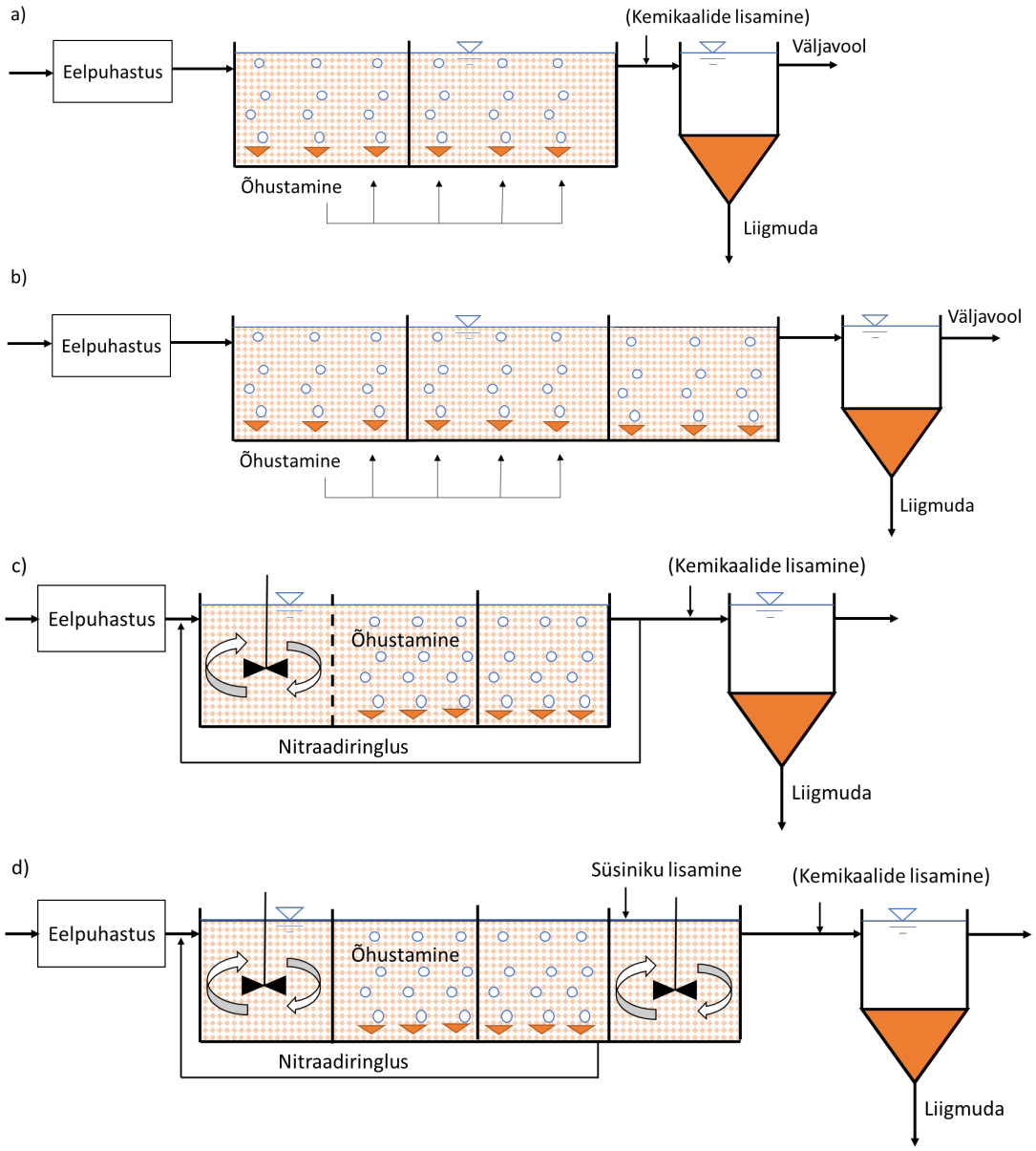
Kuna nitrifikatsioonietapis on õigete käitustingimuste puhul ainult nitrifitseeriv (autotroofne) biokile, siis on nitrifitseerimisastme vajalik maht väiksem kui aktiivmudapuhastis (aktiivmudas on nitrifitserijaid tavaliselt *ca* 5% aktiivmuda koguhulgast). Mahuti geomeetria peab olema selline, et õhustusmaht oleks piisav (õhku on vaja rohkem, sest lahustunud hapniku sisaldus peab olema suur).

Lämmastiku ärastamiseks on biokiletehnoloogias võimalik rakendada kas eeldenitrifikatsiooni, järel-denitrifikatsiooni või nende kombinatsiooni (joonis 10.14). Tuleb aga arvestada, et nitrifikatsioonis kasutatav suur hapnikusisaldus avaldab negatiivset mõju denitrifikatsioonile, kuna esmalt tarvitatakse ära nitraadiringlusega kaasa tulnud hapnik ning alles seejärel hakatakse nitraate redutseerima. Seetõttu on otstarbekas nitrifikatsiooniastme järele kavandada selle jaoks eraldiseisev deaeratsioonitsoon, milles vee hapnikusisaldus väheneb. Nitraatide tagastuse puhul on heljuvkandja puhul soovituslik piir mitte oluliselt rohkem kui 300%, et mitte ületada biokilekandjate vooluhulgakoormust. Kuna tagastatakse ainult reovett, siis ei pruugi tõhusaks denitrifikatsiooniks piisata orgaanilist ainet. Tulenevalt difusiooni piiratusest on biokilesüsteem selgelt vähem tõhus denitrifikatsiooniks vajaliku aeglaselt laguneva KHT kulutamisel. Näiteks eeldenitrifikatsioon on kergesti laguneva KHT puuduse tõttu piiratud (alles on ainult raskemini lagunev osa), mistõttu on vaja enne nitrifikatsiooni täiendavat aeroobset KHT oksüdeerumisastet, et soodustada nitrifikatsiooni

toimumist. Seega on juhtudel, kus tavapärane aktiivmudatehnoloogia suudab eeldenitrifikatsiooni nõudeid täita, on biokilepuhastisse vaja anda lisasüsinikku [2].

Tõhustatud bioloogiline fosforiärastus ei ole puhta heljuvkandjatehnoloogia puhul võimalik – seda saab rakendada ainult hübriidlahenduste puhul (vt jaotist 10.2.5).

Põhimõtteliselt on MBBR-i puhul võimalik kasutada kõiki konfiguratsioone, mida aktiivmudalahendustegi puhul (vt jaotist 7), kuid protsessi eelis on see, et biokile on seotud kandjatega ning see muudab mahutid väiksemaks ning käitamise lihtsamaks [10]. Võrreldes teiste biokilelahendustega on MBBR-i kasutamisel võimalik saavutada paremaid tulemusi lämmastiku kõrvaldamisel, samuti on vähem probleeme biokile kontrollimatu irdumisega [10].



Joonis 10.14. Mõningaid heljuvkandjaga biokilepuhastite lahendusi; a) orgaanilise aine kõrvaldamine, b) orgaanilise aine kõrvaldamine koos nitrifikatsiooniga, c) MLE-lahendus, d) Bardenpho-lahendus [10] järgi.

MBBR-i üldised arvutuspõhimõtted

Heljuvkandjapuhasti dimensioneerimiskoormuste suhtes saab tugineda käsiraamatutele ja näiteks ka Norra projekteerimisjuhenditele [1] , milles leiduvad järgmised koormusnäitajad.

Orgaanilise aine ärastus:

- $q_{KA,BHT}$ kuni 8 $gBHT_5/m^2 \cdot d$ ja 10°C puhul, kui kasutusel on kaks jadamisi reaktorit, kusjuures järelkoaguleerimine ega flokuleerimine ei ole kohustuslik;
- $q_{KA,BHT}$ kuni 11,5 $gBHT_5/m^2 \cdot d$ ja 10°C puhul, kui kasutusel on kaks jadamisi reaktorit koos järelkoaguleerimise ja flokuleerimisega.

Nitrifikatsioon (soovitatav vähemalt kolm jadamisi mahutit):

- esimene etapp on orgaanilise aine ärastus, mis nüüd on vajalik tavalisest märksa väiksemal koormusel, et mitte põhjustada heterotroofsuse kasvu nitrifitseerivas biokiles – $q_{KA,BHT}$ kuni 4 $gBHT_5/m^2 \cdot d$ (15°C puhul eesmärgiga lahustunud BHT viia alla 5 mgO_2/l);
- teine etapp on nitrifikatsioon – $q_{KA,N}$ kuni 0,8 $gNH_4/m^2 \cdot d$ (15°C puhul, kui lahustunud hapniku sisaldus on 7 mg O_2/l). Kui on vaja tagada heitvee väga väikest lahustunud ammooniumi sisaldust (nt NH_4-N alla 3mg/l, mis on tavaliselt ammooniumlämmastiku ülempiir üldlämmastiku normi 10mg/l garanteerimiseks), tuleb arvestada ka difusiooni mõju nitrifitseerimiskiirusele tulenevalt just väikesest ammooniumisisaldusesest (vt jaotist 10.3.5). Siis on vaja ka kolmandat, veelgi väiksema koormusega etappi:
- $q_{KA,N}$ kuni 0,3 $gNH_4/m^2 \cdot d$ 15°C puhul, kui lahustunud hapniku sisaldus on 7 mg O_2/l.

Denitrifikatsioon

Nagu eespool öeldud, sõltub denitrifikatsiooni kiirus sellest, kui kergesti lagunev (kättesaadav) on biokiles oleva biomassi jaoks orgaaniline aine. Tabelis 10.1 on kirjas denitrifikatsiooni kiirused (gNO_3-$N \cdot m^2/d$) sõltuvalt protsessi lisatava süsiniku allikast. Kaldkriipsu järel on näidatud kemikaalikulu mg KHT-d mg ärastatud NO_3-N kohta [4].

Tabel 10.1. Denitrifikatsiooni kiirus sõltuvalt kasutatavast süsinikuallikast [4].

Temperatuur	Denitrifikatsiooni kiirus/kemikaali kulu		
	Metanool	Etanool/Äädikhape	Glükool
≤ 5 °C	0,8–1,2/ 5,0	1,5–2,3/ 5,5	0,9–1,1/ 5,0
10 °C	1,8–1,8/ 4,5	2,7–3,5/ 5,0	1,3–1,7/ 4,5
≥ 15 °C	1,5–2,3/ 4,0	3,2–4,0/ 4,5	1,6– 2,2/ 4,0

Biokilereaktorid ja -kandjad tuleb dimensioneerida lähtuvalt sisendkoormusest (millest arvatakse maha eelpuhastuse, s.o eelsetiti vm toime) iga protsessietapi (orgaanilise aine ärastus, nitrifikatsioon, denitrifikatsioon) kohta eraldi.

Biokilereaktori maht biokilekandja eripinna alusel:

$$V_{MBBR} = R_x \cdot (q_{KA} \cdot A_{bk} \cdot f) \cdot 100\ (\mathrm{m^3}), \qquad (10.3)$$

kus R_x on reoainekoormus (g/d); q_{KA} – massi pinnakoormus (g/m^2·d); A_{bk} – biokilekandjate eripind (m^2/m^3) ning f – kandjate täituvus kogumahu suhtes (%).

10.2.5 Hübriidsüsteemid

Hübriidsüsteem on aktiivmuda- ja biokiletehnoloogia kombinatsioon. Biopuhasti taristu peab võimaldama mõlema tehnoloogia toimimist:

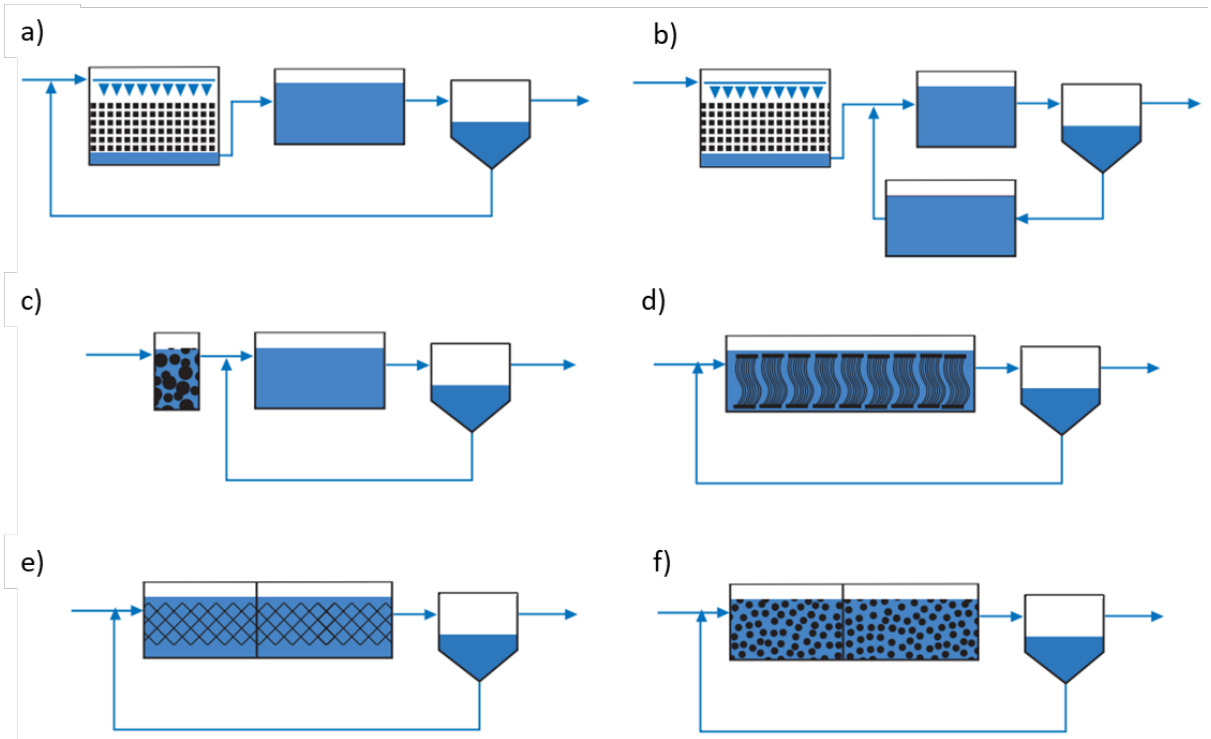
- aktiivmudatehnoloogia jaoks on vaja nõuetekohast järelsetitit ja mudatagastust;
- biokiletehnoloogia jaoks on vaja biokilekandjaid (biokileplokke, heljuvkandjaid koos neid süsteemis hoidvate sõeltega, mida aktiivmuda ei ummista, õhustust (biokile kontrollimiseks ja vee hapnikusisalduse suurendamiseks). Arvestama peab ka hüdraulilist survekadu biokile-süsteemis ning reovee eelpuhastamist (nt peenvõrel, eelsetitis).

Hübriidsüsteemide eri reaktorites on mikroorganismide kooslus ühesugune. Biokilesüsteemi kogunevad peamiselt aeglasemalt kasvavad mikroorganismid (nt autotroofid), sest toitainete (ka hapniku) kättesaadavuse poolest on eelis aktiivmudareaktoril. Kui aktiivmuda vanus on väike, siis see nitrifitseerijaid ei sisalda ning need kasvavad biokilesse. Kui aga puhasti koormus langeb ja aktiivmuda vanus suureneb, kanduvad nitrifitseerijad ka aktiivmudasse (mis saab siis eelise biokile ees). Seetõttu on olnud võimalik olemasolevaid aktiivmudapuhasteid (mis algselt kavandati ainult orgaanilise aine kõrvaldamiseks), reaktorimahtusid suurendamata ümber ehitada nitrifitseerivateks puhastiteks, kuid seejuures tuli seadmestik välja vahetada (sh suurenda õhustusvõimsust) [5, 10].

Hübriidsüsteeme on märksa rohkem, kui on kujutatud joonisel 10.15 [5]. Hübriidsüsteemideks loetakse ka lahendusi, milles aktiivmuda biokileprotsessidega kokku ei puutu, ning eri protsessid kulgevad kaskaadis (joonis 10.15, b), milles nõrgbiofiltril ja aktiivmudapuhastil on ühine järelsetiti ning tagastus-muda juhitakse aktiivmudapuhastisse.

Leidub ka lahendusi, milles aktiivmuda ja biokilekandja on ühes ja samas reaktoris. Kõige levinum hübriidsüsteem on IFAS-protsess (ingl *integrated fixed-film activated sludge*), mis sai alguse biokile-

plokkide paigutamisest aktiivmudapuhastisse (joonis 10.15, e), et laiendada orgaanilise aine ärastuseks ette nähtud puhastid nitrifitseerivateks. Hiljem rakendati seda tehnoloogiat ka heljuvkandjate (joonis 10.15, f) puhul.



Joonis 10.15. Hübriidsüsteemid: a – sundõhustuse ja aktiivmuda tagastusega nõrgbiofilter; b – nõrgbiofilter ja sellele järgnev aktiivmudasüsteem; c – heljuvkandja ja sellele järgnev aktiivmudasüsteem; d – nöörkandja koos aktiivmudaga ühises reaktoris; e – fikseeritud kandja koos aktiivmudaga ühises reaktoris; f – heljuvkandja koos aktiivmudaga ühises reaktoris [5]

Hübriidsüsteemide arvutamisel tuleb arvestada mõlemat protsessietappi – nii biokilekandjate hulka, tüüpi ja eripinda kui ka aktiivmudasisaldust. Kui biokileprotsess on kandjate mahu ja/või eripinna järgi normeeritud, siis aktiivmudaosa kavandamisel tuleb biokilekandjate mahuosa maha arvata. Konkreetseid standardeid süsteemide dimensionerimiseks veel ei ole ning nad on sageli toote-spetsiifilised, tuginedes nii aktiivmuda- kui ka biokilestandarditele.

Tavapäraselt kavandatakse hübriidsüsteemid nõnda, et orgaanilise aine ärastus ja denitrifikatsioon (ehk heterotroofsed protsessid) toimuvad aktiivmudas ning nitrifikatsioon biokilekandjatel. Aktiivmuda vanuseks dimensioneeritakse *ca* 2–5 päeva, mis on ideaalne ka tõhustatud bioloogilise fosforiärastuse tehnoloogia rakendamiseks. Kandjad on kinnitatud nitrifitseerivatesse tsoonidesse ning aktiivmuda liigub läbi terve süsteemi. Kuigi aktiivmuda suhtes difusioon ei mõju, siis vee hapniku-sisaldus peab olema selline, et biokilekandjate tsoonis oleks tagatud vajaliku suurusega lahustunud hapniku sisaldus (*ca* 6 mg/lO_2) [4, 5, 10].

10.3 Biokilepuhasti projekteerimine – eeltingimused ja peamised komponendid

Biokilepuhasti projekteerimisel tuleb arvestada, et üksnes biokilepuhastust käsitlevad standardid ja käsiraamatud puuduvad. Seetõttu tuleb reovee eel- ja järeltöötluse kavandamisel tugineda tavapärastele standarditele ja käsiraamatutele. Oluline on ka teada, et biokilesüsteemides piirab toitainete kättesaadavust ja nende jõudmist mikroorganismideni massiülekanne. Biokileprotsesside modelleerimisel tuginetakse tavaliselt aktiivmudal (mikrobioloogia on sarnane), võttes arvesse difusiooni mõju. Teisalt on biokilereaktoris oleva baktermassi kogus märksa suurem kui tavapärases aktiivmudasüsteemis, mistõttu reaktorid võivad väiksemad olla.

10.3.1 Reovee omadused ja selle eelkäitluse tähtsus

Looduses on biokile täheldatav selge veega kiirevoolulistes jõgedes, kus see kasvab nii kividel kui ka vette kukkunud puuokstel. Biokile toitub seal vees lahustunud ainetest ning ei konkureeri heljumis oleva bakterimassiga. Puuduvad setted, mille osakesed kiire vool välja peseb. Seetõttu on biokilel selge eelis just väikese toitainesisalduse (K-strateegid, vt ka jaotist 6.3.5) ning suurema voolukiiruse korral. Suuremate voolukiiruste baasil ongi välja kasvanud granulaarmudasüsteemid.

Väikeste ainesisalduste tõttu (sh stabiilsemad tingimused) on biokiletehnoloogia leidnud laia kasutuspinda:

- reoveepuhastite järelpuhastusetappides (Eestis nt Tallinna RVP järel-denitrifikatsioonifiltris, mis puhastab järelsetiteid läbinud heitvett);
- retsirkulatsioonipõhistes (RAS) kalakasvandustes, milles puhastatakse (nitrifitseeritakse ammooniumlämmastikku) basseinide vett, et tagada kalade kasvuks vajalik vee kvaliteet.

Reovee eelkäitlusel on puhastusprotsessis väga oluline roll. Tootepõhistes lahendustes seab eeltöötluse nõuded tavaliselt tehnoloogia kavandaja, määrates näiteks mehaanilise puhastusastme võrede tüübi ja võreavade vahekauguse. Reoveest peab kõrvaldama rasva ja õli, milleks on vaja rasvapüünist või mõnda muud (nt füüsikalis-keemilist) puhastusmoodust. Eelpuhastuse nõuded tulenevad biokiletehnoloogiast (sh kandjate valik) ja reovee omadusest. Nii on suurema koormusega (suure eripinnaga MBBR-id, UASB-tüüpi) reaktorsüsteemide puhul tavaliselt nõutud ka suurema tõhususega peenvõresid (võreavade suurus 6 mm, enamasti väiksemgi). Väikese koormusega nõrgbio-filtrite puhul (milles on kasutusel suhteliselt väikese eripinnaga biokilekandjad) võib lõunamaades siiski leida lahendusi, kus mehaanilise puhastina on kasutusel ainult käsivõre. See aga ei tähenda, et kõik käsivõrest läbi pääsenud jäätmed jõuavad bioloogilisse puhastusse. Tavaliselt on biokilepuhastite

konfiguratsioonis heljumi kõrvaldamiseks füüsikalis-keemiline puhastusetapp, mis osaliselt korvab võrede tegemata töö, ning jäätmed satuvad toorsettevoogu. Rakendatakse suurema mahuga eelselitust: kemikaalide lisamist, flotatsiooni, anaeroobset eeltöötlust (sh soojas kliimas olmereovee UASB-d) jms. Kui reovees on vähe heljumit (alla 200 mg/l), võib eelselitusetapi ka ära jätta. Nõrgbiofiltrite ja biorootorite standardlahenduste puhul võib piisata 3 mm suuruste või peenemate avadega peenvõrest [10].

Kõigi biokilepuhastite puhul on oluline, et reoveevoog oleks ühtlane [8, 9] ka suurema koormusega heljuvkandjapuhastite korral, sest lühikene hüdrauliline viibeaeg hakkab mõjutama puhastusprotsessi tõhusust (eriti siis, kui puhasti koormus päeva kestel kõigub ning esineb koormustippe.

10.3.2 Biokilekandjate valik, tüübid ja näitajad

Biokilekandjate all mõistetakse füüsilisi pindu – nii sobiliku eripinna, kaalu ja kujuga looduslikke materjale nagu killustik ja liiv, aga ka graanuleid, torusid jt spetsiaalselt valmistatud (plastist) kehasid, mille külge mikroorganismid saavad biokile tekitamiseks kinnituda.

Biokilekandja traditsioonilised materjalid oli killustik, mille eripind on *ca* 50–100 m^2/m^3, ning liiv ja basaldipuru eripinnaga *ca* 4000 m^2/m^3. Killustikku kasutatakse pigem nõrgfiltris, milles toimub ka reovee õhustamine (peab olema tagatud hapniku juurdepääs), liivfiltri peamine ülesanne on aga heljuvate osakeste kinnipidamine. Viimastel aastakümnetel on eelistama hakatud plaste, mis on kerged ning millest on valmistada mitmesuguse kuju, tiheduse ja soovitavate omadustega biokilekandjaid.

Biokilkekandjate olulisemaid tehnilisi näitajaid (mille alusel määratletakse tavaliselt ka reaktorite koormusnäitajaid) on eripind (m^2/m^3), s.o ala, millele saab moodustuda biokile. Plastmaterjalide kasutuselevõtuga kaasnes teatav eripinna suurendamise (sh kandja paksuse vähendamine) võidujooks just liikuvkandjate vallas, et protsessi tõhusust tõsta. Algselt eripinnaga 300 m^2/m^3 heljuvkandjate eripinnad on suurenenud üle 5000 m^2/m^3 ning olnud kasutusel ka juba üle 10 aasta, samas kõige uuemad (sh 2023.a välja antud) käsiraamatud (tabel 10.2) on üldiste projekteerimisjuhiste puhul märksa konservatiivsemad ja soovitavad arvestada kandjate töötava eripinnaga kuni 500 m^2/m^3. Täpsemate reoveevoogude analüüsi ja ka konkreetsete pilootkatsete tegemise puhul saab koormus-näitajad igal erijuhul objektiivselt üle täpsustada. Levinud on ka koormusnäitajad kandjate mahuühiku (m^3) kohta.

Tabelis 10.2 on kokkuvõte biokilekandja materjalidest, mis on vajalik arvutuste tegemiseks.

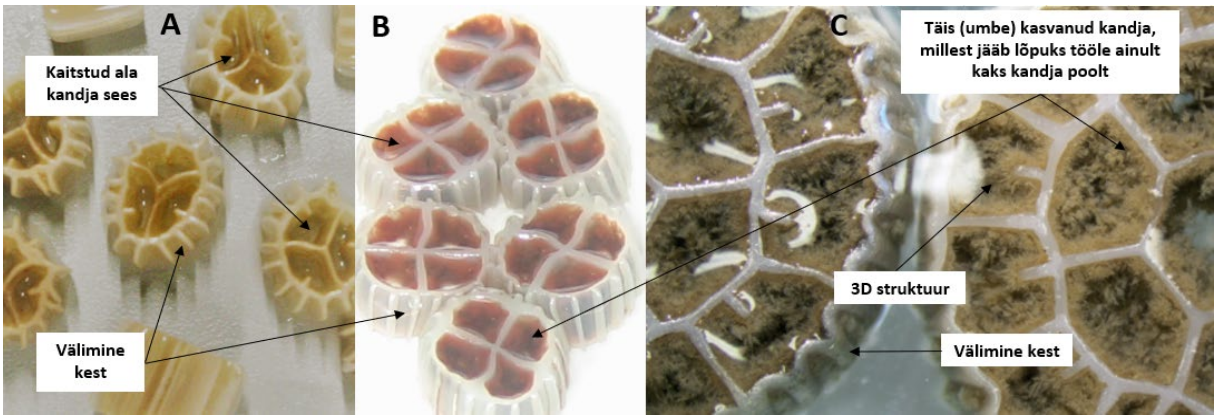
Tabel 10.2. Biokile kandjamaterjalide spetsifikatsioon olenevalt biokilereaktorist ja kandjamaterjalist [5, 12].

Reaktori tüüp	**Kandja materjal**	**Materjali tükisuurus mm**	**Materjali eripind (m^2/m^3)**
Nõrgbiofilter	Kivi Plast	40–80 40-200	50–100 100–200
Biorootor (RBC)	Plast		100–200
MBBR*	Plast (K1) 60% täituvus Plast (K5) 60% täituvus	7–9 3,5–25	300 480 500
Sukeltugimaterjaliga biofilter	Poorne savi Poorne kiltkivi Polüstüreen Antratsiit Kvartsliiv Basalt	1,3–8 2–8 3– 6 2,3–3,5	1000–1400 1200–1400 1100 1900 3000 3600
Granuleeritud mudaga reaktor (AGS)**	Kandja puudub	-	200–2000
Keevkihiga biokilereaktor	Liiv või basalt	0,2–0,8	3000–4000

** Viimastel aastatel on tehtud uuringud ja ka tootjad reklaamivad uuemaid suurema eripinnaga liikuvkandjaid. Samas pole veel piisavat tagasisidet (eelretsenseeritud publikatsioone jm), et neid väärtuseid suurendada. ** vt jaotist 7.10.*

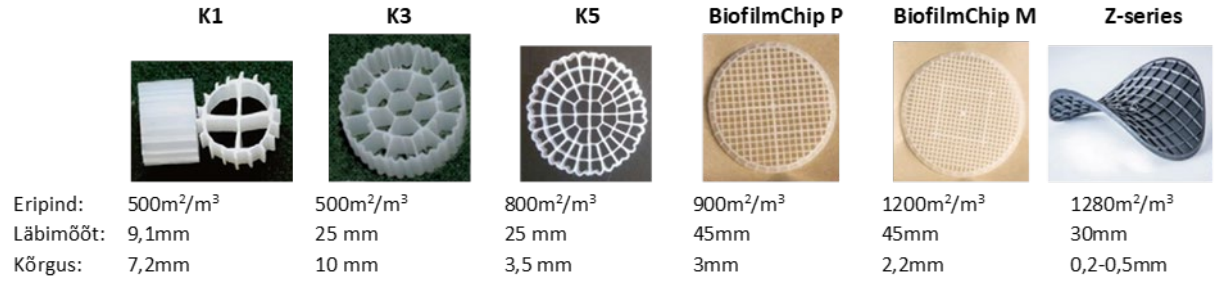
Liikuvkandjate puhul (mille mikrobioloogilist aktiivsust on kõige lihtsam laboratooriumis määrata) märgati kiiresti, et kandjate suuremate mehaaniliste mõjude käes olevale välispinnale bakterid pigem ei kinnitu. Seetõttu tekkis teaduskirjandusse mõiste “kaitstud ala” (ingl *protected surface area, PSA*), mis on kandjate tegelikust eripinnast väiksem. Biokile moodustub 3D-kihina, mida iseloomustab paksusest ja struktuurist olenev aktiivne pindala (ingl *area of biofilm exposed to bulk liquid in the process, ESA)*. Tegemist on biokile pindala eeldusliku projektsiooniga (mis on kandja kogupinnast tavaliselt suurem). Veelgi olulisemad on aga reovee koostis (sh päritolu), süsteemi koormustingimused jt aspektid, mis mõjutavad otseselt biokile kandjate mikrobioloogilist kooslust ja selle muutumist aja jooksul (muutuvad koormus või ka keskkonnatingimused) [11]. Joonisel 10.16 on kolme heljuvkandja lähivaate fotod, millel on näidatud nii kandjate “kaitstud ala” kui ka visuaalselt hinnatu.

Mida suurem on ummistumisoht (nii võõriste kui ka biokile kasvu seisukohalt), seda väiksema eripinnaga biokilekandjaid saab kasutada. Seetõttu on orgaanilise aine ärastamise korral kasutusel väiksema eripinnaga kandjad kui nitrifitseeriva biofiltri puhul (heterotroofsete mikroorganismide kasvuerikiirus on autotroofsete omast suurem). Väga oluline ka puhastusprotsessi etapp (kas tegemist on põhi- või järelpuhastusega)d kandja paksust.



Joonis 10.16. Biokilekandjate visuaalne analüüs: A – õhuke nitrifitseeriv biokile kalakasvanduses; B – deammonifikatsiooniprotsessi umbe kasvanud biokile; C- paks nitrifitseeriv biokile. Fotod Vallo Lemmiksoo ja [11].

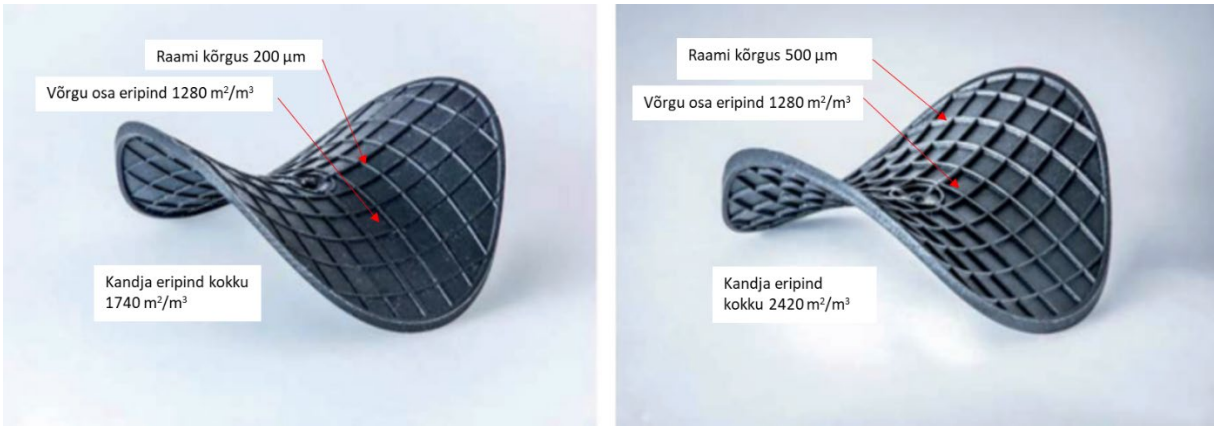
Ujuvkandjate arengust annab kõige parema ülevaate kandjad *Veolia AnoxKaldnes*, mille kuju ja mõõtmed on kujutatud joonisel 10.17. Kuigi muutusi võib täheldada kõigis näitajates, siis peamised neist on toimunud just kandja kõrguses, mis on viimastes mudelites järjest vähenenud. Peamine eesmärk on vähendada biokile paksust ja sel moel difusiooni (massiülekande) mõju, et suurendada energiatõhusust. Paks biokile ja sellest tulenev vastupidavus inhibitsioonidele on pigem jäänud tagaplaanile, sest viimastel aastatel on reoveepuhastite energiatõhusus olnud väga aktuaalne teema. Siin on aga biokilel (tulenevalt just massiülekandest) täheldatud olulisi puudusi.



Joonis 10.17. Biokilekandjate Veolia AnoxKaldnes kandjate areng (vasakult paremale)

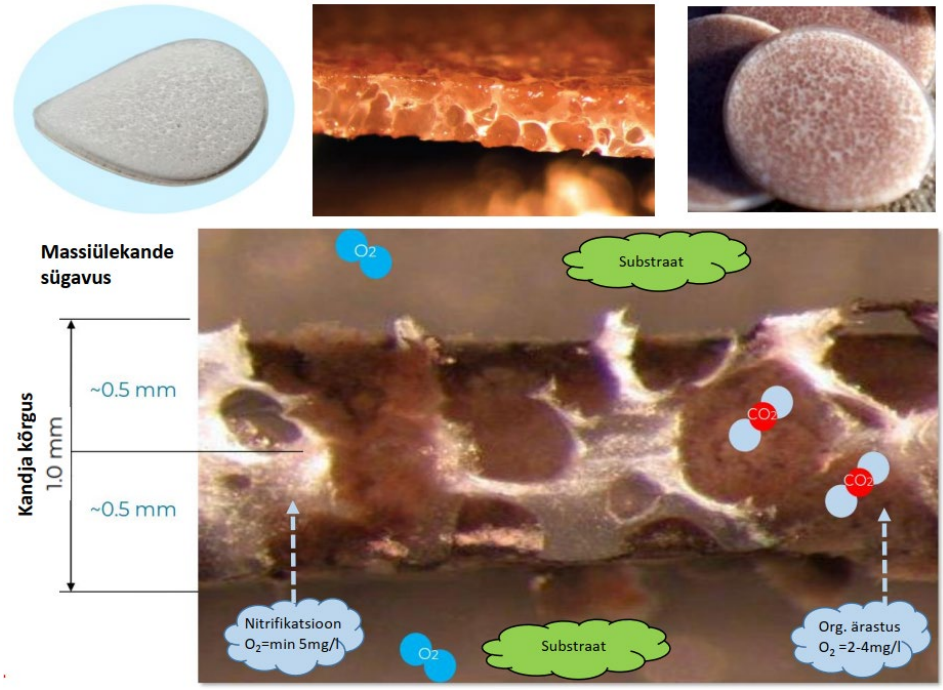
Esimesed suure eripinna ja väikeste mõõtmetega (nt *Veolia K1*) ujuvkandjad olid seest jaotatud sektoriteks (K1 puhul neljaks). Nagu joonisel 10.17 näha, on kandjate välimine kest puhas, st et biokile sinna pigem ei kinnitu, sest mehaaniline stress on seal liiga suur. Biokile kasvab sisemisele pinnale, mis on mehaaniliste mõjude eest paremini kaitstud. Sellest tulenevalt on kandjad muutunud järjest õhemaks. Viimastel aastatel on kandjad arendatud nii õhukeseks, et muudetud on ka nende kuju. Kõige uuemate sadulakujuliste (ingl *saddle-shaped*) kandjate eesmärk on vees heljuda (kuju on lai ja õhuke) ning neid mõjutab vähem füüsiline kokkupuude mahutite seinte või muude pindadega. *Veolia* Z-seeria sadulakujulised kandjad (joonis 10.18) koosnevad tugiraamist (mille kõrgus varieerub) ja võrgust, mille külge biokile kinnitub. Sõltuvalt turgiraami kõrgusest (200–500 µm) on kandjaid neljasuguseid ning nende raami paksus määrab biokile keskmise paksuse. Need kandjad on kujundatud nõnda, et töötavad mõlemad pooled. Reaktoris mõjuva mehaanilise stressi tõttu ei kasva biokile paksus väga

suureks, mistõttu neid kutsutakse ka isereguleeriva kilepaksusega kandjateks. Veolia Z seeria kandja infomaterjalides on toodud sõltuvalt tugiraami paksusest erinevad kandja eripinnad (kuigi kandja mõõdud on samad). Eripinna erinevused on arvutuslikud ja eeldavad biokile paksuse muutust ning sellest tingitud eripinna erinevust. Mida paksem biokile, seda piltlikult "mägisem" on selle struktuur ja seetõttu ka suurem eripind.



Joonis 10.18. Veolia AnoxKaldnes Z-seeria sadulakujulise kandja ehitus. (Allikas: Veolia).

Ka teised tootjad on arendanud õhukesi sadulakujulisi biokilekandjaid: Saksamaalt pärit *Mutag BioChipTM* (joonis 10.19, tootja *Multi Umwelttechnologie AG*); *Hel-X Biocarriers* (tooja *Christian Stöhr GmbH & Co*). Mõlema kandja eripinda reklaamitakse nende poorse struktuuri tõttu väga suureks – kuni 5500 m^2/m^3. Kuna kandja paksus on 1–1,1mm, on biokile eeldatav paksus kuni 0,5 mm.



Joonis 10.19. Mutag BioChipTM biokilekandjate kuju ja läbilõige.

Peale tavapäraste näitajate (nt eripind, vastupidavus, maksumus) pööratakse viimasel ajal uute kandjate arendamisel aina suuremat tähelepanu ka nende kujule (nt kuidas mõjutab biokile arengut

kandja pooride suurus ja kuju, või kuidas vähendada difusiooni piiravat mõju). Loomulikult ei sõltu mikroorganismide hulk biokileprotsessis üksnes nende kinnituspinnast. Oluline on ka reovee hapniku-sisaldus, toitainete kättesaadavus, keskkonnatingimused (pH, temperatuur, valgus) ja ka see, kas reovees leidub toksilisi ühendeid, mis võivad pärssida mikroorganismide elutegevust. Eripind on küll biokilekandja näitaja, ent ei ütle midagi selle toimimise kohta. Kõige olulisem on hoida süsteemis piisavalt suurt hulka aktiivselt toimivat biomassi. See on suurus, mida on võimalik märata biokile aktiivsustestidega, mõõtes laboratoorsetes tingimustes kindla koguse biokilekandjate toimimise tõhusust.

Sõltuvalt biokilekandja tüübist on oluline arvestada vähemalt järgmisi asjaolusid:

- liikuvkandjate puhul mahutite kuju, nurki ning seinte (nt betooni) kaetust plasti või muu abrasiivsust vähendava kaitsevõõbaga selleks, et pikendada kandjate eluiga, mis antakse tavaliselt tootjapoolse garantiiga;
- biokilekandjate hoiustamise ja reaktorisse paigaldamise tingimusi. Veest kergemad kandjad jäävad algul vee pinnale ujuma, mistõttu tootja annab juhised, kui palju võib neid korraga reaktorisse panna ja millised peavad olema sisestamistingimused (sh reovee temperatuur);
- on vaja teada, milline on biokilekandjate kõrvaldamiseks vajalik seadmestik ja nende hoiustamistingimused reaktorite hoolduse ajal. Reaktorisisese hoolduse intervall peab olema võimalikult pikk.

10.3.3 Biokile aktiivsus

Paljudes biokilealastes uuringutes nenditakse, et kandja pindala ei ole objektiivne ühik, mille järgi biokile tõhusust normeerida ja projekteerimisel aluseks võtta. Ometi ei ole ka paremat (täpsemat ning üheselt mõõdetavat) näitajat, sest levinud mahuühik (m^3) ei arvesta kandjate eripärasid.

Kõige tähtsam on konkreetse biokile bioloogiline aktiivsus, mida on võimalik laboratooriumis (kus on tagatud ühesugused tingimused, et tulemused oleksid võrreldavad) mõõta. Kui võtta toimivast süsteemist (või pilootseadmest) kindel kogus ujuvkandjaid, on võimalik määrata nende aktiivust ja avaldada saadud tulemused kandja mõõtühiku (nt m^3, aga ka m^2 jne) kohta. Seda on võimalik väga hõlpsasti teha ujuvkandjate puhul (nad on täissegunenud suspensioonis ning võetav proov on seega esinduslik), ent ei ole lihtsasti rakendatav fikseeritud kandja korral. See on ka üks põhjus, miks liikuvkandjasüsteemid on biokile tehnoloogias järjest rohkem levinud.

Tavalisel uutitakse biokile aktiivsust annuskatsena, mõõtes keemiliste näitajate (nt KHT, NH_3, NO_3) või biomassi muutust ajas (neid analüüsitakse kas pidevalt või võetakse proovid katse alguses, keskel ja

lõpus) ning arvutades saadud tulemuste põhjal kas ainete kõrvaldamise tõhususe või biomassi juurdekasvu kiiruse. Saadud väärtused avaldatakse tavaliselt kas kandja eripinna või kandjate mahu suhtes.

10.4 Biokile koormusnäitajad

iokilereaktori sisu segamine ja hüdrauliline koormamine mõjutavad ainesisalduste gradiente, aine ülekande kiirust ja kineetikat (sh piiranguid) ning biokile paksust (biokile kontroll) kogu reaktori ulatuses. Hüdrauliline pinnakoormus, mida mõnikord nimetatakse flitreerumiskiiruseks:

$$q_A = \frac{Q_{SV}+Q_R}{A_r} \quad (m^2/m^3 \cdot h \text{ või } m^2/m^3 \cdot d), \qquad (10.4)$$

kus A_r on biokilereaktori ristlõikepind (voolu suunas) (m^2), mis on ümara nõrgfiltri puhul arvutatav reaktori raadiuse kaudu: $A_r = \pi r^2$; Q_{SV} – reovee sissevooluhulk (m^3/h või m^3/d) ning Q_R – ringlusvooluhulk (m^3/h või m^3/d).

Filtreerumiskiirused reaktori hüdraulilisel koormamisel on kirjas tabelis 10.3.

Tabel 10.3. Filtreerumiskiirused qA eri biokilesüsteemides [5].

Reaktori tüüp	**Kandja materjal**	**Filtreerumiskiirus (q_A) (m/h)**
Nõrgbiofilter	Kivikillustik Plast	0,4–1,0 0,6–1,8
Graanulmudareaktor (AGS)	-	1–5
Keevkihiga biokilereaktor	Liiv või basaldipuru	20–40
Sukeltugimaterjaliga biofilter	Poorne savi Poorne kiltkivi Polüstüreen Kvartsliiv Antratsiit	2–6 (max 10) süsinikuärastus 10 nitrifikatsioon 14 denitrifikatsioon 2–5 (max 10) 2–6 (max 10) 5–15 5–15

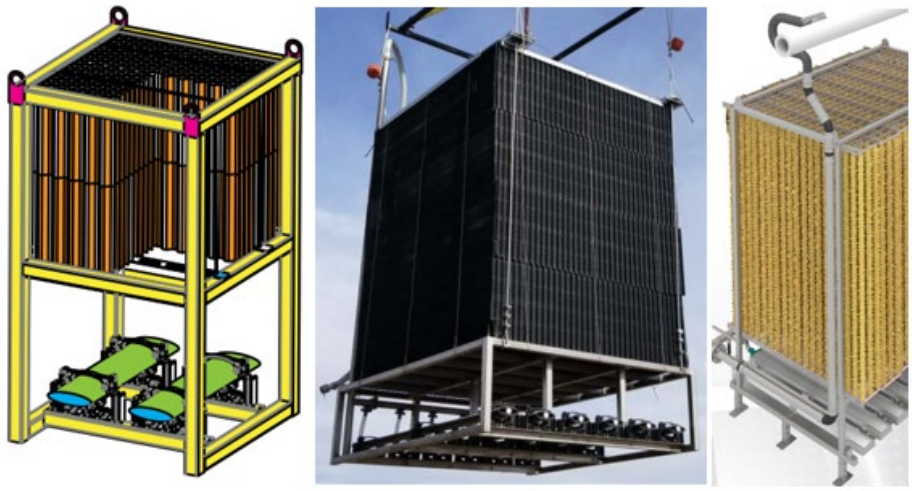
Olgu rõhutatud, et tabelis 10.3 toodud kiirused sõltuvad suuresti reovee eeltöötlusest, käitluse eesmärgist (puhastusetapist) jt teguritest (nt tagasipesu sagedusest, õhu ja vee suhtest). Nõrgbio-filtrite puhul tuleb selleks pidada minimaalset kiirust, mille puhul on tagatud reovee ühtlane jagunemine reaktoris ning massiülekande mõju vähenemine. Keevkihtsüsteemides on vaja, et minimaalse filtreerumiskiiruse puhul filtermaterjal heljuks, difusiooni mõju oleks minimaalne ning biomass reaktorist välja ei kanduks. Sukelbiofiltrite puhul (vertikaalne filtreerumine) tuleb teha vahet, kas tegemist on üles- (tõusufilter) või allavoolu toimiva filtriga. Tõusufiltrite kandjad on veest suurema

tihedusega (raskemad) ning nende heljumine (ingl *bed expansion*) tagatakse vee maksimaalse voolukiirusega. Allavoolufiltritel kasutatakse veest väiksema tihendusega (kergemaid) kandjaid ning tavaliselt on ka süsteemi rõhukadu suurem kui tõusufiltritel. MBBR-süsteemi puhul saab rääkida horisontaalsest filtreerimiskiirusest, mis mõjub reaktori väljavoolul paiknevatele võresüsteemidele (eesmärk on välistada kandjate väljakannet). Liiga suured koormused põhjustavad kandjate surumist vastu võreseina (pärsib nende heljumist), mis omakorda vähendab süsteemi tõhusust.

10.4.1 Õhustamine ja segamine, difusiooni mõju

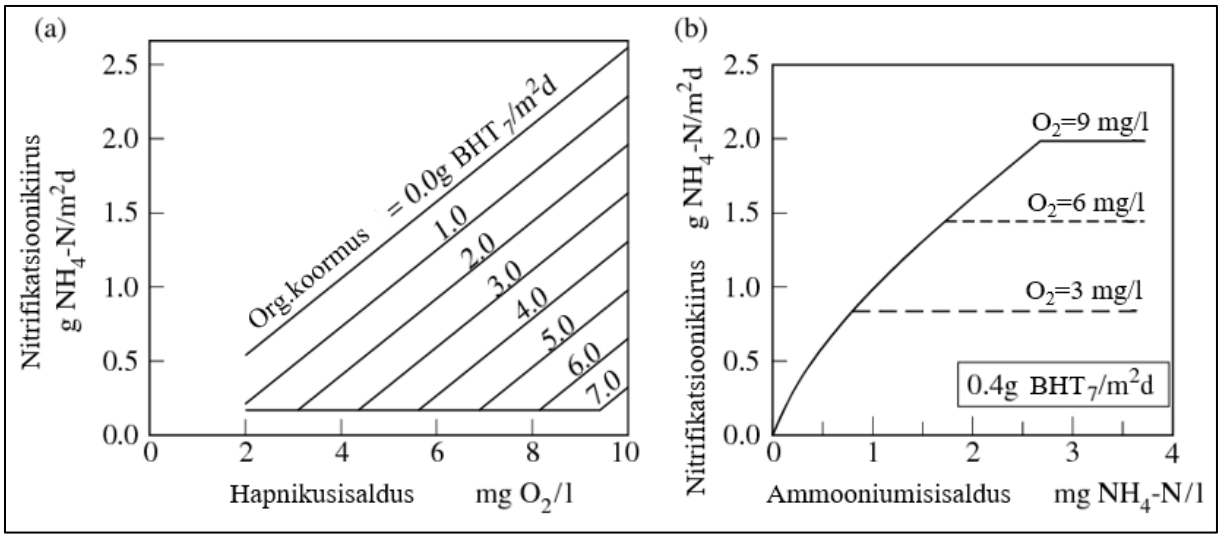
Biokilesüsteemides on sõltuvalt puhastustehnoloogiast ja reaktori tüübist levinud nii loomulik (ehk iseeneslik) õhustamine (nõrgbiofiltrid ja biorootor) kui ka sundõhustamine. Et nõrgbiofiltrid ja biorootorid suudaksid eesmärgipäraselt toimida (et loomulikust õhustamisest piisaks), on koormused piiratud ning täidise struktuur peab olema õhuline (nt kandjaid valides, reovett piisavalt eelpuhastades võõrisesisalduse vähendamiseks). Nõrgbiofiltreid ja biorootoreid on mõnikord ka sundõhustatud.

Õhustamisviisidest on levinud jäme- ja keskmullõhustus, teatud juhtudel on kasutusel ka peenmullõhustus. Jäme mull tagab reaktori sisu (sh biokilekandjate) hea segunemise ja vähendab biokilega ummistumise ohtu. Osaliselt võib kompenseerida jämedama õhumulli väiksemat hapnikuülekannet see, et biokilekandjad lõhuvad mullid peenemaks (sõltub kandja tüübist) ning kandjate kui takistuste tõttu võib mulli viibeaeg mahutis pikeneda. Täpne lahendus sõltub nii kasutatavast biokiletehnoloogiast kui ka kandjatüübist ning on tootespetsiifiline. Nii on suurtootjatel oma reaktori kuju, biokilekandjate kui ka õhustuselementide lahendused (näiteks *Järger Umwelttechnic*'i kompaktsed biokilekandjaplokid koos õhustussüsteemiga, joonis 10.20).



Joonis 10.20. Jäger Umwelttechnic'i kompaktlahendused – biokilekandja koos õhustussüsteemiga. Vasakpoolne ja keskmine on plastkandja-, parempoolne tekstiilkandjaplokk.

Joonisel 10.21 on kujutatud reovee hapnikusisalduse mõju puhastusprotsessi tõhususele (väljendatuna pinnakoormusena), milles kajastub ka biokile difusiooni ehk massiülekande gradiendi mõju. Mida suurem on reovee lahustunud hapniku sisaldus, seda tõhusamad on biokileprotsessid ning seda väiksemat reaktorit ja biokilekandjate hulka on vaja.



Joonis 10.10.211. BHT_7 ,hapniku ja amooniumi mõju biokile nitrifikatsiooni kiirusele [5]

Suurem lahustunud hapniku sisaldus (uuemate kandjate puhul on orgaanilise aine ärastusel soovitatav see hoida vahemikus 2–4 mgO_2/l, nitrifikatsioonil vähemalt 5 mgO_2/l) tähendab aga märksa suuremat energiakulu. Suuremat hapnikukulu võib heljuvkandjate puhul osaliselt kompenseerida nende iseeneslik õhustumine mahuti pinna kaudu, kuid see sõltub kandjatest (tehnilised näitajad) ja nende hulgast, reovee omadustest ja mahuti kujust. Oma rolli on ka sellel, kas mahuti on pealt avatud või suletud, sest kinnise mahuti piirpinnal võib hapnikusisaldus liiga väike olla. Täiendavalt tuleb arvestada, et biokilesüsteemides tekib ka ammooniumi difusiooni mõju – seda väiksema ammooniumisisalduse (*ca* 1–3mg NH_4-N/l) korral.

Biokilesüsteemides on sageli vaja tekitada mehaaniliselt segatavaid tsoone või mahuteid. Segamislahenduse kavandamisel tuleb arvestada kandjate omadusi (mõõtmeid, kuju) ja paiknemistihedust ning lahendus kooskõlastada biokilekandjate tootjaga. Kandjaid, mille tihedus on lähedane vee omale, on lihtsam segada, sest segamisenergia on väiksem kui suurema tihedusega kandjate puhul. Oluline roll on ka kandjate hulgal – mida hõredamalt nad paiknevad, seda paremini nad segunevad [4, 5, 10]. Tavaliselt on kasutusel nii vertikaalsed kui ka horisontaalsed aeglase käiguga sukelsegurid. Seguri laba pöörlemiskiirus on soovitatav hoida alla 150 rpm.

10.4.2 Biokile paksuse ja irdumise kontrollimine.

Biokileprotsesside tõhusaks toimimiseks tuleb tagada optimaalne biokile paksus, mis peale süsteemi ökonoomsuse soodustab selle töökindlust. Ummistunud biokile massiülekanne on väga aeglane ning põhjustab mikrobioloogilise koosluse muutumist (nt denitrifikatsiooni lakkamist) ja puhastustõhususe vähenemist. Ummistuste vähendamisel on oluline roll reovee eelkäitlusel ning puhastusprotsessis on vaja luua biokile jaoks soodsad tingimised (protsess ei tohi olla ülekoormatud, orgaanilise aine voog olgu kontrollitud). Praktikas püütakse vältida anaeroobse tsooni tekkimist (võib liiga paksus biokiles tekkida massiülekande piirangute tõttu), kuna siis võib biokile eralduvate gaaside tõttu ulatuslikult irduda [5].

Biokile liikuvkandjate areng on liikunud selles suunas, et biokile optimaalne paksus oleks tagatud võimalikult tavapärase käitamisega, s.o mahuti segamise (õhustus ja segurid) ja voogude liikumisega.

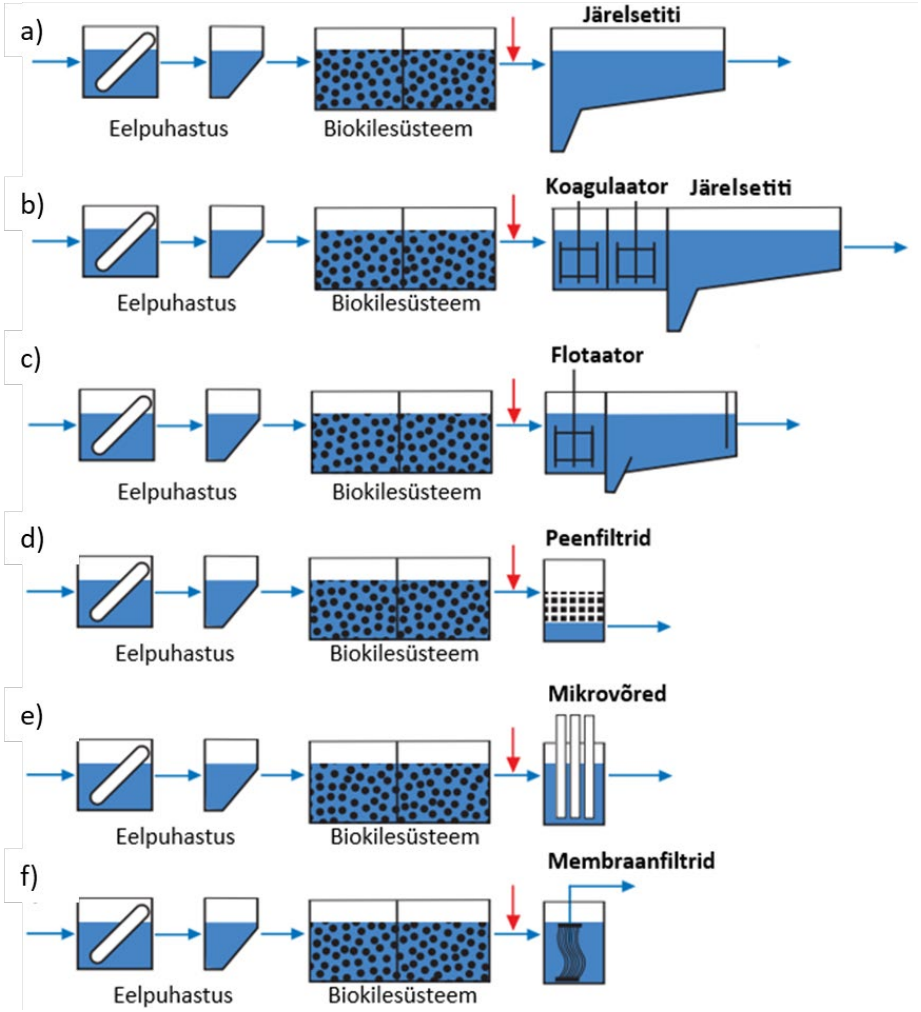
Sukelbiofiltreid (nt *Veolia Biostyr*) on vaja regulaarselt pesta. Liikuv-ja paiksete kandjate puhul tuleb õhustamise või segamise abil tekitada piisav turbulentsus, et biokile pidevalt irduks. See ei ole aga kuigi lihtne. Kaasajal arendatakse kandjaid suunas, et biokile paksust oleks lihtsam kontrollida.

Nõrgbiofiltrid peavad olema piisavalt hüdrauliliselt koormatud. Koormust on võimalik näiteks kuivematel perioodidel reguleerida ka ringluse (kui see on olemas) suurendamisega.

Biorootoritel on võimalik reguleerida rootori pöörlemiskiirust ja uputussügavust (nende kaudu kontrollitakse ka hapniku massiülekannet).

10.4.3 Järelpuhastus ja settekäitlus

Et biokile reoveega sisenevat heljumit ei seo (erinevalt aktiivmudapuhastist, milles see haaratakse aktiivmudahelbe külge), on järelpuhastus väga oluline etapp, mis tuleb biofiltril kavandada (arvestades biokile spetsiifikat) tavapäraste standardite järgi. Seetõttu on vaja nõuetekohast järelsetitit, mis võtab arvesse muda suhteliselt halbu settimisomadusi eriti nendes lahendustes, milles kasutatakse võimalikult õhukest biokilet. Suurt SVI-d on vaja arvestada ka hübriidsüsteemides, milles tuleb kindlasti arvesse võtta muda tihenemise ja salvestamise tsoone [7]. Heljumi halbade settimisomaduste tõttu on levinud flokuleerimine ja koaguleerimine, flotatsioon ja mitmesugused peenfiltrid (vt joonist 10.22).



Joonis 10.10.22. Heljuvkandjaga biokilesüsteemide järelpuhastuse lahendusi, mis on kohaldatavad ka muudele biokilesüsteemidele [2]. a – tavapärane järelsetiti; b – koagulaatoriga järelsetiti; c – flotatsioon; d – peenfiltrid (nt liivfilter); e – mikrovõred; f – membraanfiltrid [5]. Punane nool näitab kemikaalide annustamist.

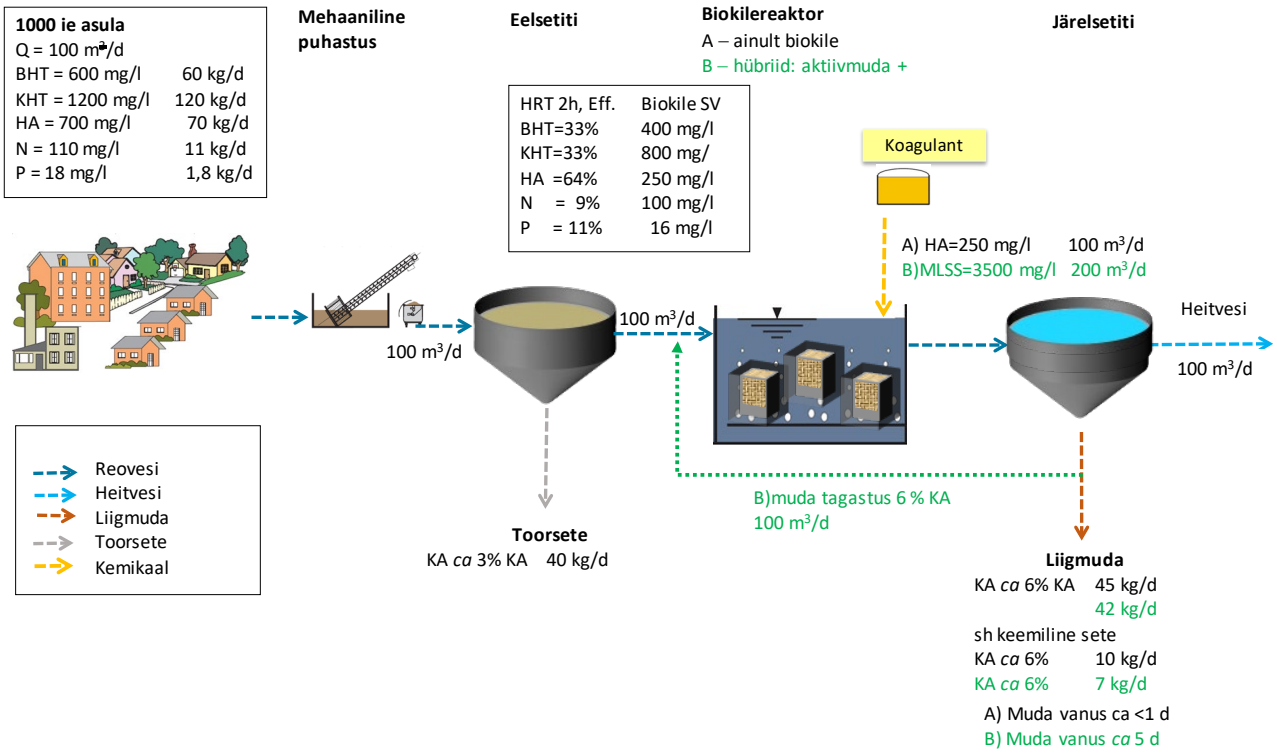
Järelpuhastusest loobumine tuleb kõne alla ainult:

- kõrvalvoogude (nt settevee) käitlemisel, kus väljavooluvesi jõuab koos heljumiga põhipuhastisse ja kõrvaldatakse seal;
- neis järelpuhastustehnoloogiates (nt Tallinna RVP-s kasutatava tehnoloogia *Veolia Biostyr* puhul kõrvaldatakse heljum tagasipesuga), milles väljavooluvees on heljumit märksa vähem kui heitveenormid nõuavad;
- mitmeastmeliste süsteemide astmete vahel, kui heljum järgnevas puhastusetapis probleeme ei põhjusta;
- kalakasvandustes (tavapäraselt), kus heljumit on väga vähe (kõrvaldatakse juba kasvatusbasseinidest) ning biofiltreid regulaarselt tagasi pestakse;
- väga väikese ainesisaldusega vee (sh sademevee), mille heljumisisaldus on piirnormist väiksem, puhastamisel.

Biokilepuhasti settekäitluseosa ei erine oluliselt muudest puhastustehnoloogiatest, mistõttu võib sellele läheneda samade põhimõtete alusel (vt jaotist 17). Tavapäraselt on biokilepuhastil kaks settevoogu – eelsetitist pärinev toorsete ja järelsetitist kõrvaldatav liigmuda. Toorsette koostise ja omaduste poolest erinevusi võrreldes teiste puhastustehnoloogiatega ei ole ning see sõltub otseselt reoveesisendist. Küll aga tuleb biokilepuhasti eelpuhastusetapis (nt eelsetitis) kõrvaldama võimalikult palju heljumit, see mõjub bioloogilisele puhastusele positiivselt. Aktiivmudapuhastil võib aga liigne heljumi kõrvaldamine negatiivselt mõjutada aktiivmuda settimisomadusi [4, 7] .

Settekäitluse puhul peab arvestama ka seda, et biokilepuhasti liigmuda (mille peamise osa moodustab puhastusprotsessi läbiv heljum) ei ole üldse stabiliseeritud (sarnaneb toormudale) ning muda vanus võrdub hüdraulilise viibeajaga puhastis. Nõrgfiltritel on see tavaliselt üle päeva, heljuvkandjaga puhastitel aga alla ühe päeva. Erinevus on see hübriidlahendustel, milles liigmudale lisandub ka akiivmuda (SRT tavaliselt kuni 5 päeva). Biokilepuhastite sette anaeroobsel kääritamisel on biogaasi saagis seetõttu surem [4].

Joonisel 10.23 on kujutatud biokilesüsteemide lihtsustatud settebilanss ainult biokile kui hübriidlahenduste puhul. Hübriidlahenduste puhul tuleb muuhulgas ka setiti kavandada sarnaselt aktiivmuda puhastile, ehk peab arvestama aktiivmuda mahukoormusega. Sette tekke osas on teatav erinevus tulenevalt hübriidlahenduse võimalustest rakendada tõhustatud fosforiärastust ja seega kasutada vähem sadestuskemikaale, mis vähendab mõnevõrra ka summaarset sette teket.



Joonis 10.10.23. Biokilesüsteemide lihtsustatud settebilanss 1000 ie suuruse koormusega asula näitel

Viidatud allikad

[1] *R. Banthia, R. Chandki, P. Banthia, "Biofilms: A microbial home," J Indian Soc Periodontol, vol. 15, no. 2, p. 111, 2011, doi: 10.4103/0972-124X.84377.*

[2] *J. Palmer, S. Flint, J. Brooks, "Bacterial cell attachment, the beginning of a biofilm," J Ind Microbiol Biotechnol, vol. 34, no. 9, pp. 577–588, Aug. 2007, doi: 10.1007/s10295-007-0234-4.*

[3] *Z. Lewandowski, J. P. Boltz, "Biofilms in Water and Wastewater Treatment," in Treatise on Water Science, Elsevier, 2011, pp. 529–570. doi: 10.1016/B978-0-444-53199-5.00095-6.*

[4] *A.C. van Haandel, J.G.M. van der Lubbe Handbook of Biological Wastewater Treatment. IWA Publishing, 2012*

[5] *Guanghao Chen, Mark C.M. van Loosdrecht, George A. Ekama, Damir Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. IWA Publishing, 2023. doi: 10.2166/9781789060362*

[6] *M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. IWA Publishing, 2008. doi: 10.2166/9781780401867.*

[7] *DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V., DWA-Topics T4/2016 - Design of wastewater treatment plants in hot and cold climates (EXPOVAL). 2019.*

[8] *D. V. für W. ATV-DVWK, ATV-DVWK-Regelwerk A 281. Bemessung von Tropfkörperanlagen, Anlagen mit Rotationstauchkörpern und Anlagen mit getauchten Festbetten. 2021.*

[9] *D. V. für W. ATV-DVWK, ATV-DVWK-Regelwerk A 281. Dimensioning of trickling filters and rotating biological contactors. 2001.*

[10] *G. Tchobanoglous, H. Stensel, R. Tsuchihashi, F. Burton, Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th ed. New York: Metcalf & Eddy, Inc, 2014.*

[11] *M. Oiculell, "New Dimensions of Moving Bed Biofilm Carriers: Influence of biofilm thickness and control possibilities.," Doctoral thesis, Lund University, Lund, 2016.*

[12] *Carlos M. Lopez-Vazquez, Damir Brdjanovic, Eveline I.P. Volcke, Mark C.M. van Loosdrecht, Di Wu, Guanghao Chen, Biological Wastewater Treatment: Examples and Excercises. IWA Publishing, 2023. doi: 10.2166/9781789062304.*

[13] *S. Oakley, M. von Sperling, „Media Filters: Trickling Filters and Anaerobic Filters", 2018. Global Water Pathogen Project. DOI: 10.14321/waterpathogens.64*

[14] *A. Maastik, G. Danilišina, M. Gross, M. Kriipsalu, P. Tamm, T. Tenno „Väikeste reoveepuhastite (jõudlus kuni 2000 ie) hooldamise juhend". 2011.*

[15] *M. Popa, N, Ungureanu, V. Vlăduț, „Applications of rotating biological contactors in wastewater treatment", 2020. Annals of the University of Craiova-Agriculture, Montanology, Cadastre Series, 49(2), 136-145.*

11 Looduslähedased puhastusmeetodid

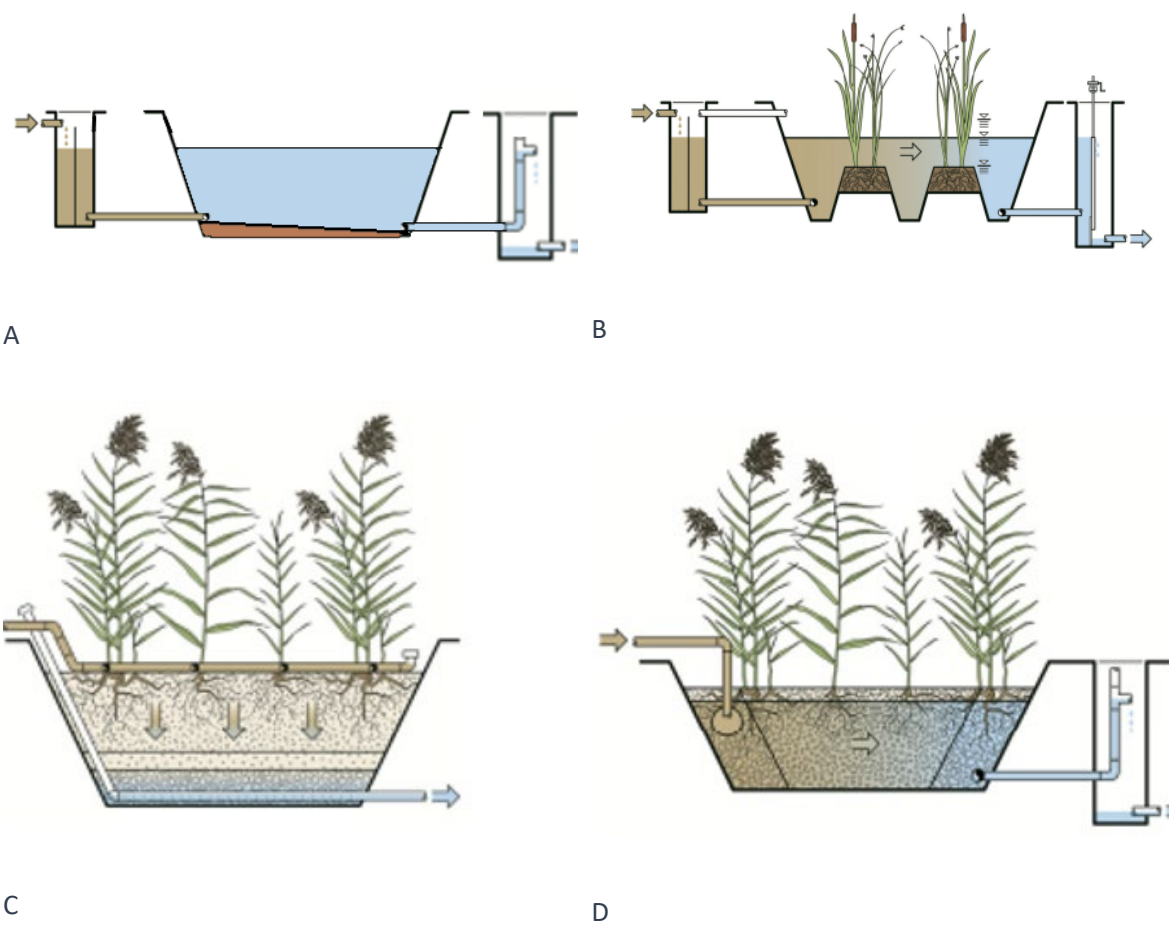
Alar Noorvee, Margit Kõiv-Vainik ja Kristjan Karabelnik

Looduslähedased (ehk looduspõhised) lahendused *(*ingl *nature-based solutions*) on Rahvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN-i) poolt defineeritud kui meetmed looduslike või muudetud ökosüsteemide kaitsmiseks, säästvaks haldamiseks ja taastamiseks, mis lahendavad tõhusalt ja kohanevalt ühiskondlikke probleeme, soodustades inimeste heaolu ja bioloogilist mitmekesisust [1]. Looduslähedased lahendused on multifunktsionaalsed ja mitmeid neist saab kasutada reovee keskkonnasõbralikuks ja säästvaks käitlemiseks ja puhastamiseks. Looduslähedaste veepuhastussüsteemide eesmärk on jäljendada ja ära kasutada loodulikes ökosüsteemides toimuvaid füüsikalisi, keemilisi ja bioloogilisi protsesse. Looduslähedaste reoveepuhastussüsteemide abil saab puhastada töötlemata olmereovett, primaarse ja/või sekundaarse puhastuse läbinud reovett, ühiskanalisatsiooni ülevooluvett, hallvett ja reoainetega saastunud looduslikku vett. Looduslähedasi reoveepuhastussüsteeme on võimalik ka parima puhastustõhususe saavutamiseks omavahel kombineerida hübriid- ehk mitmeastmelisteks süsteemideks (vt jaotist 11.6.1).

Tabel 11.1. Looduslähedased reoveepuhastussüsteemid [2]

Veepõhised süsteemid:			**Substraadipõhised süsteemid:**		
Biotiigid (BT)	**Avaveelised märgalapuhastid**	**Vesi-kultuurid**	**Pinnasesisese vooluga märgalad**	**Pinnasesse immutamine**	**Hoone-põhised**
Anaeroobsed	Looduslikud märgalad	Vesi-aiandus	Vertikaalse läbivooluga tehismärgala-puhastid (VTMP)	Aeglase infiltratsiooniga imbsüsteemid	Katuse-märgalad
Fakultatiivsed	Avaveelised tehismärgala-puhastid (AVTMP)	Vesi-viljelus	Horisontaalse läbivooluga tehismärgala-puhastid (HTMP)	Kiire infiltratsiooniga imbsüsteemid	Roheseinad (nt hallvee-käitluseks)
Aeroobsed	Ujuvsaarte ehk ujuvmattidega märgalad		Tõhustatud (nt sundõhustusega, retsiprooksed ja reaktiivse filtermaterjaliga süsteemid)		
Tõhustatud (nt sund-õhustusega)			Erilahendused (sh Prantsuse vertikaalvoolu-süsteemid; mudatahendus-märgalad; null-väljavooluga märgalad)		

Käesolevas jaotises antakse ülevaade kõige enam kasutatavatest looduslähedastest reoveepuhastussüsteemidest − tehismärgalapuhastitest (TMP) ja biotiikidest (BT) (joonis 11.1). Muud süsteemid, nagu näiteks vesikultuurid ja hoonepõhised lahendused, on reoveepuhastuses vähem levinud ning neid käsiraamatus ei käsitleta.



Joonis 11.1. Looduslähedaste reoveepuhastussüsteemide põhitüübid: A – biotiik, B – avaveeline tehismärgala, C – vertikaalse läbivooluga tehismärgala, D – horisontaalse läbivooluga tehismärgala [11] järgi.

Looduslähedasi reoveepuhastussüsteeme on võimalik kasutada eri kliimatingimustes ja asukohtades, et tagada kõrge kvaliteediga heitvesi, kuid puhastustõhusus on suurem vegetatsiooniperioodi kõrgemate temperatuuride korral. Ehituse poolest on nad konventsionaalsetest puhastitest lihtsamad ja odavamad ning nende käitamis-, tööjõu-, jälgimis-, juhtimis- ning kemikaali- ja energiavajadus on väiksemad. Looduslähedased puhastussüsteemid on elukeskkonnaks mitmesugustele organismidele (sealhulgas mikroobikooslustele) ning ilmestavad ja mitmekesistavad maastikku. Nad sobivad järelpuhastiteks ka suurematele konventsionaalsetele süsteemidele, on vähem tundlikud hüdraulilise ja reostuskoormuse kõikumise suhtes, vastupidavamad toksilistele ainetele ning mudateke on aktiivmudapuhastitega võrreldes oluliselt väiksem.

Looduslähedased süsteemid pakuvad peale reoveepuhastuse mitmeid ökosüsteemiteenuseid: bioloogilise mitmekesisuse hoidmine ja taastamine; tolmeldamise soodustamine; süsiniku sidumine;

temperatuuri reguleerimine; üleujutuste ja tippvooluhulkade vähendamine ja leevendamine ning vee taaskasutuse soodustamine. Nad võivad olla ka biomassi ja biotahkete ainete (nt reoveemudakomposti) allikaks ning neil võib olla esteetiline ja puhkemajanduslik väärtus.

Looduslähedaste reoveepuhastussüsteemide peamine puudus on suur pindalavajadus (võrreldes aktiivmudapuhastitega on vaja 3–10 korda rohkem maad), mis piirab nende kasutamist tiheasustatud piirkondades. Pindala on küll võimalik vähendada tõhustamismeetodite abil, ent siis kulub neis täiendavat elektrienergiat (vt jaotist 11.6.2).

Reovees sisalduvate toitainete rangete kinnipidamisnõuete täitmiseks võib vaja minna mitmeastmelisi hübriidsüsteeme (vt jaotist 11.6.1). Bioloogilised protsessid vajavad optimaalseks toimimiseks sissetöötamisperioodi, mille jooksul kujuneb vajalik mikroobikooslus ja taimestik.

11.1 Biotiigid

11.1.1 Kirjeldus ja kasutusvõimalused

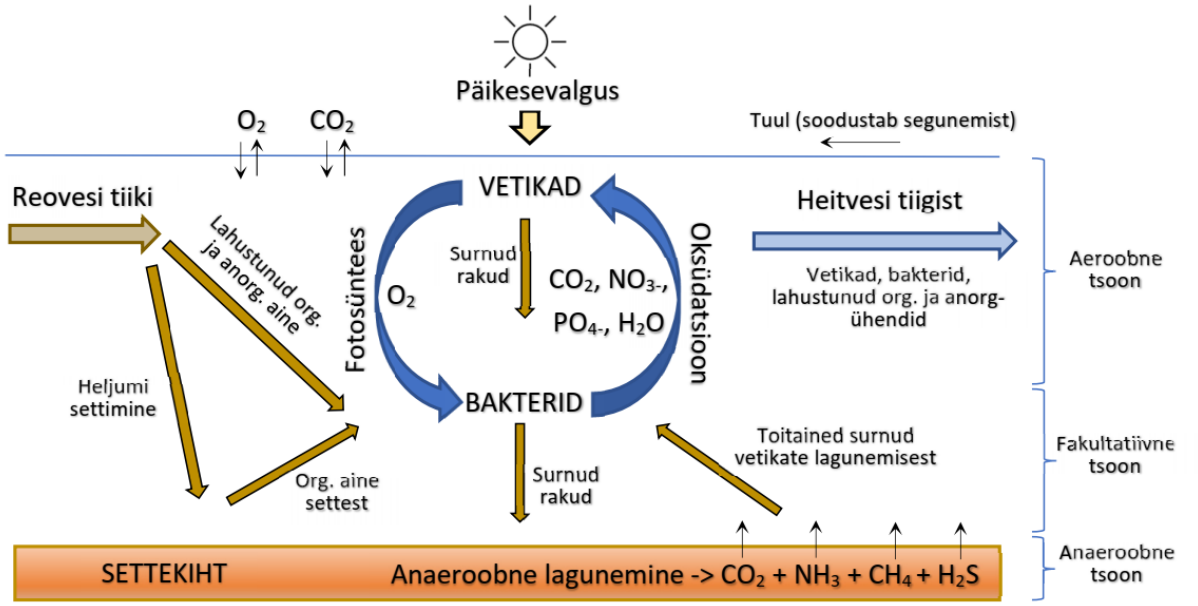
Biotiigid (ingl *waste stabilisation ponds*) on enamasti madalad (sügavus 1−2,5 m) tehisveekogud, millest reovesi väga aeglaselt läbi voolab. Biotiik on kõige lihtsam reoveepuhasti, milles puhastusprotsess põhineb veekogudes toimuval isepuhastusel ning mille tulemusena ärastatakse reoveest heljum, orgaanilised lisandid, patogeenid ja soolenugiliste munad.

Biotiikides valitseb sümbioos bakterite ja vetikate vahel. Bakterid lagundavad reovees sisalduva orgaanilise aine anorgaanilisteks lämmastiku- ja fosforiühenditeks, mida omakorda kasutavad vetikad, kes fotosünteesides eraldavad vette aeroobsetele mikroorganismidele vajalikku hapnikku. Need on sarnased, kuid vastassuunalised protsessid:

fotosüntees: $CO_2 + H_2O + \text{Energia} \rightarrow \text{org. aine} + O_2$;

bakteriaalne hingamine: $\text{org. aine} + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + \text{energia}$.

Vetikad võivad tekitada kuni 15 korda rohkem hapnikku, kui nad ise tarbivad [2].



Joonis 11.2. Fakultatiivses biotiigis kulgevad protsessid [2, 3, 4] järgi

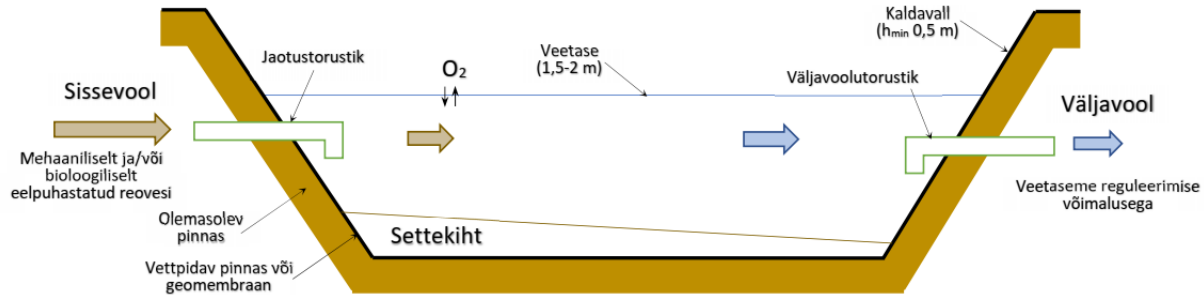
Tavaliselt seatakse biotiikide eesmärgiks orgaanilise aine, heljumi ja tõvestavate organismide ärastamine. Üldjuhul kasutatakse biotiike aasta ringi toimivate iseseisvate puhastitena piirkondades, kus aasta keskmine õhutemperatuur ületab +10 °C. Neid võib kasutada ka külma kliimaga piirkondades, nagu Eestis (keskmine temperatuur umbes 5 °C), kuid siis tuleb arvestada, et nad vajavad suuremat pinda ning talveperioodil nende puhastusvõime oluliselt langeb. Seetõttu sobivad biotiigid meie tingimustes peamiselt põhipuhastiks väikese reostuskoormusega (< 300 ie) asulatele, kus ei nõuta N ja P tõhusat ärastamist, või järelpuhastuseks.

Biotiigid jagunevad hapnikurežiimi poolest anaeroobseteks, fakultatiivseteks, aeroobseteks ja õhustatavateks biotiikideks.

Anaeroobsed biotiigid (eristatakse klassikalist ja suure koormusega varianti) on sügavad ja suhteliselt väikese reovee viibeajaga tiigid, milles reovees sisalduv orgaaniline aine laguneb anaeroobselt. Anaeroobsed biotiigid sobivad suure orgaanilise aine ja heljumi sisaldusega reovee (eel)puhastamiseks. Neid kasutatakse tavaliselt koos aeroobse või fakultatiivse biotiigiga nii asula- kui ka tööstusreovee puhastamiseks. Kuna orgaanilise aine anaeroobne lagunemine on aeglane protsess ja sõltub oluliselt temperatuurist, siis sobivad anaeroobsed tiigid peamiselt soojema kliimaga piirkondadesse, kus vee temperatuur on aasta ringi kõrgem kui 15°C. Anaeroobse protsessi käigus võib eralduda haisvaid gaase (H_2S). Eesti kliimatingimustesse anaeroobsed biotiigid ei sobi ning olmereovee eelpuhastuseks enne biotiike sobib paremini septik.

Fakultatiivsed biotiigid (joonis 11.3) on kõige laialdasemalt kasutatavad biotiigid, milles suuremad orgaanilise aine osakesed setivad põhja (anaeroobsesse tsooni), kus anaeroobsed mikroobid

lagundavad nad süsihappegaasiks, metaaniks jm ühenditeks. Vees lahustunud ja peenheljumina esinev orgaaniline aine laguneb biotiigi aeroobses tsoonis heljuvate mikroorganismide toimel. Aeroobsetele mikroorganismidele vajalik hapnik tekib fotosünteesivate vetikate elutegevuse tulemusena. Fotosünteesi toimimiseks on vaja valgusenergiat, seega on oluline, et otsene päikesevalgus tiigi pinnale pääseks. Valgus tungib biotiigi pindmisesse kihti, muutes selle vetikate elutegevuse toimel aeroobseks. Vetikad kasutavad mikroorganismide elutegevuse käigus tekkivaid lagusaadusi – süsinikdioksiidi, ammoniaaki ja fosfaate. Biotiigi alumistes kihtides valitseb hapnikupuudus (anaeroobne keskkond). Aeroobse kihi paksus muutub ööpäeva jooksul koos fotosünteesi aktiivsuse muutumisega: öisel ajal aeroobne kiht õheneb ning keskkond muutub anoksiliseks. Veekihti, kus võivad esineda nii aeroobsed kui ka anoksilised tingimused, nimetatakse fakultatiivseks tsooniks, mille järgi on seda tüüpi biotiike ka nimetatud. Aktiivses fotosünteesis kasutatakse vees olev süsihappegaas ära, mille tõttu tõuseb biotiigi ülemistes kihtides vee pH 9-ni ja isegi üle selle. Kõrge pH soodustab ammooniumi lendumist (lämmastikuärastust), fosfaatide sadenemist (fosforiärastust) ja lõhnahäiringut põhjustava gaasilise H_2S lahustumist vees vesiniksulfiidina (HS^-). Fakultatiivseid biotiike kasutatakse eelnevalt võre või eelsetiti läbinud asula- või tööstusreovee puhastamiseks.



Joonis 11.3. Fakultatiivne biotiik [5]

Aeroobseid biotiike (ingl *maturation pond, polishing pond*) kasutatakse järelpuhastina heitvee kvaliteedi parandamiseks pärast orgaanilise aine kõrvaldamist intensiivpuhastis (biokilepuhastis või aktiivmudapuhastis). Suure koormusega aeroobseid tiike kasutatakse ka vetikate kasvatamiseks. Aeroobse biotiigi, milles kogu sügavuse ulatuses valitsevad aeroobsed tingimused, peamine ülesanne on vähendada vee patogeenisisaldust. Selleks luuakse patogeenidele ebasobilikud keskkonnatingimused: UV-kiirgus, kõrge pH ja suur hapnikusisaldus, madal veetemperatuur (võrreldes inimese soolestikuga), väike toitainesisaldus ning kisklus.

Õhustatavad biotiigid. Vee õhustamine ja segamine suurendab vee hapnikusisaldust, mille tulemusena orgaanilise aine ärastus tõhustub ning puhasti pindala on väiksem kui õhustamata biotiigil. Väljavooluvee heljumisisaldus jääb siiski suureks, mistõttu õhustatavale biotiigile peab järgnema settetiik, mida on aeg-ajalt vaja settest puhastada.

Üldjuhul kasutatakse biotiike kombineerituna (nt anaeroobne BT + fakultatiivne BT + aeroobne BT) või mõne teise puhasti (nt aeroobne või fakultatiivne BT tehismärgala-, aktiivmuda- või biokilepuhasti) järelpuhastina. Olgugi et tegemist on lihtsa tehnoloogiaga, peetakse biotiike olmereovee käitlemisel otstarbekaks pigem väikepuhastite puhul ning arengumaades ja kohtades, kus soovitakse heitvett taaskasutada [6]. Heitveele seatavad karmistuvad nõuded piiravad biotiikide kasutamist peamiselt nende heitvee suure heljumisisalduse ning ebaselge mõju tõttu kasvuhoonegaaside emissioonile [7].

11.1.2 Dimensioneerimine

Biotiikide projekteerimisparameetrid on üldiselt empiirilised. Peamine projekteerimiskriteerium on orgaanilise aine koormus pinna- või ruumalaühikule, mis peab olema valitud lähtuvalt biotiigis kulgevate orgaanilise aine lagunemisprotsesside iseloomust (aeroobne, anaeroobne). Viibeaeg on tiikide projekteerimisel kontrollparameeter, mis oleneb orgaanilise aine projekteeritud koormusest ja tiikide soovitud sügavusest ning mille eesmärk on tagada, et orgaanilise aine lagundamiseks vajalike mikrobioloogiliste protsesside toimimiseks oleks piisavalt aega.

Tiigi kuju määratleb vee voolamise hüdraulilise režiimi. Kui väljatõrjesüsteem (ingl *plug-flow*) on tõhusam orgaanilise aine ärastamiseks, sest oleneb esimest järku reaktsiooni kineetikast, siis täielikult segunenud süsteem sobib paremini olukordades, kus esineb suuri koormuse kõikumisi või kui reovees on toksilisi aineid. Sellisel juhul jaotub ebaühtlane koormus kiiremini kogu tiigis. Suure pikkuse ja laiuse suhtega tiigid toimivad pigem väljatõrjerežiimis ning ruudukujulised täieliku segunemise režiimis.

Biotiikide tüüpilised projekteerimisnäitajad on koondatud tabelisse 11.2. Kui anaeroobsete biotiikide projekteerimisel lähtutakse tavaliselt vaid empiirilistest näitajatest, siis fakultatiivsete biotiikide puhul rakendatakse heitvee orgaanilise aine sisalduse hindamiseks matemaatilisi mudeleid.

Tabel 11.2. Biotiikide tüüpilised projekteerimisnäitajad [2, 4, 5]

Näitaja	Ühik	Aeroobne (süvapuhastus)	Fakultatiivne	Anaeroobne	Õhustatav
Viibeaeg *	d	5–20	15–45	3–6	2–30
BHT_5 koormus *	kg/ha·d	≤ 17–20	80–400	100–350 ($gBHT_5/m^3 \cdot d$)	100–400
Sügavus	H	0,8–1,5	1–2,4	3–5	1,5–4
Pikkus/laius	-	> 5–10**	2–4	1–3	1–4
BHT_5 alanemine	%	30–80	70–85 (filtreeritud)	50–85	75–95
N alanemine	%	15–50	< 60	10–23	20–90
P alanemine	%	20–50	< 35	10–23	30–45
HA sisalduse alanemine	%	~ 16	70–80	40–70	53–90
HA sisaldus väljavooluvees	mg/l	10–30	40–60	80–160	80–250
Mudateke	m^3/ie·a	-	0,03–0,09	0,02–0,1	0,03–0,08
Muda kõrvaldamissagedus	a	> 10–20	> 15–20	< 7	2–10

* sõltub vee temperatuurist; ** - vee läbivooluteekonna pikendamiseks kasutatakse serpentiine ja vaheseinu

Anaeroobsed biotiigid

Anaeroobsete biotiikide projekteerimise aluseks on peamiselt orgaanilise aine ruumikoormus ($gBHT_5/m \cdot d$), viibeaeg (d), sügavus (m) ja kuju (pikkuse ja laiuse suhe P_{BT}/L_{BT}).

Orgaanilise aine ruumikoormus projekteeritakse nõnda, et kogu tiigis valitseksid anaeroobsed tingimused. Ruumikoormus sõltub vee temperatuurist: mida kõrgem on temperatuur, seda suurem võib olla koormus: 10 °C korral kuni 100 $gBHT_5/m^3 \cdot d$ ning 20°C puhul kuni 300 $gBHT_5/m^3 \cdot d$. Reovee viibeaeg anaeroobses biotiigis on tavaliselt 3–6 ööpäeva. Kui viibeaeg on lühem, ei pruugi moodustuda püsivat metaanitekitavate mikroobide kooslust, pikema viibeaja korral on aga oht, et tiik toimib fakultatiivse biotiigina, mis tähendab, et tiigivees sisalduva lahustunud hapniku tõttu metaani tekitavate mikroobide kooslust ei moodustugi. Tiigid on reeglina sügavad (3–5 m), et vähendada veepinna kaudu vette tungiva hapniku mõju puhastusprotsessile. Tiikide pikkuse ja laiuse suhe (P_{BT}/L_{BT}) on üldiselt vahemikus 1 kuni 3. Anaeroobsete biotiikide BHT-ärastamise tõhusus on tavaliselt 50–70 %, mistõttu neist väljuv heitvesi vajab järelpuhastust fakultatiivses biotiigis või tehismärgalapuhastis.

Fakultatiivsed biotiigid

Fakultatiivsete biotiikide projekteerimisel on aluseks orgaanilise aine pinnakoormus ($kg\ BHT_5/ha \cdot d$), viibeaeg (d), tiigi sügavus (m) ja kuju (tiigi pikkuse ja laiuse suhe P_{BT}/L_{BT}). Peamine kriteerium on orgaanilise aine pinnakoormus. Eesmärk on tagada, et vetikate fotosünteesil moodustuvast hapnikust piisaks reovees sisalduva orgaanilise aine lagundamiseks. Orgaanilise aine koormus pinnaühikule sõltub kliimatingimustest, ennekõike temperatuurist ja päikesepaiste kestusest. Koormuse valimisel võetakse tavaliselt aluseks aasta kõige külmema kuu keskmine veetemperatuur: soovitatud on 22–67

kg BHT_5/ha·d ning kui talvine temperatuur on alla 0°C, siis 11–22 kg BHT_5/ha·d [8]. Eestis on soovitav ainult suvel kasutatavate biotiikide arvutuskoormuseks võtta kuni 60 kg BHT_5/ha·d (69 kg BHT_5/ha·d) [3].

Tiigi sügavuseks valitakse tavaliselt 1,5–2,0 m. Madalad tiigid (< 1 m) on peamiselt aeroobsed ning neile kulub reovee vajaliku viibeaja saavutamiseks rohkem maad. Neis võivad vohama hakata vee segunemist takistavad makrofüüdid, mis pärsivad mikroorganismide toimet ning soodustavad sääskede levikut. Sügavates tiikides kujuneb reovee viibeaeg pikemaks, nad on vähem tundlikud koormuse kõikumise suhtes ning heitvee kvaliteet on stabiilsem, neis on ka rohkem ruumi sette jaoks.

Reovee viibeaeg fakultatiivsetes biotiikides sõltub olulisel määral temperatuurist (mõjutab orgaanilise aine lagundamise kiirust) ja reovee iseloomust, kuid on asulareovee puhul tavaliselt vahemikus 15–45 päeva. Madalamatel temperatuuridel ning kontsentreeritud reovee korral võib viibeaeg kujuneda tunduvalt pikemaks, ulatudes 120–180 päevani [8].

Tiigi mõõtmete määramisel tuleb arvestada, et erinevalt aeroobsetest biotiikidest fakultatiivseid biotiike tavaliselt väljatõrjesüsteemina ei projekteerita, sest nende sissevoolupiirkond võib kujuneda ülekoormatuks. Nende tüüpiline pikkuse ja laiuse suhe (P_{BT}/L_{BT}) on 2–4. Fakultatiivseid biotiike võiks olla vähemalt kaks, mis võimaldab suuremat paindlikkust nende käitamisel. Tiikide jaotuse kavandamisel tuleks arvestada, et järjestikku paiknevad tiigid tagavad sama viibeaja juures üldjuhul parema tulemuse kui üks tiik, sest vesi seguneb neis tõhusamalt.

Fakultatiivse biotiigi väljavooluvee orgaanilise aine sisalduse arvutus

Orgaanilise aine lagunemine toimub esimest järku reaktsiooni kineetika kohaselt ning fakultatiivse biotiigi väljavooluvee BHT-d on võimalik hinnata mitut hüdraulilist mudelit (väljatõrjesüsteem, täielikult segunenud süsteem, täielikult segunenud mahutite seeria, dispersse vooluga süsteem) rakendades.

Täielikult segunenud süsteem:

$$S_{BHT7,VV} = \frac{C_{BHT,SV}}{1+K \cdot HRT} \qquad (11.1)$$

Dispersse vooluga süsteem (Wehner-Wilhelm'i valem):

$$S_{BHT7,VV} = C_{BHT,SV} \cdot \frac{4 \cdot a \cdot e^{1/2d}}{(1+a)^2 \cdot e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}} \qquad (11.2)$$

kus $S_{BHT,VV}$ on väljavooluvee BHT (lahustunud) (mgO_2/l); $C_{BHT,SV}$ − sissevooluvee BHT (mgO_2/l); $a = \sqrt{(1 + 4 \cdot K \cdot HRT \cdot d)}$; K – BHT-ärastustegur, mille väärtus sõltub valitud hüdraulilistest tingimustest; HRT – vee viibeaeg kogu süsteemis, d − dispersiooniarv. Biotiikide puhastustõhususe arvutamiseks kasutatavate koefitsientide väärtused on esitatud tabelis 11.3.

Tabel 11.3. Biotiikide puhastustõhususe arvutamisel kasutatavate näitajate väärtused [2]

Näitaja	**Ühik**	**Fakultatiivne**	**Õhustatav (fakultatiivne)**	**Õhustatav (täielikult segunenud)**
BHT-ärastustegur K (täielik segunemine, 20°C)	1/d	0,25-0,4	0,6-0,8	1,0−1,5
Temperatuuritegur θ (täielik segunemine)	-	1,05−1,085	1,035	1,035
BHT-ärastustegur K (dispersne voolamine, 20°C)	1/d	0,13−0,17	-	-
Temperatuuritegur θ (dispersne voolamine)	-	1,035	-	-

Vee temperatuuri mõju teguri K väärtusele saab arvesse võtta, kasutades Arrhenius'e valemit:

$$K_{T,BT} = K_{20,BT} . \theta^{(T-20)} \qquad (11.3)$$

kus K_T on BHT-ärastustegur temperatuuril T (1/d); $K_{20,BT}$ – BHT-ärastustegur temperatuuril 20°C (1/d); T − vee temperatuur (°C); θ − temperatuuritegur.

Dispersiooniarv (d) sõltub tiigi hüdrodünaamilistest näitajatest ning seda saab hinnata mitme empiirilise valemiga, millest üks lihtsamaid on [2]:

$$d = \frac{1}{(P_{BT}/L_{BT})}, \qquad (11.4)$$

kus P_{BT} on tiigi pikkus (m) ja L_{BT} tiigi laius (m).

Peale lahustunud orgaanilise aine sisaldab fakultatiivse biotiigi väljavooluvesi ka peamiselt vetikaid sisaldatavat heljumit, mis moodustab täiendava osa orgaanilisest ainest (1 mgHA/l = 0,3–0,4 $mgBHT_5/l$ = 1–1,5 mgKHT/l). Tiigi väljavooluvee heljumisisaldus võib olla 60–100 mg/l. Biotiikide väljavooluvee analüüsimisel võetakse üldjuhul arvesse vaid lahustunud orgaanilise aine sisaldus, mis tähendab, et analüüsimiseks võetud proove lastakse läbi filtri, mille ava läbimõõt on 100 µm. Heitvee heljumisisalduse vähendamiseks võib fakultatiivse biotiigi järele rajada kas tehismärgalapuhasti, vahelduvalt koormatud liivfiltri või mõne muu järelpuhasti.

11.1.3 Rajamine

Biotiikide asukoha valikul on vaja arvestada järgmisi asjaolusid [2, 3, 4, 9]:

- et tuul soodustaks vee segunemist ja puhastusprotsesse, peaksid tiigid paiknema tuultele avatud kohas ning pikima küljega valdavate tuulte suunas nõnda, et tiigi sissevool oleks tuule suunas;
- tiikide ümber ei tohi olla kõrghaljastust, mis takistaks fotosünteesiks vajaliku valguse ligipääsu;
- et tiigid võivad aeg-ajalt haiseda, peaksid nad paiknema elamuist vähemalt 200 m kaugusel ning olema asulast eraldatud metsa või võsase alaga;
- biotiikides olev reovesi ei tohi ohustada põhjavett, mistõttu nende koha valimisele peab eelnema hüdrogeoloogiliste tingimuste kindlakstegemine. Põhjavee võib lugeda kaitstuks, kui tiigi all on vähemalt 1 m savipinnast või vähemalt 3 m liivsavi- või saviliivpinnast filtratsioonimooduliga < 0,01 m/d. Kui vaja, tuleb biotiikide põhi vooderdada kas savikihi või geomembraaniga.

Biotiike on lihtne ehitada, teha on vaja peamiselt pinnasetöid ning rajada torustikke ja kaeve. Tiik peaks olema vee sügavusest vähemalt 0,5 m sügavam. Tiigi nõlvade sobiv kalle on sõltuvalt pinnasest 1:1,5 kuni 1:3. Et ehitus- ja hooldustehnika ligi pääseks, peaks kaldavalli pealtlaius olema 2–4 m ning tiikide vahelise valli laius 1,5–2,0 m. Ümbritsevast maapinnast peab kaldavall olema vähemalt 0,2 m kõrgem, et pinnavesi tiiki ei valguks. Tiigi kaldad tuleb kindlustada või haljastada muruga.

Vesi tuleb tiiki juhtida hajutatult. Sissevoolutorud peavad suubuma biotiiki 0,5 m allpool veepinda. Kui sissevoolutorusid on kaks, olgu nende otste vahekaugus 1/3 tiigi laiusest. Sisse- ja väljavoolutorude otsad peavad paiknema üksteisest kaugel, et läbi tiigi liikuva vee teekond oleks võimalikult pikk. Kui sisse- ja väljavoolutorusid on üks, peavad nad pikisuunas asuma tiigi eri külgedel (diagonaalis). Reeglina on heitvee väljavool anaeroobsetel tiikidel ~0,3 m, fakultatiivsetel biotiikidel ~0,6 m ja järelpuhastustiikidel ~0,1 m allpool veepinda. Väljavoolutoru suubub tavaliselt põlvülevooluga varustatud kaevu. Tiigi väljavoolul peab olema võimalik veetaset reguleerida ning biotiiki tühjaks lasta. Tiigisüsteemide projekteerimisel tuleb eri tiikide vahele projekteerida möödavoolud, mis võimaldavad korraldada tiikide hooldamist (nt sette eemaldamist) puhastusprotsessi katkestamata.

11.1.4 Käitamine ja hooldus

Kuna puhastusprotsess biotiikides on lihtne ja seadmeid neis üldjuhul ei kasutata, siis on tiikide hooldus ja käitus teiste puhastussüsteemidega võrreldes lihtne ja kulud väikesed. See siiski ei tähenda, et tiigid üldse hooldust ei vaja.

Biotiigid on soovitatav käiku lasta suvel, kui vee temperatuur on suhteliselt kõrge, ning algul täita tiigid lähedal asuvast veekogust võetud puhta veega või vahekorras 1/5 lahjendatud reoveega. Toimiva koosluse kujunemiseks biotiigis kulub paar kuud.

Peamised tegevused biotiikide käitamisel:

- kui reovesi voolab tiiki läbi võre, on vaja seda regulaarselt puhastada;
- kui reovesi voolab tiiki läbi septiku, tuleb sete sellest regulaarselt ära vedada;
- on vaja hoolitseda selle eest, et sisse- ja väljavoolutorustik ning kaevud oleksid puhtad ning vesi jaotuks sissevoolutorude vahel ühtlaselt;
- sageli kasvavad biotiigile lemled, mis varjavad vee päikese eest (pidurdavad fotosünteesi), ei lase tuulel vett segada ning takistavad õhuhapniku difundeerumist vette. Lemled ja muu pinnale kerkinud (taimejäänused ja mudaklombid) tuleb ära koristada (nt mööda vett veetava laua abil);
- tiikide kaldaid ja lähiümbrust tuleb regulaarselt niita, et neile ei kasvaks puid ega põõsaid, millest võib varis tiiki langeda;
- sügiseti või talviti on vaja tiikidesse kasvanud veetaimestik ära koristada;
- sette eemaldamise vajadus sõltub biotiigi koormusest. Hästi toimiva mehaanilise eelpuhastuse korral on settekihi juurdekasv sobivalt koormatud biotiigis < 0,5–1 cm/a, mistõttu setet on vaja eemaldada harva, 15–20 aasta tagant. Sette eemaldamine on üks keerukamaid tegevusi biotiikide käitamisel ning see peab olema hästi planeeritud, sest eemaldamisel võib sette veesisaldus muutuda ning see võib mõjutada sette lõppkäitlust. Tavaliselt lastakse vesi biotiigist välja ning tahenenud sete eemaldatakse mehaaniliselt.

11.2 Tehismärgalapuhastid

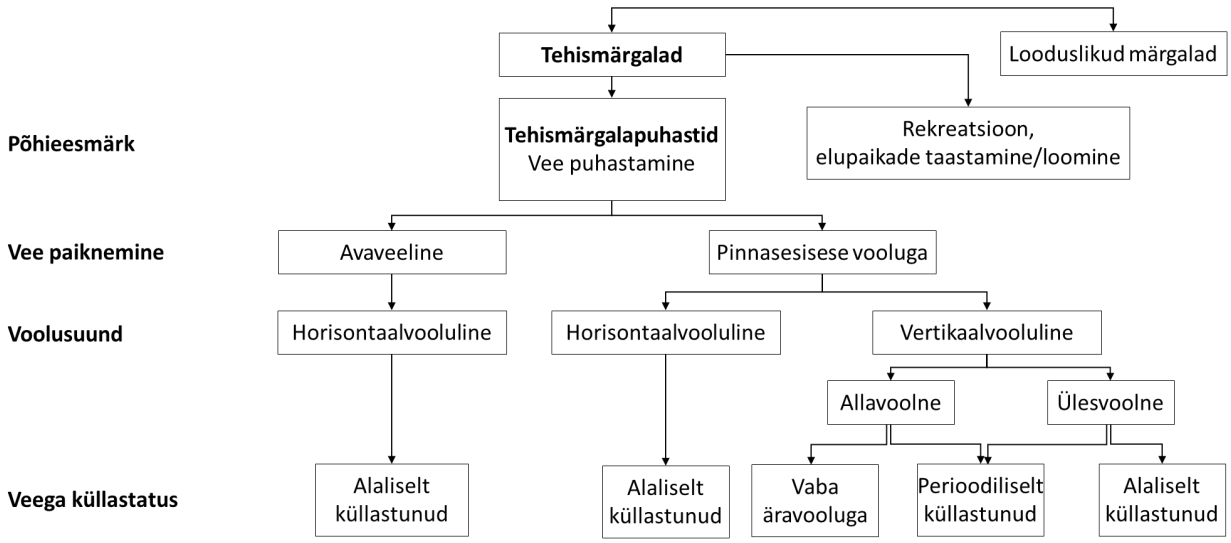
Tehismärgalapuhastid (ingl *constructed treatment wetlands,* TMP) on looduspõhised veepuhastussüsteemid, mis on loodud looduslikes märgalaökosüsteemides toimuvate füüsikaliste ja biokeemiliste protsesside jäljendamiseks, tõhustamiseks ja optimeerimiseks. Nende peamine eesmärk on eemaldada saasteained nii olme-, tööstus-, kaevandus-, prügila-, kui ka põllumajandusliku

päritoluga reoveest. Neid kasutatakse ka sademevee puhastamiseks ja põllumajandusliku hajureostuse vähendamiseks.

11.2.1 Tehismärgalapuhastite tüübid ja põhiomadused

Tehismärgalapuhastid liigitatakse kõige üldisemalt kahe tunnuse – vee liikumisdünaamika ning vees kasvava taimestiku alusel (vt joonist 11.4). Lisanduvad hüdroloogilised kriteeriumid: vee paiknemine, voolu suund ja veega küllastatus. Nende omaduste põhjal jagunevad tehismärgalapuhastid avaveelisteks ja pinnasesisese vooluga puhastiteks ning need omakorda vertikaalse läbivooluga ehk vertikaalvoolulisteks ning horisontaalse läbivooluga ehk horisontaalvoolulisteks tehismärgalapuhastiteks (vt jooniseid 11.1 ja 11.4). Avaveeliste tehismärgaladega sarnanevad biotiigid, mis erinevad avaveelistest peamiselt veesamba sügavuse poolest (vt jaotist 11.1). Hübriidsed ehk kombineeritud on eri tehismärgalapuhastite kombineerimisel tekitatud puhastussüsteemid (vt jaotist 11.6.1).

Taimestiku järgi jagunevad puhastustehismärgalad põhja kinnitunud makrofüütidega (nt harilik pilliroog, hundinui), veealuste taimedega (nt vesikuusk ja kardhein), ujuvlehtedega taimedega (nt vesiroosid, vesikupud, penikeel) ning veepinnal vabalt ujuvate taimedega (lemle) märgaladeks (joonis 11.4). Pinnasesisese vooluga taimestikuta süsteeme nimetatakse pinnasfiltriteks [10]. Kõige levinumad taimestamata pinnasfiltrid on liiv- ja kruusfiltrid ning spetsiaalse filtermaterjaliga täidetud nn reaktiivsed filtrid (vt jaotist 11.6.2.3).



Joonis 11.4. Tehismärgalade jaotus põhieesmärgi, hüdroloogilistele omaduste ja taimestiku järgi [10] järgi.

11.2.2 Puhastusprotsessid eri tüüpi tehismärgalapuhastites

Peamised reovee puhastus- ja käitlusprotsessid, mis on rakendatavad vee kvaliteedi parandamiseks või veehulga vähendamiseks tehismärgalapuhastites, on kokku võetud tabelis 11.4.

Tabel 11.4. Reovee puhastus- ja käitlusprotsessid tehismärgalapuhastites [11].

Eesmärk	**Puhastus- ja käitlusprotsessid**
Vee kvaliteedi parandamine: • heljuvaine kõrvaldamine • lahustunud orgaanika kõrvaldamine • ammooniumlämmastiku kõrvaldamine • lämmastiku kõrvaldamine • fosfori kõrvaldamine • tõvestavate mikroobide kõrvaldamine • orgaaniliste mikrosaasteainete kõrvaldamine • metallide kõrvaldamine	filtratsioon, setitamine aeroobne või anaeroobne lagundamine nitrifikatsioon, adsorptsioon denitrifikatsioon, omastamine taimede poolt adsorptsioon, sadestamine, omastamine taimede poolt filtratsioon, desinfitseerimine bioloogiline lagundamine, adsorptsioon sorptsioon, omastamine taimede poolt, sadestamine
Vee kõrvaldamine ja veehulga vähendamine	aurustamine, evapotranspiratsioon
Biomassist energia tootmine	biomassi kasvatamine
Bioloogilise mitmekesisuse suurendamine	elupaikade loomine

Tehismärgalapuhastites toimuvad puhasti tüübist olenevad reoveepuhastusprotsessid (tabel 11.5).

Tabel 11.5. Puhastusprotsessid tehismärgalade põhitüüpides [11].

Tehismärgalapuhasti (TMP) tüüp/protsess	**setitamine**	**filtreerimine**	**aeroobne lagundamine**	**anaeroobne lagundamine**	**nitrifikatsioon**	**denitrifikatsioon**	**adsorptsioon**	**sorptsioon**	**sadestamine**	**taimede poolt omastamine**	**aurustamine**	**biomassi tootmine**	**elupaikade loomine**
Vertikaalse läbivooluga		++	++		++		+	+				+	+
Vertikaalse läbivooluga Prantsuse (ingl *French system*)	+	++	++		++		+					+	+
Horisontaalse läbivooluga		++	o	++		+	+	+	o		+	+	+
Avaveeline	++	+	+	+	+	+			o	+	o	+	++
Muda tahendamine	+	++	++								++		+
Sundõhustusega		++	++		++		+		o			o	o

'++' – peamine protsess selles TMP-tüübis; '+' ja 'o' – protsess toimub selles TMP-tüübis vaid osaliselt.

11.2.3 Taimede roll tehismärgalapuhastites

Märgalataimed on kohastunud elama alaliselt või perioodiliselt veega küllastunud tingimustes, mis on piisavalt püsivad, et taimede risosfääris kujuneksid valdavalt anaeroobsed tingimused [12]. Taimede roll tehismärgalapuhastis (tabel 11.6) on põhiliselt kaudne: juurestik tõhustab puhastust füüsikaliste, bioloogiliste ja keemiliste protsessidega ning taimeosad on biokilekandjad ja aitavad juureeritistega kaasa mikroobsetele puhastusprotsessidele [13]. Taimede otsene roll reoveepuhastuses on toit- ja reoainete sidumine maapealsesse biomassi, mis viiakse koristamisel puhastussüsteemist välja [14].

Tabel 11.6. Taimede roll tehismärgalapuhastites [12, 15].

Juurestiku füüsikalised mõjud:
• filtratsiooni suurendamine ja filtermaterjali ummistumise vähendamine; • voolukiiruse vähendamine; • settimise soodustamine (resuspendeerumise vähendamine); • hüdraulilise juhtivuse suurendamine.
Juurestik mikroobsete protsesside toetajana:
• pind mikroobse biokile kinnitumiseks; • gaasivahetus (sh hapniku transport risosfääri ja veesambasse, tekitades aeroobseid tsoone, tõhustades aeroobset lagunemist ja toetades raskmetallide sadenemist tehismärgalas, suurendades nitrifikatsiooni); • juureeritiste vabastamine (tõhustavad toitainete lagundamist ja metallide kompleksühenditesse sidumist (kelaatumist), sellega vältides nende toksilisust) ja antibiootikumide eritamine; • on süsinikuallikas (suurendades seeläbi nt denitrifikatsiooni).
Taimestikupoolne omastamine:
• mõjutavad veekeemiat, olles nii toitainete kui ka reoainete sidujad ning transportijad (nt settest veesambasse; maapealsetest osadest juurtesse ja tagasi); • toitainete omastamine ja varumine (NB! Selleks on oluline, et vegetatsiooniperioodi lõpus eemaldatakse taimede maapealsed osad); • reoainete (nt metallide ja soolade) taimtervendamine ehk fütoremediatsioon.
Evapotranspiratsioon:
• veehulga vähendamine (taimed mõjutavad lehtede kaudu vee aurustumist (transpireerimist) ja aurumise määra).
Mõju märgala mikrokliimale:
• vetikate kasvu vähendamine varjutamise teel; • isoleerimine talvel külma ja kevadel päikesekiirguse eest; • tuule mõju vähendamine; • setete stabiliseerimine.
Taimede lisafunktsioonid:
• hoolitsevad primaarproduktsiooni eest; • patogeenide eemaldamine (nt oksüdeerimise, poorsuse suurendamise ning risoomilähedaste mikroobikoosluste kaudu); • haisu vähendamine; • bioloogilise mitmekesisuse suurendamine; • esteetilise välimuse suurendamine;

• toimimine bioindikaatoritena.
Biomassi tootmine:
• dekoratiivtaimede tootmine; • biomassi kasutamine ehitusmaterjalina ja/või energia tootmiseks;

Kõige sagedamini TMP-des kasutatavad taimeperekonnad on [13]:

- makrofüüdid (nt *Phragmites spp*. (pilliroog), *Glyceria spp.* (parthein), *Typha spp.* (hundinui), *Scirpus spp.* (kõrkjas) ja *Iris spp*. (võhumõõk));
- ujuvlehtedega liigid (nt *Nymphaea spp.* (vesiroos) ja *Nuphar spp*. (vesikupp), *Potamogeton spp.* (penikeel));
- ujuvtaimed (nt *Lemna spp.* (lemmel) ja *Spirodella spp*. (vesilääts));
- veealused taimed (nt *Elodea spp.* (vesikuusk ja kardhein) ja *Isoetes spp.* (lahnarohi)).Taimede tõhusust TMP toimimisel mõjutavad mitmed tegurid [15]:
- tehismärgala tüüp (nt avaveeline või pinnasesisese vooluga);
- reovee hulk ja koostis ning reostuskoormus;
- taimede liigiline koosseis;
- kliimatingimused, sesoonsus;
- filtermaterjali tüüp ja omadused;
- tehismärgala käitlemise kord (nt taimede maapealsete osade koristamine).

Taimede rolli tehismärgalapuhastite hapnikuvarustuses käsitletakse täpsemalt jaotises 11.2.5 ning lämmastiku sidumisel jaotises 11.7.8.

11.2.4 Tehismärgalapuhastite kasutusalad

Tänu sellele, et tehismärgalapuhastid (TMP) taluvad enamiku teiste reoveepuhastussüsteemidega võrreldes paremini hüdraulilise ja reostuskoormuse kõikumist, sobivad nad eriti hästi sellistele reoveeallikatele, mille vooluhulga kõikumine on suur. Nende abil saab ka edukalt järelpuhastada teistest reoveepuhastussüsteemidest väljuvat reovett [16].

Lihtsad üheetapilised vertikaalse või horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhastid sobivad olmereovee puhastamiseks eriti hajaasustuspiirkondades, kus nad on rakendatavad ühepereelamute või väiksemate elamugruppide reovee puhastamiseks. Kahe- või enamaetapiliste TMP-de nn kombineeritud ehk hübriidsüsteemid (vt jaotist 11.6.1) sobivad suuremate elamugruppide ja

väikeasulate reovee puhastamiseks. Väga sobilikud on TMP-d seal, kus reovee teke oleneb aastaajast, nädalapäevast või mingist muust asjaolust (nt turismitalus, kämpingus, puhkekülas, maapiirkonna ettevõttes, koolis või lasteaias) [16]. Kui TMP on projekteeritud maksimaalsele koormusele, ei lakka puhastussüsteem väiksema vooluhulga korral töötamast. Vooluhulga kõikumine võib põhjustada probleeme aktiivmuda- või biokilepuhasti puhul, milles on puhastusprotsessi tõhusaks toimimiseks vaja pidevat ja suhteliselt ühtlast koormust.

Vertikaalse läbivooluga tehismärgalad sobivad ka ühiskanalisatsiooni ülevooluvee (ingl *combined sewer/sewage overflow*) käitlemiseks, tagades sademeveega lahjendatud reovee tippvooluhulga puhastamise [5, 17].

Eestis on hajaasustuspiirkondade üksikmajapidamiste juures tavapärane praktika juhtida septiku või biopuhasti väljavooluvesi imbsüsteemi. See on hästi toimiv ning lihtsasti rajatav ja hooldatav lahendus, mis sarnaneb toimuvate puhastusprotsesside poolest pinnasesisese vooluga tehismärgalapuhastite ja pinnasfiltritega. Imbsüsteemide kavandamist vt: „Juhendmaterjal hajaasustuse reoveekäitlussüsteemide kavandamiseks, valikuks, ehitamiseks ja hooldamiseks“ [18].

Tehismärgalapuhasteid on Eestis kasutatud või kasutatakse peamiselt olmereovee puhastamiseks hajaasustuspiirkondades või väikeasulates (nt Kõo, Tõrdu, Hellamaa, Kassari, Laimjala, Puhja jt asulad, Kodijärve hooldekodu, Paistu põhikool, Otepää Lihatööstus) aga ka järelpuhastitena (nt Põltsamaa ja Tapa konventsionaalsete puhastite juures) [19].

11.2.5 Tehismärgalade hapnikuvarustus

Kui reovesi siseneb tehismärgalasse, hakkab reovees sisalduv orgaaniline aine oksüdeeruma ning ammooniumlämmastik nitrifitseerumisel hapnikku tarbima. Hapnikku kulub pidevalt ka setetesse kogunenud orgaanilise aine lagundamiseks ning taimed vajavad hapnikku juurehingamiseks.

Atmosfäärist jõuab hapnik veekeskkonda kolmel moel: otsene massiülekanne õhust vette, konvektiivne õhuvool läbi surnud taimevarte ja konvektiivne hapnikutransport läbi elusate taimede varte. Kõiki neid hapnikuvooge tasakaalustavad taimede juurehingamine ning muud juuretsooni oksüdatiivsed protsessid. Hapnik on looduslähedastes puhastussüsteemides ka fotosünteesi kõrvalsaadus.

Pinnasesisese vooluga tehismärgalapuhastites on filtermaterjali poorid veega küllastunud, erinevalt kuivadest pinnastest, kus mullapoorid on täidetud õhuga ja hapnikusisaldus on suhteliselt suur. Märgalapinnastes on tänu pinnasepooride veega küllastumisele hapniku transport raskendatud,

seetõttu toimuvad aeroobsed protsessid vaid õhukeses pindmises kihis, sügavamates mullahorisontides kulgevad protsessid on enamasti anoksilised. Veega küllastunud pinnases kasvavad taimed peavad juhtima hapnikku õhukeskkonnas olevatest osadest juurestikku, et vältida juuretsooni anoksiat, mille tõttu veega küllastunud märgalapinnases säilivad aeroobsed tsoonid taimejuurte ümbruses [16].

Kuna märgalataimede juurestik pole ühtlane, siis on mõõtmiste põhjal väga keeruline anda üldiseid hinnanguid taimejuurte tagatud hapnikuvarustuse kohta. Siiski on püütud arvutada taimejuurepoolset aeratsiooni. Näiteks pilliroojuurte kaudu kulgev hapnikuvoog võib arvutuste kohaselt olla 0,02−4,3 või isegi 5−12 g/m^2·d. Nende arvude suur varieeruvus on tingitud liigilistest ja aastaajalistest erinevusest ning eksperimentides kasutatud erinevatest uurimismeetoditest [14]. Kui hapnikku kasutatakse juurestikus rohkem ära, on taimed sunnitud sinna ka rohkem hapniku juhtima [20].

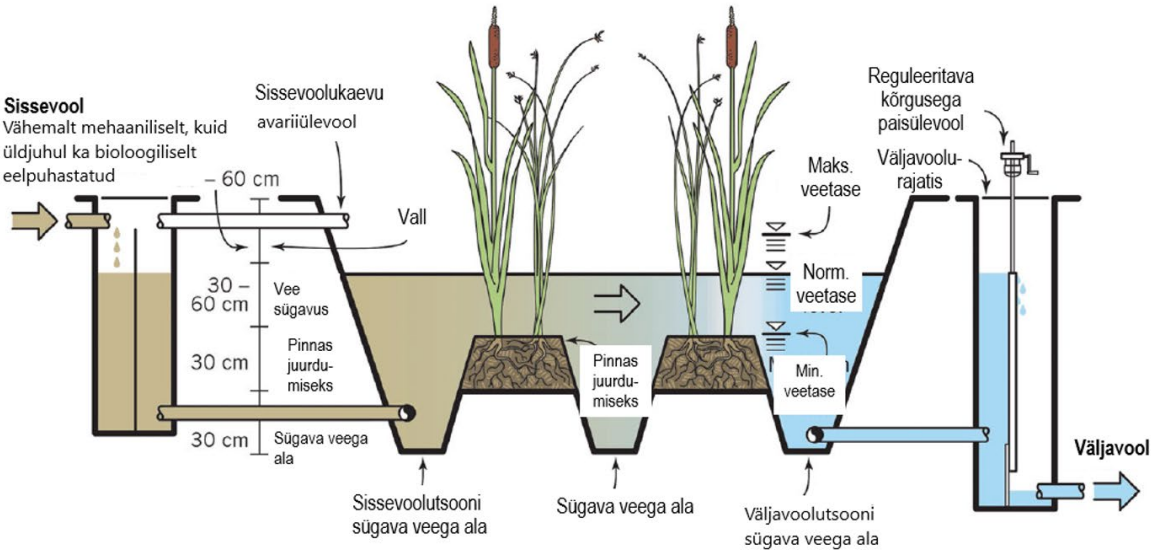
11.3 Avaveelised tehismärgalapuhastid

Avaveelised tehismärgalapuhastid (ingl *free water surface* ehk *surface-water treatment wetlands,* TMP; joonis 11.5) on looduslikele märgaladele kõige sarnasemad puhastid. Need puhastid on vetikate ja märgalataimedega täielikult või osaliselt asustatud madalad (vee sügavus 0,2−0,6 m, mõnikord kuni meeter) horisontaalse läbivooluga vaba veepinnaga märgalad, mis on ümbritsevast pinnasest isoleeritud vettpidavate materjalide (nt tihendatud savi või geomembraani) abil [5, 11]. Sageli on avaveelised TMP-d ühtlase või varieeruva veesügavusega veekogud või kanalid, mis võivad maa parema ärakasutamise ja reovee viibeaja suurendamise eesmärgil olla looklevad ning osaliselt või täielikult taimestatud. Tavalistest sette- ja biotiikidest (vt jaotist 11.1) eristab neid märgalataimestik ja vee oluliselt väiksem sügavus.

Avaveelisi TMP-sid kasutatakse mitmesuguse päritoluga reostunud vee järelpuhastamiseks (nt olmereoveepuhastuses pärast aktiivmudapuhastit, membraanpuhastit või pinnasesisese vooluga TMP-d) või väikese reostuskoormuse ja suure hüdraulilise koormuse korral põhipuhastina (nt sademevee ja põllumajandusmaalt voolava vee käitlemiseks). Tihti kombineeritakse avaveelisi tehismärgalasid biotiikidega.

Avaveelises TMP-s toimuvad mitmed puhastusprotsessid: settimine, reoainete lagunemine keemiliste ja mikrobioloogiliste protsesside toimel ja ka reovee desinfitseerimine ning patogeenide kõrvaldamine reovee kokkupuutel UV-kiirgusega. Nende tehismärgalapuhastite eri osades kulgevad nii aeroobsed (veesambas, risosfääris ja sette pealmises kihis) kui ka anaeroobsed (sette ja/või pinnase sügavamates kihtides) protsessid. Neis puhastites valitsevad vee- ja märgalataimedele (veepinnal ujuvatele,

ujuvlehtedega ja veealustele liikidele ning põhja kinnitunud makrofüütidele) sobivad tingimused, mis aitavad neil reovett puhastada. Märgalataimed on substraadiks mikroobsele biokilele ning transpordivad läbi risosfääri märgala põhjakihtidesse hapnikku [5]. Suurema tõhususe saavutamiseks on vaja hoolega valida taimeliike ning puhasti kiiresti nendega asustada (kiireim viis on taimede istutamine). Anaeroobsusele kalduvad tingimused ja süsiniku kättesaadavus loovad avaveelistes tehismärgalapuhastites väga head eeldused lämmastiku denitrifikatsiooniks. Kõige tõhusam on lämmastikuärastus süsteemides, kus märgala on kombineeritud mõne selle ees paikneva õhustatava süsteemiga. Avaveelised TMP-d on vähem tõhusad fosfori sidumise ning külma kliimaga aladel ka hapnikku nõudvate protsesside kulgemise poolest [16].



Joonis 11.5. Avaveelise tehismärgalapuhasti põhimõtteskeem [11]

Avaveelisi tehismärgalapuhasteid kasutatakse küll kõikides kliimatingimustes, ent külma kliimasse sobivad neist paremini pinnasesisese vooluga tehismärgalapuhastid. Avaveeliste TMP-de kasutamine külma kliimaga aladel on võimalik kombinatsioonis kogumistiikidega, kuhu vesi talveperioodil akumuleeritakse [20].

Avaveeliste tehismärgalapuhastite tõhusus on keskmiselt järgmine: KHT 41–90 %, BHT_5 50 %, $N_{üld}$ 30–80 %, NH_4-N 70 % ja $P_{üld}$ 30–60 % [5].

Hapnikuvarustus

Avaveeliste tehismärgalapuhastite (TMP) peamine hapnikuallikas on difusioon läbi veepinna. Hapniku lahustuvus vette sõltub suuresti ilmastikust, peamiselt temperatuurist ja tuulest. Madalama temperatuuri korral lahustub hapnik vees paremini. Hapniku lahustumist vette pärsib selle suur lahustunud ainete sisaldus.

Hapniku transport atmosfäärist vette toimub tänu sellele, et vee lahustunud hapniku sisaldus on allpool küllastusastet. Sel moel küllastub vaid väga õhuke pindmine veekiht. Vee sügavamatesse kihtidesse liigub hapnik molekulaarse difusiooni ja segunemise teel. Täiesti seisvas vees on põhiline mehhanism difusioon. Avaveelistes TMP-s segab vett tavaliselt tuul. Vett aitab segada ja õhustada ka vihm.

Veekeskkonda tekib hapnik ka fotosünteesi kaudu. Kui see toimub vee all vetikates või veealustes taimedes, pääseb hapnik otse veekeskkonda. Kuna fotosüntees nõuab päikesevalgust, saab see edukalt toimuda biotiikides, avaveelistes TMP-s võib seda pärssida seda tihe veetaimestik. Vetikate suur vohamine võib tõsta vee lahustunud hapniku sisalduse kuni 15−20 mg/l [20]. Seetõttu on kasulik avaveelistesse TMP-desse jätta sügavama veega tsoone, kus veesambas elav vetikaplankton saab fotosünteesi kaudu lisahapnikku vette anda.

Orgaanilise aine ja nitrifitseerimiseks tarbitud hapniku koguste stöhhiomeetriliste arvutuste kohaselt on mediaanõhustus avaveelistes TMP-des 1,47 $gO_2/m^2 \cdot d$. Andmete varieeruvus väga suur, kõikudes 10- ja 90-protsentiili osas vahemikus 0,09−43,14 $gO_2/m^2 \cdot d$. Oletatavasti on kõrgemad väärtused tingitud märgala vett segava tuule mõjust [20].

Dimensioneerimine

Avaveelised tehismärgalapuhastid on ilmselt vanimad kasutusel olnud tehismärgalad, sest nende ehitus ja käitus on väga lihtne ning nad on kõige sarnasemad looduslikele märgaladele. Avaveelise TMP dimensioneerimiseks on rakendatud peamiselt pindalal või ruumalal põhinevaid lähenemisi. Pindalalisel on ruumalalise lähenemise ees eeliseid, sest suuremal pindalal kasvab rohkem taimi ning taimevarred pakuvad suuremat pinda biokile kasvuks. Kui aga ruumala kasvatada sügavuse arvel üle 0,5 meetri, taimestiku areng pidurdub ning selle tihedus ja ka puhastustõhusus vähenevad [21].

Taimestatud avaveelise TMP dimensioneerimise soovitused on järgmised: vaja on vähemalt mehaanilist eelpuhastust; orgaaniline reostuskoormus olgu alla 80 kg BHT_5/ha·d (92 kg BHT_7/ha·d) ning hüdrauliline koormus 0,7−5,0 cm/d; reovee viibeaeg üle 15 ööpäeva; märgala külgede suhe P/L 2:1 kuni 10:1; vee sügavus kuni 0,5 m; põhja lang 0,5 % ning makrofüütide kasvamiseks vajaliku pinnasekihi paksus 20−30 cm. Pinnase filtratsiooniomaduste suhtes erinõudeid ei ole ning sageli kasutatakse puhasti asukoha pinnast. Euroopas taimestatakse märgala peamiselt hariliku pillirooga (*Phragmites australis*), Põhja-Ameerikas kõrkjate (*Scirpus* spp.) ja hundinuiadega (*Typha* spp.). Taimi niidetakse 3−5 aasta tagant, kuid taimestiku eemaldamist ei peeta kohustuslikuks [22].

Külmas kliimas soovitatakse taimestatud avaveelise tehismärgala maksimaalseks koormuseks 40 kg BHT_5/ha·d (46 kg BHT_7/ha·d), et väljavooluvee BHT_7 oleks <35 mg/l [20]. See tähendab, et puhasti pindala peaks olema 15 m^2/ie. Kui tehismärgalale eelneb mingi muu reostuskoormust vähendav puhasti, võib pindala väiksem olla.

Avaveeliste TMP-te täpsemal dimensioneerimisel rakendatakse esimest järku kineetikal põhinevaid mudeleid, eelistatavalt *P-k-C**-mudelit. See on oma olemuselt järjestikuliste mahutite arvu (*tanks-in-series, TIS*) mudel, mille parameeter P võtab arvesse tehismärgala hüdraulilisi tingimusi ning ilmastiku mõju. See mudel arvestab ka reovee vooluhulka, märgala sissevooluvee reoainesisaldust, väljavooluvee soovitud reoainesisaldust ning teadaolevalt kõige uuemaid esimest järku pindalapõhiseid reostusparameetrite ärastustegureid [20]. Tehismärgalapuhasti pindala:

$$A_{TMP} = \frac{n_{N-TIS} \cdot Q_{SV}}{k_A} \cdot \left[\left(\frac{C_{SV} - C^*_{TMP}}{C_{VV} - C^*_{TMP}} \right)^{\frac{1}{n_{N-TIS}}} - 1 \right], \text{ (m}^2\text{)} \qquad (11.5)$$

kus C_{VV} − väljavooluvee soovitav reoainesisaldus (mg/l); C_{SV} − sissevooluvee reoainesisaldus (mg/l); C^*_{TMP} − reoaine märgalasisene taustsisaldus (mg/l); k_A − esimest järku pindalapõhine ärastustegur (m/d); $n_{N\text{-}TIS}$ − näiline järjestikuliste mahutite arv (*tanks-in-series*, N TIS); Q_{SV} − sissevooluvee vooluhulk (m^3/d).

Esimest järku pindalapõhise ärastusteguri k_A väärtused antakse üldjuhul vee 20°C-kraadise vee jaoks. Külmas kliimas peab ärastusteguri k_A kohendama madalamale veetemperatuurile, sest vee temperatuur mõjutab süsteemis toimuvaid protsesse. Temperatuuri mõju saab arvesse võtta Arrhenius'e temperatuurivõrrandiga (vt valem 11.3). Seejuures on valemis 11.3 tehismärgalapuhastite puhul K_T esimest järku pindalapõhine ärastustegur k_A veetemperatuuri T juures (m/d) ning K_{20} on esimest järku pindalapõhine ärastustegur k_A veetemperatuuri 20°C juures (m/d). Temperatuuritegurid (Θ) avaveeliste TMP-te kohta on esitatud tabelis 11.8.

Temperatuuritegur Θ = 1,0 tähendab seda, et vee temperatuur ei mõjuta puhastusprotsesse, Θ > 1,0 seda, et pindalapõhine ärastustegur k_A suureneb temperatuuri tõustes ning Θ < 1,0 seda, et tegur k_A vee temperatuuri tõustes kahaneb. Mida väiksem on k_A väärtus, seda suurem peab olema tehismärgala pindala.

*P-k-C**-mudeli näitajate alusandmed avaveelise tehismärgalapuhasti pindala arvutamiseks on esitatud tabelis 11.7, kus P on näiline järjestikuliste mahutite arv, C^*_{TMP} on märgalasisene reoaine taustsisaldus ja k_A on esimest järku pindalapõhine ärastustegur.

Tabel 11.7. P-k-C-mudeli näitajate alusandmed avaveelise TMP pindala arvutamiseks [20, 23].*

Näitaja	Ühik	BHT_5 (kolmas puhastusaste)	BHT_5 (teine puhastusaste)	BHT_5 (esimene puhastusaste)	BHT_5 (suur koormus)	$N_{üld}$	$P_{üld}$	NH_4-N
C_{SV}	mg/l	3–30	30–100	100–200	>200	–	–	–
C^*_{TMP}	mg/l	2,0	5,0	10	20	1,5	0,002	0,1
$n_{N\text{-}TIS}$	-	1,0	1,0	1,0	1,0	3,0	3,4	3,0
k_A (20°)	m/d	0,090	0,112	0,099	0,518	0,035	0,027	0,040
k_A (5°)	m/d	0,121	0,150	0,132	0,690	0,015	0,025	0,020

* Arvestada võib, et $BHT_7 \approx 1{,}15 \cdot BHT_5$

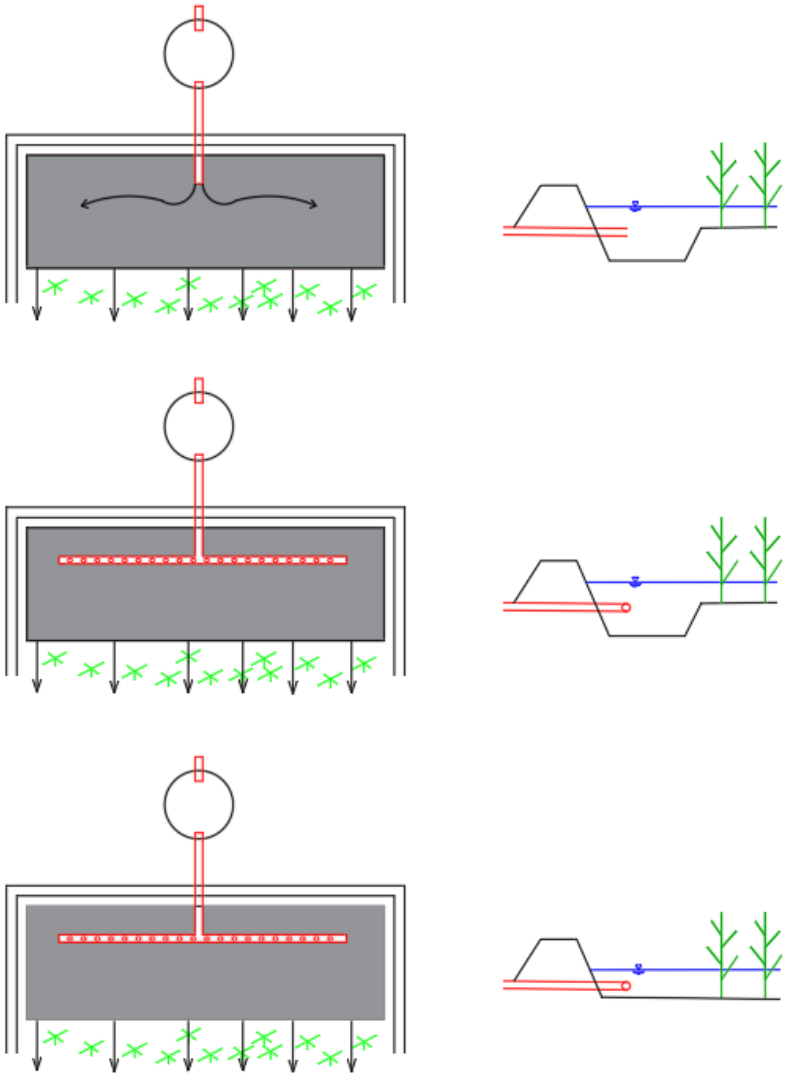
Tabel 11.8. Temperatuuritegurid (Θ) avaveeliste TMP-te kohta [20].

Näitaja	Θ väärtus	Näitaja	Θ väärtus
BHT	0,985	$P_{üld}$	1,005
$N_{üld}$	1,056	NH_4-N	1,049

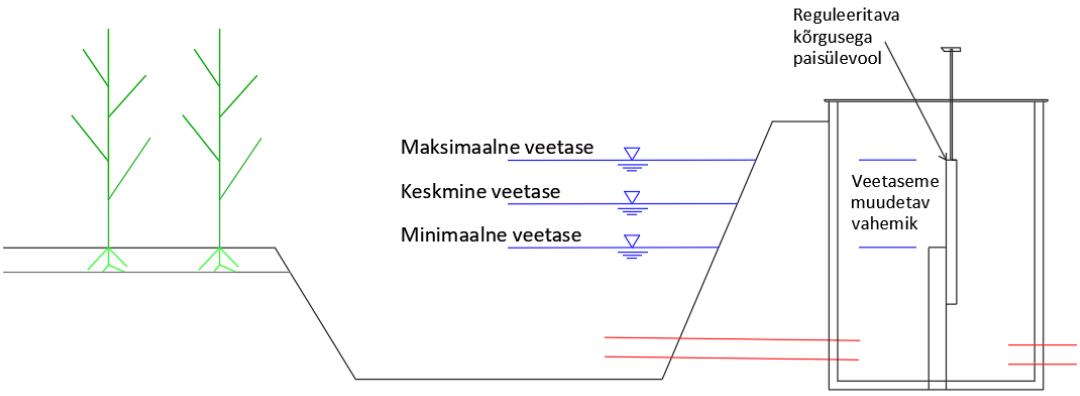
Kui eelnevates puhastusetappides ei ole veest heljumit piisavalt eemaldatud, on heljumi setitamiseks avaveelise TMP ette rajada puhastist sügavam tiik.

Rajamine

Avaveelise TMP sissevoolutorustik peab tagama reovee ühtlase jaotumise kogu puhasti pinnale, milleks on otstarbekas vesi sisse juhtida mitmest punktist. Reovee puhastisse juhtimine võib olla surveline või isevoolne. Isevoolne on eelistatav, sest energiakulu on väiksem. Surveline kiirendab vee voolamist puhasti sissevoolupiirkonnas, millega võib aga kaasneda puhasti põhja erosioon ning märgalataimestiku kahjustamine. Jaotustorustiku võib paigaldada nõnda, et reovesi voolab puhastisse kas vertikaalse või horisontaalse torustiku kaudu (joonis 11.6). Sisselaskude arv jaotustorustikul sõltub avaveelise märgala laiusest, nende soovitatav vahekaugus on 3–4 m. Väljavool on soovitatav kavandada nõnda, et veetaset oleks võimalik reguleerida. Vee ühtlase voolu ja jaotumise tagamiseks on soovitatav rajada väljavoole rohkem kui üks. Kasutada võib toruülevooluga kaeve (joonis 11.7), mis võimaldavad avaveelises märgalas reguleerida veetaset, või paisülevoole [16].



Joonis 11.6. Avaveelise tehismärgalapuhasti sissevoolu lahendusi [20]



Joonis 11.7. Avaveelise tehismärgalapuhasti väljavoolu lahendus [20]

Avaveelise märgala taimestiku istutamistihedus on 1000–40000 taime hektari kohta (üks istik ruutmeetri kohta võrdub 10000 istikuga hektari kohta). Taimi peaks istutama vähemalt üks istik 10 m^2, soovitatavalt üks istik ruutmeetri kohta.

Käitamine ja hooldus

Avaveelise tehismärgalapuhasti käitamisel on oluline hoida selle tehnilised osad − sisse- ja väljavoolurajatised, pumbad, torustikud, kaldad ja paisud − heas seisukorras. Võrreldes teiste märgalapuhastitega on avaveeliste peamine erinevus selles, et nende kaldaid tuleb kaitsta erosiooni ja loomade tallamise eest. Märgala kaldaid on vaja niita ning kõrvaldada seal kasvama hakkavad puud.

Avaveeliste TMP-te vette sattunud taimevaris ja ujuvate lehtedega taimed võivad ummistada kaeve ja torustikke. Kõige lihtsam on varis koristada väljavoolu juurest. Selleks võib kasutada lumetõkkeaedu. Kui on tegemist suurema avaveelise TMP-ga, võib väljavoolurajatise ette paigutada automaatvõre.

Avaveeliste TMP-te puhul peab arvestama ka seda, et märgala põhja settivad heljuvosakesed võivad kasvatada settekihi paksuse nii suureks, et see hakkab mõjutama puhastusprotsessi. Sissevoolu juures ja taimestatud aladel võib märgala nii täis settida, et viibeaeg suuresti kahaneb. Setet võib koguneda 1−2 cm aastas [20]. Kõige lihtsam on see eemaldada selle jaoks märgala sissevoolu- või keskossa rajatud settetiigist või -taskust.

Avaveeliste TMP-te hooldamisel ja käitamisel on vaja:

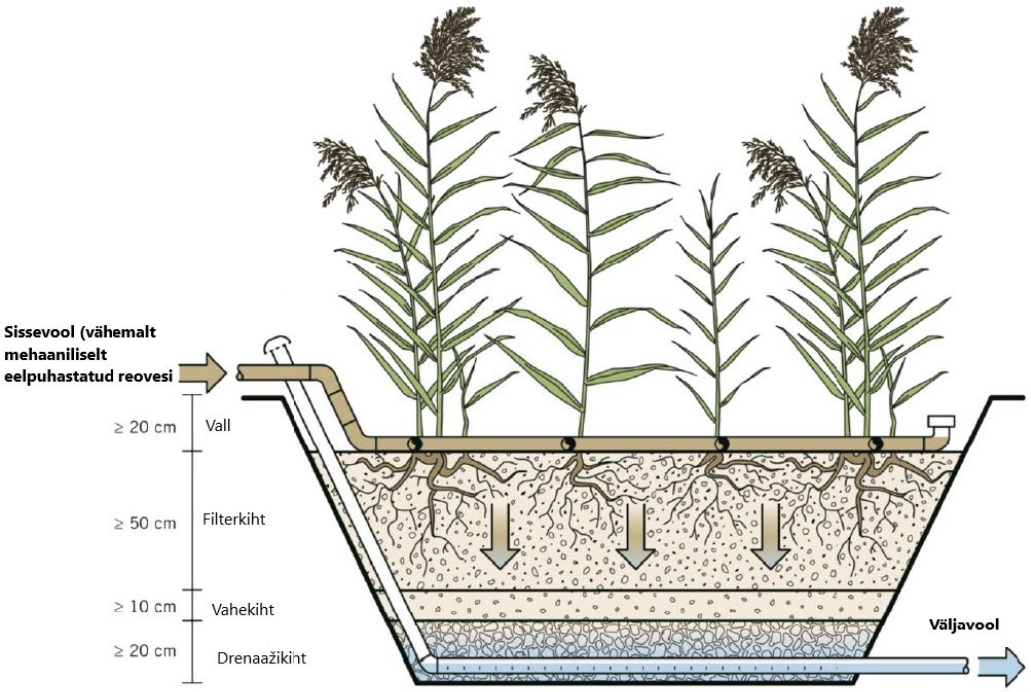
- kord nädalas või kahe nädala tagant kontrollida, et pumbad, jaotustorustik ega väljalasud ole ummistunud ning vajaduse korral nad puhastada;
- sisse- ja väljavoolurajatisi taimevarisest ja mudast perioodiliselt puhastada;
- kui risti märgalaga on rajatud voolu ühtlustamiseks kraave, tuleb neid iga paari aasta tagant puhastada;
- taimi niita, kui nendega soovitakse märgalast eemaldada nendesse seotud N ja P või taimi kasutada ehitusmaterjalina (niita tuleb talvel);
- kord nädalas või kahe nädala tagant kõndida läbi avaveelise tehismärgala kaldad ja kontrollida, ega esine erosiooni, loomade tekitatud kahjustusi, lekkeid või ummistusele viitavat veetaseme tõusu;
- mõõta märgalasse siseneva reovee ja väljuva heitvee hulka, et hinnata puhastustõhusust ja teha kindlaks, ega esine olulisi lekkeid;
- vähemalt kord aastas pesta läbi sisse- ja väljavoolutorustik.

Kuivõrd avaveelisi TMP-eid kasutatakse peamiselt järelpuhastuseks, siis on oluline, et neis toimuks denitrifikatsioon. Enamasti ei piira seda süsinikupuudus, sest surnud biomass lisab vette süsinikku. Denitrifikatsiooni toimumiseks on soovitatav, et süsiniku ja lämmastiku suhe (C/N) oleks 5:1 või 10:1. Kui sissevooluvee nitraadisisaldus on 50 mg/l ja märgala hüdrauliline koormus 10 cm/d, on

nitraadikoormus 5 g/m^2. Kui märgala on tihedalt taimedega kaetud (selle mass kuivkaalus 1000 g/m^2·a), siis annab biomass vette tagasi ligikaudu 500 gC/m^2·a ehk 1,4 gC/m^2·d. Sel juhul on C/N suhe 1,4 : 5 ning C kogus kordades väiksem, kui on eduka denitrifikatsiooni toimumiseks vaja. Üks võimalus denitrifikatsiooni paremaks toimimiseks on juhtida järelpuhastina kasutatavasse märgalasse ainult mehaaniliselt puhastatud reovett, et lisada denitrifikatsiooniks vajalikku süsinikku [20].

11.4 Vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhastid

Vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhastites (joonis 11.8) imbub filtermaterjali pinnale (või külma kliima puhul filtermaterjali ülemisse kihti) ühtlaselt jaotatud reovesi püstloodis läbi filterkeha. Filterkeha koosneb erineva hüdraulilise juhtivusega või erineva lõimisega filtermaterjali kihtidest (filterkeha paksus võib olla 30 kuni 180 cm). Alumise kõige jämedama lõimisega kihi hüdrauliline juhtivus olgu kõige suurem, et tagada allaimbunud vee kiire äravool. Pealmise jaotuskihi all on peenema lõimisega kiht, mille hüdrauliline juhtivus on väiksem. Vee kiire väljavoolamine alumisest kihist põhjustab õhu ja selles oleva hapniku kaasatõmbamise läbi filtersüsteemi materjali poorides olevate õhukanalite. Puhastisse pumbatakse reovesi perioodiliselt ning kahe koormamise vahepeal pääseb pooridesse õhk ja õhustab filtrit. Tegemist on väga lihtsa ja vähe energiat vajava moodusega reovee rikastamiseks hapnikuga.



Joonis 11.8. Vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti skeem [11]

Hapnikku vajavate puhastusprotsesside (orgaanika lagundamise ja nitrifikatsiooni) toimumist tagavad puhastis valitsevad aeroobsed tingimused. Tahkete osakeste kinnipidamiseks, et vältida vertikaalse

läbivooluga TMP-i ummistumist, on vaja tõhusat reovee esmast (põhiliselt mehaanilist) töötlemist. Kõige lihtsam lahendus on septik (suuremate vooluhulkade puhul ka võre). Projekteerimisel on vaja tagada, et reovee viibeaeg septikus oleks 48 tundi [16].

Vertikaalse läbivooluga TMP-te puhastustõhusus on keskmiselt 70–90 % KHT, 80 % BHT_5, 20–40 % $N_{üld}$, 80–90 % NH_4-N, 10–35 % $P_{üld}$, 80–90 % hõljuvainetest ja ≤ 2–4 log_{10} fekaalsetest koliformidest [5]. Nende puhastite suure tõhususe tõttu kasutatakse neid kõikides kliimatingimustes olme-, tööstus- ja põllumajandusreovee ning prügila nõrgvee puhastamiseks [24].

Vertikaalse läbivooluga TMP-id taimestatakse peamiselt pilliroo (*Phragmites australis*) ja hundinuiaga (*Typha* sp.). Taimed loovad juurte ümbruses (risosfääris) mikroorganismidele soodsad elutingimused, rikastavad filtermaterjali hapnikuga, parandavad hüdraulilist juhtivust ja aitavad ära hoida ülemise filterkih i erosiooni [11].

Vertikaalse läbivooluga TMP-del on mitmeid modifitseeritud ja tõhustatud lahendusi (vt jaotist 11.6.2).

Hapnikuvarustus

Vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhastitel on kolm põhilist hapnikusisendit: konvektsioon, taimejuurekaudne ja difusioon. Hapnikusisend arvutatakse arvestusega, et vertikaalse läbivooluga TMP-sse siseneks difusiooni teel 1 $gO_2/m^2 \cdot h$. Hapniku lisandumine difusiooni kaudu on 1,5 tundi pärast reoveeportsjoni filterkehale juhtimist sisuliselt olematu. Seetõttu peab pärast vertikaalse läbivooluga TMP-i koormamist filterkeha veega küllastunud aja kahe koormamistsükli vahele jäävast ajast maha lahutama. Hapnikusisend difusiooni teel [25]:

$$VA_{dif} = 1 \cdot A_{TMP} \cdot 24 - 1{,}5 \cdot n_{tsükkel,filter}\ (gO_2/d), \qquad (11.1)$$

kus A_{TMP} on filtri pindala (m^2) ja $n_{tsükkel,\ filter}$ – filterkeha koormamistsüklite arv päevas.

Difusiooni teel saab hapnikusisend ühe ruutmeetri kohta olla, juhul kui koormamisintervall on 3 tundi (8 tsüklit ööpäevas): $1 \cdot 1 \cdot 24 - 1{,}5 \cdot 8 = 12\ gO_2/m^2 \cdot d$. Kui koormamisintervall on 6 tundi (4 tsüklit ööpäevas), siis $1 \cdot 1 \cdot 24 - 1{,}5 \cdot 4 = 18\ gO_2/m^2 \cdot d$.

Hapnikusisend konvektsiooni teel sõltub hüdraulilisest koormusest. Õhu kaasatõmbamine on võrdne filterkehast läbinõrguva vee kogusega. Kuivõrd ühes liitris õhus sisaldub 300 mg hapnikku (0,3 gO_2/l), siis hapnikusisend konvektsiooni teel [25]:

$$VA_{konv} = 0{,}3 \cdot Q \cdot 1000\ (gO_2/d), \qquad (11.7)$$

kus Q on vooluhulk (m^3/d).

Peab arvestama, et konvektsiooni täiemahuliseks toimimiseks peab vesi jõudma koormamisvahelisel ajal läbi filterkeha nõrguda.

Kui arvestada, et vertikaalse läbivooluga TMP hüdrauliline koormus on 100 mm/d ehk 100 l/m^2·d (0,1 m^3/m^2·d), siis saab hapnikusisend konvektsiooni teel ühe ruutmeetri kohta olla 0,3 · 0,1 · 1000 = 30 gO_2/m^2·d ning kui hüdrauliline koormus on 50 mm/d, siis 15 gO_2/m^2·d. Seega saab vertikaalse läbivooluga tehismärgala õhustusvõime olla hüdraulilise koormuse 100 mm/d korral maksimaalselt 42–48 gO_2/m^2·d ning hüdraulilise koormuse 50 mm/d korral 27–33 gO_2/m^2·d (sõltuvalt sellest, kas koormamisintervall on 3 või 6 tundi).

Dimensioneerimine

Olulisemad parameetrid, mida peab vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti projekteerimisel arvestama, on pindala, sügavus, hüdrauliline koormus, viibeaeg ja kasutatav filtermaterjal. Pindala saab määrata lihtsa rusikareegli (m^2/ie) või reovee hapnikutarbe järgi.

Kui filtermaterjalina kasutatakse peenliiva (0−2mm), on üheastmelise vertikaalse läbivooluga TMP soovituslik pindala mehaaniliselt eelpuhastatud reovee puhastamisel 4 m^2/ie. Kaheastmelise TMP mõlema astme pindala peaks olema ≥ 1 m^2/ie (seega kokku ≥ 2 m^2/ie), kui esimeses astmes kasutatakse kruusa (2−8 mm) ja teises jämedat liiva (0−4 mm) [26].

Vertikaalse läbivooluga TMP ülesanne on rahuldada reoveepuhastuseks vajalik hapnikutarve [27]:

$$OU_d = \left(C_{BHT,SV} - C_{BHT,VV} + 0{,}9 \cdot C_{N,SV} \cdot 4{,}3\right) \cdot Q \text{ (gO}_2\text{/d)}, \qquad (11.8)$$

kus $C_{BHT,SV}$ on puhasti sissevooluvee BHT_7 (mgO_2/l), $C_{BHT,VV}$ − puhasti väljavooluvee nõutav BHT_7, (mgO_2/l), $C_{N,SV}$– puhasti sissevooluvee $N_{üld}$-sisaldus (mg/l) ning Q – vooluhulk (m^3/d).

Hapnikutarbe määramisel eeldatakse, et kogu puhastisse jõudev NH_4-N tuleb nitrifitseerida [27].

Hapnikutarbe alternatiivne arvutuskäik võtab arvesse, et osaliselt vähendab hapnikutarvet denitrifikatsiooni käigus oksüdeeritav orgaaniline aine. Vertikaalse läbivooluga märgalapuhasti varustamine hapnikuga toimub difusiooni ning konvektsiooni teel. Orgaanilise aine oksüdeerimiseks vajalik hapnikukogus arvutatakse eeldusel, et vaja on 0,7 gO_2 grammi KHT kohta ning KHT keskmine eemaldamistõhusus on 85 %. Hapnikutarbeks nitrifikatsiooni jaoks võetakse 4,3 gO_2 grammi Kjeldahl'i kogulämmastiku (TKN) kohta ning denitrifikatsiooni abil kokku hoitud hapniku koguseks arvestatakse 2,9 gO_2 grammi KHT kohta. Seejuures eeldatakse, et märgalapuhastis toimub täielik nitrifikatsioon ning

keskmine denitrifikatsioon puhasti sees ulatub 10 %-ni. Seega on puhastisse siseneva reovee hapnikutarve [25]:

$$OU_d = 0{,}85 \cdot 0{,}7 \cdot R_{KHT,SV} + 4{,}3 \cdot R_{TKN,SV} - 0{,}1 \cdot 2{,}9 \cdot R_{KHT,SV}\ (gO_2/d), \qquad (11.9)$$

kus $R_{KHT,SV}$ on puhasti sissevooluvee KHT koormus (gO_2/d) ning $R_{TKN,SV}$ – puhasti sissevooluvee Kjeldahl'i kogulämmastiku (s.o orgaaniline lämmastik + ammooniumlämmastik) koormus (g/d). Olmereovee puhul võib Kjeldahl'i kogulämmastiku asendada valemis 11.9 üldlämmastiku näitajaga.

Vertikaalse läbivooluga märgalapuhasti pindala A_{TMP} määramiseks hapnikutarbe alusel saab kasutada lihtsustatud valemit [28]:

$$A_{TMP} = \frac{OU_d}{VA}\ (m^2), \qquad (11.10)$$

kus OU_d on puhastisse siseneva reovee hapnikutarve gO_2/d ning VA – vertikaalse läbivooluga TMP teoreetiline õhustusvõime gO_2/d.

Eestis sooritatud katsed on näidanud, et reoveeringluseta vertikaalse läbivooluga TMP õhustusvõime on 30 gO_2 m^2/d. Kui rakendada reoveeringlust, võib õhustusvõimeks arvestada kuni 45 gO_2 m^2/d [27].

Enam kui kahe majapidamise reovee puhastamiseks rajatavad vertikaalse läbivooluga TMP-d jagatakse vähemalt kaheks filterkehaks, et vahelduvalt koormata kord üht, kord teist, andes kummalegi perioodilist puhkust. See suurendab õhustuse tõhusust ning aitab vältida ummistusi. Vajaliku pindala määramisel läheb arvesse see, mis on aktiivses kasutuses ning mis peab tagama reovee piisava hapnikuga varustamise [16]. Suuremad (> 100 ie) vertikaalse läbivooluga TMP-d tuleb jagada vähemalt neljaks filterkehaks, et veerand pindalast oleks pidevalt puhkeolekus [26].

Kui filtermaterjalina kasutatakse liiva teraläbimõõduga 0–2 mm, ei tohi vertikaalse läbivooluga tehismärgala hüdrauliline koormus ületada 80 l/m^2·d (80 mm/d), kui aga kruusa, võib koormus olla kuni 160 l/m^2·d [26]. Mida jämedama granulomeetrilise koostisega on filtermaterjal, seda suurem võib olla hüdrauliline koormus.

Vertikaalse läbivooluga TMP-te puhul pole filterkeha külgede pikkuse ja laiuse suhe oluline, sest vesi voolab neist läbi püstsuunas. Vaja on tagada, et reovesi jaguneks ühtlaselt kogu pinnale. Vertikaalse läbivooluga TMP-sid on võimalik kavandada maastiku kujunduselementideks.

Rajamine ning filtermaterjali valik

Peamised tegurid, mis mõjutavad vertikaalse läbivooluga TMP puhastustõhusust, on kasutatava filtermaterjali osakeste läbimõõt (vt tabelit 11.9), filtri sügavus, puhasti koormamisintervall, reoveeannuste maht ja annustuste vaheline puhkeperiood, hüdrauliline koormus, orgaaniline reostuskoormus ning jaotustorustiku avade arv [21].

Mida suurem on filtermaterjali hüdrauliline juhtivus, seda suurem on voolukiirus ja lühem viibeaeg filtris ning seda väiksem on puhastustõhusus. Puhastustõhususe vähenemist aitab kompenseerida filtri sügavuse suurendamine. Filtermaterjalina kasutatava liiva ja kruusa peamised omadused on esitatud tabelis 11.10.

Vertikaalse läbivooluga TMP jaotustorustik tuleb teha 40 või 50 mm läbimõõduga torudest, milles on vähemalt 0,8 mm suurused (et torud umbe ei läheks) ümarad avad: vähemalt üks ava tehismärgala pinna ruutmeetri kohta. Kui filtermaterjaliks on kruus, tõstab puhastustõhusust jaotustorustiku avade arvu suurendamine nelja avani ruutmeetri kohta [21].

Jaotustorustik paigaldatakse nii, et äärmised torud on 50 cm kaugusel filterkeha servast. Jaotustorude vahekaugus on 0,5—1,0 m ning torustiku kalle 5—10 ‰ (5—10 mm meetri kohta). Iga jaotustoru otsas peab olema vertikaalne õhustustoru. Tõhusa aeratsiooni toimumiseks on oluline, et vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti põhja ei koguneks vett ning filterkeha ei oleks veega küllastunud [16].

Vertikaalse läbivooluga TMP kaevik (nii põhi kui ka küljed) tuleb ümbritsevast pinnasest isoleerida vettpidava materjaliga. Eestis on kasutatud kas 1–1,5 mm paksust HDPE- või 1 mm paksust EPDM-geomembraani. Isoleerida võib ka kihiti tihendatud saviga [16]. Kui kohalik pinnas on suure filtratsioonimooduliga (k_f), siis on vaja kaht 30 cm paksust savikihti, väikese k_f korral piisab ühest 30 cm paksusest savikihist. Saavutama peab $k_f \leq 1{,}0 \cdot 10^{-8}$ m/s. Kui aluspinnasel on enda $K_f \leq 1{,}0 \cdot 10^{-8}$ m/s, siis pole vaja kaevikut ümbritsevast pinnasest isoleerida [26].

Tabel 11.9. Vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti filterkeha soovituslikud läbilõiked olenevalt kasutatavast filtermaterjalist

Kiht	**Kasutatav filtermaterjal**			
	Liiv	**Jämeliiv**	**Kruus**	**Kergkruus**
Isolatsioonikiht* (kruus või kergkruus) või valliga piiratud süvend	30 cm	20 cm	20 cm	20 cm
Jaotuskiht	10 cm Kruus (Ø 16–32 mm), võib asendada killustikuga	10 cm Kruus (Ø 16–32 mm), võib asendada killustikuga	10 cm (Ø 16–32 mm), võib asendada killustikuga	10 cm (Ø 10–20 mm)
Filterkiht 1	Liiv ≥50 cm	Jämeliiv ≥50 cm	Kruus ≥60 cm	≥30 cm

Kiht	Kasutatav filtermaterjal			
	Liiv	**Jämeliiv**	**Kruus**	**Kergkruus**
	(Ø 0–2 mm)	(Ø 0–4 mm)	(Ø 2–16 mm)	(Ø 2–4 mm)
Filterkiht 2	-	≥10 cm Peenkruus (Ø 2–8 mm)	-	≥30 cm (Ø 4–10 mm)
Drenaažikiht	≥20 cm Peenkruus (Ø 2–8 mm)	≥20 cm Kruus (Ø 16–32 mm), võib asendada killustikuga	Kruus ≥30 cm (Ø 16–32 mm), võib asendada killustikuga	≥30 cm (Ø 10–20 mm)
Kokku	≥100 cm	≥110 cm	≥120 cm	≥120 cm

*Isolatsioonikihti on vaja vaid taimestamata vertikaalse läbivooluga TMP-de puhul, taimestatud süsteemides täidab osaliselt selle rolli taimestik.

Tabel 11.10. Vertikaalse läbivooluga TMP-des filtermaterjalina kasutatava liiva ja kruusa peamised omadused [26]

Omadus	Ühik	Liiv	Jämeliiv	Kruus
Fraktsioon	mm	0–2	0–4	8–16
Alla 0,063 mm osakeste osakaal	%	≤ 2	≤ 2	≤ 2
Ebaühtlus-tegur U, d_{60}/d_{10}	-	< 5	< 5	< 5
Efektiiv-diameeter d_{10}	mm	0,2–0,4	0,2–0,4	≥ 5
Optimaalne filtratsiooni-moodul k_f	m/s	≈ 10-4	≈ 10-3	≈ 1
Filtratsiooni-moodul k_f arvutatuna ebaühtlusteguri U = 2–3 järgi	m/s	$4{,}0 \cdot 10^{-4}$ kuni $1{,}6 \cdot 10^{-3}$	$6{,}3 \cdot 10^{-4}$ kuni $1{,}6 \cdot 10^{-3}$	$6{,}4 \cdot 10^{-1}$

Käitamine

Vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti vahelduvalt koormatavate filterkehade koormamis-vaheline puhkeaeg ajal peab olema vähemalt kolm päeva, soovitatavalt nädal. Koormatava filterkeha nädalakaupa vahetamisel peab kontrollima, kas reovett jaotustorustikku pumpav pump on töökorras. Pärast pumba sisselülitumist peab väikese ajalise nihkega algama väljavool tehismärgalast väljavoolukaevu. Kui vesi välja ei voola, võib olla tegemist pumba, filterkeha või jaotustorustiku ummistusega.

Orgaanika lagunemine ning nitrifikatsioon tehismärgalas oleneb reoveega koormamise sagedusest. Maksimaalse puhastustõhususe saavutamiseks peab reovee annusevahelisest ajast piisama vee täielikuks läbinõrgumiseks filterkehast, et õhk pääseks sellesse enne järgmist doosi. See tähendab, et peenematest osakestest koosneva filtermaterjali puhul peab annustusintervall olema suurem kui jämedama materjali korral. Mida suurem on filtermaterjali hüdrauliline juhtivus, seda väiksem on puhastustõhusus. Kui filtermaterjaliks kasutatakse liiva, siis on minimaalne annusevaheline puhkeperiood 4 tundi ning iga kord peab puhasti pinnale juhtima vähemalt kahesentimeetrise veekihi,

et vesi jaotuks ühtlaselt kogu märgala pinnale. Kui filtermaterjal on kruus, siis tõstab puhastustõhusust lühem koormamisintervall (1−2 h) ja väiksem hüdrauliline koormus (10 mm) ühe annuse kohta. Et reovesi jaotuks ühtlaselt filterkeha pinnale ning jaotustorustik puhastuks sellesse koguneda võivast settest, peab vee puhastisse pumpamise aeg olema lühikene. Pumbatav vooluhulk tuleb valida jaotustorustiku avade läbimõõtu arvestades, kuid see ei tohiks olla väiksem kui 0,2 m^3/h koormatava pinna ruutmeetri kohta. Voolukiirus jaotustorustikus peaks olema vähemalt 0,7−1 m/s [21].

Üheastmelise vertikaalse läbivooluga TMP üldlämmastiku ärastamise tõhusus on 20−30%. Lämmastikuärastuse tõhustamiseks on võimalik rakendada reoveeringlust, kusjuures vesi pumbatakse tagasi eelpuhastusse, et koos toorreoveega lisada sellesse denitrifikatsiooniks vajalikku süsinikku. Reovee ringipumpamine suurendab aga märgala hüdraulilist koormust ja seetõttu peab ala pindala suurem olema. Teine võimalus on rajada hübriidpuhasti, s.o kombineerida vertikaalse läbivooluga tehismärgala horisontaalse läbivooluga või avaveelise tehismärgalapuhastiga.

11.5 Horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhastid

Horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhastites (joonis 11.9) voolab reovesi läbi poorse pinnasega täidetud, veega küllastunud ja märgalataimedega taimestatud filterkeha horisontaalselt. Vee vool on pinnasesisene ning veetase hoitakse allpool filterkeha, mis on ümbritsevast pinnasest vettpidava materjali (nt geomembraani või tihendatud savi) abil eraldatud, pinda. Vesi siseneb jaotustorustiku kaudu horisontaalse läbivooluga TMP-sse ühest otsast ning väljub selle vastasotsast kogumistorustiku kaudu.

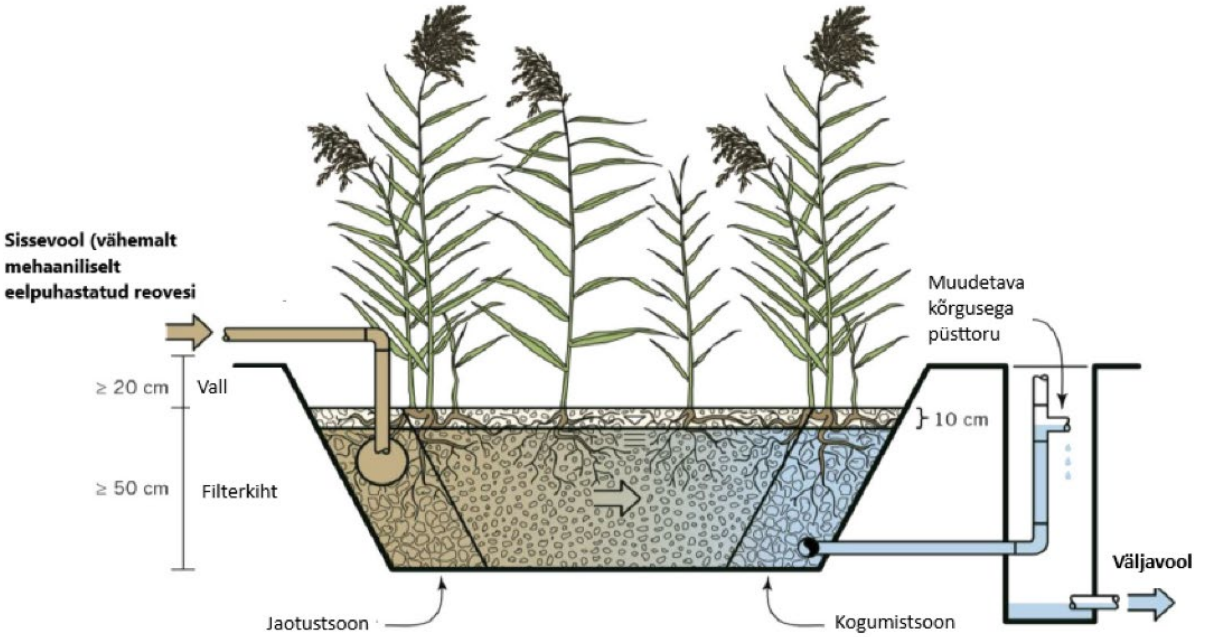
Horisontaalse läbivooluga TMP-sid iseloomustavad veega küllastumus, hapnikuvaegus, suur adsorptsioonipind ning reovee pikk viibeaeg. Reovesi on põhiliselt kontaktis anaeroobse/anoksilise tsooniga, kuid filterkehas leidub taimejuurte ümbruses ja filterkeha ülemistes kihtides hapnikurikkamaid tsoone.

Taimestatud horisontaalse läbivooluga TMP-s puhastub reovesi mikrobioloogiliste lagunemisprotsesside käigus ning füüsikaliste ja keemiliste protsesside toimel. Heljuvained kõrvaldatakse filtratsiooni, adsorptsiooni ja setitamisprotsesside ning lahustunud reoained abiootilise või biootilise absorptsiooni toimel. Horisontaalse läbivooluga TMP-s kulgevad edukalt orgaanilise reostuse vähendamine ja lämmastikuärastuse teine etapp – denitrifikatsioon.

Horisontaalse läbivooluga TMP-s toimub teatud määral ka fosfori adsorptsioon filtermaterjalile (see toimub osaliselt ka vertikaalse läbivooluga tehismärgalas), keemiline sadestamine ning mõningane

omastamine taimede poolt. Fosfori ärastamine filtermaterjalis pole enamasti kuigi tõhus ning on lühiajaline, sest tavapäraselt kasutatavas filtermaterjalis (kergkruus, peenteraline kruus, liiv) pole suuri fosforit siduvaid raua-, alumiiniumi- või kaltsiumikoguseid. Sobiva filtermaterjali valikuga saab küll fosfori sidumise tõhusust suurendada (vt jaotisi 11.8 ja 11.6.4).

Horisontaalse läbivooluga TMP-de puhastustõhusus on keskmiselt: KHT 60–80 %, BHT_5 60–80 % (suurem tõhusus suurema reostuskoormuse korral), $N_{üld}$ 30–50 %, NH_4-N 20–40 %, pikaajaline $P_{üld}$ ärastus 10–50 % ning heljuvainete eemaldamine >75 % [5, 29].



Joonis 11.9. Horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti skeem [11].

Horisontaalse läbivooluga TMP-sid kasutatakse kõikides kliimatingimustes peamiselt mitmesugust päritolu eelpuhastatud olmereovee puhastamiseks. Neid on rakendatud ka tööstusreovee (nt kaevanduste, piimatööstuste, sigalate ja oliivõlitööstuste heitvee), prügila nõrgvee ja reostunud põhjavee puhastamiseks [29].

Tõhususe suurendamiseks on välja töötatud mitmeid horisontaalse läbivooluga TMP-de lahendusi (nt tagasipumpamist, reaktiivse filtermaterjali lisamist või sundõhustamist – vt jaotist 11.6).

Hapnikuvarustus

Horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhastites toimub bioloogiliste aeroobsete protsesside hapnikuga varustamine kas otsese difusiooni teel atmosfääri ning pinnase piirpinnal või hapniku eraldamisega taimede risoomide ja juurestiku kaudu. Enamik uuringuid on siiski näidanud, et need ei taga kõigi protsesside aeroobseks toimimiseks piisavalt hapnikku ning oluline roll on ka anaeroobsetel

protsessidel. Näiteks osutus Kodijärve ja Kõo tehismärgalapuhastite puhastustõhususe alusel hinnatud horisontaalse läbivooluga pinnasfiltrite õhustusvõimeks 2,5−4,0 $gO_2/m^2 \cdot d$ [30].

Tihti piirduvadki horisontaalse läbivooluga TMP-de aeroobsed tsoonid vaid filtri ülemiste kihtide ja taimejuurte ümbrusega. Kuigi õige taimede valik tõstab pinnasfiltrisse antava hapniku hulka, on see siiski piiratud. Eriti on seda märgata talvel külma kliimaga piirkondades. Seetõttu on püütud arendada füüsikalisi meetodeid TMP-de õhustusvõime suurendamiseks: pinnasfiltri otsene õhustamine ning nende vahelduv koormamine [31].

Dimensioneerimine

Horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti projekteerimisel on vaja arvestada peale reostuskoormuse, hüdraulilise koormuse, filtermaterjalide omaduste, vee sügavuse süsteemis, viibeaja ning taimeliikide ka puhasti hooldamist. Kindlasti on vaja vähemalt mehaanilist eelpuhastust (septikut ja suuremate vooluhulkade puhul ka võret). Horisontaalse läbivooluga TMP pindala saab määrata lihtsa rusikareegli alusel (m^2/ie) või rakendades P-k-C* mudelit (vt allpool).

Mehaaniliselt eelpuhastatud reovee puhastamisel horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhastis on soovitatud lähtuda pindalast 5−10 m^2/ie [11]. Eestis sooritatud katsete põhjal on otstarbekas kolmanda puhastusetapina (pärast septikut ja vertikaalse läbivooluga TMP-d) horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti jaotustsooni lõpu ning kogumistsooni alguse vaheliseks pindalaks (joonis 11.9) 3,5−5,0 m^2/ie. Soovituslik hüdrauliline koormus on 20−30 mm/d (20–30 $l/m^2 \cdot d$) [27].

Ajalooliselt on soovitatud horisontaalse läbivooluga TMP filterkeha sügavuseks 0,6 m, kuna on arvatud, et see on suurim sügavus, kuhu taimede juured tungida suudavad. Tänapäeval on selgeks saanud, et puhastustõhusus ei sõltu üksnes taimestikust ning filterkeha võib sügavam olla (üldjuhul kuni 1 m). Filterkeha laius on üldjuhul piiratud 25 kuni 30 meetriga, et vesi jaotuks filterkeha sees ühtlaselt. Suuremad horisontaalse läbivooluga TMP-d võib rajada koosnevana mitmest paralleelsest filterkehast [11].

Horisontaalse läbivooluga TMP-de täpsemal dimensioneerimisel rakendatakse esimest järku kineetikal põhinevaid mudeleid. Nende pindala saab arvutada sama esimest järku *P-k-C**-mudeli alusel, mida rakendatakse avaveeliste tehismärgalade pindala arvutamiseks (vt jaotist 11.3.2 ja valem 11.5), erinevus seisneb mudelis kasutatavate näitajate väärtustes. Tabelis 11.11 on esitatud *P-k-C**-mudeli parameetrite alusandmed horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti pindala arvutamiseks. Külmas kliimas peab arvestama pindalapõhise ärastusteguri k_A kohandamisega madalamale

veetemperatuurile. Tabelis 11.11. on P näiline järjestikuliste mahutite arv, C^*_{TMP} on märgalasisene reoaine taustkontsentratsioon ja k_A on esimest järku pindalapõhine ärastustegur.

Tabel 11.11. P-k-C-mudeli parameetrite alusandmed horisontaalse läbivooluga TMP pindala arvutamiseks [20, 23].*

	Ühik	BHT_5 (kolmas puhastusaste)	BHT_5 (teine puhastusaste)	BHT_5 (esimene puhastusaste)	BHT_5 (suur koormus)	$N_{üld}$	$P_{üld}$	NH_4-N
C_{SV}	mg/l	3–30	30–100	100–200	>200	–	–	–
C^*_{TMP}	mg/l	1	5	10	15	1	0	0
$n_{N\text{-}TIS}$	-	3	3	3	3	6	6	6
k_A (20°)	m/d	0,236	0,101	0,068	0,181	0,023	0,016	0,031
k_A (5°)	m/d	0,314	0,135	0,091	0,241	0,021	0,016	0,025

* Arvestada võib, et $BHT_7 \approx 1{,}15 \cdot BHT_5$.

Temperatuuri mõju esimest järku pindalapõhisele ärastustegurile k_A saab arvesse võtta, kasutades Arrhenius'e temperatuurivõrrandit (vt valem 11.3) ja tabelis 11.12 esitatud temperatuuritegurid (Θ) horisontaalse läbivooluga TMP-te kohta. Seejuures on valemis 11.3 tehismärgalapuhastite puhul K_T esimest järku pindalapõhine ärastustegur k_A veetemperatuuri T juures (m/d) ning K_{20} on esimest järku pindalapõhine ärastustegur k_A veetemperatuuri 20°C juures (m/d).

Tabel 11.12. Temperatuuritegurid (Θ) horisontaalse läbivooluga TMP-de kohta [20].

Näitaja	Θ väärtus	Näitaja	Θ väärtus
BHT	0,981	$P_{üld}$	–
$N_{üld}$	1,005	NH_4-N	1,014

Horisontaalse läbivooluga TMP filterkeha pikkuse ja laiuse suhe P/L on tüüpiliselt 2:1 kuni 4:1. Kui seda TMP-d rakendatakse kolmanda puhastusastmena, kasutatakse pigem suuremat laiust kui pikkust, et kogu filterkeha ristlõige osaleks puhastusprotsessis [11]. Mida pikem ja kitsam on filterkeha, seda väiksemaks muutub selle ristlõike pindala. Liiga väikest ristlõike pindala peab vältima, et minimeerida ummistumisriski. Filtermaterjali filtratsioonimoodul peab olema kas piisavalt suur või vee liikumisteekond piisavalt lühike, et reovesi jaotuks filterkehas ühtlaselt.

Horisontaalse läbivooluga TMP filterkeha dimensioneerimisel on vaja valida külgede pikkused. Võttes rusikareegli alusel 50 ie koormusega puhasti pindalaks 50 · 5 = 250 m^2 ja rakendades pikkuse ja laiuse suhet 3:1, saab külgede sobivad pikkused arvutada järgmiselt:

Teades, et $A_{TMP} = P_{TMP} \cdot L_{TMP}$ ja $\frac{P_{TMP}}{L_{TMP}} = 3$, *(11.11)*

kus A_{TMP} on soovitud pindala (m^2); P_{TMP} – pikkus (m) ja L_{TMP} – laius (m), saab arvutada filterkeha laiuse:

$$L_{TMP} = \sqrt{\frac{A_{TMP}}{3}} = \sqrt{\frac{250}{3}} = \sqrt{83{,}33} = 9{,}13\ m. \qquad (11.12)$$

Seega oleks 250 m^2 põhjapindalaga horisontaalse läbivooluga TMP filterkeha arvutuslik laius 9,13 m ja pikkus 27,38 m. Neid mõõtmeid on otstarbekas lihtsamaks muuta ja võtta filterkeha suuruseks 10 · 25 m, siis $P_{TMP}/L_{TMP} = 2$.

Suhe P_{TMP}/L_{TMP} sõltub ka kasutatavast filtermaterjalist. Peene lõimisega materjali (nt liiva) puhul võib P_{TMP}/L_{TMP} olla 1:2 või 1:4 (laius suurem kui pikkus), sest peene filtermaterjali hüdrauliline juhtivus on väiksem ja voolutee peab olema ühtlase voolamise tekitamiseks ja ummistuste vältimiseks lühikene. Puhasti külgede mõõtmete sobivust saab kontrollida kasutatava filtermaterjali hüdraulilise juhtivuse alusel. Selleks tuleb arvutada filtermaterjali filtratsioonimoodulist sõltuv maksimaalne lubatav vooluhulk [20]:

$$Q < \frac{k_f}{2} \cdot \left(\frac{{H_{TMP,SV}}^2 - {H_{TMP,VV}}^2}{P_{TMP}/L_{TMP}} \right) (m^3/d), \qquad (11.13)$$

kus $H_{TMP,SV}$ on veetase filterkeha sissevoolupiirkonnas (m); $H_{TMP,VV}$ – veetase filterkeha väljavoolupiirkonnas (m) (eeldatakse, et $H_{TMP,VV}$ on 5 cm madalam kui $H_{TMP,SV}$); k_f – filtermaterjali filtratsioonimoodul (m/d); P_{TMP} – horisontaalse läbivooluga TMP filterkeha pikkus (m) ja L_{TMP} – horisontaalse läbivooluga TMP filterkeha laius (m).

Kui valitud filtri küljepikkuste, sügavuse ja filtermaterjali filtratsioonimooduli põhjal selgub, et lubatud vooluhulk on vajalikust väiksem, saab muuta filterkeha pikkuse ja laiuse suhet väiksemaks (laius võib olla ka suurem kui pikkus) või muuta filterkeha sügavust.

Filtermaterjali filtratsioonimooduli (m/s) saab arvutada osakeste suurusjaotuse alusel [26]:

$$k = \frac{(d_{10})^2}{100}. \qquad (11.14)$$

Rjamine ning filtermaterjali valik

Filtermaterjali valik on võtmetähtsusega, sest sellele kinnituvad biokile ja taimejuured, ta mõjutab viibeaega ja, kui vaja, võimaldab edukalt siduda fosforit või raskmetalle. Filtermaterjali olulisim omadus on filtratsioonimoodul.

Filtermaterjalina on soovitatud kasutada kas pestud jämeliiva (0–4 mm) või kruusa (2–8 mm), selle ebaühtlustegur d_{60}/d_{10} peab olema <5 [26]. Jaotus- ja kogumistsooni sobib 16–32 mm jämedune kruus, mille võib asendada sama jämeda killustikuga. Filtermaterjali omadused peaksid olema niisugused, nagu näidatud tabelis 11.13.

Tabel 11.13. Horisontaalse läbivooluga TMP-s filtermaterjalina kasutatava liiva ja kruusa peamised omadused [26]

Omadus	Ühik	Jämeliiv (pestud)	Kruus (pestud)
Fraktsioon	mm	0–4	2–8
Alla 0,063 mm osakeste osakaal	%	≤2	≤2
Ebaühtlus-tegur U, d_{60}/d_{10}	–	<5	<5
Efektiiv-diameeter d_{10}	mm	0,3–0,4	3
Optimaalne filtratsioonimoodul k_f	m/s	$\approx 10^{-3}$	$\approx 10^{-1}$
Filtratsiooni-moodul k_f arvutatuna ebaühtlusteguri U = 2–3 järgi	m/s	$9 \cdot 10^{-4}$ kuni $1{,}6 \cdot 10^{-3}$	$9{,}0 \cdot 10^{-2}$

Enne reovee juhtimist horisontaalse läbivooluga TMP-sse peab see läbima kaevu, kus veevool ühtlustub, kust on võimalik proove võtta ning saab sissevoolu (nt hooldustöödeks) sulgeda. Sissevoolu sulgemise korral peab olema võimalik reovett avariiülevoolu kaudu isevoolselt või pumba abil kõrvale juhtida. Horisontaalse läbivooluga TMP võib rajada mitmest paralleelsest üksteisest eraldatud filterkehast. Selline süsteem võimaldab jaotada koormust ning tagada TMP toimimise, kui üks filterkehadest hooldust vajab [16].

Olulist põhjalangu horisontaalse läbivooluga TMP ei vaja, sest veetaset reguleeritakse väljavoolukaevus oleva püsttoru kaudu. Filterkehale võib anda mõnesentimeetrise põhjalangu, et seda oleks võimalik veest tühjendada [20].

Reovesi juhitakse horisontaalse läbivooluga TMP-sse jaotustorustiku abil, mis paigaldatakse filtri jaotustsooni pinnast vähemalt 20 cm sügavamale. Nii jaotus-, kui ka kogumistorustik tehakse augustatud torudest, milles on nt 0,5 m järel 10–12 mm suurused avad, või kasutatakse 360° ulatuses täielikult perforeeritud drenaažitorusid.

Reovee jaotustorustik paigaldatakse horisontaalse läbivooluga TMP filterkeha laiuse poolsele küljele [21] ning kogumistorustik jaotustorustiku vastasküljel olevasse kogumistsooni. Nii jaotus- kui ka kogumistorustik varustatakse vertikaalsete õhustustorudega, mida saab kasutada ka torustiku läbipesuks. Üldjuhul pannakse jaotustorustik filterkeha pinnakihti ning kogumistorustik põhjakihti. Märgala veega küllastumine tagatakse väljavoolukaevu seatud püsttoru abil. Kui jaotustorustik on pandud põhjakihti, siis tagatakse filterkeha veega küllastumine kogumistorustiku seadmisega filtri ülemisse kihti.

Horisontaalse läbivooluga TMP-d taimestatakse enamasti hariliku pilliroo (*Phragmites australis*) või hundinuiadega (*Typha spp.*). Kasutatakse ka tarnasid *Carex* spp.), pajusid (*Salix* spp.), võhumõõku (*Iris spp.*) või muid märgalataimi. Ruutmeetrile piisab 4–6 taimest [26]. Parim taimestamisaeg on

kevadperiood (mai–juuni), kuid istutada võib ka suvel (juulis–augustis). Taimejuured tuleb seada sellisele sügavusele, et veetase nendeni ulatuks.

Käitamine

Horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti veetase hoitakse vähemalt 5–10 cm allpool filtermaterjali ülemist taset. Parema soojusisolatsiooni saab talveperioodil filterkehas voolavale veele tagada veetaseme seadistamisega ~30 cm sügavusele filtermaterjali pinnast.

Kui esimese puhastusetapina kasutatakse õhustatavat süsteemi, kus orgaaniline aine kiiresti lagundatakse, võib denitrifikatsioon horisontaalse läbivooluga TMP-s osutuda vähetõhusaks, sest denitrifikatsiooni toimimiseks on vaja piisavalt orgaanilist ainet. Denitrifikatsiooni on võimalik tõhustada reovee tagasipumpamisega väljavoolukaevust eelmahutisse või pumplasse. Teine võimalus on juhtida väike kogus septiku läbinud reovett otse horisontaalse läbivooluga TMP-sse.

11.6 Vertikaalse ja horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhastite hooldus

Pinnasesisese vooluga tehismärgala tööiga võib lühendada septiku õigel ajal tühjendamata jätmine: heljuvaine kandub septikust välja ja filterkeha ummistub. Septiku põhja sadestunud setet ning õlidest, rasvadest ja heljumist pinnale tekkinud koorik tuleb regulaarselt (1−2 korda aastas või ka tihedamini) eemaldada. Mikrobioloogilised puhastusprotsessid toimivad katkematult, kui tühjendamisel osa setetest alles jätta. Kord aastas on soovitatav filterkeha torustik jaotus- ja kogumistorustikule paigaldatud õhustustorude kaudu surveveega läbi pesta. Seda on hea teha septiku tühjendamise ajal.

Mõnel juhul on vaja taimi pärast istutamist kaitsta. Seda on tehtud veetaseme tõstmisega filterkeha pinnale või märgala perimeeter on piiratud aiaga (siis ei pääse loomad noori taimi sööma ega kahjustama). Pärast taimede väljaarenemist tuleb veetase tingimata alandada normaalkäituse tasemele [21].

Tehismärgalapuhastit ümbritsevat maa-ala tuleb vastavalt vajadusele niita. Filterkeha pinnal või selle vahetus läheduses kasvama hakkavad puud on vaja likvideerida, sest puujuurestik võib kahjustada geomembraani. Filterkehalt pole taimestiku eemaldamine tingimata vajalik, kuna talveperioodil toimib filtrit kattev taimevaris soojusisolatsioonina. Taimestiku kõrvaldamine on vajalik ainult siis, kui puhastussüsteemist soovitakse eemaldada taimedesse seotud toitaineid.

Filterkeha ummistumisprobleemidest annab märku vee pinnaletõusmine. Ummistuskahtluse korral tuleb filterkeha veest tühjendada ja torustikud surveveega läbi pesta. Seejärel peab filterkeha

vähemalt nädal aega kuivana seisma, et ummistust põhjustav sete saaks mineraliseeruda. Kui probleemi ei õnnestu sel moel lahendada, võib olla vaja filterkeha lahti kaevata ja filtermaterjal välja vahetada [16].

11.7 Võimalusi tehismärgalapuhastites kulgevate protsesside tõhustamiseks

11.7.1 Hübriid- ehk kombineeritud süsteemid

Hübriidsüsteemide eesmärgiks on kompenseerida ühe või teise tehismärgalatüübi puudusi või eeliseid ära kasutades. Puhastustõhususe suurendamiseks on levinud praktika kujundada looduslähedased puhastussüsteemid mitmeastmelisteks hübriidsüsteemideks. Kõige tavalisemad konfiguratsioonid on: vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti (VTMP) + horisontaalse läbivooluga tehismärgalapuhasti (HTMP); VTMP + VTMP; VTMP + avaveeline tehismärgalapuhasti (AVTMP); HTMP + VTMP (ka koos reoveeringlusega, et tagada parem denitrifikatsioon); VTMP + HTMP + VTMP (nt suure ammooniumisisalduse vähendamiseks); HTMP + AVTMP (nt HTMP väljavooluvee desinfitseerimiseks) ning AVTMP + HTMP [5]. Sageli lisatakse olmereoveepuhastuseks rajatud pinnasesisese vooluga tehismärgalapuhastitele järelpuhastiks avaveeline TMP, biotiik või imbsüsteem. Peale hübriid- ehk kombineeritud süsteemide on välja töötatud muid lahendusi − tõhustatud tehismärgalasid (ingl *intensified treatment wetlands*).

Tehismärgalapuhastid on põhilahenduse poolest passiivsed looduslähedased-süsteemid, mis ei vaja (v.a pumpamine) lisaenergiat. Pinnasesisese vooluga tehismärgalapuhastites toimuvaid puhastusprotsesse on viimastel kümnenditel tõhustatud mitmesuguste modifikatsioonide ja käitamisviiside abil [11]:

- hüdraulilised modifikatsioonid (nt reoveeringlus, filterkeha osaline veega küllastamine, retsiprokatsioon);
- sundõhustus (nt kommertslahendus *Forced Bed Aeration™*);
- spetsiaalsete filtermaterjalide (nt reaktiivsete ja adsorbeerivate materjalide) kasutamine.

11.7.2 Hüdraulilised modifikatsioonid

Reoveeringlust (ehk retsirkulatsiooni), s.o tehismärgalapuhasti ühest astmest teise või väljavoolust sissevoolu kasutatakse selleks, et tõhustada orgaanika- ja lämmastikuärastust. Reoveeringlust rakendatakse, nagu aktiivmudapuhastiski, eel-denitrifikatsiooniks (vertikaalse läbivooluga TMP

nitraadirikas väljavooluvesi segatakse rohkesti orgaanilist süsinikku sisaldava toorreoveega). Retsirkuleeritakse 50−200% sissevoolavast reoveest [11].

Filtermaterjali osaline veega küllastamine, mida kasutatakse vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhastites üldlämmastiku ärastamise tõhustamiseks. Selleks, et aeroobsetes filtrites toimuks peale nitrifikatsiooni ka denitrifikatsioon, küllastatakse filterkeha alumine osa veega, luues seal anoksilised tingimused ning tõhustades sel moel denitrifikatsiooni [11].

Retsiprokatsioonis vaheldub tehismärgalapuhasti küllastamine veega ning dreenimine, suurendades sel moel filterkeha hapnikusisaldust ja aeroobsete puhastusprotsesside tõhusust (nt KHT, BHT_7, NH_4-N kõrvaldamist). Selliseid TMP-sid nimetatakse ka 'tõusu-mõõna' või 'täida-tühjenda' (ingl *tidal flow, fill-and-drain*) tehismärgaladeks [24]. Hapnikuga küllastatuse määr sõltub veetaseme muutmise sagedusest (6−24 tsüklit ööpäevas). Veest tühjendamise ajal liigub õhk filtermaterjali pooriruumi ning õhustab materjaliosakestel olevat õhukest veekihti. Aeroobsete ja anoksiliste tsüklite vaheldumise tulemusena tekib sellisesse tehismärgalapuhastisse mitmekesine ja vastupidav mikroobikooslus [11].

11.7.3 Sundõhustamine

Sundõhustatud (ingl *forced aeration*) tehismärgalapuhastid on vertikaalse või horisontaalse läbivooluga veega küllastunud tehismärgalad, mille filterkehasse pumbatakse õhustustorustiku kaudu õhku. Sundõhustamisega intensiivistatakse aeroobseid protsesse ning tõhustatakse sel moel orgaanilise reostuse ärastamist [32–34].

Sundõhustamine sobib olukordades, kus reovee orgaaniline reostuskoormus on suur ja väga erilise koostisega (kasutakse nt jäätumise vastu kasutatava glükooli kõrvaldamiseks lennuväljade äravooluveest [35] või on vaja tehismärgala pindala tingimata vähendada [11]. Suurbritannias on sundõhustamist rakendatud rohkem kui neljakümne olmereovett puhastava horisontaalse läbivooluga tehismärgala tõhususe suurendamiseks ja eluea pikendamiseks. Sundõhustamine tagab 10 kuni 100 korda suurema orgaanika eemaldamistõhususe võrreldes passiivse tehismärgalapuhastiga [32].

Sundõhustatud pinnasesisese vooluga tehismärgala soovituslik KHT-koormus on 100 kuni 200 g KHT filterkeha kuupmeetri kohta ööpäevas [26].

11.7.4 Spetsiaalsed filtermaterjalid

Spetsiaalseid filtermaterjale kasutatakse pinnasesisese vooluga tehismärgalapuhastites reoainete, nagu näiteks fosfori (vt jaotist 11.8) ja NH_4-N [36], kuid ka uudsete reoainete (ingl *emergent pollutants*),

nt ravimijääkide [37], toksiliste PAH-ide [38] ja pestitsiidide [39] ärastamise tõhustamiseks. Spetsiaalsed filtermaterjalid võimaldavad keemilisi ja/või füüsikalisi protsesse, mis tavapärases filtermaterjalis (liivas, kruusas, killustikus) toimuda ei saa.

Fosfaatide ärastamiseks mõeldud filtermaterjale kasutatakse sorptsiooni, settimise ja/või keemilise sadestamise soodustamiseks. Fosforiärastuseks kasutatud ja/või teaduslikult testitud filtermaterjale saab liigitada kolme kategooriasse: looduslikud (nt apatiit, lubjakivi, liiv), tööstuslikult toodetud (nt *Filtralite P®; Ferrosorp®; Phosclean®*) ning tööstuse jääkproduktid (nt teraseräbu, lendtuhk, hüdratiseerunud põlevkivituhk). Kõige paremaid tulemusi on andnud kaltsiumirikkad materjalid (nt teraseräbu) [51]. Keemiliselt reaktiivsete materjalide eeliseks on fosfaadiärastuse suur tõhusus ja küllastumise korral võimalus seotud fosfor taaskasutusse võtta. Samas on paljud reaktiivsed materjalid kulukad ning ei sobi asendama taimede kasvuks sobivaid filtermaterjale, sest aluselised või happelised tingimused ei soodusta taimestiku kasvu ja mikroobide aktiivsust ning osa reaktiivseid materjale põhjustab piirnormidest kõrgemat või madalamat pH-d. Nende materjalide küllastumine fosforiga põhjustab ka vajaduse filtermaterjal välja vahetada, mis omakorda suurendab kulusid [5]. Seetõttu kasutatakse reaktiivseid materjale pigem eraldi puhastusastmena spetsiaalsetes pinnasfiltrites (nt Ca-rikastes teraseräbufiltrites [40]), mida rakendatakse fosfaatide täiendavaks ärastamiseks pärast bioloogilist puhastust.

Adsorptsiooniprotsesse tagavaid filtermaterjale (nt biosütt, tseoliite) kasutatakse nii toitainete (N ja P) [36, 41] kui ka toksiliste reoainete sidumiseks veest (nt PAH-ide [38] ja pestitsiidide [42, 43]. Ammooniumlämmastiku kiire sidumise soodustamiseks adsorptsiooni kaudu kasutatakse vertikaalse läbivooluga tehismärgalades tseoliite ja bentoniite [36].

11.7.5 Erilahendused

Puhastusprotsesside tõhustamise või spetsiifiliste reoainete kõrvaldamiseks on välja töötatud mitmeid tehismärgalapuhastite erilahendusi:

- vertikaalse läbivooluga tehismärgalapuhastid ilma mehaanilise eelpuhastuseta, mis tagavad heljuvainete eemaldamise tooreoveest (Prantsuse VTMP; ingl *French systems*) [44]. Prantsuse süsteemides jaotatakse kahe-etapilise VTMP esimese astme filtrite pinnale vahelduvalt eelnevalt mehaaniliselt eelpuhastamata reovett. Tahked osakesed kogunevad filterkeha pinnale, kus orgaanika mineraliseerub. Stabiliseerunud ja mineraliseerunud ning piisavalt paksuks ladestunud muda kiht kõrvaldatakse (nt 10 aasta tagant) tehismärgala pinnalt mehaaniliselt [11];

- spetsiaalse disainiga vertikaalse läbivooluga tehismärgalasid (ingl *sludge drying beds*) kasutatakse ka aktiivmudapuhastite jääkmuda tahendamiseks[5]);
- null-väljavooluga horisontaalse läbivooluga taimestatud tehismärgalapuhastitest (ingl *zero-discharge treatment wetlands*) vesi välja ei voola, vaid aurustub evapotranspiratsiooni käigus. Enamasti kasvatatakse nendel TMP-del suure biomassi ja evapotranspiratsioonivõimega pajusid ja pilliroogu. Sellistes TMP-des seotakse filterkehasse ka tööstusreoveest või nõrgveest pärit suure toksilisusega reoaineid [11, 45];
- makrofüütidega taimestatud tehislike ujuvsaarte ehk ujuvmattidega avaveelised tehismärgalad (ingl *floating treatment wetlands*), milles rakendatakse vee fütoremediatsiooni ehk taimtervendamist, on kasutuses nii reo-, sademe- kui ka pinnavee puhastamiseks [5, 46]. Ujuvsaarte taimede ülemised osad on peamiselt veest väljas ning juured on vees. Taimejuurte kaudu toimub otsene toitainete sidumine ning tiheda juurestiku külge kinnitub biokile [47]. Võrreldes tavaliste avaveeliste tehismärgalapuhastitega on need süsteemid sügavamad (taimede juurestik võib ulatuda 57–87 cm sügavuseni) ning on vähem tundlikud veetaseme kõikumise suhtes [48];
- hiljuti välja töötatud bioelektrokeemilisi tehismärgalasid on kahesuguseid: mikroobse kütuseelemendi tehnoloogiat rakendatavad (ingl *microbial fuel cell constructed wetlands-MFC-CW)* ja bioelektrokeemilist sünteesi (ingl *microbial electrolysis cell*, *MEC*) rakendavad tehismärgalad. Mikroobse kütuseelemendi tehnoloogiat rakendatavates tehismärgalades tekitavad veest orgaanilisi ühendeid veest kõrvaldavat elektrivoolu elektrokeemiliselt aktiivsed mikroorganismid. Puhastisse pannakse elektroodid, mille anood toimib orgaaniliste ühendite oksüdeerimisel elektronaktseptorina. Anoodilt kanduvad elektronid katoodile, kus hapnik redutseerub [49]. Bioelektrokeemilise sünteesi (MEC) integreerimine tehismärgalapuhastisse võimaldab tekitada reaktsioone, mille puhul elektroni doonoriks on elektrood (nt denitrifikatsioon olukorras, kus puudub süsinikuallikas). Selliste süsteemide puhul seatakse eesmärgiks mõjutada reaktsiooni kineetikat või viia läbi termodünaamiliselt ebasoodsaid reaktsioone [11, 50, 51].

11.8 Lämmastikuärastuse eripärad tehismärgalapuhastites

Looduslähedastes puhastussüsteemides valitsevad märksa komplekssemad tingimused kui muudes biopuhastites. Tehismärgalades võivad lämmastikuringes toimuda mitmesugused keemilised protsessid, milles anorgaanilised lämmastikuühendid muutuvad orgaanilisteks ning orgaanilistest ühenditest uuesti anorgaanilisteks [20].

Looduslähedastes puhastussüsteemides kõrvaldatakse lämmastik ammooniumi lendumise, denitrifikatsiooni, lämmastiku taimede poolse sidumise ja ammooniumi pinnaseosakestele adsorbeerumise kaudu ning orgaanilise lämmastiku mattumise teel pinnasesse ja setetesse. Teised protsessid − ammonifikatsioon või nitrifikatsioon muundavad lämmastikku eri vormidesse, kuid lämmastikku tegelikult ei ärasta. Mikroobset nitrifikatsiooni kombineerituna denitrifikatsiooniga peetakse peamiseks lämmastiku eemaldamise protsessiks TMP-s [52]. Tehismärgalades võib teatud määral esineda ka ammooniumi anaeroobset oksüdeerumist (ANAMMOX).

11.8.1 Ammoniaagi lendumine

Ammoniaagi (NH_3) kadu lendumise teel on märgalades ebaoluline, kui pH on alla 7,5. Kadu pole enamasti märkimisväärne ka siis, kui pH jääb alla 8,0. Kui pH on suurem kui 9,3, on aga ammoniaagi ja ammooniumiooni suhe 1:1 ja lendumiskadu oluline. Pinnasesisese vooluga tehismärgalades tõuseb pH harva kõrgemale kui 7,5–8 ning seetõttu on neis ammoniaagi lendumine minimaalne. NH_3 lendumine on märkimisväärse tähtsusega avaveelistes tehismärgalades ja biotiikides, kus vetikate ja veealuste makrofüütide kogumid suudavad aktiivse fotosünteesiga muuta päeva jooksul keskkonna pH kõrgeks [53]. Avaveelistest tehismärgaladest lendub vähem ammoniaaki kui biotiikidest, sest tehismärgala kattev taimestik takistab õhu liikumist vee kohal. Ammoniaagi lendumise tõhustamiseks avaveelistest tehismärgaladest peab neisse kavandama avatud veepinnaga tsoone [20].

Ammoniaaki lendub avaveelistelt tehismärgaladelt keskmiselt 322 $mgNH_3\text{-}N/m^2 \cdot d$ ning pinnasesisese vooluga tehismärgaladelt 54 $mgNH_3\text{-}N/m^2 \cdot d$ [54].

11.8.2 Orgaanilise lämmastiku ammonifikatsioon

Ammonifikatsioon (mineralisatsioon) on peamiselt mullas mikroobide elutegevusega kaasnev biokeemiline protsess, milles orgaaniline lämmastik muudetakse anorgaaniliseks ammooniumlämmastikuks. Lämmastikku ei ärastata, vaid konverteeritakse kättesaadavasse vormi teiste protsesside – nitrifikatsiooni, lendumise ja adsorptsiooni jaoks ning taimedesse sidumiseks. Ammonifikatsioon kulgeb igas tehismärgalatüübis ning toimub ka taimejäänuste lagunemisel [53]. Kui taimi tehismärgalast ei eemaldata, pääseb nendesse seotud lämmastik uuesti puhastussüsteemi.

Orgaanilise lämmastiku ammonifikatsioon võib toimuda nii aeroobses kui ka anaeroobes keskkonnas. Ammonifikatsioon on kiirem protsess kui nitrifikatsioon, mistõttu nitrifitseerimist vajava ammooniumlämmastiku sisaldus võib tehismärgala sees suureneda [20]. Kirjanduses leidub ammonifikatsiooninäitajaid vahemikus 0,004 kuni 0,53 g $N/m^2 \cdot d$ [53].

11.8.3 Nitrifikatsioon

Nitrifikatsiooni on käsitletakse enamasti kemoautotroofse protsessina, mis kulgeb rangelt aeroobsete kemolitoautotroofsete bakterite toimel. Tehismärgalades võib nitrifikatsioon olla ka heterotroofne. See kulgeb kahes etapis: esimese etapi saadus on nitrit (NO_2^-) ning teise saadus nitraat (NO_3^-). Stöhhiomeetriliselt vajab nitrifikatsiooni esimene etapp teoreetiliselt ~3,43 gO_2 ja teine etapp 1,14 gO_2 ühe grammi ammooniumlämmastiku kohta, tegelik hapnikutarve on pisut alla 4,3 gO_2. Nitrifikatsioon toimub kahes etapis [20]:

$$2NH_4^+ + 3\ O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 2H_2O + 4H^+$$

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^-$$

Arvatakse, et ammooniumlämmastiku muundamine nitritiks võib looduslikes süsteemides toimuda kahes etapis ning seda katalüüsivad ensüümid [20]:

$NH_3 + O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow$ (ensüümiks ammoniaagi monooksügenaas) $\rightarrow NH_2OH + H_2O$;

$NH_2OH + H_2O \rightarrow$ (ensüümiks hüdroksüülamiini oksidoreduktaas) $\rightarrow NO_2^- + 5H^+ + 4e^-$.

Protsessi vahesaadus on hüdroksüülamiin ning üks hapnikuaatom nitritis saadakse õhust O_2-na ja teine veest. Siis on stöhhiomeetriliselt vaja ammooniumlämmastiku nitritiks muundamiseks ainult 1,14 gO_2 ühe grammi ammooniumlämmastiku kohta, mitte 3,43 gO_2, nagu eelpool [20].

Väikese hapnikusisalduse puhul on täheldatud, et tehismärgalades võib lämmastikuärastus toimuda ka tüüpilisest nitrifikatsiooni- ja denitrifikatsiooniprotsessist erinevalt. Väikese hapnikusisalduse puhul on nitraadi (NO_3) tekkest eelistatum nitriti (NO_2) teke. NO_2 võib seejärel denitrifitseeruda otse lämmastikoksiidiks või gaasiliseks lämmastikuks (N_2) ilma vahepeal nitraadiks muundumata. Seda protsessi nimetatakse osaliseks nitrifikatsiooniks-denitrifikatsiooniks [53].

Aktiivmudapuhastite ja tahke kandjaga nõrgbiofiltrite puhul on näidatud, et vee BHT peab eduka nitrifikatsiooni toimumiseks olema piisavalt väike (BHT_5/TKN <1). Avaveelised tehismärgalapuhastid toimivad aga edukalt C/N suhte vahemikes 0,28−4,41 ning sellest võib järeldada, et TMP-s puudub otsene seos nitrifikatsiooni edukuse ja suhte vahel [20]. Sama on täheldatud ka pinnasesisese vooluga tehismärgalade puhul, kus orgaanika oksüdeerumine ning nitrifikatsioon kulgesid paralleelselt, s.o vastupidi konventsionaalsetes reoveepuhastites toimuvale [55].

Tehismärgalapuhastites on täheldatud nitrifikatsiooni tasemeid 0,01–2,15 gN/m^2·d, keskmiselt 0,048 gN/m^2·d [53].

11.8.4 Denitrifikatsioon

Denitrifikatsioon on enamikus tehismärgalatüüpidest peamine lämmastikku ärastav protsess. Biokeemilisest vaatenurgast on denitrifikatsioon bakteriaalne protsess, milles hapniku asemel toimivad elektronaktseptorina ioonsed ja gaasilised lämmastikoksiidid). See reaktsioon on pöördumatu ja kulgeb orgaaniliste ühendite olemasolul üksnes anaeroobsetes või anoksilistes tingimustes (Eh = +350 – +100 mV). Tehismärgalades on saavutatud denitrifikatsiooni tasemeid 0,003–1,02 gN/m^2·d [53]. Tehismärgalapuhastites toimuvad nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon paralleelselt, sest neis on kõrvuti nii aeroobseid kui anoksilisi tsoone [56].

11.8.5 Aeroobne denitrifikatsioon

Kuigi nitraadi redutseerumist denitrifitseerivate mikroorganismide toimel gaasilistesse lämmastikuvormidesse peetakse rangelt anaeroobseks protsessiks, on avastatud ka aeroobne denitrifikatsioon. Aeroobne denitrifikatsioon kulgeb sageli paralleelselt heterotroofse nitrifikatsiooniga samas mikroorganismis, kuid see protsess ei ole lihtsasti jälgitav. Looduslikes pinnastes on aeroobsete denitrifitseerijate esinemine tavaline ja kuigi aeroobse denitrifikatsiooni aktiivsus ei ole enamasti väga suur, võib see siiski anda panuse lämmastiku ärastamisse tehismärgalapuhastites [20].

11.8.6 Nitraadi redutseerumine ammooniumlämmastikuks

Kogu nitraat (NO_3^-), mis nitrifikatsiooni käigus toodetakse, ei pruugi denitrifikatsiooni liikuda, vaid võib osaliselt uuesti ammooniumlämmastikuks muunduda.

Denitrifikatsioon on domineeriv protsess keskkonnas, kus leidub palju NO_3^- ja vähe süsinikku, kuid NO_3^- redutseerumine ammooniumlämmastikuks toimub keskkonnas, kus leidub vähe NO_3^- ja palju süsinikku. NO_3^- ammonifikatsioon kasvab redokspotentsiaali langedes ja pH tõustes, kui on kasutada rohkesti oksüdeeritavat orgaanilist ainet [20]. Denitrifikatsioonil ja NO_3^- ammonifikatsioonil toimib eri arv elektrone: denitrifikatsioonil viis ning ammonifikatsioonil kaheksa, mis tähendab, et suurema kättesaadava orgaanilise aine koguse korral on keskkonnatingimused ammonifitseerivatele bakteritele võrreldes denitrifitseerijatega soodsamad [53].

11.8.7 Ammooniumi adsorptsioon

Ioonne ammoonium võib lahusest katiooni vahetusreaktsiooni teel anorgaanilistele setetele või mullale adsorbeeruda. Adsorbeerunud ammoonium on substraadiga nõrgalt seotud ning võib seetõttu kergelt vabaneda, kui vee keemilised omadused muutuvad. Kui vee ammooniumisisaldus väheneb (nt nitrifikatsiooni tulemusel), siis osa seotud ammooniumist vabaneb uuesti vette, saavutades uue tasakaalusisalduse [20]. Ammoonium, mis adsorbeeritakse kiiresti tehismärgala sissevoolutsoonis, hiljem järk-järgult vabaneb. Seejärel osa ammooniumist seotakse jälle voolu kulgu mööda setetesse, kust ta hiljem vabaneb [62].

Seega võib TMP käivitamise ajal saavutada suure ammooniumlämmastiku puhastustõhususe, kuid hiljem võib tõhusust mõjutada pindadelt vette vabanev ammooniumlämmastik.

11.8.8 Lämmastiku sidumine taimedesse ja taimede roll lämmastiku ärastamise soodustamisel

Taimede kasutamine tehismärgalapuhastites on aidanud märkimisväärselt kaasa lämmastiku (N) ärastamistõhususele, kuid vaid väike osas sellest on otseselt seotud lämmastiku sidumisega taimede kudedesse. Üldiselt on taimedesse seotud N osakaal alla 10–15% kogu eemaldatud lämmastikust. Regulaarne taimede niitmine puhastussüsteemist võib nende N-ärastust suurendada, kuid kui biomassi ei väärindata, niitmine majanduslikult otstarbekas [55].

Taimestiku roll lämmastikuringes seisneb nende jäänuste kasutamises süsinikuallikana denitrifikatsioonis ning mikroorganismidele kinnituskohtade pakkumises taimejuurtel. Denitrifitseerivate mikroorganismide kooslused on tugevas positiivses korrelatsioonis süsinikuallika kättesaadavuse ja taimejuurte summaarse eripinnaga [20].

11.8.9 Anaeroobne ammooniumi oksüdeerumine (ANAMMOX)

ANAMMOX-protsessis oksüdeeritakse hapnikupuuduse korral osa ammooniumist nitritiks ning ülejäänu oksüdeerivad ANAMMOX-bakterid tekkinud nitritit elektronaktseptorina kasutades N_2-ks ja veeks [57].

ANAMMOX-protsessi on õnnestunud rakendada ka tehismärgalades, saavutades $N_{üld}$ ärastustõhususe üle 75 %, kui süsinik ei ole kättesaadav. ANAMMOX-bakterite kasvukiirus on siiski väike ning nad on tundlikud keskkonnatingimuste muutuste suhtes. Seetõttu on ANAMMOX-protsessi tõhusalt kasutavate tehismärgalapuhastite kavandamine keeruline [58].

11.9 Fosforiärastuse eripärad tehismärgalapuhastites

Fosfor esineb reovetes tavaliselt ortofosfaadi, polüfosfaadi ja orgaanilise fosforina. Erinevalt lämmastikust ja süsinikust ei saa fosfor kaduda märgaladest metaboolsete protsesside toimel ning pigem akumuleerub süsteemis.

Fosfor ärastatakse tehismärgalapuhastites keemilise sadenemise, settimise, sorptsiooni, taimse ja mikroobse omastamise ja kompleksühendite moodustumise teel. Paraku on kõik need protsessid aeglased, lühiajalised või ei toimi üldse, kui ei kasutata spetsiaalset suure fosfori sorptsioonivõimega filtermaterjali (vt ka jaotist 11.6.2.3). Kuna fosfor võib märgaladesse siseneda ka heljumiga, siis on tähtis ärastusmehhanism ka settimine. Heljumiga seotud fosfor võib vette vabaneda lahustunud fosforina, kui orgaaniline struktuur lagundatakse, ning keemiliselt sadenenud mittelahustunud fosfor teatud tingimustel (nt happelise keskkonna tekkimisel) tagasi vette vabaneda [20].

Fosfori sidumist tehismärgala pinnasesse kontrollivad redokspotentsiaal, pH, pinnase reaktiivsete Fe-, Al- ja Ca-mineraalide sisaldus ning pinnase poorivee ja pinnasesse seotud fosfori tasakaal [53]. Seetõttu on olulised kasutatava filtermaterjali füüsikalised (osakeste eripind, hüdrauliline juhtivus, poorsus, suuruseline jaotus) ja keemilised omadused (Fe-, Al- ja Ca- sisaldus). Märgalapuhasti käitamisel küllastuvad pinnase või filtermaterjali sorptsioonikohad aja jooksul fosforiga ning fosfori sidumine lakkab või seotud fosfor kandub välja. Selle probleemi lahendamiseks on loodud spetsiaalsed reaktiivset (nt fosfaate ärastavad Ca-rikast) materjali sisaldavad pinnasfiltrid või filtermaterjalide tööd tõhustavad lisandid (nt adsorbeeriv biosüsi, vt ka jaotist 11.6.4).

Happelises keskkonnas seotakse fosfor raua ja alumiiniumiga, kui nad on saadaval, või sadeneb Fe- või Al-fosfaadina. Aluselises keskkonnas ühineb fosfor kaltsiumi või magneesiumiga ning sadeneb lahustumatute sooladena. Hapnikutingimuste muutus aeroobsest anaeroobseks põhjustab kolmevalentse raua Fe^{3+} reduktsiooni kahevalentseks Fe^{2+}-ks, vabastades rauaühenditesse seotud fosfori [16].

Taimed seovad fosforit oma juurte kaudu ning transpordivad seda kasvavatesse kudedesse. Nad omastavad fosforit vähem kui lämmastikku, kuna taimsete kudede fosforisisaldus on lämmastikusisaldusest väiksem. Et ärastada märgalas taimedesse seotud fosforit, on vaja taimset biomassi niita.

Laboris on võrreldud mitmete Eestis kättesaadavate filtermaterjalide (liivad, kruusad, Eestis toodetud kergkruus, glaukoniitliivakivi, tuhaplokipuru, lendtuhk ja põlevkivi tuhaplatoosete) võimet fosforit siduda. Kaltsiumil põhinev sidumisvõime oli väga suur (kuni 4 gP/kg) tuhaplokipurul, lendtuhal ja

põlevkivi tuhaplatoosettel. Liivadest oli parim siduja Kodijärve rauarikas liiv (fosfori adsorptsioonivõime 1,9 gP/kg). Eesti kergkruusal jäi see vahemikku 0,1–0,2 gP/kg ning Palupera ja Aruküla kruusadel 1,2–1,7 gP/kg. Norras toodetava kergkruusa Filtralite-P tulemused jäid laboris vahemikku 3–4 gP/kg [59] peamine erinevus võrreldes tavalise kergkruusaga on lisandid (Al, Ca jm), mis tagavad hea fosforisadestusvõime. Probleemiks on aga pH tõus, sageli üle 10 [60], mistõttu on vaja enne heitvee suublasse juhtimist alandada selle pH-d (nt kasutades turvasfiltrit).

Fosfori adsorptsioon ja sadenemine sõltub oluliselt reovee kokkupuuteajast filtermaterjaliga. Kestva kokkupuute korral on võimalik suurema hulga sidemete moodustumine fosforiühendite ja filtermaterjali vahel ning fosfori sidumine paraneb. Reovee liiga suure hüdraulilise koormusega kaasnev suur voolukiirus võib adsorbeerunud fosfori filtermaterjali pinnalt ära uhta ning muuta P jälle vabalt liikuvaks reoaineks. Puhasti kavandamisel peab arvestama ka reoveeringlust, sest see suurendab hüdraulilist koormust ning võib negatiivselt mõjutada fosfori ärastustõhusust [27].

Kui seada eesmärgiks, et tehismärgalapuhastis kasutatav filtermaterjal aitaks siduda fosforit ning seda ei peaks välja vahetama nt enne 15 aasta möödumist, saab arvutada, kui palju filtermaterjali oleks fosfor sidumiseks vaja. Ühe inimese (inimekvivalendi) tekitatav fosforikoormus on keskmiselt 1,8 gP/d, 15 aasta (5475 päeva) jooksul 9855 g. Et rauarikas liiv suudab fosforit siduda 1,9 g/kg kohta [61], on seda 15 aasta jaoks vaja ühe inimese jaoks 9855/1,9 = 5187 kg. Et liiva tihedus on ~1500 kg/m^3, on seda materjali ühe inimekvivalendi jaoks 15 aastaks vaja 3,46 m^3.

Fosfori keemiline sadestamine tehismärgalapuhastites

Peale reaktiivsete filtermaterjalide kasutamise on fosforit võimalik ärastada keemilise sadestamise teel. Reovee puhastamisel kasutatakse selleks peamiselt Al- ja Fe-soolasid. Alumiiniumühenditel on rauaühenditega võrreldes see eelis, et sadenenud fosfaadid püsivad ka hapnikuvabas keskkonnas ja fosfaatide vette tagasi lahustumise ohtu pole.

Taanis on välja töötatud süsteem, kus kemikaal doseeritakse septikusse. Selleks on septikusse seatud väike ringluspump, mis juhib väikeses koguses vett septiku kolmandast kambrist tagasi esimesse kambrisse. Septikusse doseeritakse kemikaal (alumiiniumpolükloriid) taimeri juhitava peristaltilise pumba abil ning fosfor sadestatakse septikusse. Sadestatud fosfor eemaldatakse koos muu mudaga septiku regulaarse tühjendamise ajal, keskmiselt kord aastas [62].

Eestis on katsetatud fosfori keemilist sadestamist septikusse alumiiniumsulfaadi [$Al_2(SO_4)_3$] lahuse abil Nõo pilootseadmes, kus kemikaali doseeriti peristaltilise pumba abil septiku esimesse kambrisse. Väljavooluvee $P_{üld}$-sisaldus jäi vahemikku 1,29 ± 0,4 mg/l kuni 1,03 ± 0,29 mg/l [63].

Fosfori sadestamine alumiiniumsulfaadiga kulgeb järgmise reaktsiooni alusel:

$$Al_2(SO_4)_3 + 2\ PO_4^{-3} \rightarrow 2\ AlPO_4\downarrow + 3\ SO_4^{-2}. \qquad (11.15)$$

Teoreetiliselt kulub 1 g fosfaadi sadestamiseks 1,705 g alumiiniumsulfaati. Seega peab 1 g fosfaadi sadestamiseks nt 7,87%-se Al-sulfaadilahusega annustama vähemalt 16,5 ml Al-sulfaati. Nõo pilootseadmes manustati fosforit sadestavat kemikaalikogust 3,34 korda rohkem kui teoreetiliselt vaja. Üledoseerimise vajadust võrreldes teoreetilisega võis põhjustada kemikaali ebapiisav segunemine reoveega, sest septikus polnud segurit. Sarnase tulemuseni jõuti Austrias, kus soovitud tulemus, saavutati stöhhiomeetriaga võrreldes 3,5 korda suurema kemikaalikoguse doseerimisel [64].

Viidatud allikad

[1] *IUCN, "Defining Nature-based Solutions," in World Conservation Congress. Hawaii, 2016.*

[2] *M. von Sperling, Biological Wastewater Treatment Series - Waste Stabilisation, vol. 3. IWA Publishing, 2007.*

[3] *A. Maastik, Veekaitse põllumajanduses. Tallinn "Valgus," 1984.*

[4] *A. Kuusik, Reoveeväikepuhastid Eestis. TTÜ, Keskkonnatehnika Instituut, 1995.*

[5] *K. Cross et al., "Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment: A Series of Factsheets and Case Studies," 2021, [WWW]: http://iwaponline.com/ebooks/book/834/Nature-Based-Solutions-for-Wastewater-TreatmentA (May 23, 2022.)*

[6] *E. Butler, Y.-T. Hung, M. Suleiman Al Ahmad, R. Y.-L. Yeh, R. L.-H. Liu, Y.-P. Fu, "Oxidation pond for municipal wastewater treatment," Appl Water Sci, vol. 7, no. 1, pp. 31–51, 2017, doi: 10.1007/s13201-015-0285-z.*

[7] *L. Ho, P. L. M. Goethals, "Municipal wastewater treatment with pond technology: Historical review and future outlook," Ecol Eng, vol. 148, no. January, p. 105791, 2020, doi: 10.1016/j.ecoleng.2020.105791.*

[8] *S. S. Eugenia McNaughton, James E. Smith, Jr, "Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers," 2011.*

[9] *CEN, prEN 12255 Wastewater treatment plants - Part 5 : Lagooning processes. 2022.*

[10] *N. Fonder, T. Headley, "The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system," Ecol Eng, vol. 51, pp. 203–211, Feb. 2013, doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.011.*

[11] *G. Dotro, P. Molle, J. Nivala, J. Puigagut, O. Stein, "Treatment Wetlands - Biological Wastewater Treatment Series - Volume 7," vol. 7, no. November, p. 172, 2017.*

[12] *J. K. Cronk, M. S. Fennessy, "Wetland Plants," Encyclopedia of Inland Waters, pp. 590–598, Jan. 2009, doi: 10.1016/B978-012370626-3.00060-0.*

[13] *H. Brix, "Plants used in constructed wetlands and their functions.," in In 1st International Seminar on the use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. Lisboa, Portugal, 2003, pp. 81–109.*

[14] *H. Brix, "Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?," Water Science and Technology, vol. 35, no. 5, pp. 11–17, Jan. 1997, doi: 10.1016/S0273-1223(97)00047-4.*

[15] *O. Shelef, A. Gross, S. Rachmilevitch, "Role of Plants in a Constructed Wetland: Current and New Perspectives," Water 2013, Vol. 5, Pages 405-419, vol. 5, no. 2, pp. 405–419, Apr. 2013, doi: 10.3390/W5020405.*

[16] *A. Noorvee, Ü. Mander, K. Karabelnik, E. Põldvere, J. Martin, M. Maddison "Kombineeritud pinnasfiltersüsteemide ja tehismärgalapuhastite rajamise juhend," 2007.*

[17] A. Rizzo et al., “Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: A state-of-the-art review,” Science of The Total Environment, vol. 727, p. 138618, Jul. 2020, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2020.138618.
[18] Keskkonnaministeerium, “Juhendmaterjal hajaasustuse reoveekäitlussüsteemide kavandamiseks, valikuks, ehitamiseks ja hooldamiseks,” 2015.
[19] Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ, “Aastatel 2004-2014 EL ja KIK abirahaga rajatud ja rekonstrueeritud reoveepuhastite tõhususe hindamine,” 2016.
[20] R. H. Kadlec, S. D. Wallace, Treatment wetlands. CRC Press, 2009.
[21] Langergraber G., G. Dotro, J. Nivala, A. Rizzo, O. R. Stein, Scientific and Technical Report Series No. 27. Wetland Technology. Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands. IWA Publishing, 2019.
[22] J. Vymazal, “Constructed Wetlands, Surface Flow,” Encyclopedia of Ecology, Five-Volume Set, pp. 765–776, Jan. 2008, doi: 10.1016/B978-008045405-4.00079-3.
[23] R. H. Kadlec, “Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands,” Ecol Eng, vol. 35, no. 2, pp. 159–174, Feb. 2009, doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.04.008.
[24] A. Stefanakis, C. S. Akratos, V. A. Tsihrintzis, “Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment,” Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment, pp. 1–378, Aug. 2014, doi: 10.1016/C2012-0-01288-4.
[25] C. Platzer, “Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification,” Water Science and Technology, vol. 40, no. 3, pp. 257–263, Jan. 1999, doi: 10.1016/S0273-1223(99)00420-5.
[26] DWA, “Standard DWA-A 262E Principles for Dimensioning, Construction and Operation of Wastewater Treatment Plants with Planted and Unplanted Filters for Treatment of Domestic and Municipal Wastewater Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers,” 2017.
[27] A. Noorvee, “The applicability of hybrid subsurface flow constructed wetland systems with re-circulation for wastewater treatment in cold climates,” Dissertationes Technologiae Circumiectorum Universitatis Tartuensis, University of Tartu, 2007.
[28] A. Noorvee, E. Põldvere, Ü. Mander, “The effect of a vertical flow filter bed on a hybrid constructed wetland system,” Water Science and Technology, vol. 51, no. 9, pp. 137–144, May 2005, doi: 10.2166/WST.2005.0305.
[29] J. Vymazal, “The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater,” Ecol Eng, vol. 35, no. 1, pp. 1–17, Jan. 2009, doi: 10.1016/J.ECOLENG.2008.08.016.
[30] A. Noorvee, E. Põldvere, T. Mauring, Ü. Mander, “Tehismärgalade aeratsioonivõime Kodijärve ja Kõo reoveepuhastite näitel,” in Kaasaegse ökoloogia probleemid : Eesti ökoloogia globaliseeruvas maailmas : Eesti IX ökoloogiakonverentsi lühiartiklid : Tartu, 11.-12. aprill 2003:, 2003, pp. 135–145.
[31] C. C. Tanner, J. D’eugenio, G. B. Mcbride, J. P. S. Sukias, K. Thompson, “Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms,” 1999.
[32] C. Murphy, A. R. Rajabzadeh, K. P. Weber, J. Nivala, S. D. Wallace, D. J. Cooper, “Nitrification cessation and recovery in an aerated saturated vertical subsurface flow treatment wetland: Field studies and microscale biofilm modeling,” Bioresour Technol, vol. 209, pp. 125–132, Jun. 2016, doi: 10.1016/J.BIORTECH.2016.02.065.
[33] J. Nivala, C. Murphy, A. Freeman, “Recent Advances in the Application, Design, and Operations & Maintenance of Aerated Treatment Wetlands,” Water 2020, Vol. 12, Page 1188, vol. 12, no. 4, p. 1188, Apr. 2020, doi: 10.3390/W12041188.
[34] E. Butterworth et al., “Performance of Four Full-Scale Artificially Aerated Horizontal Flow Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment,” Water 2016, Vol. 8, Page 365, vol. 8, no. 9, p. 365, Aug. 2016, doi: 10.3390/W8090365.

[35] J. Higgins, S. Wallace, K. Minkel, R. Wagner, M. Liner, G. Meal, "The design & operation of a very large vertical sub-surface flow engineered wetland to treat spent deicing fluids and glycolcontaminated stormwater at Buffalo Niagara International Airport," Water Pract Technol, vol. 6, no. 3, Sep. 2011, doi: 10.2166/WPT.2011.044/21250.

[36] E. Canga, S. Dal Santo, A. Pressl, M. Borin, G. Langergraber, "Comparison of nitrogen elimination rates of different constructed wetland designs," Water Science and Technology, vol. 64, no. 5, pp. 1122–1129, Sep. 2011, doi: 10.2166/WST.2011.433.

[37] H. Ilyas, I. Masih, E. D. van Hullebusch, "Pharmaceuticals' removal by constructed wetlands: a critical evaluation and meta-analysis on performance, risk reduction, and role of physicochemical properties on removal mechanisms," J Water Health, vol. 18, no. 3, pp. 253–291, Jun. 2020, doi: 10.2166/WH.2020.213.

[38] X. Shen et al., "Intensive removal of PAHs in constructed wetland filled with copper biochar," Ecotoxicol Environ Saf, vol. 205, p. 111028, Dec. 2020, doi: 10.1016/J.ECOENV.2020.111028.

[39] J. Vymazal, T. Březinová, "The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review," Environ Int, vol. 75, pp. 11–20, Feb. 2015, doi: 10.1016/J.ENVINT.2014.10.026.

[40] C. Pratt, A. Shilton, "Active slag filters—simple and sustainable phosphorus removal from wastewater using steel industry byproduct," Water Science and Technology, vol. 62, no. 8, pp. 1713–1718, Oct. 2010, doi: 10.2166/WST.2010.389.

[41] L. Bolton, S. Joseph, M. Greenway, S. Donne, P. Munroe, C. E. Marjo, "Phosphorus adsorption onto an enriched biochar substrate in constructed wetlands treating wastewater," Ecol Eng, vol. 142, p. 100005, Jan. 2019, doi: 10.1016/J.ECOENA.2019.100005.

[42] K. Abas et al., "Effects of plants and biochar on the performance of treatment wetlands for removal of the pesticide chlorantraniliprole from agricultural runoff," Ecol Eng, vol. 175, p. 106477, Feb. 2022, doi: 10.1016/J.ECOLENG.2021.106477.

[43] O. Boucher-Carrier, J. Brisson, K. Abas, S. V. Duy, S. Sauvé, M. Kõiv-Vainik, "Effects of Macrophyte Species and Biochar on the Performance of Treatment Wetlands for the Removal of Glyphosate from Agricultural Runoff," SSRN Electronic Journal, Feb. 2022, doi: 10.2139/SSRN.4029218.

[44] A. Morvannou, N. Forquet, S. Michel, S. Troesch, P. Molle, "Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years," Water Science and Technology, vol. 71, no. 9, pp. 1333–1339, May 2015, doi: 10.2166/WST.2015.089.

[45] C. Frédette, Y. Comeau, J. Brisson, "Design of a zero liquid discharge leachate treatment system using an evapotranspiration willow bed," Water Res, vol. 209, p. 117950, Feb. 2022, doi: 10.1016/J.WATRES.2021.117950.

[46] G. S. Colares et al., "Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis," Science of The Total Environment, vol. 714, p. 136776, Apr. 2020, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2020.136776.

[47] N. Pavlineri, N. T. Skoulikidis, V. A. Tsihrintzis, "Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis," Chemical Engineering Journal, vol. 308. Elsevier B.V., pp. 1120–1132, Jan. 15, 2017. doi: 10.1016/j.cej.2016.09.140.

[48] C. C. Tanner, T. R. Headley, "Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants," Ecol Eng, vol. 37, no. 3, pp. 474–486, Mar. 2011, doi: 10.1016/J.ECOLENG.2010.12.012.

[49] C. A. Ramírez-Vargas, A. Prado, C. A. Arias, P. N. Carvalho, A. Esteve-Núñez, H. Brix, "Microbial Electrochemical Technologies for Wastewater Treatment: Principles and Evolution from Microbial Fuel Cells to Bioelectrochemical-Based Constructed Wetlands," Water 2018, Vol. 10, Page 1128, vol. 10, no. 9, p. 1128, Aug. 2018, doi: 10.3390/W10091128.

[50] B. E. Logan et al., "Microbial Fuel Cells: Methodology and Technology†," Environ Sci Technol, vol. 40, no. 17, pp. 5181–5192, Sep. 2006, doi: 10.1021/ES0605016.

[51] *L. Doherty et al., "A review of a recently emerged technology: Constructed wetland – Microbial fuel cells," Water Res, vol. 85, pp. 38–45, Nov. 2015, doi: 10.1016/J.WATRES.2015.08.016.*

[52] *J. Vymazal, "Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal," in Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands, Leiden: Backhuys Publishers, 2001, pp. 1–93.*

[53] *J. Vymazal, "Removal of nutrients in various types of constructed wetlands," Science of the Total Environment, vol. 380, no. 1–3, pp. 48–65, Jul. 2007, doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014.*

[54] *A. C. VanderZaag, R. J. Gordon, D. L. Burton, R. C. Jamieson, G. W. Stratton, "Ammonia Emissions from Surface Flow and Subsurface Flow Constructed Wetlands Treating Dairy Wastewater," J Environ Qual, vol. 37, no. 6, pp. 2028–2036, Nov. 2008, doi: 10.2134/jeq2008.0021.*

[55] *C. C. Tanner, R. H. Kadlec, "Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands," 2003. [WWW]: https://iwaponline.com/wst/article-pdf/48/5/191/423469/191.pdf*

[56] *D. D. Kozub, S. K. Liehr, "Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate," in Water Science and Technology, 1999, vol. 40, no. 3, pp. 75–82. doi: 10.1016/S0273-1223(99)00459-X.*

[57] *D. Chen et al., "Denitrification- and anammox-dominant simultaneous nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in subsurface flow constructed wetlands," Bioresour Technol, vol. 271, pp. 298–305, Jan. 2019, doi: 10.1016/j.biortech.2018.09.123.*

[58] *J. Li, L. Liu, X. Huang, J. Liao, C. Liu, "Cross-effect of wetland substrates properties on anammox process in three single-substrate anammox constructed wetlands for treating high nitrogen sewage with low C/N," J Environ Manage, vol. 304, Feb. 2022, doi: 10.1016/j.jenvman.2021.114329.*

[59] *C. Vohla, E. Põldvere, A. Noorvee, V. Kuusemets, Ü. Mander, "Alternative filter media for phosphorous removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland," in Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 2005, vol. 40, no. 6–7, pp. 1251–1264. doi: 10.1081/ESE-200055677.*

[60] *P. D. Jenssen, T. Mæhlum, T. Krogstad, L. Vråle, "High Performance Constructed Wetlands for Cold Climates," http://dx.doi.org/10.1081/ESE-200055846, vol. 40, no. 6–7, pp. 1343–1353, 2010, doi: 10.1081/ESE-200055846.*

[61] *K. Ádám, T. Krogstad, L. Vråle, A. K. Søvik, P. D. Jenssen, "Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P®—Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater," Ecol Eng, vol. 29, no. 2, pp. 200–208, Feb. 2007, doi: 10.1016/J.ECOLENG.2006.09.021.*

[62] *H. Brix and C. A. Arias, "The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines," in Ecological Engineering, Dec. 2005, vol. 25, no. 5, pp. 491–500. doi: 10.1016/j.ecoleng.2005.07.009.*

[63] *R. Kivisild, "Ühe-etapilise vertikaalvoolulise pinnasfiltersüsteemi puhastusvõime Nõo pilootseadme näitel," Tartu, 2009.*

[64] *R. E. Lauschmann, M. Lechner, T. Ertl, G. Langergraber, "Experiences with pre-precipitation of phosphorus in a vertical flow constructed wetland in Austria," Water Science and Technology, vol. 67, no. 10, pp. 2337–2341, May 2013, doi: 10.2166/wst.2013.103.*

12 Reovee anaeroobne puhastamine

Maarja-Liis Salumäe, Anne Menert, Aimar Kivirüüt, Enn Tõnisberg, Olev Sokk ja Vallo Kõrgmaa

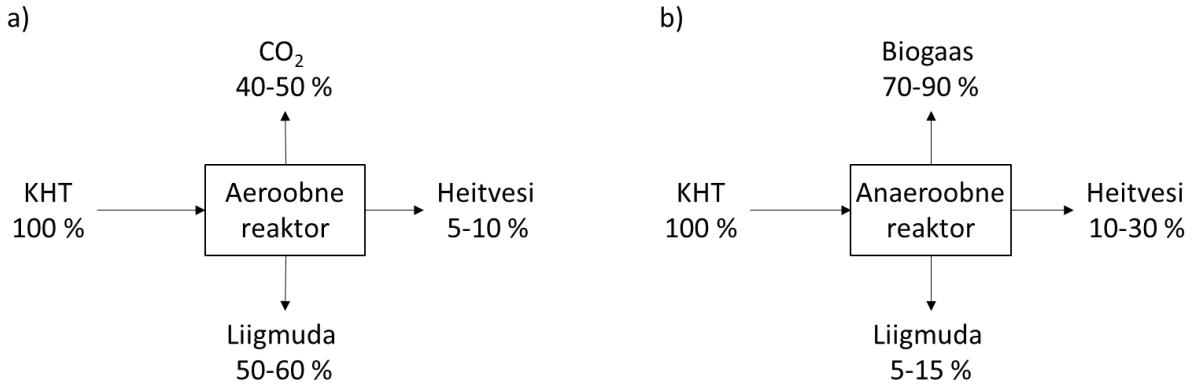
Anaeroobset puhastust on võimalik rakendada praktiliselt igas suuruses ja igas kohas nii väga lihtsate kui ka tehniliselt keerukate süsteemidena. Anaeroobse puhastuse otstarbekus sõltub suuresti kohalikest keskkonnatingimustest ning puhastamist vajava reovee omadustest ja kogusest. Anaeroobsel puhastamisel on aeroobsega võrreldes mitu eelist, ent ka selle otstarbekust piiravaid tegureid, mida tuleb tehnoloogia kavandamisel arvesse võtta. Peamised anaeroobse puhastuse eelised ja puudused tavapäraste süsteemidega võrreldes on kirjas tabelis 12.1).

Tabel 12.1. Anaeroobse puhastuse eelised ja puudused [1, 2]

Eelised	Puudused
• Väga väike energiavajadus. • Aeroobsega võrreldes kuni 90% väiksem mudateke. • Väike toitainete vajadus. • Potentsiaalne energiaallikas tekkiva metaani näol. • Suured koormusnäitajad: reaktoris kuni 20−35 kg KHT-d m^3 kohta, mis oluliselt vähendab ruumivajadust. • Anaeroobset biomassi saab säilitada pikka aega ilma substraati lisamata, rakendades seda hooajaliselt vastavalt vajadusele. • Võimalik on rakendada majapidamistes väikepuhastina kui ka suurte tööstusreovee-puhastitena.	• Anaeroobsed mikroorganismid on paljude ühendite suhtes palju vastuvõtlikumad inhibitsioonile. • Ilma eelnevalt biomassi lisamata võib protsessi käivitus olla aeglane. • Bioloogilist fosfori- ja lämmastikuärastust ei ole võimalik rakendada • Vesi võib vajada täiendavat puhastust, et väljavooluvesi vastaks nõuetele. • Protsessi tõhusus langeb madalatel temperatuuridel aeroobsega võrreldes oluliselt rohkem, mis võib muuta rakenduse ebaotstarbekaks. • Võimalik on lõhnahäiringute teke. • Võib vajada leelise lisamist. • Metaan on süsihappegaasiga võrreldes palju suurema kasvuhooneefekti tekitava mõjuga.

Joonisel 12.1 on kujutatud süsiniku bioloogilise muundamise skeem nii aeroobses kui ka anaeroobses süsteemis, kus on näha anaeroobsete süsteemide selged eelised aeroobsetega võrreldes. Erinevalt anaeroobsetest seotakse aeroobsetes puhastites suur osa (50−60%) orgaanilisest ainest biomassi, mistõttu tekib oluliselt rohkem liigmuda kui anaeroobse puhastuse puhul (5−15%). Anaeroobse liigmuda kuivainesisaldus on oluliselt väiksem ja veetustamisomadused aeroobse muda omadest kehvemad. Aeroobses protsessis lagundatakse osa orgaanilisest ainest süsihappegaasiks (40−50%) ja veeks, millel pole erinevalt metaanist energeetilist väärtust. Keskmiselt 5−10% orgaanilisest ainest jääb lagundamata ning juhitakse suublasse. Anaeroobsetes puhastites jääb lenduvate rasvhapete ja heljuvaine näol lagundamata keskmiselt 10−30%, mistõttu väljavooluvee piirmäära saavutamiseks on

tavaliselt vaja aeroobset järelpuhastit. Anaeroobses puhastuses ärastatakse biogeene ainult minimaalses mahus (sidumine baktermassi, mis on kesise saagikuse tõttu väike).



Joonis 12.1. Süsiniku massibilanss a) aeroobses ja b) anaeroobses süsteemis

Anaeroobse puhastamise eeliste täielik rakendamine sõltub suuresti kohalikest keskkonnatingimustest ja reovee koostisest. Anaeroobne puhastamine on kõige otstarbekam väga suure orgaanilise aine sisaldusega reovee puhastamiseks (KHT > 3000 mg/l), mistõttu on seda 1970ndatest aastatest peale kogu maailma rakendatud just tööstusreovee käitlemiseks [1], peamiselt toidutööstuses (sh alkoholitööstuses), kus reovee KHT võib olla 3000–30 000 g/m^3. Anaeroobne puhastus leiab kasutust ka muudes tööstusvaldkondades: tselluloosi- ja paberitööstustes, tekstiilitööstustes ning mitmesugustes keemiatööstusettevõtetes. Tööstustele on anaeroobne puhastus atraktiivne eelkõige väiksemate käituskulude tõttu. Reeglina on tööstusreoveele iseloomulik väike toitainesisaldus. Aeroobsetega võrreldes ei ole anaeroobsetes süsteemides vaja protsessi toimimiseks lisada kuigi palju lämmastikku või fosforit, ning see vähendab käituskulusid: kui aeroobsetes süsteemides peab C:N:P suhe olema 100:5:1, siis anaeroobsetes on see 200:5:1. Vastupidiselt aeroobsele puhastusele on anaeroobsest protsessist võimalik biogaasi näol saada energiat (*ca* 12.4 MJ/kg·KHT) ning toota sellest soojust või elektrit [2]. Anaeroobsed süsteemid võimaldavad rakendada aeroobsetega (0,5–3,2 kg KHT/ m^3·d) võrreldes oluliselt suuremat (kuni 35 kg KHT/m^3·d) mahukoormust [2, 3]. Sellest tulenevalt on väiksemad ka puhasti ruumivajadus, reaktorite ehitusmaht ja rajamiskulud.

Eesti suuremad (tööstus)reoveepuhastid on just anaeroobsed: Kundas asuva haavapuitmassitehase *AS Estonian Cell* reoveepuhastusjaama anaeroobse etapi projektjõudlus on 850 000 inimekvivalenti. Ka Salutaguse pärmitehases ning Rannu piimatööstuses puhastatakse reovett anaeroobselt. Väljavooluvee piirmäärade saavutamiseks järgneb anaeroobsele aeroobne puhastusetapp. Levinud on tööstusreovee eelkäitlemine anaeroobses puhastis, mille väljavooluvesi juhitakse ühiskanalisatsiooni edasiseks puhastamiseks koos olmereoveega. Selline lahendus on kasutusel näiteks *AS A. le Coq*'i õlletehases Tartus ning bensoehapet tootvas *AS*-is *Eastman Specialities* Kohtla Järvel.

Tabel 12.2 hõlmab ülevaadet mõningatest tööstustest, mille reovett anaeroobselt töödeldakse.

Tabel 12.2. Tööstusreovete anaeroobse käitlemise viisid, mis võiksid olla esindatud ka Eestis [4]

Reovee päritolu	Tehnoloogia	Koormus, kg/(m³·d)	Viibe-aeg, h	Tempera-tuur, °C	Kõrval-dus-%
Liha pakendamine	Anaeroobne kontakt-protsess	3,2 BHT	12	30	95
Liha pakendamine		2,5 BHT	13,3	35	95
Tapamaja		3,5 BHT	12,7	35	95,7
Farmaatsiatööstus	Ülesvooluga täidisreak-tor (ehk filter)	3,5 KHT	48	35	98
Farmaatsiatööstus		0,56 KHT	36	35	80
Prügila nõrgvesi		7,0 KHT	-	25	89
Paberitööstus		10–15 KHT	24	35	77
Paberitööstus	Laiendatud võimekusega ülesvooluga täidisreaktor	35–48 KHT	8,4	35	88
Kooritud piim	Ülesvooluga läbi mudateki (UASB)	71 KHT	5,3	30	90
Hapukapsas		8–9	-	-	90
Kartul		25–45 KHT	4	35	93
Vahuvein		15 KHT	6,8	30	91
Suhkrupeet		10 KHT	4	35	80
Õlletööstus		95 KHT	-	-	83
Kartul		10 KHT	-	-	90
Paberitööstus		4–5 KHT	70	35	87
Kartul	Anaeroobsed kaheosalised basseinid – mahutid (ADI-BVF)	0,2 KHT	360	25	90
Maisijahu		0,45	168	35	85
Piimatööstus		0,32	240	30	85
Kondiitritööstus		0,51	336	37	85

Sellest tabelist selgub, et paljudel juhtudel on mahukoormus suur, mis omakorda vihjab sissevooluvee suurele reoainesisaldusele – tööstusreovee BHT on harva alla 1000 mg/l. Tihti on see 1,5 – 2,5 g/l, mis tähendab, et 90%-se kõrvalduse korral on väljuva heitvee BHT 150 – 250 mg/l. Seda tulemust tuleb lugeda ebapiisavaks ning heitvett on vaja keskkonnanõuete rahuldamiseks mingil moel täiendavalt puhastada. Tavaliselt rakendatakse selleks mingit aeroobset või looduslähedast puhastusmeetodit.

Anaeroobse puhastuse rakendamine olmereovee puhastamiseks ei ole Eestis levinud väikese tõhususe tõttu. Piirkondades, kus ei ole võimalik ühiskanalisatsiooniga liituda, on küll laialdaselt kasutusel septikud, kuid nende piisav tõhusus (kõrvaldatakse kuni 50% reovees olevast heljuv- ja orgaanilisest ainest) saavutatakse mitmepäevase kuni nädalatesse ulatuva hüdraulilise viibeajaga [5]. Anaeroobse puhastuse tõhusus on otseselt sõltuv temperatuurist, mistõttu on seda otstarbekas rakendada olmereovee puhastamiseks ainult siis, kui reovee temperatuur on üle 20 kraadi.

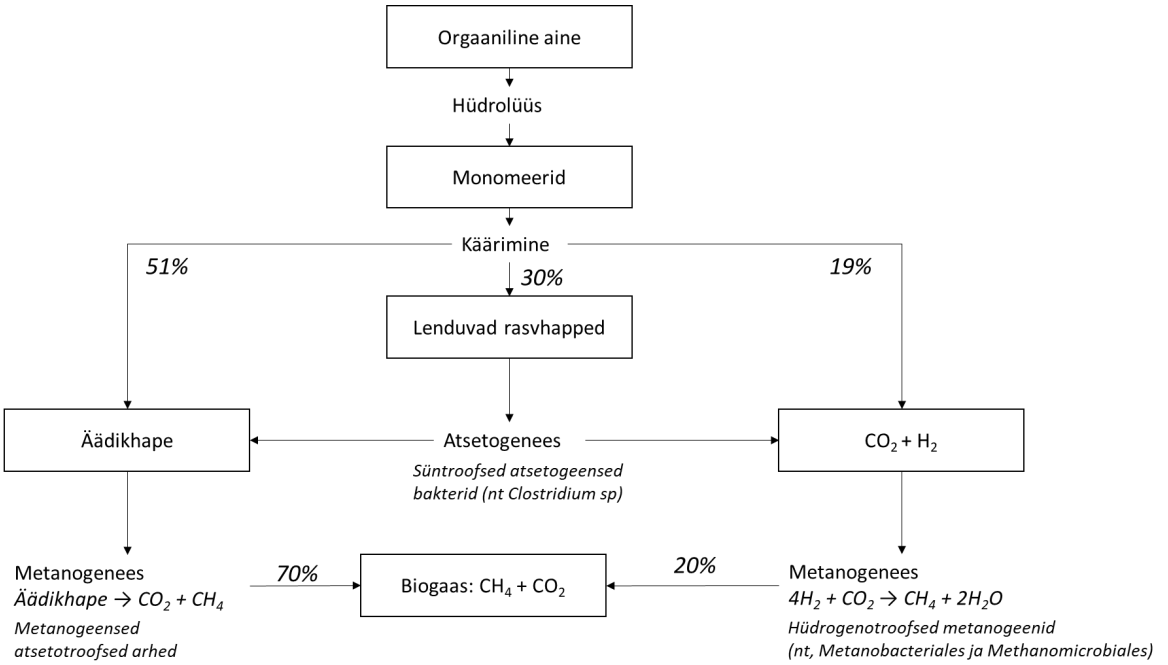
Reoveepuhastites rakendatakse anaeroobset kääritamist ka toor- ja/või liigmuda stabiliseerimiseks (vt jaotist 17).

12.1 Anaeroobne lagunemine

Anaeroobne lagunemine on orgaanilise aine lagunemine hapnikuvabas keskkonnas selles elavate mikroorganismide abil, mille tulemusena tekib suure metaanisisaldusega (CH_4-sisaldus 50–70%) biogaas. Anaeroobne lagunemisprotsess jaguneb neljaks faasiks (joonis 12.2) [6]:

- suhteliselt aeglane hüdrolüüsifaas, milles bakterid (peamiselt klassidest *Clostridia* ja *Bacilli*) lagundavad tahked orgaanilised kompleksühendid (lipiidid, tselluloos, valgud ja ligniin) rakuväliste ensüümide abil monomeerseteks ühenditeks;
- kiire happemoodustumisfaas, milles atsetogeensed bakterid (peale klasside *Clostridia* ja *Bacilli* ka hõimkondadesse *Bacteroidetes* ja *Actinobacteria* kuuluvad liigid) muudavad esimeses faasis tekkinud lagusaadused (monomeerid) äädikhappeks, propaanhappeks, süsinikdioksiidiks, vesinikuks ja väikese molekulmassiga lenduvateks rasvhapeteks C_2–C_8;
- kiire käärimisfaas, milles bakterid perekondadest *Syntrophomonas*, *Syntrophobacter*, *Clostridium* and *Acetobacterium* muudavad pikema ahelaga orgaanilised happed ja alkoholid äädikhappeks ja molekulaarseks vesinikuks H_2;
- neljandas, aeglaselt kulgevas gaasitekkefaasis viivad lagunemise lõpuni seltsidesse *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales*, *Methanosarcinales* ja *Methanococcales* kuuluvad obligatoorselt anaeroobsed arhed, kellest üks (seltside *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales*, *Methanococcales* liigid) toodab metaani vesinikust ja süsinikdioksiidist, teine (sugukonna *Methanosaetaceae* liigid) äädikhappest.

Sugukonna *Methanosarcinaceae* liigid suudavad metaani toota nii vesinikust ja süsinikdioksiidist kui ka äädikhappest. Energiavahetuses oksüdeeritakse gaasiline vesinik (H_2) süsinikdioksiidi (CO_2) kulul, kusjuures tekivad metaan (CH_4) ja vesi. Biogaasi tootmisel on kõige arvukamalt esindatud seltside *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales* ja *Methanosarcinales* liigid [6].



Joonis 12.2. Orgaanilise aine anaeroobse lagunemise kulg (protsendid näitavad, kuidas metaaniteke faaside vahel jaguneb) [6, 8, 9]

12.1.1 Hüdrolüüs

Hüdrolüüsil toimub keeruliste orgaaniliste polümeersete ühendite lagundamine lahustuvateks monomeerideks. Süsivesikud, valgud ja rasvhapped lagundatakse vastavalt monosahhariididideks, aminohapeteks ja pikaahelalisteks rasvhapeteks. Hüdrolüüsi vahendavad mikroorganismide toodetud rakuvälised ensüümid.

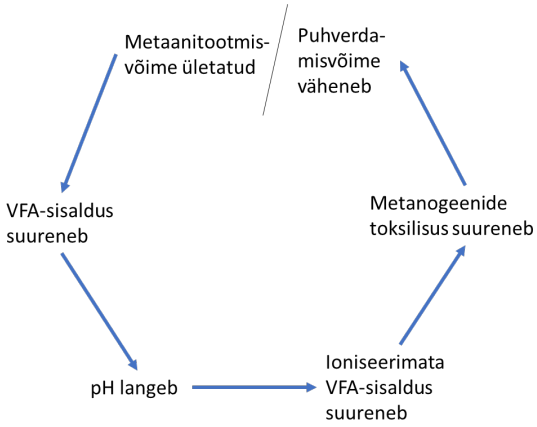
Hüdrolüüsi kiirus oleneb osakesesuurusest, pH-st, ensüümide produktsioonist ning nende difusioonist ja adsorptsioonist hüdrolüüsitava materjali osakeste pinnale. Et depolümeriseerumine ja hüdrolüüs on sageli anaeroobse protsessi kiirust limiteeriv etapp, siis metanogeneesi soodustamiseks suurendatakse rakuväliste ensüümide tootlikkust ja aktiivsust või lisatakse eelhüdrolüüsi etapp.

12.1.2 Fermentatsioon

Fermentatsioonil (atsidogeneesil) lagundavad atsidogeensed mikroorganismid hüdrolüüsil tekkinud saadused lenduvateks orgaanilisteks hapeteks (äädikhappeks, propioonhappeks, võihappeks), süsihappegaasiks ja vesinikuks, vähesel määral tekib ka alkohole ja piimhapet. Põhilisi atsidogeneesi saadusi äädikhapet, CO_2 ja H_2, saavad metanogeenid substraadi ja energiaallikana kohe kasutada; ülejäänud atsidogeneesisaaduste roll on väiksem. H_2 sisalduse suurenemise tulemusena akumuleerivad bakterid laktaati, etanooli, propionaati, butüraati ja kõrgemaid lenduvaid rasvhappeid,

mida metanogeenid otse kasutada ei saa ja mida kasutatakse alles järgnevas atsetogeneesifaasis, milles tekivad ka NH_3 ja H_2S.

Atsidogenees on anaeroobse lagunemise kõige kiirem etapp, millega võib ülekoormuse tingimustes kaasneda reaktori kiire hapestumine ja/või mürgiste ühendite teke (joonis 12.3). Kui reaktori puhvermahtuvus toodetavate hapete (VFA-de) akumuleerumise tõttu ületatakse, hakkab pH langema. See toob omakorda kaasa dissotseerumata VFA-de sisalduse suurenemise, mis omakorda põhjustab metanogeennide inhibitsiooni. Viimane võimendab kiiremat VFA-de akumuleerumist ning sellest johtuvat pH langust.



Joonis 12.3. Ülekoormuse tingimustes pH reaktoris langeb ja VFA-d hakkavad kuhjuma [2] järgi

12.1.3 Atsetogenees

Atsetogeneesil toimub äädikhappe (atsetaadi) süntees nii orgaanilistest hapetest kui ka süsihappegaasi taandamise kaudu. Protsessi läbi viivad atsetogeenid on ranged anaeroobid, kes konkureerivad metanogeenidega substraadis leiduva CO_2, vesiniku, metanaadi ja metanooli pärast [7]. Atsetogeensed bakterid muundavad happefaasi saadused (nii lenduvad rasvhapped kui ka alkoholid) äädikhappeks ja vesinikuks, mida metanogeenid kasutada saavad. Elektronaktseptorina võidakse kasutada ka sulfaate. Happefaasi saadusi pole atsetogeenid ise võimelised otse metaaniks ja CO_2-ks muutma [7].

Süsihappegaasi kasutavad elektronaktseptorina rangelt anaeroobsed prokarüoodid – atsetogeenid ja metanogeenid, mistõttu vahesaaduse H_2-sisaldus on anaeroobse kääritamise jaoks kriitilise tähtsusega [7]. H_2 tekib atsetogeneesi kõigis reaktsioonides, kuid standardtingimustel inhibeerib H_2 olemasolu eriti β-oksüdatsioonil (s.o. kataboolne protsess, mille käigus rasvhapete molekulid lõhutakse) tekkinud äädikhappe, propionaadi ja butüraadi konversiooni metanogeneesi substraatideks. Reaktsioon toimub vaid siis, kui H_2 osarõhk on piisavalt väike selleks, et konversioon oleks termodünaamiliselt võimalik. H_2 osarõhku alandavad seda tarbivad mikroorganismid, nt metanogeenid [8]. Atsetogeneesi saadus H2

on atsetogeensetele bakteritele toksiline, seetõttu ei saa nad kasvada puhaskultuuris, vaid ainult koos H2 tarbivate mikroorganismidega, näiteks metanogeenidega (joonis 12.2).

Atsetogeensete bakterite ja metanogeensete arhede vahel esineb süntroofia – kahe erineva metabolismiga mikroobide sümbioos, mis võimaldab lagundada mitmesuguseid substraate [10, 11].

12.1.4 Metanogenees

Metonogeneesi viivad läbi metanogeensed arhed, kes muundavad äädikahappe, vesiniku, süsihappegaasi, metanaadi ja teised ühesüsinikulised ühendid gaasiliseks metaaniks.

Hoolimata sellest, et vaid vähesed organismid – metanogeensed atsetotroofsed arhed on võimelised tootma metaani äädikhappest, tekib sellest 70% metaani kogutoodangust maailmas ning vaid 30% metaanist tekib vesinikust ja süsihappegaasist või metanaadist [7].

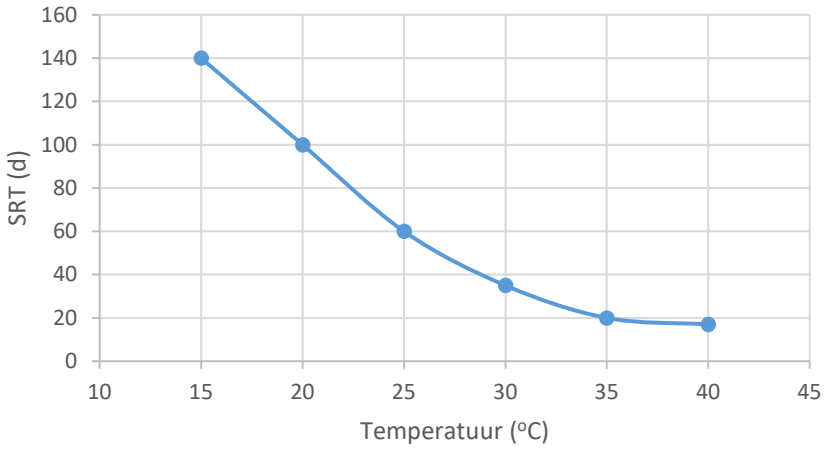
Anaeroobsel kääritamisel toimivate hapet moodustavate ja metaani tekitavate mikroorganismide füsioloogia, toitumisvajadused, kasvukineetika ja tundlikkus keskkonnatingimuste suhtes on väga erinevad. Suutmatus säilitada nende kahe mikroorganismide rühma vahelist tasakaalu on reaktorite ebastabiilsuse peamisi põhjuseid [12]. Inhibeerivad ained on sageli anaeroobse reaktori häirimise ja rikke peamised põhjustajad, kuna neid leidub märkimisväärsel hulgal reovees ja setetes. Paljud ained inhibeerivad anaeroobseid kääritusprotsesse.

12.1.5 Anaeroobse lagunemise tingimused

Anaeroobne käärimine või orgaanilise aine lagunemine võib toimuda üsna suures temperatuurivahemikus (10 – 65 °C). Mida madalam on temperatuur, seda kestvam on protsess ning selleks võib kuluda ≥ 80 ööpäeva, kõrgetel temperatuuridel piisab selleks vaid ≥ 5–10 ööpäevast (joonis 12.4).

Anaeroobne kääritamine toimub tavaliselt **mesofiilses** temperatuuripiirkonnas, s.o vahemikus 35–40 °C, milles gaasiteke on suhteliselt suur ning protsessi stabiilsus kergesti tagatav [13]. Võimalik on ka **termofiilne** kääritamine, mis toimub temperatuurivahemikus 55–65 °C ning milles tekib rohkem biogaasi [13], protsess on mesofiilsest tunduvalt kiirem ning hävitab enamiku haigustekitajaid, kuid nõuab suuremat energiahulka ning on oluliselt tundlikum ebaregulaarse „toitmise“, uue substraadi lisamise ja substraadi muutuste suhtes [13]. Et anaeroobse kääritamise mikroorganismid ei tooda oma elutegevuses piisavalt soojust, peab nii mesofiilne kui ka termofiilne protsess kulgema isoleeritud ja soojendatavas mahutis [13]. Asjaolu, miks mesofiilseid protsesse rohkem praktiseeritakse, on see, et

neid on lihtsam käitada ning temperatuurikõikumised võivad olla suuremad (± 2–3 °C). Termofiilsed protsessid on tundlikumad ja temperatuurikõikumine ei tohi ületada ± 1 °C.



Joonis 12.4. Olmereovee anaeroobsel puhastamisel sõltub mudavanus SRT temperatuurist [2]

Protsessi eri etappides tegutsevate mikroorganismide optimaalseks toimimiseks on vaja erinevaid keskkonna **pH** väärtuseid. Hüdrolüüsis ja atsidogeneesis osalevatele mikroorganismidele on parim pH vahemik 4,5–6,3. See võib olla ka veidi kõrgem, ent siis protsessid aeglustuvad. Äädikhapet ja metaani tootvad mikroorganismid vajavad aga oma elutegevuseks pH vahemikku 6,8–7,5 ning kui kääritusprotsess toimub ühes reaktoris, peaks pH olema kontrollitud [13].

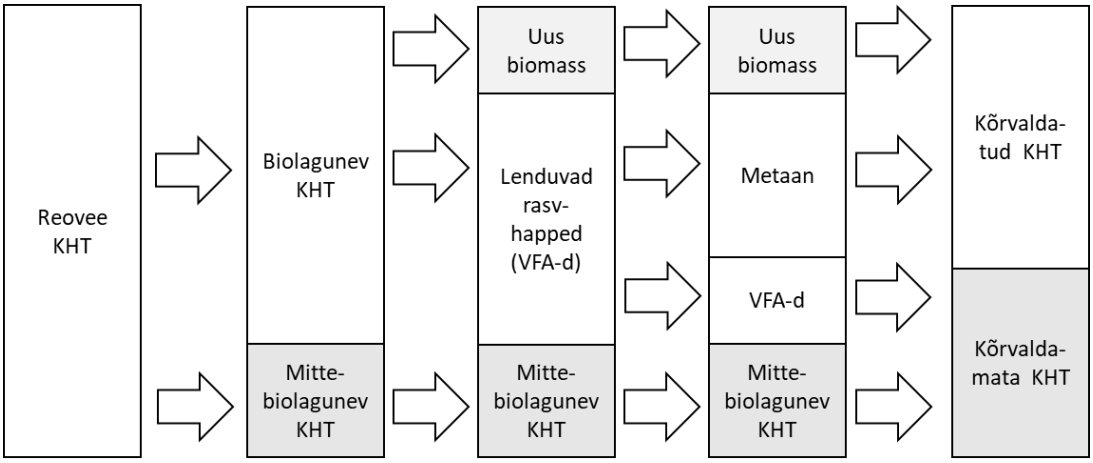
Protsessi stabiilseks toimimiseks on oluline süsiniku (C) ja lämmastiku (N) vahekord algmaterjalis – kui see on liiga suur (palju C, vähe N), siis ei suudeta olemasolevat süsinikku täielikult vabastada ning metaani tekib vähem, kui algmaterjal võimaldaks. Kui see on liiga väike, tekib ammoniaak (NH_3), mis juba väikese sisalduse korral inhibeerib mikroorganismide kasvu ja võib viia nende populatsiooni täieliku hävimiseni. Anaeroobse kääritamisprotsessi normaalseks toimimiseks peab **C/N suhe** olema vahemikus 10–30 [13]. Peale tavapäraste toitainete (C, H, N, O, P, S) on oluline jälgida ka makrotoitainete (Na, K, Ca, Mg, Cr, Fe, Ni, Zn, Co, Mo) sisaldusi, sest nende defitsiit võib vähendada KHT ärastamise tõhusust ja biogaasi saagist [3].

12.2 Metaani/biogaasi tootlikkus, kasutamine ja töötlemine

12.2.1 Metaani ja energia teoreetiline saagis

Lähtuvalt KHT-fraktsioonide omadustest ning anaeroobsel lagunemisel toimuvatest protsessidest saab protsessi KHT bilanssi kirjeldada nõnda, nagu on lihtsustatult kujutatud joonisel 12.5. Nii tekkiva metaani kui ka biomassi kogused sõltuvad reovee iseloomust ning nende saagiskoefitsiendid on sageli leitavad empiiriliselt. Kuna reovee omadused on sageli väga erinevad, on spetsiifilisemate reovete

puhul soovitatav enne protsessi kavandamist kindlaks teha reovee omadused ning määrata pilootseadmetega ka protsessi saagikused. Metaani teoreetilist saagist on võimalik arvutada ka konkreetsete ainete (nt glükoosi) stöhhiomeetrilistest reaktsioonidest lähtuvalt (vt ka jaotist 6.3). See lähenemine tugineb ainuüksi ainete reaktsioonivõrranditele ning ei võta arvesse muid joonisel 12.5 kujutatud protsesse (nt biomassi teket).



Joonis 12.5. KHT lihtsustatud bilanss anaeroobses puhastusetapis

Stöhhiomeetrilisel lähenemisel saab tekkiva metaani koguse arvutada kasutades Buswelli valemit:

$$C_nH_aO_b + \left[n - \frac{a}{4} - \frac{b}{2}\right] \cdot H_2O \rightarrow \left[\frac{n}{2} - \frac{a}{8} + \frac{b}{4}\right] \cdot CO_2 + \left[\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4}\right] \cdot CH_4\,. \qquad (12.1)$$

Glükoosi ($C_6H_{12}O_6$) puhul tekib ühest moolist glükoosist kolm mooli metaani:

$$C_6H_{12}O_6 + [6\text{-}3\text{-}3]\cdot H_2O \rightarrow [3\text{-}1{,}5\text{+}1{,}5]\cdot CO_2 + [3\text{-}1{,}5\text{+}1{,}5]\cdot CH_4;$$

$$C_6H_{12}O_6 + \rightarrow 3\ CO_2 + 3\ CH_4.$$

Ühe mooli glükoosi oksüdeerimiseks kulub 192 g hapnikku (ühe mooli glükoosi teoreetiline KHT on 192/180 = 1,067 gKHT/g, vt ka jaotist 6.3). Ühe mooli metaani oksüdeerimisel süsihappegaasiks ning veeks kulub kaks mooli hapnikku:

$$CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O.$$

Kuna ühe mooli glükoosi kohta tekkis 3 mooli metaani ja ühe mooli metaani (molaarmassiga 16 g/mol) oksüdeerimiseks kulub kaks mooli hapnikku, saab järeldada, et ühest moolist glükoosist toodetakse 3 mol x 16 g/mol = 48 g metaani. Ühe mooli metaani ruumala standardtingimustel (1 atm, 0°C) V_{CH4} = 0,35 liitrit CH_4/gKHT x 64 gKHT/molCH_4 = 22,4 liitrit/mol. Tavaliselt kulgeb protsess kõrgema temperatuuri juures (nt 35°C) ja sellisel juhul on gaasi ruumala:

$$V_{gaas} = \frac{n \cdot R \cdot T}{p_{abs}}, \quad (12.2)$$

kus V_{gaas} on gaasi ruumala (liitrit või m^3), n – gaasi moolide arv (mol); R – universaalne gaasikonstant (R= 0,08205 atm·L/g mol ·K); T – temperatuur, ^oK (273,15 + ^oC) ning p_{abs} – absoluutrõhk, atm.

Seega 35^{o}C juures on ühe mooli CH_4 ruumala:

$$V_{gaas} = \frac{(1\ mol) \cdot (\ 0{,}08205\ \text{atm} \cdot \text{L/g mol} \cdot \text{K}) \cdot (273{,}15 + 35)}{1\ atm} = 25{,}29 \frac{l}{mol}.$$

35^{o}C juures on ruumala võimalik teisendada: V_{CH4} = 25,29 l/mol x 64 gKHT/mol CH_4 = 0,40 l/gKHT. Anaeroobses protsessis toodetakse energiat biogaasi näol, kuid protsessi tõhusaks toimimiseks tuleb sageli reovett soojendada. Energia netotoodang sõltub biolaguneva KHT sisaldusest ja vee soojendamiseks kuluvast energiast:

$$Y_{AN,energia,net} = Q \cdot C_{KHT,bio} \cdot \left(\frac{0{,}35 m^3 CH_4}{kg\ KHT}\right) \cdot \left(\frac{35{,}846\ kJ}{m^3 CH_4}\right) - Q \cdot \Delta T \cdot c_{vesi} \cdot \left(\frac{10^3 kg}{m^3 H_2O}\right) \cdot \left(\frac{1}{Eff_{soojus}}\right), \quad (12.3)$$

kus $Y_{AN,energia,net}$ on energia netotoodang (kJ/d); Q – vooluhulk (m^3/d); $C_{KHT, bio}$ – biolaguneva KHT sisaldus (kg/m^3); ΔT – mahuti ning reovee temperatuuride vahe (^oC); c_{vesi} – vee erisoojus (42 kJ/^{o}C·kg) ning Eff_{soojus} – soojuse osakaal, mis on kättesaadav lisaks soojuskaole mahutites ja soojusvahetis.

Selleks, et anaeroobne reoveepuhastus energeetiliselt ära tasuks, peab reovee biolaguneva KHT sisaldus olema suhteliselt suur (üle 10 gKHT/l) ning vee soojendamiseks kuluva energia hulk väike. Arvestama peab ka seda, et anaeroobselt puhastatud reovesi nõuab olulist järelpuhastust (täiendavaid investeeringuid). Seetõttu on arvutustes oluline tegur energia hind.

12.2.2 Muud kääritis aset leidvad protsessid

Kõige olulisemad näitajad, mida on vaja anaeroobsete puhastite käitamisel jälgida, on lenduvate rasvhapete (VFA) sisaldus, pH väärtus ja leelisus. Kui protsess on tasakaalus, kasutavad metanogeenid lenduvaid rasvhappeid nende tekkega samaaegselt. Ent kui metanogeene ei ole süsteemis piisavalt või nende aktiivsust pärsivad ebasobivad keskkonnatingimused, ei kasutata tekkivaid rasvhappeid samasuguse tempoga nagu neid atsetogeneesi käigus toodetakse, ning see võib viia reaktori hapestumiseni ja see omakorda metanogeenide veel tugevamale inhibitsioonile (joonis 12.3), millest tagasi pöördumine on väga keeruline ja aeganõudev protsess. Kuna hapete neutraliseerimise võimekus sõltub ka leelisusest, siis piisavalt suure leelisuse korral on võimalik tekkivad happed ära puhverdada ja reaktori hapestumist vältida [2]. Seega tuleks protsessi tervise hindamiseks määrata VFA-de ja

leeliselisuse omavaheline suhe. Selle suhte suur väärtus on indikaatoriks, et metanogeenid ei ole happemoodustajatega tasakaalus ning süsteemi puhverdusvõimekus ei ole piisavalt suur, mille tagajärjeks võib olla reaktori hapestumine [14]. Ideaalis võiks VFA-de ja leelisuse suhe püsida vahemikus 0,15–0,3.

Kuna ka gaasitoodang sõltub otseselt metanogeenide aktiivsusest, osutab sama orgaanilise koormuse juures järsult vähenenud gaasitoodang võimalikule inhibitsioonile. Sealjuures võib jälgida ka tekkiva gaasi koostist – kui sama substraadi juures suureneb märkimisväärselt CO_2 sisaldus, on see märk protsessi võimalikust häiringust [15]. Aeg-ajalt võiks seirata ka ammoniaagisisaldust, sest selle suur sisaldus võib viia anaeroobse protsessi inhibitsioonini.

Kui anaeroobsele puhastusetapile ei eelne nitrifitseerimist soodustavaid tingimusi, siseneb enamik lämmastikust reaktorisse orgaaniliste ühenditena ning lämmastik taandatakse ammooniumiks või ammoniaagiks (sõltuvalt vee pH-st). Ammoniaagi (NH_3) negatiivse lävendi alguseks loetakse 100 mgN/l ning ammooniumi (NH_4^-) toksilisus on täheldatav 1500 – 3000 mg/l suuruse sisalduse puhul, kui pH > 7,4. Sisalduse >3000 mg/l puhul on amoonium toksiline mistahes pH väärtuse korral. Ekspluatatsiooni- ja uuringukatsetel on ilmnenud, et ammooniumi toksilisuslävendit on pikema aklimatiseerimise abil võimalik tõsta. Rahuldavaid tulemusi on saadud, kui ammooniumlämmastiku sisaldus on olnud 5000–8000 mgN/l. Anaeroobse protsessi ammoniakaalse lämmastiku taluvus sõltub keskkonna pH-st ja protsessi toimumise temperatuurist.

Sageli leidub reaktorisse sisenevas vees peale KHT ka muid ühendeid, mis võivad metaanitootmist mõjutada. Anorgaanilised ühendid nagu nitraat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-), sulfaat (SO_4^{2-}) või sulfit (SO_3^{2-}) alandavad metaanitooki, sest nende redutseerimisreaktsioonide toimimiseks läheb vaja metaani tootmisel kasutatavat vesinikku. Nii denitrifikatsioon kui ka sulfaadi redutseerimine on mikroorganismide jaoks energeetiliselt soodsad protsessid ja seetõttu kulgevad need eelisjärjekorras. Sarnaselt denitrifikatsioonile, mis suurendab leeliselisust ja võib aidata seeläbi kaasa protsessi paremale kontrollile, saab sulfaadi redutseerimist sulfaati redutseerivate bakterite poolt (tekib H_2S) vaadelda kui metanogeneesiga konkureerivat protsessi. Sulfaadi redutseerimisel oksüdeeritakse orgaaniline materjal (KHT) sulfaadiga seotud hapniku abil. Kuna sulfaadi redutseerimisel läheb vaja kaheksa elektroni ühe SO_4^{2-} molekuli kohta ning üks molekul hapnikku suudab siduda vaid neli elektroni (2 mol O_2 = 1 mol SO_4^{2-} ehk 0,67 gO_2/g SO_4^{2-}), siis see omakorda tähendab, et juhul, kui KHT/SO_4^{2-} suhe reovees on 0,67 või suurem, kasutatakse kogu reovee orgaaniline aine sulfaadi redutseerimiseks [1]. Valdavalt on see suhe siiski väiksem ja H_2S teke põhjustab pigem metaanitootlikkuse vähenemist, biogaasi kehvemat kvaliteeti ning suurendab korrosiooniohtu.

Sulfaadi redutseerimisel tekivad nii H_2S kui ka metüülelavhõbe (MeHg), mis mõlemad on mürgised ained. Neist viimane on äärmiselt bioakumuleeruv (seondub biomassi) ning ohtlik nii keskkonnale kui ka inimesele. H_2S on küll gaasiline ühend, kuid võrreldes metaaniga püsib see oluliselt paremini vesilahuses. Anaeroobses reaktoris on H_2S toksiline metanogeenidele, atsetogeenidele, kuid ka sulfaati redutseerivatele bakteritele [1]. H_2S on sisalduse ≤ 20 mg/l korral anaeroobsele protsessile vajalik (makrotoitaine) ning tema inhibeeriv mõju avaldub sisaldustel 50–250 mg/l. Sealjuures on ioniseeritud vorm HS^- mürgisem kui ioniseerimata H_2S. Nende sisalduste suhe sõltub pH-st ning näiteks pH = 6 puhul on >90% ning pH = 9 puhul >95% esindatud HS^-. Divesiniksulfiidi negatiivne mõju bioloogilistele puhastusprotsessidele avaldub ka H_2S võimes moodustada soolasid katioonidega – valdav osa bioloogilistest protsessidest põhineb mikroorganismikooslustel, kes vajavad üksteise külge kinnitumiseks katioone, mis aga soola moodustumisel nende küljest ära võetakse. Katioonide puudumisel need (üksteise külge) kinnitunud mikroorganismid vabanevad ning kanduvad puhastusprotsessist välja. Sel põhjusel pole sageli soovitatav kasutada eelpuhastina septikut.

Üks sagedasi käitusprobleeme on anaeroobsete puhastite ülemäärane vahutamine. Üldiselt on vahutamine täiesti normaalne nähtus, kuid kui see on liiga intensiivne, võivad tagajärjeks olla gaasitorude blokeerimine, tõrked sensorite ja pumpade töös ning metaankääriti ruumala aktiivse mahu vähenemine. Vahutamise peamine põhjus on orgaanilise aine ülemäära suur või ebaühtlane koormus [16]. Seetõttu peaks reaktorit toitma võimalikult ühtlaselt. Vahutamist saab vähendada vahuvastaste ainete abil ja/või vee pritsimisega reaktori pinnale sprinklersüsteemi abil.

12.2.3 Biogaasi kasutamine

Biogaasi koostis sõltub selle tootmise protsessist ning gaas koosneb peamiselt metaanist CH_4 (45–70%) ja süsinikdioksiidist CO_2 (30–55%), vähesel määral on selles ka lämmastikku (N_2), divesiniksulfiidi (H_2S) ja muid gaase. Lisandub ka veeauru, mille mahuprotsent sõltub kääritusreaktsiooni temperatuurist. Biogaasi põhikomponent metaan on energiakandja, mille põlemisel energia vabaneb, seetõttu on biogaasist võimalik soojuse ja elektri koostootmisseadme abil toota nii elektri- kui ka soojusenergiat. Tuleb arvestada, et kuni 60% energiast võib talveperioodil kuluda omatarbeks. Kui palju just, sõltub täielikult toormega tuleva soojuse kasutamisest, soojusvahetitest ning reaktori ja torustiku soojapidavusest [13].

Biogaasi, mille küttevääртus on 5–7 kWh/m^3, kasutatakse elektri tootmiseks elektrigeneraatoriga ühendatud sisepõlemismootorites, mikrogaasturbiinides, kütuseelementides ja stirling- ehk välispõlemismootorites. Biogaas sobib ka katlakütuseks soojuse tootmisel või soojuse ja elektri

koostootmiseks. Puhastatud biogaasi ehk biometaani saab kasutada transpordivahendite biokütusena (nt linnatranspordi surugaasibussides) või juhtida seda maagaasivõrku üldiseks tarbimiseks.

Täpsem ülevaade biogaasihoidlatest, biogaasi puhastamisest ning kasutamisest leidub biogaasi käsiraamatus [13].

12.3 Anaeroobsed süsteemid ja nende dimensioneerimine

Anaeroobseid süsteeme on võimalik kategoriseerida eri kriteeriumite järgi – eristamisel võetakse aluseks orgaanilise aine koormus ning see, kas biomass on kinnitunud või heljuvas olekus. Viimasel juhul (heljuv biomass) hoitakse substraadi (käideldav orgaaniline aine) ja seda anaeroobselt töötleva biomassi segu heljuvas olekus mehaaniliselt. Kinnitunud mikrofloora abil toimuvas anaeroobses protsessis paikneb suur osa aktiivsest anaeroobsest biomassist kinnitununa mingile tahkele kandjale (puistmaterjalile, konstruktsioonile) või liikuva heljumina. Kõigi protsesside puhul tuleb aga tähelepanu pöörata [3]:

- puhastamise eesmärgile – anaeroobset tehnoloogiat on kõige otstarbekam rakendada väga suure orgaanilise aine sisaldusega reovee puhastamiseks (KHT >3000 mg/l), kuid lämmastiku ja fosfori ärastamise tõhusus on väga väike ning selleks tuleb rakendada muid tehnoloogiaid;
- reovee ühtlustamisele – reaktori stabiilse töö, gaasieralduse, vähima gaasihoidla ja optimaalse generaatori suuruse tagamiseks on vaja reovee kogused ning ainesisaldused ühtlustada. Ka reaktori toitmiseks kasutatavate pumpade jõudlus sõltub ühtlustusmahutist;
- reovee pH kontrollimisele – reovee leeliselisust tuleb kontrollida ning anaeroobsesse mahutisse siseneva vee pH peab olema vahemikus 6,8–7,8;
- soojendamisele – konstantne temperatuur võimaldab tagada stabiilset protsessi. Ka 1–2 ^{o}C suurune veetemperatuuri langus bioreaktoris võib kaasa tuua metanogeenide aktiivsuse vähenemise ning VFA-de akumuleerumise. Tänapäeval kasutatakse kütmiseks reaktorisisest küttetorustikku või reaktorivälist pumbaga käitatavat soojusvahetit. On süsteeme, milles kasutatakse ära lahkuva kääritise soojus (rekuperatsioon). Viimast kalkuleeritakse eraldi – suure rekuperatsioonitegurigа soojusvahetid on aldimad ummistuma, lihtsad torusoojusvahetid on aga vähetõhusad, sest temperatuuride vahe on väike;
- eelpuhastamisele – eelpuhastusega tuleb kõrvaldada võimalikult palju heljumit, sest see mõjutab granulaarmuda teket ning toitainete omastamise tõhusust. Soovitatav on kasutada peenvõret (piide vahega 2–3 mm). Kindlasti peab reoveest kõrvaldama rasvad, sest

pikaahelalised rasvhapped võivad metanogeene inhibeerida ja see võib põhjustada mudakerkeid. Rasvavoog reaktorisse ei tohi ületada 1 kg/m^{3}d;

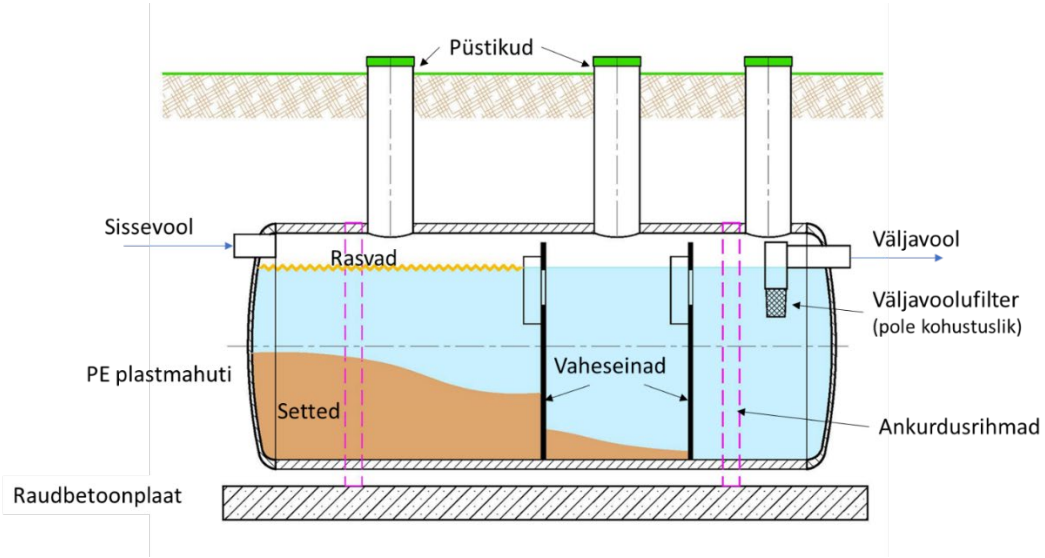
- anaeroobsele reaktorile – reaktori suurus määratakse koormuse järgi, kuid konkreetsed mõõtmed määrab segamissüsteem. Reaktori töö tulemuslikkus sõltub peamiselt biomassi ja reoaine kontakti kindlusest ja kestusest – eesmärk on parim kontakt ja vähimad kulud segamisele. Kui reaktoris kasutatakse segamiseks gaasi, tuleb rajada kõrgemaid ja väiksema läbimõõduga reaktoreid, mehaanilise segamise puhul on reaktori konfiguratsioon vabam. Silmas tuleb aga pidada, et segamise energiakulu suureneb, kui reaktori kuju on hüdrauliliselt ebasoodne. Lahendusi on kirjeldatud järgnevates jaotistes;
- korrosiooniohule – anaeroobse lagunemise kõrvalsaadusena tekkiv H_2S soodustab korrodeerumist ning materjali valikul tuleb eelistada kas korrosioonikindlat betooni, polüvinüülkloriidi (PVC), suure tihedusega polüetüleeni (HDPE) või sarnaseid sobilikke materjale;
- gaasisüsteemidele – biogaasi väljavõtmine, veetustamine ja kogumine. Gaasihoidlate suurus oleneb gaasieralduse ja tarbimise iseloomust.

12.3.1 Septik

Tavaliselt kuuluvad septikud selliste väikepuhastite kooseisu, milles septikusse pumbatakse ka jääkmuda. Kuigi septiku kasutamise eesmärk ei ole reeglina biogaasi tootmine, vaid reovee orgaanilise aine sisalduse vähendamine, peab siiski tähelepanu pöörama käärimisega kaasnevatele protsessidele (eelkõige H_2S-i tekkele, vt ka jaotist 12.2.2), mis võivad põhjustada probleeme bioloogilise puhastusega järgnevates etappides.

Septiku (joonis 12.6) ülesanne on vähendada reovee heljumisisaldust ja ummistusi järgnevates puhastusetappides. See on lihtne, ent suhteliselt kallis seade, mistõttu seda kasutatakse väikeste reoveekoguste (kuni 50 m^3/d) korral. Kui septikut tühjendatakse vähemalt kord aastas, võetakse selle arvutuslikuks mahuk s reovee kuni 5 m^3/d suuruse vooluhulga puhul vähemalt kolme päeva, üle 5 m^3/d korral 2,5 päeva maht. Et reovee ja sette viibeaeg septikus ületab 2 ööpäeva, hakkavad nad käärima, osa orgaanilisest ainest mineraliseerub ja settekogused vähenevad. Õigesti toimiv septik peab kinni *ca* 70% heljuvainest, *ca* 10% võrra väheneb ka reovee orgaanilise aine ja taimetoitainete koormus. Jäätmed, mis anaeroobselt ei lagune, tuleb lõpuks septiku põhjast pumba või õhktõstuki abil kõrvaldada, ent erinevalt eelsetitist ei ole settekõrvaldus regulaarne. Septiku tühjendamissagedus sõltub mahuti suurusest, reovee, tahkete ja lagundamatute osakeste hulgast ning ka ümbritsevast

temperatuurist, sest anaeroobne lagundamine on kõrgematel temperatuuridel tõhusam. Tühjendada tuleb vähemalt kord aastas, kusjuures ligi viiendik mudast tuleb jätta protsessi taaskäivitamiseks.



Joonis 12.6. Septik [17]

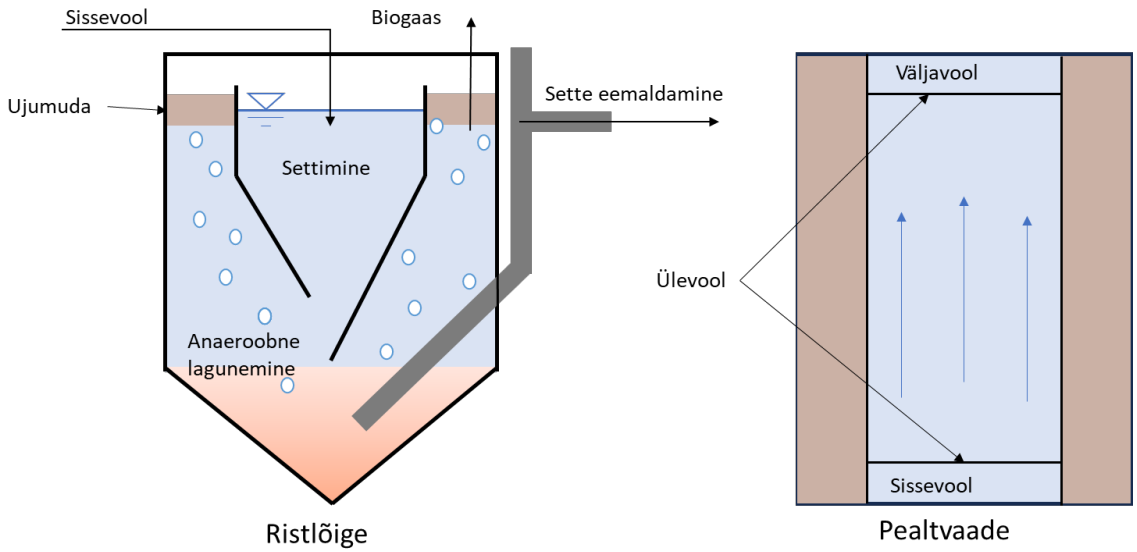
Septikud tehakse tavaliselt 2 – 3-kambrilised. Põhiline settimine toimub esimeses kambris, kus vesi on soojem, käärimine intensiivsem ja intensiivne gaasieraldus takistab settimist. Järgneva(te)s kambri(te)s on peenheljumi jaoks paremad settimistingimused. Kuni 1 m^3/d suuruse vooluhulga jaoks võib teha ühekambrilise, 10 m^3/d jaoks kahekambrilise ning veel suurema korral kolmekambrilise septiku. Kahekambrilise septiku esimese kambri maht on kolmveerand ning kolmekambrilisel pool üldmahust.

Septiku konstruktsioonist:

- sissevoolutoru põhi on 5 cm kõrgemal arvutuslikust veepinnast;
- vaheseinad peavad võimaldama avariilist ülevoolu;
- kambrite vaheline ülevool on kolmandiku kõrgusel arvutuslikust veepinnast;
- väljavoolu ette pannakse vahutõke või lahendatakse väljavool kolmikuga, mille alumine ava jääb *ca* 30 cm allapoole veepinda;
- standard EN 12566 sätestab üldnõuded olmereovee puhastamiseks kasutatava pakendatud ja kohapeal kokku pandavate septikute kohta. Sertifitseeritud septikud peavad läbima standardiseeritud hüdraulilise testi, et nad oleksid võimelised kinni pidama süsteemis heljuvaid tahkeid aineid. Hinnatakse ka nende konstruktsiooni adekvaatsust asjakohastes pinnasetingimustes veepidavuse, puhastustõhususe ja struktuurilise käitumise alusel.

12.3.2 Imhoffi setiti

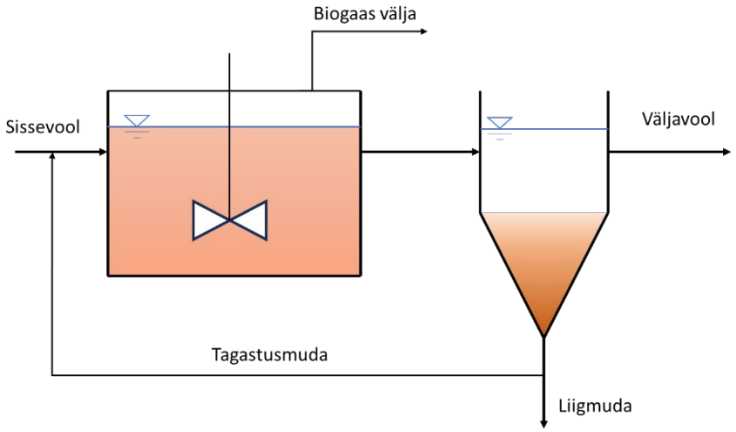
Imhoffi setiti (joonis 12.7) koosneb kahest kambrist, millest ülemises toimub settimine ning kuhu kogunenud tahked ained libisevad kaldpõhja mööda alumisse kambrisse, milles sete käärib. Reovesi liigub läbi ülemise kambri ning sete koguneb alumisse. Alumisel kambril on biogaasi välja laskmiseks ventilatsiooniavad ning torustik sette kõrvaldamiseks. Sete võetakse välja tavaliselt kaks korda aastas. Imhoffi tank on tegelikult kahekorruseline septik, milles säilib septiku lihtsus, ent ära jääb puudus, et samas kambris puutuvad kokku värske reovesi ja kääriv sete.



Joonis 12.7. Imhoffi setiti põhimõtteskeem [18] järgi

12.3.3 Täielikult segunenud sisuga reaktor

Täielikult segunenud sisuga reaktoris (ingl *continuous stirred tank reactor*, CSTR) on kogu reaktori sisu (substraat ja biomass) heljuvas olekus või segatud ühtlaseks püdelaks massiks. Käideldava substraadi viibeaeg ja tekkinud anaeroobse biomassi vanused on võrdsed, sest viimane väljub heljumina koos substraadiga. Biomass ei saa kontsentreeruda ning selle sisaldus korreleerub reaktorisse siseneva orgaanilise aine sisaldusega. Kuna selle tehnoloogia puhul aktiivne mikrofloora ei peetu, jääb selle sisaldus tagasihoidlikuks ning see tingib protsesside pikad viibeajad (15–30 ööpäeva). Koormus 1 – 5 kgKHT/m^3·d.



Joonis 12.8. Täielikult segunenud sisuga anaeroobne reaktori põhimõtteskeem

12.3.4 Olmereovee UASB

UASB ehk ülesvoolulise anaeroobse hõljuvkihiga (ingl *upflow anaerobic sludge blanket)* reaktor on kõige enam rakendust leidnud anaeroobse puhastustehnoloogia tüüpe. Algul arendati UASB tugevasti reostunud tööstusreovee (KHT > 3000 mg/l) puhastamiseks, ent mõne aja pärast kogus see soojas kliimas populaarsust ka olmereovee käitlemisel.

Ringi- või ristkülikukujuline UASB-reaktor koosneb kääritist ja reaktori ülaosas asuvast kolmetoimelisest separaatorist, mis võimaldab heitvett lahutada tekkinud biogaasist ja biomassist. Kolmetoimeline separaator väldib biomassi kandumist reaktorist välja ning võimaldab saavutada biomassi kuni 50 g/l suurust sisaldust koos muda pika viibeajaga. Erinevalt hüdraulilisest viibeajast (HRT) on mudavanus UASB-reaktoris üsna suur – reeglina üle 30 päeva.

Protsessi üks põhieeliseid on võime kasvatada ja säilitada suure aktiivsusega biomassi, mis võib olenevalt reoveest koosneda helvestest või hästi settivatest 1 kuni 5 mm suurustest graanulitest (joonis 12.9), mida hoiab heljuvas olekus nii vedeliku kui ka eralduvate biogaasimullide liikumine [19]. Just biomassi omaduste ja selle suure sisalduse tõttu saab UASB- reaktoreid käitada võrdlemisi suure orgaanilise koormusega (OLR), mis jääb tüüpiliselt vahemikku 4 –15 kgKHT/m^3 [3].



Joonis 12.9. Anaeroobne graanulmuda (Foto: V. Lemmiksoo)

UASB konfiguratsioon

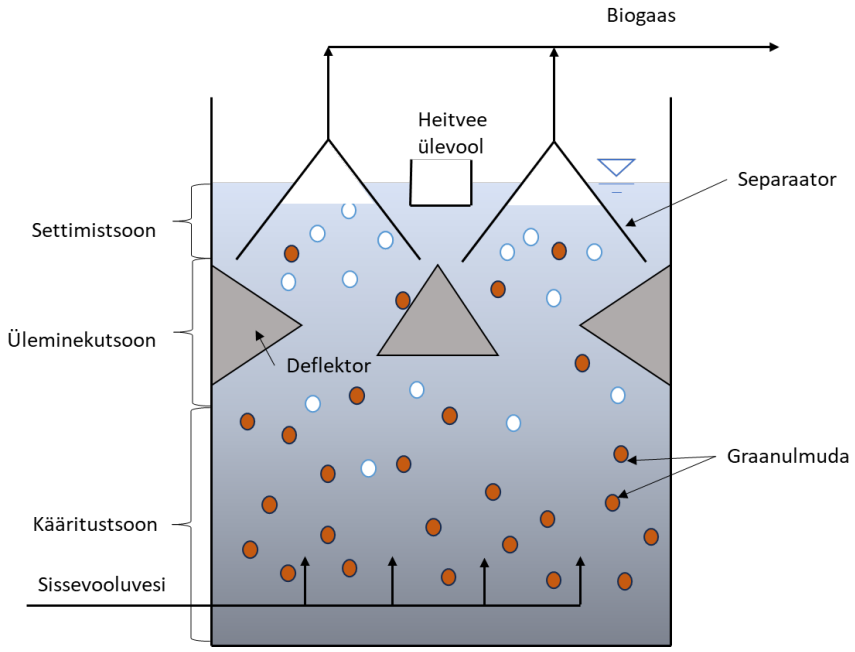
Puhastatav reovesi juhitakse kääritisse ühtlaselt mööda põhja, et ta seguneks võimalikult hästi biomassiga. UASB- reaktorites mehaanilist segamist tavaliselt ei rakendata ning muda ja reovee segunemiseks kasutatakse ära biogaasimullide liikumisel tekitatavat turbulentsi [20]. Vähe orgaanilist ainet sisaldavas ja jahedas olmereovees tekib aga vähe biogaasi ning korralikku segunemist ei toimu, seetõttu on sissevooluvee ühtlane jaotumine maksimaalne kontakti saavutamiseks reovee ja biomassi vahel eriti oluline.

Sissevooluvee ühtlaseks jaotamiseks rakendatakse UASB-reaktorites kaht moodust:

- vesi pumbatakse väljalaskeavadega toitetorude kaudu otse reaktori põhja;
- vesi pumbatakse jaotussüsteemi, millest ta liigub reaktori põhja mitme toitetoru kaudu.

Kui ei ole just rakendatud väga tõhusat eelpuhastust, ei ole olmereovee puhul esimene lahendus soovitatav, sest avad ummistuksid üsna kiiresti ning sissevooluvesi jaguneks ebaühtlaselt juba pärast lühikest käitusperioodi. Seetõttu kasutatakse esimest lahendust peamiselt tööstusreovee ning teist olmereovee puhul.

Reaktori põhjast liigub reovesi reaktori ülaossa, läbides kääritus-, ülemineku- ja settimistsooni, ning sealt heitveena väljavoolu (joonis 12.10). Reovees olev orgaaniline aine lagundatakse kääritustsoonis heljuva anaeroobse helbelise või graanulmuda abil ning tekib biogaas.



Joonis 12.10. UASB-reaktori põhimõtteskeem

Tekkiv biogaas liigub koos mudagraanulitega kolmefaasilisse separaatorisse ehk GLS-i (ingl *gas-liquid-solid separator)*, milles gaasimullid vastu kaldseina põrkudes eralduvad ning gaasikogumissüsteemi kaudu kokku kogutakse, graanulid aga tagasi reaktorisse vajuvad. GLS-separaator on UASB-reaktori kõige iseloomulikum seade, mille abil heitvesi ja biogaas eraldatakse biomassist. GLS-separaator koosneb kahest osas: ülemine on gaasikogumissüsteem ning alumine gaasideflektorid, mis hoiavad ära gaasi sattumise settimis- ja väljavoolutsooni ning juhivad selle biogaasikambrisse, kust ta liigub puhastusse või kasutusse (põletusagregaati). Samal ajal liiguvad vedelik ja väikesed graanulid settimistsooni, kus tõusuvoolu kiirus ristlõike järkjärgulise suurenemise tõttu väheneb, hõlbustades väikeste ja kergete graanulite settimist tagasi reaktorisse. Pärast settimist vajuvad tahked osakesed mudakihti ning heitvesi liigub ülevoolurenni kaudu väljavoolu [5, 21].

Anaeroobse lagunemise tõttu tekib kääritustsoonis pidevalt muda juurde, mistõttu seda tuleb olenevalt edasisest settekäitlusest pidevalt või perioodiliselt kõrvaldada. Seda võiks teha vähemalt kahelt mudakihikõrguselt, sest kääritustsoonis tekib tihedam ja paremini settiv muda (40–80 gKA/l), mudakihi ülaosas aga oluliselt halvemini settiv muda. Kui just ei ole vaja reaktori põhjast koristada inertset materjali, on soovitatav liigmuda kõrvaldada mudakihi pealt, et parem muda reaktorisse jääks [5]. Liigmuda kõrvaldamise vajadust aitab hinnata mudaproovide regulaarne võtmine reaktori eri kõrgustelt. Tavaliselt koosneb proovivõtusüsteem kääritiosa vertikaalprofiilile *ca* 50 cm intervalliga paigaldatud kraanidest, mille abil on operaatoritel võimalik kindlaks määrata reaktoris oleva mudakihi kõrgus ja ainesisaldus.

UASB dimensioneerimine

Nii tööstus- kui ka olmereovee UASB-reaktorite kõige olulisemad dimensioneerimisnäitajad on orgaanilise aine koormus (OLR) R_{KAL}, vee tõusuvoolukiirus $V_{üles}$ ning hüdrauliline viibeaeg HRT. Kuigi olme- ja tööstusreovee UASB-reaktorid ei erine teineteisest tööpõhimõtte ja konstruktiivse osa poolest, siis olmereovee madalama temperatuuri kui ka orgaanilise aine väiksema sisalduse tõttu erinevad olmereovee UASB-reaktorite disainparameetrite väärtused tööstuslike omast:

- **hüdrauliline viibeaeg**, s.o vedeliku keskmine viibeaeg reaktoris, mille kestel biomass ja vees lahustunud ained on omavahel kontaktis:

$$HRT = \frac{V_R}{Q_{keskm}}\ (h), \qquad (12.4)$$

kus V_R on reaktori ruumala (m^3) ning Q_{keskm} – keskmine vooluhulk (m^3/h).

On soovitatav, et hüdrauliline viibeaeg oleks olmereovee keskmise tunnivooluhulga puhul 6 kuni 20 tundi ning tööstuslike lahenduste puhul 3 kuni 30 tundi;

- **tõusuvoolu kiirus:**

$$v_{\text{üles}} = \frac{Q_{keskm}}{A_r} = \frac{V_R}{t_R \cdot A_r} = \frac{H}{t_R}\ (\frac{m}{h}), \qquad (12.5)$$

kus Q_{keskm} on reaktorisse juhitav keskmine vooluhulk ning A_r reaktori pindala (m^2).

Tõusuvoolu kiirus mõjutab heljuvaine liikumist UASB-reaktoris, seetõttu on see suurtes olmereoveereaktorites 0,4 kuni 0,75 m/h. Kuna suur heljuvainesisaldus mõjutab graanulmuda teket ning graanulite tihedust, seda eriti madalamatel temperatuuridel, tekib olmereovee UASB-reaktorites graanulmuda asemel halvasti settiv helbeline muda. Nimelt on olmereovee heljuvainesisaldus tavaliselt üle 100 mg/l ning suur osa KHT-st mittelahustunud. Seetõttu peab tõusuvoolu kiirus olema piiratud, et muda reaktorist välja ei kanduks. Tööstusreovee korral võib graanulmudaga käitatavates puhastites tõusuvoolu kiirus oluliselt suurem olla [1, 21];

- **orgaanilise aine koormus:**

$$R_{KAL} = \frac{Q \cdot C_{SV}}{V_R}\ (\frac{kgKHT}{m^3} \cdot d), \qquad (12.6)$$

kus Q on vooluhulk (m^3/d); C_{SV} – sissevooluvee ainesisaldus (kgKHT/m^3) ning V_R – reaktori koguruumala (m^3).

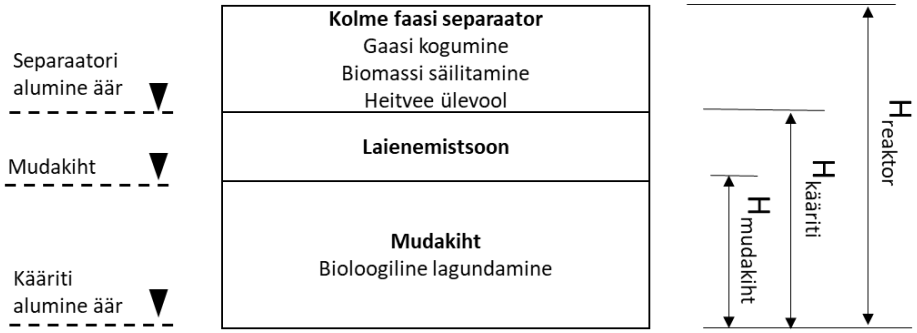
Suured tööstusreoveepuhastid, milles vee temperatuur on 25–38 °C, dimensioneeritakse koormusele 8–15 kgKHT/(m^3d) ning olmereoveepuhastid, mille sissevooluvee ainesisaldus on väiksem kui 1000 mg/l, koormusele 2,5–3,5 kgKHT/(m^3d).

Olmereovee UASB-reaktorite dimensioneerimine

UASB-reaktorite dimensioneerimiseks on kirjanduses mitmeid projekteerimisjuhiseid, käesolevas on tuginetud juhendile [1], milles milles võetakse arvesse ka KHT fraktsioneerimist.

Reaktori geomeetria

Reaktori kõrguse moodustavad kolme faasi (gaas, biomass, heitvesi) separaator ja kääriti, millesse mahuvad mudakiht ja selle laienemistsoon (joonis 12.11). Laienemistsoon töötab puhvrina, et mudakiht saaks suure hüdraulilise koormuse puhul laieneda, ilma et biomass reaktorist välja kanduks. Mudakihi paksuseks arvestatakse 2,0 kuni 2,5 m, millele lisanduv puhvertsoon võiks olla 0,5 meetri paksune. Kolme faasi separaatori kõrgus on tavaliselt 1,5 kuni 2,0 meetrit.



Joonis 12.11. UASB-reaktori osad vertikaalprofiilis

Reaktori pindala

$$A_r = \frac{Q_{KI,d,aK} \cdot HRT_{kääriti}}{H_{kääriti} \cdot 24} (m^2), \qquad (12.7)$$

kus $HRT_{kääriti}$ on hüdrauliline viibeaeg reaktori kääritiosas (h); $H_{kääriti}$ – kääriti kõrgus (m) ning $Q_{KI,d,aK}$ – aasta keskmine kuiva ilma vooluhulk (m^3/d).

Minimaalne hüdrauliline viibeaeg kääritiosas, mis on vajalik bioloogiliselt ja anaeroobselt laguneva lahustunud KHT kõrvaldamiseks, sõltub temperatuurist ja kääriti kõrgusest (tabel 12.3).

Tabel 12.3. Minimaalne hüdrauliline viibeaeg reaktori kääritis

Minimaalne viibeaeg $HRT_{kääriti}$ (h) reaktori kääritis sõltuvalt temperatuurist, kui kääriti kõrgus $H_{kääriti}$ on 2,5-3,0 m		
30°C	25°C	20°C
4	4–6	6

Reaktori ruumala:

$$V_R = Q_{KI} \cdot A_r \ (m^3). \qquad (12.8)$$

Vaja on kontrollida, kas tõusuvoolu kiirus on lubatu piires. Arvutused tuleb teha nii kuiva aja keskmise ($Q_{KI,d,aK}$) kui ka maksimaalse vooluhulga ($Q_{KI,1h,max}$) puhuks. Tõusuvoolu kiirus:

$$v_{üles,disain} = \frac{Q_{KI,d,aK}}{A_r \cdot 24} \left(\frac{m}{h}\right). \qquad (12.9)$$

Tõusuvoolu kiirus peaks jääma vahemikku 0,2 kuni 0,7 m/h. Kui tingimus $v_{üles,disain} \leq 0{,}7\ m/h$, ei ole täidetud, tuleb hüdraulilist viibeaega pikendamiseks reaktori pindala suurendada, kuni saavutatakse tõusuvoolu maksimaalne lubatud kiirus.

Tõusuvoolu maksimaalne lubatud kiirus kuiva aja lühiajalise tippvooluhulga korral:

$$v_{\text{üles},max} = \frac{Q_{KI,1h,max}}{A_r} \left(\frac{m}{h}\right). \quad (12.10)$$

Tõusuvoolu maksimaalne lubatud kiirus võib lühikest aega olla kuni 1,1 m/h. Kui see lühiajalise tipu korral ületatakse, tuleb reaktoriala suurendada hüdraulilise viibeaja suurendamise kaudu kääritis.

Reeglina soovitatakse UASB-reaktoreid kasutada ainult lahkvoolse kanalisatsiooni korral, kus tõusuvoolu kiirus märkimisväärselt ei varieeru. Vastasel juhul tuleks ette näha puhverdusvõimalused või möödaviik.

Mudakogus

Orgaanilise aine keskmine sisaldus reaktoris sõltub kääriti ja mudakihi kõrgusest (tabel 12.4).

Tabel 12.4. Orgaanilise aine kogus reaktoris sõltuvalt kääriti ja mudakihi kõrgusest

Kääriti kõrgus (m)	Mudakihi kõrgus (m)	$X_{KAL,kääriti}$ (kg KAL/m^3)*
2,5	**2,0**	**14–20**
3,0	**2,5**	**17–25**

*Kehtib, kui tõusuvoolu kiirus < 0,7 m/h ning mudakiht on 0,5m allpool kolmefaasilist separaatorit.

Orgaanilise aine kogusisaldus (biomass) kääritis:

$$M_{KAL} = X_{KAL} \cdot V_{kääriti}. \quad (12.11)$$

Orgaanilise aine keskmine sisaldus (kuivaine põletuskadu) mudakihis (X_{KAL}/X_{KA}) on tavaliselt 50–60%. Biomassi koguhulk kääritis:

$$M_{KA} = \frac{M_{KAL} \cdot 100}{X_{KAL}/X_{KA}} \ (kg\ TSS). \quad (12.12)$$

Mudavanus

Mudavanus, s.o muda keskmine viibeaeg (SRT) näitab, kui kaua muda keskmiselt püsib UASB- reaktoris, enne kui see liigub sealt liigmudana või väljavoolu kaudu välja. Mudavanus:

$$SRT = \frac{M_{KA}}{R_{KA,VV} + R_{KA,LM}} (m^2), \quad (12.13)$$

kus $R_{KA,VV}$ on heljumi päevane koormus UASB-reaktori väljavoolus (kg/d) ja $R_{KA,LM}$ – liigmuda päevane kogus (kgKA/d).

Kõiki neid näitajaid saab arvutada, kui KHT on eelnevalt fraktsioneeritud ning koostatud on massibilanss [1].

Soovitatavad mudavanused, et vastava temperatuuri juures tagada >35% suurune orgaanilise aine lagunemise määr, on kirjas tabelis 12.5.

Tabel 12.5. Soovitatav mudavanus UASB-reaktoris sõltuvalt temperatuurist

Temperatuur (°C)	30	25	20
Mudavanus $SRT_{eesmärk}$ (d)	25–35	36–46	47–63

Vaatamata sellele, et olmereovesi on tööstusreoveega võrreldes üsna lahja, on see anaeroobse tehnoloogia seisukohast suure heljuvainesisalduse ja madala temperatuuri tõttu keeruline reovesi. Et heljuvaine võib sisaldada 50–65% kogu KHT-st, sõltub selle lagundamine suuresti hüdrolüüsist. Kui temperatuur langeb ja muda viibeaeg reaktoris pole hüdrolüüsi lõpuni viimiseks piisav, hakkab kääritamata muda akumuleerima ning nii biomassi hüdrolüüs kui ka metanogeneesi võimekus järk-järgult langevad. Nii mittelahustunud kui ka lahustunud KHT kõrvaldamistõhusus vähenevad kuni reaktor lakkab töötamast. Seetõttu on oluline, et arvutuslik mudavanus SRT vastaks tingimusele: $SRT \geq SRT_{eesmärk}$ (vt tabelit 12.5).

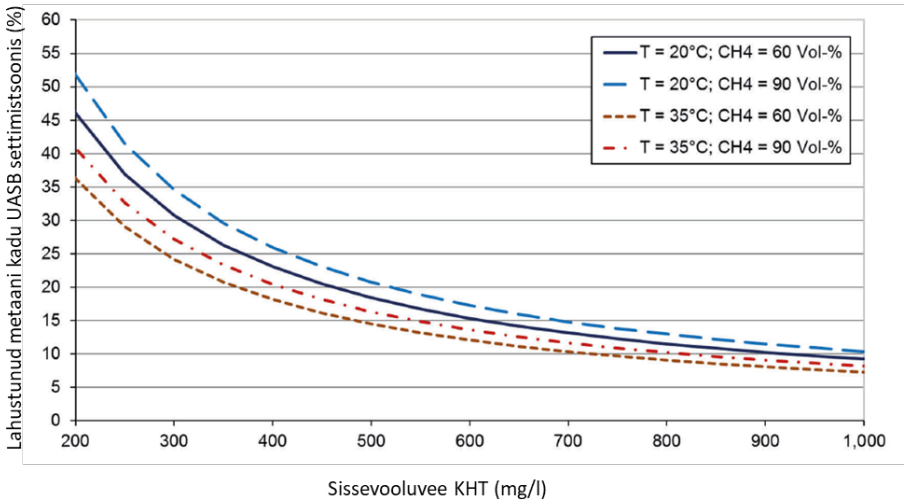
Kui arvutatud mudavanus tingimusele ei vasta ja on soovituslikust minimaalsest mudavanusest väiksem, tuleb mudakogust tõsta, suurendades reaktori pindala A_r. Siis vähenevad nii tõusuvoolu kiirus kui ka muda igapäevane väljakanne. Seejärel tuleks korrata eeltoodud arvutusi ning uuesti kontrollida reaktori tingimustele vastavust.

UASB-reaktori käivitamine ja käitamine

Enamiku reovete puhul on UASB-reaktori käivitamine ilma toimiva mikroorganismide koosluseta pikk ja keeruline protsess, sest välja peab arenema puhastatava reoveega kohastunud kooslus. Tavaliselt lisatakse käivitatavale reaktorile selleks mõne töötava UASB-reaktori muda. Käivitamise ajal on alati risk ülekoormusele ning selle ilmnemisel võib atsidogenees/atsetogenees hakata domineerima metanogeneesi suhtes, mille tagajärjel reaktor hapestub. Olmereovee puhul on UASB-reaktori käivitamine oluliselt lihtsam, sest see vesi juba sisaldab anaeroobseks kääritamiseks vajalikke bakteripopulatsioone ning muda juurde tuua pole vaja. Olmereoveel on ka piisavalt hea puhverdusvõime, et vältida hapestumist ning seda isegi käivitusperioodil, kui metanogeenide aktiivsus on võrreldes fermenteerijatega üsna väike [5].

Et saavutada aeroobse puhastusega võrreldes väiksemat süsinikujalajälge, tuleks üle 65% tekkivast metaanist kokku koguda ning kasutada [1]. Lisaks kogutud gaasi termilise ja elektrilisele kasutamisele on oluline kõrvaldada lahustunud metaan ka kääriti väljundist, et vältida selle paiskamist atmosfääri.

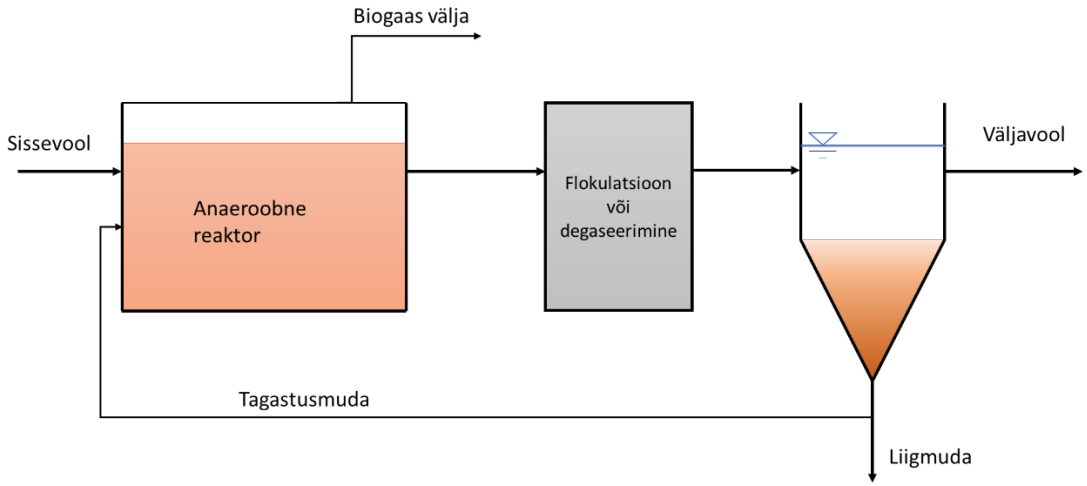
Metaani küllastussisaldus vees sõltub suuresti reovee temperatuurist, selles olevate lahustunud ainete sisaldusest ja metaani osarõhust. Joonisel 12.12 on näha, et lahustunud metaani osakaal vees on seda suurem, mida väiksem on sissevooluvee KHT ning madalam temperatuur. Näiteks 20-kraadise temperatuuri ja KHT = 200 mgO_2/l puhul võib metaanikadu olla lausa 52%. Olmereovee korral on heitveega kaotsi mineva metaani osakaal tunduvalt suurem kui kangetel tööstusreovetel, mistõttu on oluline meeles pidada, et olmereovesi vajab täiendavat metaanikõrvaldust heitveest. Levinum lahendus lahustunud metaani kõrvaldamiseks on degaseerimine vaakumi abil, kuid kasutatakse ka membraane ja aereerimist õhu või mõne muu gaasiga.



Joonis 12.12. Metaani potentsiaalne kadu UASB-reaktori settimistsoonis sõltuvalt sissevooluvee KHT-st, temperatuurist ja biogaasi metaanisisaldusest.

12.3.5 Anaeroobsed kontaktprotsessid (ACP)

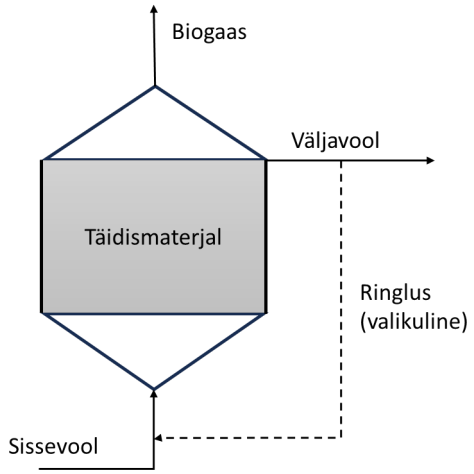
Anaeroobne kontaktprotsess on klassikalise aktiivmudapuhastuse taoline süsteem, milles täielikult segunenud flokulentset või mitteflokulentset anaeroobset biomassi sisaldavale reaktorile järgneb biomassi eraldamine vedelikust ning selle tagastamine protsessi (joonis 12.13). Biomassi eraldamine toimub reeglina gravitatsioonilise setitamise teel, kuid selle tõhustamiseks kasutatakse ka eelnevat degaseerimist vaakumi abil, flokulatsiooni või tsentrifuugimist. Selle tehnoloogia suur puudus on biomassi ebatõhus lahutamine veest biogaasi jätkuva eraldumise tõttu biomassist, mistõttu see settimise asemel pinnale tõuseb ja väljavoolu kandub. Seetõttu sobib ACP eelkõige väga suure heljuvainesisaldusega reovee puhastamiseks või väga kontsentreeritud vedelike, nt sealäga kääritamiseks. Orgaanilise aine koormus jääb sageli alla 4,0 kg KHT/m^3·d ning muda viibeaeg vahemikku 15–30 päeva. Erinevalt teistest anaeroobsetest tehnoloogiatest põhineb dimensioneerimine muda vanusel, mitte orgaanilise aine koormusel [3].



Joonis 12.13. Anaeroobse kontaktprotsessi põhimõtteskeem

12.3.6 Anaeroobsed filtrid (AF)

Anaeroobne filter on pikk, reeglina plastmaterjalist anaeroobne reaktor, milles reovesi puhastub suure eripinnaga kandevmaterjalile kasvanud biokilega kontaktis olles. Hästi settivat muda tekib ka märkimisväärse anaeroobse aktiivsusega kandevmaterjali osade vahele. Anaeroobsetes filtrites püsib biokilekiht konstantsena, kuna ühelt poolt kasvab biomassi pidevalt juurde, teisalt aga piirab selle kasvu biogaasi ja liikuva vedeliku pidev surve biokilele. Sellegipoolest võib probleemiks kujuneda filtri ummistumine vee suure heljuvainesisalduse tõttu. Seetõttu sobib anaeroobne filter eeskätt sellise reovee puhastamiseks, milles sisalduv orgaaniline aine on valdavalt lahustunud ning millest ei teki head graanulmuda [20]. Kuigi anaeroobseid filtreid võib kasutada peapuhastina, sobivad nad pigem reovee järel- või täiendavaks puhastamiseks. Orgaanilise aine koormus on sõltuvalt fraktsioonist 5–20 kg KHT/m^{3}d.



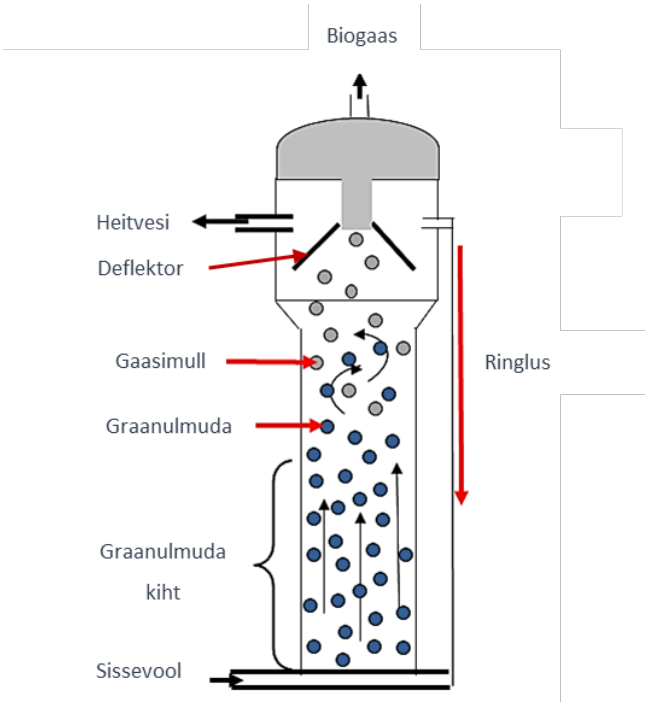
Joonis 12.14. Anaeroobse filtri põhimõtteskeem

12.3.7 Suure koormusega UASB ja selle edasiarendused

Nii UASB-de kui ka nende arenduste EGSB- ja IC-reaktorite keskmeks on graanulmuda areng ja selle hoolikas säilitamine reaktoris, mille tulemuseks on suure kontsentratsiooniga biomass, mis võimaldab reaktoreid käitada suure orgaanilise aine koormuse juures. Seetõttu on tööstusreovee puhastamiseks üle 90% saagikusega tehnoloogiatest rakendatud just graanulmudapõhised tehnoloogiad [22]. Kui algul rajati pigem UASB-sid, siis viimastel aastakümnetel on domineerivaks osutunud EGSB- ja IC-reaktorid.

12.3.8 Laiendatud graanulmudakihiga bioreaktor ehk EGSB

EGSB ehk laiendatud graanulmudakihiga bioreaktor (ingl *expanded granulated sludge bed)* on UASB-reaktori modifikatsioon, mis sobib nii väga suure lahustunud orgaanilise aine koormusega (kuni 20 kg KHT/m^3·d) kui ka lahja (KHT < 1g/l) ja madala temperatuuriga (< 10 °C) reovee puhastamiseks (joonis 12.15).



Joonis 12.15. EGSB-reaktori põhimõtteskeem [24]

Peamised erinevused võrreldes UASB-reaktoriga on reaktori suurem kõrguse ja läbimõõdu suhe, väljavooluvee täiendav ringlus ning tõusuvoolu oluliselt suurem kiirus. Erinevalt UASB-reaktoritest tekib EGSB-tüüpi reaktorites ainult graanulmuda. Sellel mudal on väga head settimisomadused, mistõttu reaktoris on võimalik tekitada väga suuri tõusuvoolukiiruseid (5–10 m/h). Suur tõusuvoolukiirus ja mudakihis tekkiv biogaas põhjustavad mudakihi laienemise ning loovad hea kontakti biomassi ja puhastatava reovee vahel, mistõttu on EGSB-reaktorites võimalik rakendada

UASB-reaktoritega võrreldes palju suuremat koormust [20]. Neid sobib rakendada ka situatsioonides, milles gaasi tekib vähe ning tavaliste UASB-de tõusuvoolukiirused pole segamiseks piisavad [23].

Suure lubatava tõusuvoolukiiruse tõttu võivad EGSB-reaktorid olla kuni 20 meetrit kõrged, mis vähendab oluliselt nende ehituseks vajaliku ruumi pindala. Seetõttu võib EGSB-reaktor olla atraktiivne lahendus tööstustele, millel on vähe maad. See-eest ei ole suure tõusuvoolukiiruse tõttu võimalik tõhusalt puhastada suure heljumisisaldusega reovett, sest heljum kandub reaktorist välja. Liiga suur heljumisisaldus mõjub negatiivselt heade omadustega graanulmuda säilimisele, mistõttu EGSB-reaktor sobib rohkesti lahustunud orgaanikat sisaldava tööstusreovee puhastamiseks.

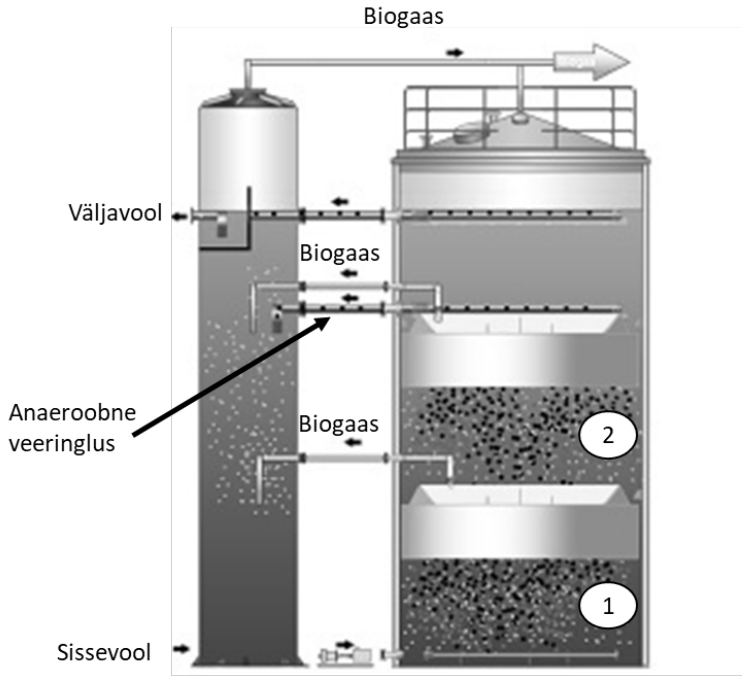
Välimise ringlusega reaktor ehk ECSB

ECSB ehk välimise ringlusega bioreaktor (ingl *external circulation sludge bed)* on EGSB-reaktori arendus, mis sobib väga suure lahustunud orgaanilise aine koormusega (tavaliselt 15–35 kg KHT/m^3d) reovee puhastamiseks. Eestis on seda tüüpi reaktorid kasutusel Kunda tselluloositehases, Salutaguse pärmitehases ja Rannu piimatööstuses.

Süsteem on kaheastmeline, koosnedes neutraliseerimispaagist ja graanulmudaga põhireaktorist. Reovesi siseneb ECSB-reaktorisse jaotussüsteemi kaudu alt ning väljub kahe ülal paikneva, kogu reaktori pinda katva separaatori kaudu [25].

ECSB-reaktori põhimõtteskeem on kujutatud joonisel 12.16. Reaktori alumises osas (1) on väga kontsentreeritud graanulmuda laienenud kiht. Selle mudakihi laienemise põhjustavad vee sissevool ning anaeroobselt töödeldud taaskasutusvoo ja toodetud biogaasi ülesvool. Tõhus kontakt reovee ja biomassi vahel annab tulemuseks muda erilise aktiivsuse, mis teeb võimalikuks suure orgaanilise koormuse ja konversioonimäära. Reaktori ülemises osas (2) toimub tõhus järeltöötlus ja biomassi edasine kinnipidamine. Kuna suurem osa KHT-st kõrvaldatakse reaktori alumises osas, on toodetava biogaasi ülemises osas tekitatav turbulents suhteliselt väike. Anaeroobselt töödeldud ringlussevõtuvoog, mis juhitakse tagasi neutraliseerimispaaki, võetakse teise faasiseparaatori kohalt. Nii juhitakse anaeroobselt töödeldud heitvesi välja võimalikult aeglaselt, luues seeläbi optimaalsed tingimused biomassi püsimiseks, protsessi stabiilsuseks ja heitvee parima võimaliku kvaliteedi tagamiseks [25]. ECSB-reaktorite eelis on nende stabiilsus, suur ülesvoolukiirus (kuni 8 m/h) ning muda separeerimisvõimekus – värsked mudagraanulid tekivad reaktori ülemises osas ning liiguvad kasvades (mass suureneb) alumisse ossa. Kõige vanem graanulmuda asub tavaliselt reaktori põhjas. Kuna sellise mudagraanuli mineraalainesisaldus on suur, siis ärastades muda reaktori põhjast on võimalik vältida

ummistusi reaktoris. Suure kaltsiumisisaldusega reovee (nt piimatööstuste reovesi) töötlemisel on see suur eelis, et nii on võimalik vältida lubjastumist.



Joonis 12.16. ECSB-reaktori põhimõtteskeem [25]

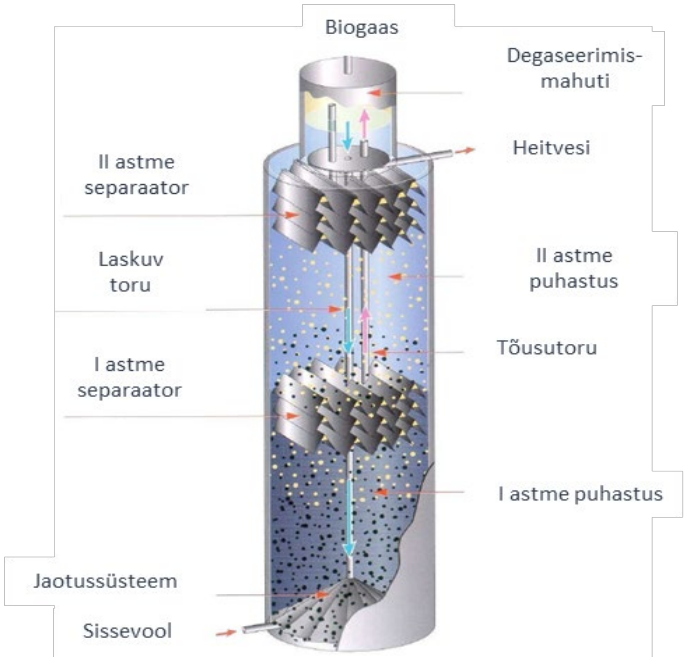
Sisemise ringlusega reaktor ehk IC-reaktor

Sisemise ringlusega (ingl *internal circulation*) reaktor ehk IC-reaktor on UASB-reaktori edasiarendus väga suure orgaanilise aine koormusega (30–40 kg KHT/m^3d) reovee puhastamiseks. Et sellist koormuse võimaldada, peab gaasi, biomassi ja vedeliku eraldamine olema oluliselt tõhusam, kuna vastasel juhul takistab suurest gaasitootlikkusest põhjustatud turbulents biomassi püsimist reaktoris. Seetõttu tagatakse IC-reaktoris eri faaside tõhus lahutamine kahes astmes:

- reaktori alaosas paikneva esimese astme separaatori abil eraldatakse enamik tekkinud biogaasist, mille tulemusena turbulents reaktori ülemises osas väheneb;
- reaktori ülaosas paikneva teise astme separaatoris toimub peamiselt biomassi lahutamine, garanteerides selle püsimise reaktoris ning hea kvaliteediga väljavooluvee.

Sisuliselt koosneb IC-reaktor kahest üksteise peal asetsevast UASB-reaktorist, millest esimese koormus on suur ning teise oma väike. Esimeses paikneb suurem osa biomassist, mille abil orgaanilised reoained muundatakse biogaasiks. Tekkinud biogaasi abil juhitakse osa vett ja biomassi mööda tõusutoru reaktori peal asetsevasse separaatorisse, kus biogaas eraldatakse edasiseks kasutuseks ning biomassi ja vee segu juhitakse mööda laskuva vee toru tagasi reaktori põhja, kus ta sissetuleva reoveega segunedes moodustab siseringluse. Ringluse määr sõltub sissevooluvee orgaanilise aine koormusest ja

on seega isereguleeruv: sissevooluvee suurem KHT suurendab biogaasiteket ning see omakorda suurema ringlusmäära ja sissevooluvee lahjenemise [26].



Joonis 12.17. IC-reaktori põhimõtteskeem [20]

Läbi esimese astme separaatori liigub reovesi ülesvoolu reaktori teise ossa, kus alles jäänud KHT laguneb ja ülejäänud biogaas teises separaatoris eraldatakse. Kuna sellele etapile eelneb enamiku orgaanilise aine lagundamine ja biogaasi eraldumine, on turbulents ülemises reaktoris väike, tagades biomassi hea püsimise reaktoris.

Viidatud allikad

[1] *DWA, Design of wastewater treatment plants in hot and cold climates = Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen. Hennef: DWA, 2016.*

[2] *M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design, 2nd ed. London: IWA Publishing, 2008. doi: 10.2166/9781780401867.*

[3] *Metcalf & Eddy, G. Tchobanoglous, F. L. Burton, H. D. Stensel, Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 4th ed. Boston: McGraw-Hill Professional, 2003.*

[4] *W. W. Eckenfelder, Industrial water pollution control, 2nd ed. New York: McGraw-Hill, 1989.*

[5] *A. van Haandel, J. van der Lubbe, "Anaerobic Sewage Treatment Optimization of Process and Physical Design of Anaerobic and Complemen tary Processes."*

[6] *M. Kriipsalu, A. Maastik, J. Truu, Jäätmekäitlus ja pinnase tervendamine. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikooli Kirjastus, 2016.*

[7] *I. Angelidaki, D. Karakashev, D. J. Batstone, C. M. Plugge, A. J. M. Stams, "Biomethanation and its potential," in Methods in Enzymology, vol. 494, Academic Press Inc., 2011, pp. 327–351. doi: 10.1016/B978-0-12-385112-3.00016-0.*

[8] *M. T. Madigan, J. M. Martinko, D. Stahl, D. P. Clark, Brock Biology of Microorganisms, 13th ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 2010.*

[9] F. Ali Shah, Q. Mahmood, M. Maroof Shah, A. Pervez, S. Ahmad Asad, "Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: The Key Players of Anaerobiosis," The Scientific World Journal, vol. 2014, pp. 1–21, 2014, doi: 10.1155/2014/183752.

[10] C. M. Plugge, W. Zhang, J. C. M. Scholten, A. J. M. Stams, "Metabolic Flexibility of Sulfate-Reducing Bacteria," Front Microbiol, vol. 2, 2011, doi: 10.3389/fmicb.2011.00081.

[11] K. Ziemiński, I. Romanowska, M. Kowalska, "Enzymatic pretreatment of lignocellulosic wastes to improve biogas production," Waste Management, vol. 32, no. 6, pp. 1131–1137, Jun. 2012, doi: 10.1016/j.wasman.2012.01.016.

[12] B. Demirel, O. Yenigün, "Two-phase anaerobic digestion processes: a review," Journal of Chemical Technology & Biotechnology, vol. 77, no. 7, pp. 743–755, Jul. 2002, doi: 10.1002/jctb.630.

[13] A. Normak, E. Vollmer, K. Orupõld, A. Kaasik, Ü. Kask, "Biogaasi tootmine ja kasutamine. Käsiraamat," 2009. Accessed: Nov. 18, 2022. [WWW]: http://hdl.handle.net/10492/3678

[14] A. Abdelgadir et al., "Characteristics, Process Parameters, and Inner Components of Anaerobic Bioreactors," Biomed Res Int, vol. 2014, p. 841573, 2014, doi: 10.1155/2014/841573.

[15] P. Evers, J. Glasenapp, W. Kassner, U. Loll, "ATV-DVWK-M 368, Biological Stabilisation of Sewage Sludge," 2003.

[16] K. Pagilla, Guidance Document on Anaerobic Digester Foaming Prevention and Control Methods, vol. 14. 2015. doi: 10.2166/9781780406596.

[17] EPA, "Types of Septic Systems." https://www.epa.gov/septic/types-septic-systems (accessed Dec. 13, 2022).

[18] M. Bassan et al., "Compendium of Sanitation Systems and Technologies 2 nd revised edition," Dübendorf, 2014. Accessed: Dec. 13, 2022. [WWW]: https://www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf

[19] C. A. de Lemos Chernicharo, "Anaerobic Reactors," 2007.

[20] M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design, 1st editio., vol. 7. IWA Publishing, 2008. doi: 10.2166/9781780401867.

[21] S. K. Khanal, B. Giri, S. Nitayavardhana, V. Gadhamshetty, "Anaerobic Bioreactors/Digesters: Design and Development," Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Biological Treatment of Industrial Effluents, pp. 261–279, Jan. 2017, doi: 10.1016/B978-0-444-63665-2.00010-2.

[22] J. B. van Lier, F. P. van der Zee, C. T. M. J. Frijters, M. E. Ersahin, "Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment," Rev Environ Sci Biotechnol, vol. 14, no. 4, pp. 681–702, 2015, doi: 10.1007/s11157-015-9375-5.

[23] D. T. Mutombo, "Internal circulation reactor: pushing the limits of anaerobic industrial effluents treatment technologies," Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference, Cape Town, South Africa., no. May, pp. 608–616, 2004.

[24] A. S. C, N. Azreen, M. Jamil, S. Jabbar, S. Sakyat, "Aerobic and Anaerobic Sewage Biodegradable Processes: The Gap Analysis," International Journal of Research in Environmental Science, vol. 3, no. 3, 2017, doi: 10.20431/2454-9444.0303002.

[25] "HydroThane ECSB." [WWW]: https://d3pcsg2wjq9izr.cloudfront.net/files/30986/download/678381/HydroThaneECSBBrochure.pdf (Dec. 04, 2022).

[26] L. H. a. Habets, "Introduction of the IC reactor in the paper industry. Technical Report, Paques BV, Netherlands 7," 1999.

13 Membraanbioreaktor

Aimar Kivirüüt, Daisi Rist, Taavo Tenno

13.1 Membraanbioreaktorite üldpõhimõte

Membraanbioreaktorite (MBR) rakendamine reoveepuhastuses on üks võimalikest bioloogilise puhastuse ja membraanfiltratsiooni kombinatsioonidest, millega vähendatakse reoainete (sh suuremal määral heljumi) sisaldust puhasti väljavooluvees ning mille rakendamise korral ei ole tavalisel aktiivmudapuhastil järelsetitit. Eestis on membraanbioreaktoreid kasutatud peamiselt väike- ja tööstusreoveepuhastites.

13.1.1 Ajalugu

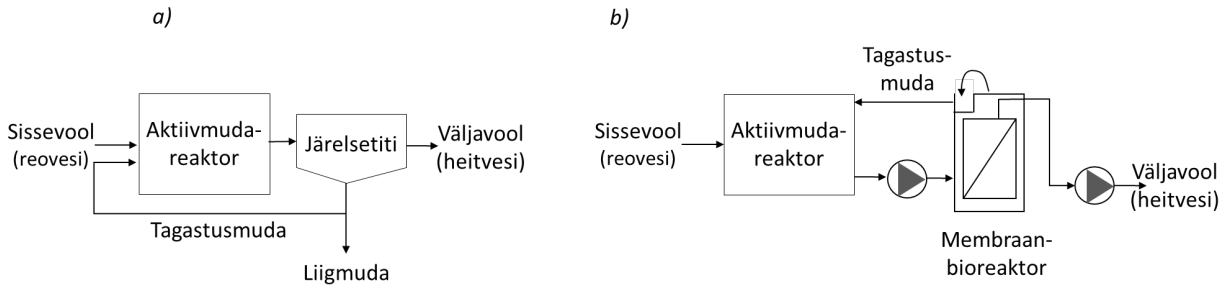
Membraanbioreaktorid võeti laialdasemalt kasutusele 1960. aastate lõpus pärast ultra- ning mikrofiltratsioonimembraanide kättesaadavaks muutumisele. Algset membraanbioreaktorit tutvustas Dorr-Oliver, mille süsteem põhines ristvoolu-plaatmembraanidel, mis paigaldati väljapoole bioreaktorit, ja tavalise aktiivmudapuhastuse kombineerimisel. Kuigi MBR-ist väljus kõrgema kvaliteediga heitvesi, iseloomustasid süsteemi suur investeeringu-, asendus- ja energiakulu, membraani *väike läbilaskevõime ning jõudluse kiire vähenemine membraani saastumise tõttu.* Seetõttu rakendati algul MBR- süsteemi vaid Jaapani väikestes reoveepuhastusjaamades.

Membraanbioreaktorite läbimurre toimus alles 1989. aastal, kui võeti kasutusele Yamamoto jt poolt välja töötatud otse bioreaktorisse paigaldatavad sukel-õõneskiudmembraanid. Selle süsteemi energiatarve oli väiksem ja reoveepuhastitel polnud vaja järelsetiteid, mistõttu see tehnoloogia leidis 1990. aastate algusest peale laialdast kasutust kogu maailmas. Pärast seda on membraanbioreaktoreid pidevalt arendatud eesmärgiga suurendada nende energiatõhusust.

13.1.2 Üldkirjeldus

Membraanbioreaktorpuhasti on tõhus seade, mille ühes osas toimub reovee tavaline bioloogiline puhastamine – orgaanilise aine lagundamine ja nitrifikatsioon hapnikurikkas keskkonnas ning seejärel suure molekulmassiga orgaanilise aine filtratsioon läbi membraanimooduli. Seejuures on väga oluline roll reovee bioloogilisel puhastusel ning selle etappidel, mille tõhususest oleneb väljavooluvee kvaliteet. Puhastatava reovee membraanis toimuva fraktsioneerimise käigus suureneb selle pinnale jäävas fraktsioonis teatud komponentide sisaldus ning samal ajal väheneb nende sisaldus ka

membraani läbivas fraktsioonis. Membraanbioreaktorite peamine erinevus tavalisest aktiivmudapuhastusest seisneb selles, et reoveesette gravitatsiooniline tihenemine on asendatud membraanfiltratsiooniga (joonis 13.1).



Joonis 13.1. Tava-aktiivmudapuhastus (a) ning b) aktiivmudapuhastus koos membraanfiltratsiooniga [1]

Tavalise aktiivmudapuhasti üheks *Achilleuse kannaks võib* lugeda järelsetitit, mille ülesanne on eraldada aktiivmuda heitveest ning juhtida see tagasi puhastusprotsessi − protsessi käigus väheneb väljavooluvee heljumisisaldus ning tagastusmuda sisaldus suureneb. Teatud hetkest alates ei ole võimalik suurendada mudasisaldust nõnda, et heljum välja ei kanduks. See on ka põhjus, miks tava-aktiivmudapuhastuses ületab biomassisisaldus harva 6 g KA/l ning on sageli väiksem kui 3−4 g KA/l. Järelsetiti asendamise korral membraanfiltriga juhitakse protsessi maksimaalse soovitud mudasisalduse alusel ning tavaliselt on biomassisisaldus membraanpuhastitega reaktorites 8−15 g KA/l.

Membraanbioreaktorite üheks eeliseks on mudavanuse ning hüdraulilise viibeaja sõltumatu juhtimine, mille tulemuseks on nende parameetrite lihtsam reguleerimine ja aktiivmudasegu palju suurema aktiivmudasisalduse $X_{KA,BM}$ hoidmine protsessis. Seega juhitakse MBR-protsessi nõnda, et HRT on pikk ning $X_{KA,BM}$ suur ning see võimaldab bioreaktorites hoida suuremat KHT mahukoormust (HRT lühem) ning väikest F/M suhet. Kuna MBR-protsessi on võimalik juhtida suurema mudavanusega, võimaldab see orgaaniliste ainete täielikumat oksüdatsiooni ning säilitada aeglaselt kasvavate mikroorganismide (nt nitrifitseerivate bakterite) populatsiooni. Ka tekkiva liigmuda koguhulk on väiksem tänu suuremale $X_{KA,BM}$ väärtusele ning väiksemale mudakoormusele (F/M suhtele). Suuri probleeme ei tekita ka muda pundumine, sest protsessi käigus aktiivmuda välja ei kandu.

Membraanbioreaktorite puudused võrreldes tavalise aktiivmudapuhastusega on suuremad investeeringud ja käituskulud, membraanide saastumine (neid on vaja pidevalt jälgida ja hooldada), suurem energia- ja kemikaalikulu, väiksem hapnikusiirdejõudlus ja -tõhusus ning see, et pinnale tekib rohkem vahtu ning seda on vaja mehaaniliselt koristada.

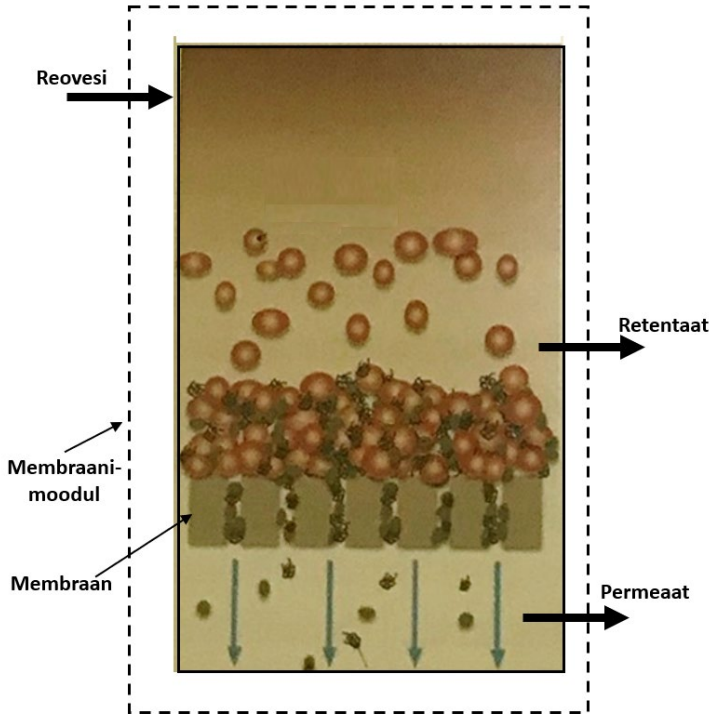
13.1.3 Kasutamine

MBR kasutamise üks peamistest eesmärkidest on juhtida puhastusprotsessi suurema aktiivmudasisaldusega ning tagada heljumivaba väljavool. MBR rakendamine on kasulik, kui:

- reoveepuhasti jaoks on vähe ruumi. MBR-puhasti pindala on väiksem kui tavalise läbivoolse aktiivmudapuhasti oma, sest biomassisisaldus on selles suurem ning järelsetitit asendab tunduvalt väiksem membraaniüksus. Protsessi käigus tekib ka vähem muda. Sõltuvalt reoveepuhasti jõudlusest on sellele vaja 30–50% vähem maad;
- puhasti heitvee kohta kehtivad ranged nõuded ja/või heitvett soovitakse taaskasutada (nt protsessiveena). MBR tagab ühtlase ja kõrgema kvaliteedi ja väiksema saasteainesisaldusega väljavooluvee, kuna MBR-töötlus soodustab bioloogilist lagundamist ning peab kinni heljumi, sh bakterid, orgaaniliselt seotud lämmastiku ja fosfori ning teatud määral ka raskmetallid, viirused ja endokriinsüsteemi kahjustavad ained. Mitmesuguste osakeste eemaldamise tõhusus ja määr sõltuvad peamiselt kasutava membraani poorisuurusest;
- aktiivmuda settivusega on probleeme. Membraanfiltratsiooni käigus on tagatud ühesugune muda viibeaeg eri mikroorganismidele, seega ei sõltu protsess nii palju muda omadustest (helveste moodustumine, settimise kiirus) kui tavalise aktiivmudapuhastuse korral;
- koormuse suurenemise tõttu on vaja suurendada/laiendada olemasolevat reoveepuhastit;
- vaja on puhastada soolakat reovett (tulemuseks väikesed ja nõrgad aktiivmudahelbed);
- vaja on reoveest eemalda raskesti lagundatavat KHT. MBR on võimalik lahendus, kui KHT adsorbeerub mudasse või membraan on selle kinni pidamiseks piisavalt suur. Sellisel juhul on vaja rakendada väga suurt mudavanust. Raskesti lagundatavat KHT-d on võimalik kõrvaldada ka tavalise aktiivmudapuhastusega, kuid tuleb arvestada seda, et väikesed mudaosakesed võivad helbesettena väljavooluvette jõuda;
- vaja on puhastada reovett väikepuhastis, millesse jõudva reovee vooluhulk ja ainesisaldus on väga muutlikud. MBR käitamist saab täielikult automatiseerida, kaugjuhtida ning operaatoril on vaja käitusse märksa vähem sekkuda kui tavalise aktiivmudapuhastuse korral. Näiteks aktiivmudapuhastitel on vaja pidevalt jälgida protsessis oleva muda kogust ja settivust, et väljavooluvesi vastaks nõuetele. MBR-protsessist seevastu heljumit välja ei kandu.

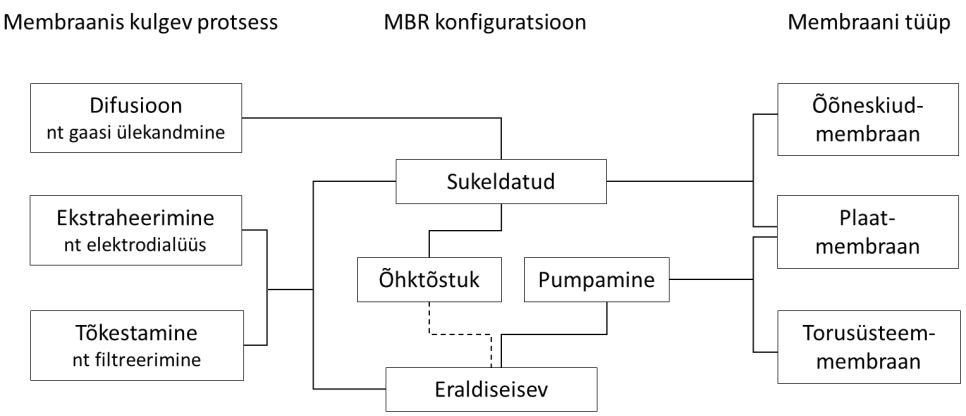
13.2 Membraanbioreaktori tööpõhimõte

Membraanbioreaktor on reoveepuhasti osa, milles toimub puhastatava reovee filtrimine ning milles orgaaniline aine ja biomass lahutatakse heitveest. Selleks on puhastil eraldiseisvad või sukelmembraanelementidest, permeaadikollektorist ning seadet ümbritsevast raamist koosnevad membraanimoodulid. Filtrimiseks juhitakse aktiivmudasegu membraanbioreaktorisse, mille pool-läbilaskvas membraanides osakesed selekteeritakse poori suurusest olenevaks permeaadiks, ning kus membraani läbinud osakesed (permeaat) „surutakse“ või „tõmmatakse“ (vastavalt kasutatavale rõhule) väljavooluvette ning membraanmoodulisse jäänud tahked osakesed (retentaat) juhitakse tagasi bioloogilisse puhastusse (joonis 13.2).



Joonis 13.2. Membraani tööpõhimõte [2]

Membraanbioreaktoreid on mitmesuguseid ning neid on võimalik mitmeti liigitada (joonis 13.3): näiteks selle järgi, kuidas lahutatakse tahke aine vedelikust, kus paiknevad membraanbioreaktorid, milline on membraanfiltrimise voosuund, millist tüüpi membraanimooduleid kasutatakse ning millest on membraanid valmistatud.



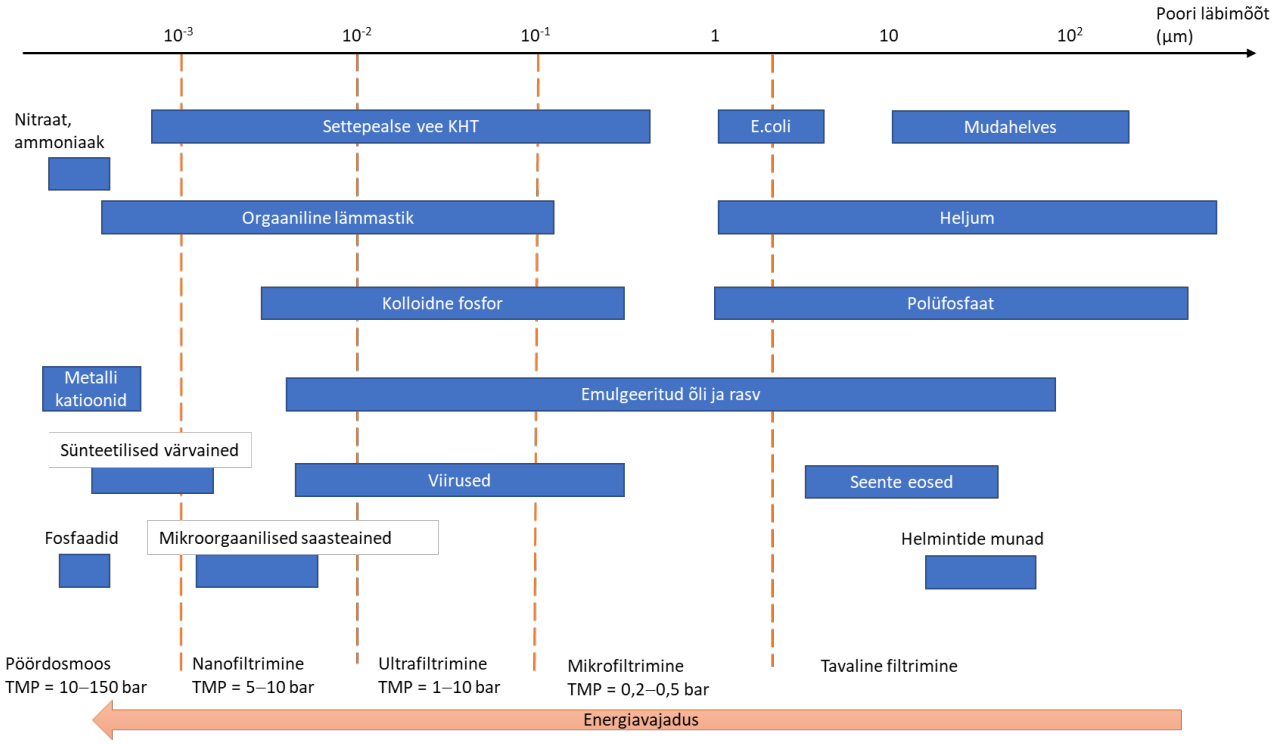
Joonis 13.3. MBR-tehnoloogiate põhikonfiguratsioonid [3]

13.2.1 Membraanis kulgevad protsessid

Membraanis kulgevaid protsesse on võimalik liigitada reovees sisalduvate võõriste eraldamispõhimõtte või neid liikuma paneva jõu (rõhuerinevus, võõrisesisalduse muutus, elektriline potentsiaal vm) ning membraani omaduste (pooride läbimõõt, läbilaskvus, selektiivsus) järgi. Vee- ja reoveepuhastuses rakendatakse valdavalt ülerõhu- või vaakumpõhiseid lahendusi, milles kasutatakse alates 0,1 µm pooriläbimõõduga membraane (võrdluseks inimese juuksekarva jämedus on 50-100 µm [4]). Olenevalt filtriavade läbimõõdust jaguneb membraanfiltratsioon neljaks (joonis 13.4):

- **mikrofiltrimine** (ingl *microfiltration*) – pooride suurus 0,1−3 µm. Suuremaid poorisuuruseid eelistatakse tööstusreovete käitlemisel ning heitvee tõhusama puhastamise eesmärgil. Mikrofiltrimisega eemaldatakse peamiselt heljum, suured kolloidosakesed, seened ja bakterid;
- **ultrafiltrimine** (ingl *ultrafiltration*) – pooride suurus 0,01−0,1 µm. Reoveest kõrvaldatakse ka väikesed kolloidosakesed, viirused, makromolekulid ja valgud;
- **nanofiltrimine** (ingl *nanofiltration*) – pooride suurus 0,001−0,01 µm, reoveest kõrvaldatakse ka lahustunud orgaaniline aine ning osaliselt ka suuremad divalentsed ioonid (Ca^{2+}, Mg^{2+});
- **hüperfiltrimine** ehk **pöördosmoos** (ingl *reverse osmosis*) – pooride suurus < 0,001 µm, kõrvaldatakse ka monovalentsed ioonid (Na^{+}, Cl^{-}).

Membraanbioreaktorites rakendatakse reovee filtreerimiseks peamiselt mikrofiltratsiooni, kuid vee taaskasutamise eesmärgil võib olla vaja ka ultrafiltratsiooni, nanofiltrimist või pöördosmoosi. Membraanfiltrimise korral sõltub transmembraanne rõhk täpsemalt membraani omadustest, osakeste arvust ning suurusest, tagasipesu ja puhastamise sagedusest, vooluhulgast ning toorvee saastatusest. Mida väiksem on pooriläbimõõt, seda suurem peab olema rõhk, nt pöördosmoosi korral on vaja suuremat rõhku kui mikrofiltrimisel. Tavaline on mitmeastmeline filtreerimine, kusjuures jadas paiknevate filtrite pooriläbimõõt väheneb.



Joonis 13.4. Membraanfiltratsiooniga eraldatavad saasteained sõltuvalt poori läbimõõdust [2, 3] järgi

13.2.2 MBR konfiguratsioon

Membraanfiltrimisel rakendatakse peamiselt kaht konfiguratsiooni, mille membraanüksused ja membraanile avaldatav rõhk on erinevad: lahuspaiknev MBR, milles rõhk on positiivne, ning sukel-MBR, milles valitseb vaakum. Tänapäeval on kasutusel mõlemad lahendused, hoolimata ühe või teise süsteemi eelistest ja puudustest. Sõltuvalt reoveepuhasti olemusest tuleb MBR kavandamisel pöörata tähelepanu mõlema süsteemi tööteguritele: membraani läbivale voole, transmembraansele rõhule (p_{TM}), energiatarvele ning puhastamissagedusele. Lahuspaiknevad MBR on rakendust leidnud peamiselt suhteliselt väikese reoveehulgaga tööstusettevõtetes.

Kokkuvõtvalt on lahuspaikneva MBR eelised: hea kõrge temperatuuri (kuni 60°C) taluvus, suur membraani läbiv voog ja eripind, talub hästi eri koostisega reovett, membraanidele pääseb hästi ligi, membraanid on vähem tundlikud saastumisele ja taluvad intensiivset pesu. Sukel-MBR eelised on väiksem energiatarve, reaktoris oleva materjali homogeensus ning vooluhulga kõikumise parem taluvus.

Tabel 13.1. Lahuspaikneva ja sukel-MBR võrdlus [5]

Parameeter	Lahuspaiknev MBR	Sukel-MBR
Veevoog	50–100 l/m^2·h	15–35 l/m^2·h

Heljumi kontsentratsioon protsessis	15−50 kgKA/m^3	12−16 kgKA/m^3
Läbilaskvus käitamisel	7−30 (l/m^2·h)/bar	50−500 (l/m^2·h)/bar
Transmembraanne rõhk	2−6 bar	0,1−0,4 bar
Energia erikulu*	4−12 kWh/m^3 permeaati	0,1−0,5 kWh/m^3 permeaati
Puhastamine	Lihtne	Keeruline, aeganõudev
Investeering	Suur	Väike
Käituskulu	Suur	Väike
Membraanitüüp	Torusüsteem-membraan Plaatmembraan	Plaatmembraan Õõneskiudmembraan

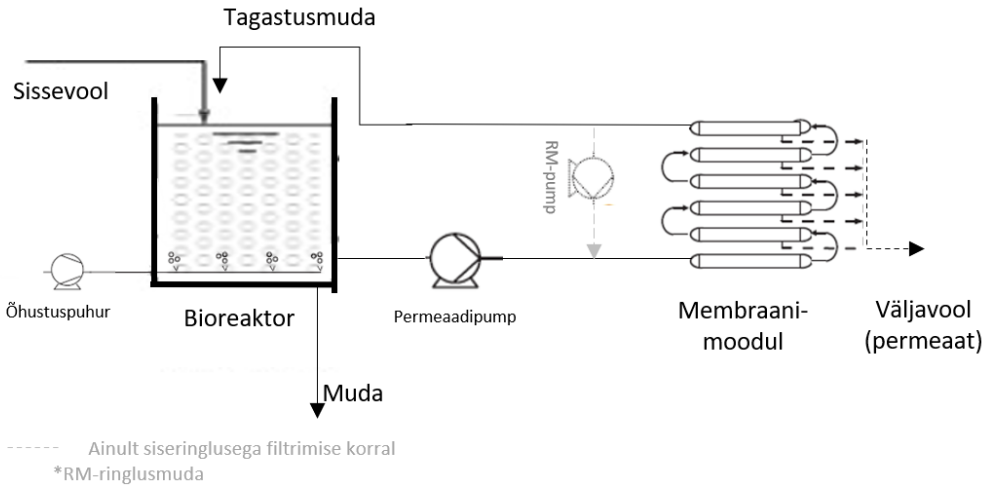
*Arvestatud permeaadipumba energiakulu, mitte kulu aeratsioonile bioloogilisel puhastamisel

Lahuspaiknev membraanbioreaktor

Lahuspaikneva membraanbioreaktori (ingl *side-stream membrane bioreactor*) korral paigaldatakse tavaliselt aeratsioonimahuti vahetusse lähedusse väljaspool bioreaktorit paiknevale raamile 3−7 membraanimoodulit. Selle lahenduse korral pumbatakse reovesi bioreaktorist membraanimoodulisse, kus filtrimine toimub positiivse rõhu all. Lahuspaiknevas MBR-s kulgevat protsessi võib liigitada (joonis 13.5):

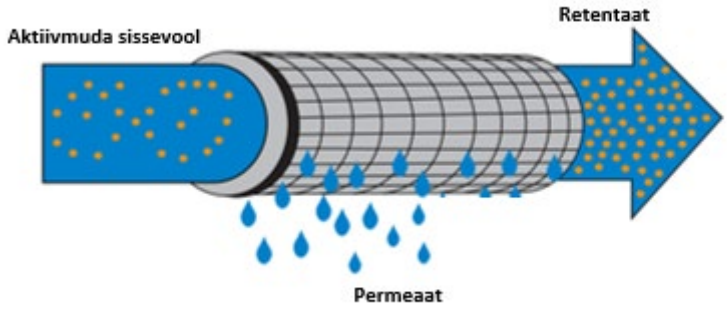
- tavaliseks ristvool-membraanfiltrimiseks – ühekordse läbivooluga süsteemiks, milles membraanimoodulisse sisenev vooluhulk (maha arvestatult permeaadi vooluhulk) juhitakse tagasi bioreaktorisse;
- siseringlusega ristvool-membraanfiltrimine – pideva ringlusega süsteem, kus suur osa viimasest membraanimoodulist väljuvast mudast juhitakse tagasi membraanimoodulite algusesse ning pumbatakse uuesti läbi järjestikku paiknevate moodulite. Bioreaktorisse juhitava tagastusmuda vooluhulk on palju väiksem kui ringlusesse juhitava muda hulk.

Membraanimoodulites rakendatakse konstantset 2−6 baarist ülerõhku, mille suurus sõltub reovee olemusest, heljumisisaldusest ning membraanimoodulite arvust, tüübist ja paiknemisest. Kõige suurem peab rõhk olema membraanimooduli sissevoolus, et kompenseerida rõhukadu süsteemis. Mooduli lõpus peab rõhk olema vähemalt 2 baari. Siseringlusega ristvool-membraanfiltrimise puhul on süsteemi energiatarve suhteliselt väike, sest rõhku on vaja vaid bioreaktorist tuleva aktiivmudasegu liikumapanemiseks ning membraanimoodulites tekkiva rõhukao kompenseerimiseks. Membraantorudes peab aktiivmudasegu voolukiirus olema piisavalt suur (3−5 m/s), et tagada retentaadi liikuvus ning eemaldada membraanipinnalt saastet. Seetõttu on bioreaktorisse tagasi juhitava aktiivmudasegu vooluhulk palju suurem kui väljavoolu juhitava permeaadi vooluhulk. Aktiivmudasegu vooluhulk membraantorudes määratakse kindlaks vajaliku voolukiiruse, moodulite diameetri ja membraantorude läbimõõdu põhjal.



Joonis 13.5. Lahuspaikneva MBR-süsteemi üldskeem: tavaline ristvool-membraanfiltrimine ning siseringlusega ristvool-membraanfiltrimine [1]

Lahuspaikneva membraanbioreaktori korral rakendatakse peamiselt ristvool-membraanfiltrimist, mille korral märkimisväärne osa voolust kulgeb membraani pinnaga paralleelselt ning permeaadi liikumissuund on seest väljapoole (joonis 13.6). Voolamine aitab piirata retentaadi ladestumist membraani pinnale, kuid aja jooksul hakkab see siiski sinna kogunema, mistõttu membraani läbiv voog väheneb. Membraanide töökindluse tagamiseks on vaja neid perioodiliselt puhastada ja leotada. Puhastada on võimalik kohapealse puhastusseadme (CIP) abil, millega kemikaalilahus membraanimoodulis ringlema pannakse.

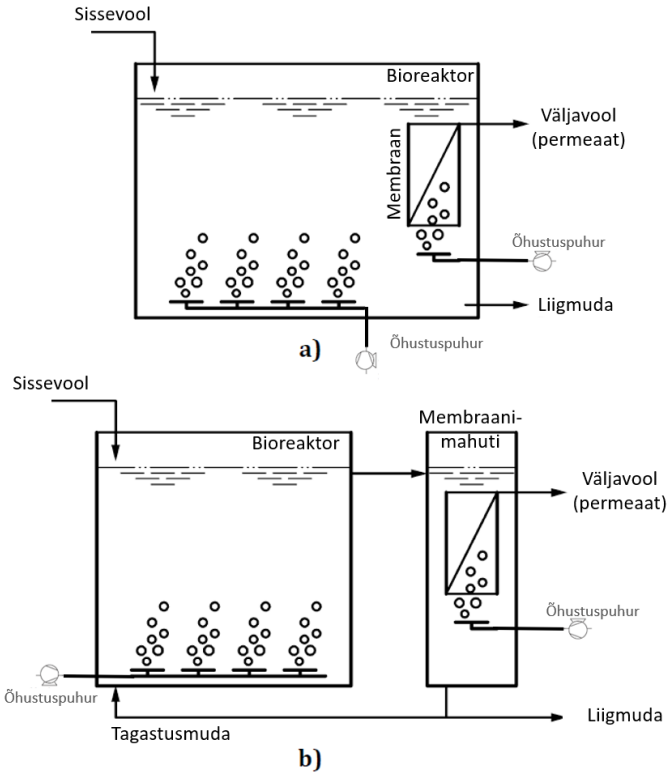


Joonis 13.6. Ristvool- membraanfiltrimine [1]

Sukel-membraanbioreaktor

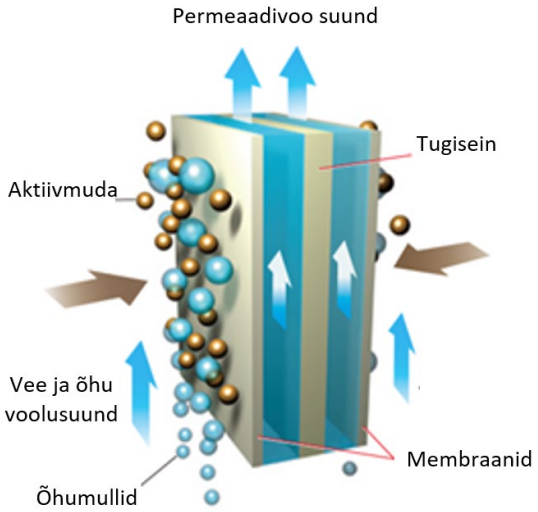
Sukel-membraanbioreaktori (ingl *submerged/immersed membrane bioreactor*) korral pannakse membraanimoodulid otse bioreaktorisse või eraldi asetsevasse membraanimahutisse, mis mõlemad on varustatud õhustamiseks vajalike seadmetega (joonis 13.7). Filtrimiseks rakendatakse vaakumit (0,1−0,4 baari), mille abil eraldatakse läbi membraani liikuv permeaat ning samal ajal peetakse kinni mahutis olev muda (suureneb mahuti heljumisisaldus). Sukel-membraanfiltrimist on võimalik rakendada ka reaktorites, mis on mingi kandjaga (nt biokilekandjaga) täidetud. Membraanimoodulitest

eemaldatakse heitvesi permeaadipumba abil. Kasutusel on ka tehnoloogiaid, kus filtreerimiseks vajalik rõhk tagatakse veesambavahe abil ning permeaadipumpa pole vaja.



Joonis 13.7. Sukel-MBR üldskeem: membraanmoodul paigaldatakse otse bioreaktorisse (a) või eraldi membraanimahutisse (b) [1, 6, 7] järgi

Sukelmembraanide korral on permeaat liikumise suund väljast sissepoole (joonis 13.8). Puhastusse juhitav vooluhulk on konstantne, kuid vastavalt membraani saastumisele muutub membraanipinnal valitsev diferentsiaalrõhk. Membraani pinna saastumise korral või kui aktiivmudasisaldus suureneb, võib rõhk langeda ning permeaadi ekstraheerimine peatuda. Membraanipinna saastumise vältimiseks on vaja jälgida biosaasta paksust ning membraane põhjalikult puhastada, mida võib teha mitut moodi (pidevalt õhustada, perioodiliselt tagasi pesta, anda ajutist puhkeaega). Membraanimoodulite saastumise korral on vaja membraane põhjalikult pesta, kusjuures kemikaalilahus pumbatakse eraldi seisvasse pesu- või otse membraanimahutisse.



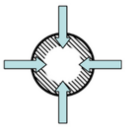
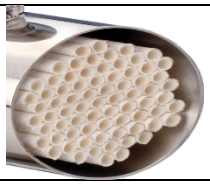
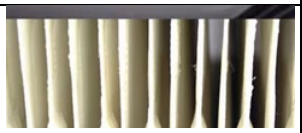
Joonis 13.8. Sukel-membraanfiltrimine [1, 8]

13.2.3 Membraanimoodulite paigutus

Membraanbioreaktorites kasutatakse eri tüüpi membraanimooduleid, mille paiknemine on olulise tähtsusega moodulite jõudluse määramisel. Üldiselt peaksid moodulid olema suure membraanipindala ja moodulimahu suhtega, väikese energiakuluga töödeldava reovee kohta, suure turbulentsusega massiülekande soodustamiseks, väikese maksumusega membraani pinnaühiku kohta ning mille konstruktsioon peab soodustama puhastamist ja moodulite moodustamist. Membraanbioreaktorites kasutatavate elementide järgi on mooduleid võimalik liigitada plaatmembraani- (ingl *flat sheet*), õõneskiudmembraani- (ingl *hollow fibre*) ja torusüsteemmembraani- (ingl *multi-tube*) mooduliteks (tabel 13.2).

Tabel 13.2. Membraanimoodulite omadused [9, 10, 11, 12, 13]

Parameeter	Torusüsteem-membraanimoodul (MT)	Plaat-membraanimoodul (FS)	Õõneskiud-membraanimoodul (HF)
Pakkimistihedus* (m^2/m^3)	Väike kuni keskmine	Keskmine	Suur
Saastumistendents	Väike	Keskmine	Keskmine
Puhastatavus	Hea – füüsiline puhastamine on võimalik	Halb – üldiselt puudub tagasipesuvõimalus	Keskmine – tagasipesuvõimalus olemas
Energiatarve	Suur (turbulentse voolu korral)	Väike kuni keskmine (laminaarse voolu korral)	Väike (laminaarse voolu korral)
Maksumus	Suur	Keskmine kuni suur	Keskmine
Asendamine	Toru või element	Plaat või kassett	Element
Toimimisvormid	Ristvool-membraanfiltrimine/ ultrafiltrimine	Ultrafiltrimine Pöördosmoos	Mikrofiltrimine Ultrafiltrimine Pöördosmoos

Parameeter	Torusüsteem-membraanimoodul (MT)	Plaat-membraanimoodul (FS)	Õõneskiud-membraanimoodul (HF)
	Nanofiltrimine		
MBR asetus	Eraldiseisev	Sukeldatud	Sukeldatud
Permeaadi voolu-suund	Seest väljapoole 	Väljast sissepoole 	Väljast sissepoole 
Membraani väljanägemine			

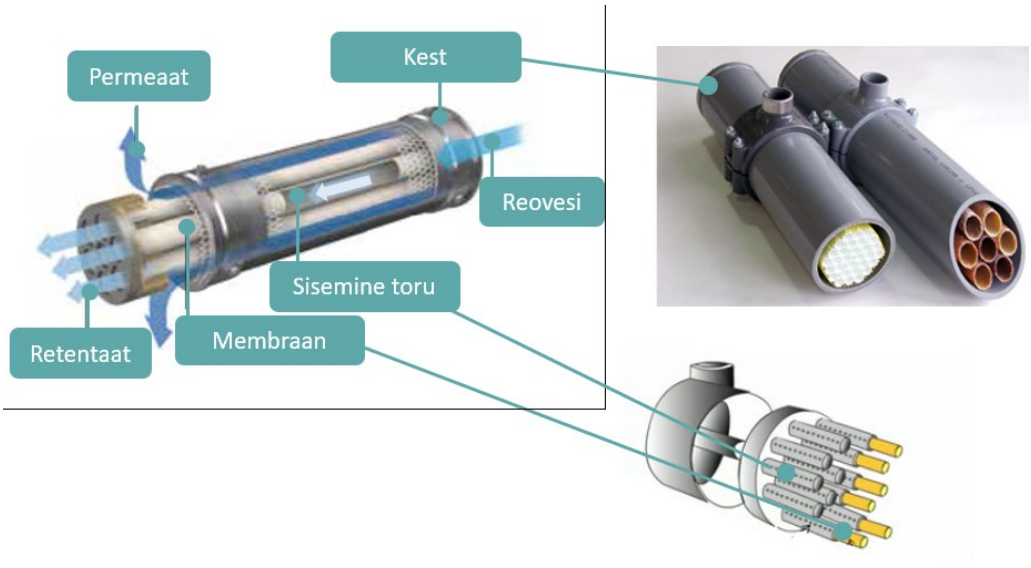
*Membraani pindala mahuühiku kohta

13.2.3.1 Torusüsteem-membraanimoodulid

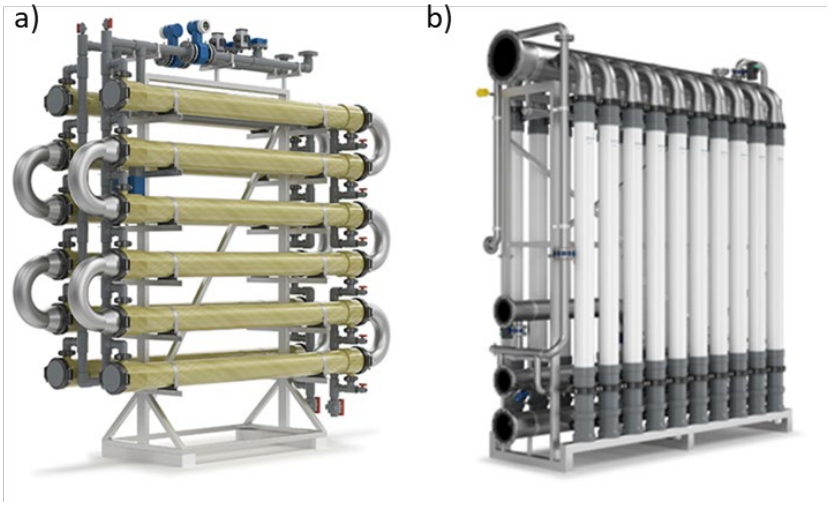
Torusüsteem-membraanimoodulid koosnevad ühest välimisest suure läbimõõduga torust ning selle sees olevate torude, mille siseläbimõõt on tavaliselt 5−13 mm, kimpudest. Üldiselt eelistatakse väiksema läbimõõduga torusid, mis tagavad suurema pinna mooduli kohta. Filterelement pannakse roostevabast terasest, keraamikast või plastist valmistatud sisemise toru sisse.

Membraanfiltrimiseks juhitakse aktiivmudasegu membraanimooduli sisemisse torusse, mis läbib membraanitoru täispikkuses. Permeaat eemaldatakse toru sisemusest seest väljapoole, kogutakse sisemise toru väliskesta ning juhitakse sealt väljavoolu. Samal ajal voolab retentaat mööda toru vastaskülge, kust see juhitakse tagasi bioreaktorisse või settekäitlusse.

Torusüsteem-membraanimooduleid (joonis 13.9) on seni kasutatud lahuspaiknevates membraanbioreaktorites. Need süsteemid moodustuvad peamiselt läbipumbatavatest horisontaalselt paiknevatest ristvool-membraanimoodulitest. Rakendatud on ka vertikaalseid õhktõstukiga töötavaid mooduleid (joonis 13.10). Vertikaalseid mooduleid soovitatakse siis, kui reovee keemiline hapnikutarve on väike ja vooluhulk suur (KHT<1 g/l; Q = 250 m^3/h), ning horisontaalseid, kui KHT < 5 g/l ja Q < 100 m^3/h.



Joonis 13.9. Torusüsteem-membraanimoodulid [14, 15, 16]



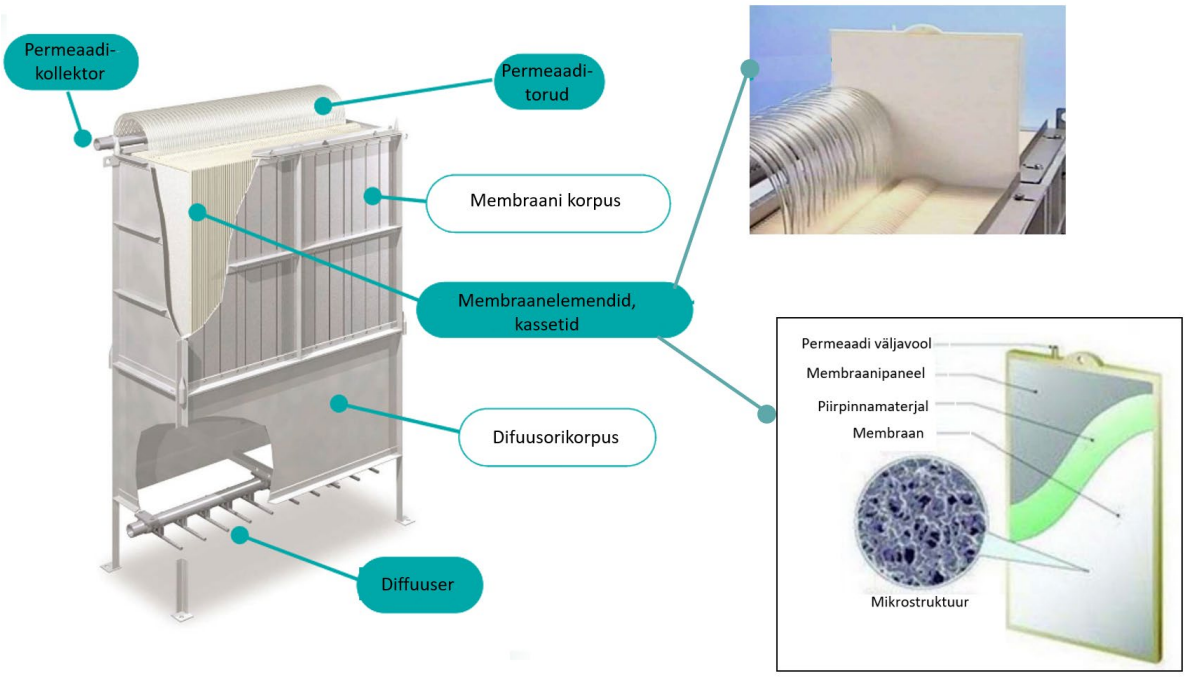
Joonis 13.10. Pentair-membraanimoodulid: (a) läbipumbatav horisontaalne membraanimoodul ja (b) õhktõstukiga vertikaalne membraanimoodul [17]

Plaat-membraanimoodul

Plaat-membraanimooduleid on võimalik seada nii lahus paiknevatesse kui ka sukel-membraanbioreaktoritesse. Sukel-plaatmembraanimoodul on membraanielementidest, kassettidest ning õhustusplokist kokku monteeritud üksus. Membraanielemendid omakorda koosnevad kahest tugevast membraanipaneelist, kahest plaatmembraanist ning piirpinnamaterjalist, mis takistab membraani kokkukleepumist ning soodustab permeaadi liikumist. Permeaadi kokkukogumiseks on plaat-membraanides kitsad kanalid, mille kaudu permeaat juhitakse rõhu toimel membraanpaneelide ülaosas paikneva düüsi kaudu ühtlaselt kollektorisse. Membraanipaneelide paksus jääb vahemikku 5–13 mm. Protsessi käigus filtermaterjali poolt tõrjutav retentaat hoitakse membraanmahutis, kust see juhitakse settekäitlusse.

Membraanielemendid kinnitatakse valdavalt vertikaalselt membraanikassetti, mille membraanipaneelide vahele jäetakse aktiivmudasegu liikuvuse tagamiseks ja ummistuste vältimiseks 6–10 mm suurune pilu. Kassetid koos vajalike seadmetega ning õhustusplokk pannakse membraanimoodulisse. Õhustusplokk koosneb jämemulldifuuserist, mille kaudu õhustatakse membraanikassette ja käideldavat biomassi. Membraanimooduli alla seatava õhustustorustiku kesktorust lähtuvad korrapärase vahega väikeste avadega harutorud.

Sukel-plaatmembraane (joonis 13.11) on võimalik ühekorruselisesse membraanikorpusesse paigaldada kuni 200 tükki. Ruumi säästmiseks on võimalik membraanimoodulid rajada mitmekorruselistena või monteerida üksteise peale. Võimalikud on ka sukeldatud pöörlevad plaatmembraanbioreaktorid (nt *Huber VRM*) ja lahuspaiknevad bioreaktorid (nt *Orelis Environnement Pleiade*).



Joonis 13.11. Kubota sukel-plaatmembraanimoodul [3, 18]

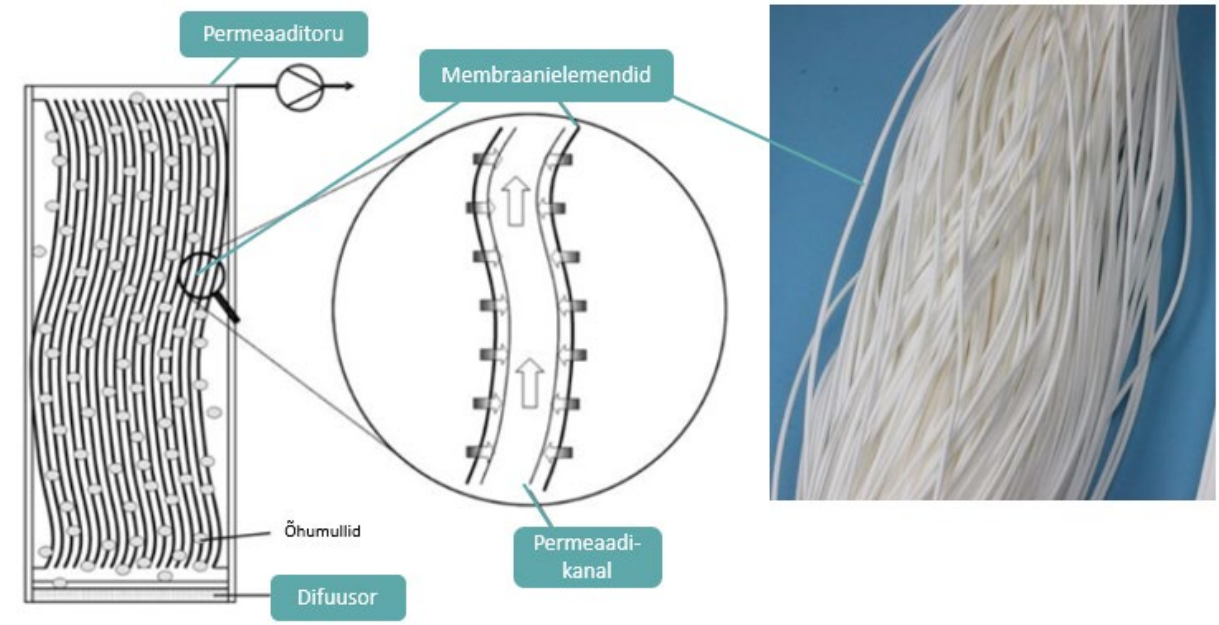
Õõneskiud-membraanimoodulid

Membraanbioreaktorites kasutatakse kõige enam õõneskiud-membraanimooduleid, mis koosnevad nagu muudki moodulid membraanielementidest, kassettidest ja raamist. Õõneskiud-membraanielemendid koosnevad õõneskiududest, mis kinnitatakse tiheda kimbuna, mitme osakimbuna või eraldi kinnituskoha päisesse. Õõneskiudude välisläbimõõt on 0,5–3 mm. Membraanikiudude otsad tihendatakse ja kinnitatakse ühelt või kahelt poolt ümara- või ristkülikukujulise klambriga (joonised 13.12 ja 13.13). Ülalt avatud ja eraldi paigaldatud õõneskiudmembraanide korral toimub õhustamine tõhususe huvides elemendi keskelt. Sellega

välditakse ka tahke aine kuhjumist kinnituskohtade juurde. Membraanielemendid pannakse membraanimoodulisse kassettidena või raami külge kinnitatuna. Valdavalt seatakse membraanielemendid püstasendisse, kuid mõned tootjad pakuvad ka horisontaalset asetust.



Joonis 13.12. Näiteid õõneskiud-sukelmembraanimoodulitest [3, 19, 20]



Joonis 13.13. Õõneskiudmembraani element [21, 22]

Terviklik membraanimoodul paigaldatakse bioreaktorisse, kus membraanielemendid on otseses kontaktis aktiivmudaseguga. Permeaat kogutakse kokku mööda kitsaid õõneskiud-membraanikanaleid ning juhitakse väljavoolu. Retentaati hoitakse membraanimahutis ning juhitakse sealt tagasi biopuhastusse või settekäitlusse. Membraanfiltrimist korraldatakse mõõduka voona, et vältida

õõneskiud-membraanikanalite ummistumist. Membraane puhastatakse keemiliste ja füüsikaliste vahenditega, et eemaldada nende pinnale tekkinud biosaastet.

13.2.4 Membraanimaterjal

Vee- ja reoveepuhastuses kasutatavaid membraane valmistatakse peamiselt polümeersetest ja keraamilistest materjalidest. Üldiselt koosnevad membraanimaterjalid õhukesest ja tihedast pinnakihist (tagab läbilaskvuse) ning paksemast poorsest tugikihist (tagab mehaanilise tugevuse). Enne kasutusele võtmist on vaja membraanimaterjal muuta vett läbilaskvaks. Membraanbioreaktorite jõudlust ja eriti saastumist võivad mõjutada hüdrofiilsus või -foobsus, karedus ning talutav pinnakoormus. Membraanbioreaktorites kasutatavatel membraanidel peaksid olema järgnevad omadused:

- suur poorsus, sobiv poorisuurus ja pooride tihe jaotumus hea selektiivsuse ja veeläbilaskvuse tagamiseks;
- mehaaniline vastupidavus, et membraanid taluksid pidevat loputamist ja survepesu;
- vastupidavus mitmesugustele membraanide keemilisel puhastamisel kasutatavatele kemikaalidele, pH äärmuslikele väärtustele ja oksüdeerivatele ainetele;
- saastumiskindlus.

Membraanbioreaktorites kasutatakse peamiselt järgmisi polümeere:

- polüvinüüldifluoriid (PVDF), mis talub hästi tugevaid happeid (pH väärtuseni 1), kuid millega võib olla probleeme leeliselistes tingimustes (pH < 11). Peab hästi vastu kloorile (sobib nt hüpokloriti kasutamise korral);
- polüetüülsulfoon (PES) – hea keemiline stabiilsus (pH vahemikus 1,5−13), mõõdukalt kloorikindel ning suure mehaanilise tugevusega;
- polütetrafluoroetüleen (PTFE) – väga hea keemiline vastupidavus ekstreemsete pH väärtuste korral või oksüdeerivatele ainetele (nt hüpoklorit ja osoon) ning väike saastumise tõenäosus.

Keraamiliste membraanide valmistamiseks kasutatakse anorgaanilisi materjale, näiteks alumiiniumit, tsirkooniumit, ränidioksiidi ja titaanoksiidi. Neid membraane on mõistlik kasutada spetsiifilistes oludes, näiteks kõrge temperatuuriga või agressiivseid kemikaale sisaldava tööstusreovee puhastamisel, sest nende membraanide hüdrauliline, termiline ja keemiline vastupidavus on väga hea. Kulud nendele on aga suured.

13.3 Reoveepuhastusprotsess ning heitvee kvaliteet

Membraanbioreaktorid sobivad nii olme- kui ka tööstusreovee puhastamiseks, kuid saavutatav puhastustõhusus sõltub reovee omadustest ja selle membraanbioreaktorile eelnevast puhastusviisist. Võrreldes tavalise aktiivmudapuhastusega muutub olulisel määral puhastatava vee heljumisisaldus, sest protsessi käigus filtreeritakse heljum heitveest välja. MBR-põhine reoveepuhastus võimaldab saavutada puhasti väljavooluvee eri parameetrite üsnagi stabiilseid väärtusi ning seda meetodit võib lugeda tõhusaks lahenduseks siis, kui käidelda on vaja muutlike parameetritega (vooluhulk, koostis) reovett. Tavaliselt saavutatavad MBR väljavoolunäitajad on tabelis 13.3 [23, 10]:

Tabel 13.3. MBR väljavooluvee iseloomulikud näitajad

Parameeter	Ühik	Tüüpiline väärtus
C_{BHT}	mg/l	< 5
C_{KHT}	mg/l	< 30
C_{HA}	mg/l	< 0,2
C_N	mg N/l	< 10
C_{NH4-N}	mg N/l	< 1
C_P (bioloogiline ärastus)	mgP/l	< 0,5
C_P (keemiline ärastus)	mgP/l	< 0,1

13.3.1 Puhastustõhusus tüüpiliste saasteainete suhtes

Membraanbioreaktoreid on võimalik kasutada KHT, BHT, $N_{üld}$, $P_{üld}$ ja HA tõhusaks ärastamiseks. Olmereovett puhastavates membraanbioreaktorites on võimalik saavutada KHT ja NH_4^+-N suhtes keskmiselt 95-protsendilist ning üldlämmastiku suhtes 80–90 % puhastustõhusust. Üldfosfori ärastustõhusus on olnud 80–99 % (peamiselt 87–98 %) ning on olnud vaja täiendavat keemilist fosforiärastust [24]. Membraanbioreaktorite tõhusus fosfori ärastamisel on ebaselge, sest muda fosforisisaldus võib olla suhteliselt suur ning membraan ei pruugi teatud osa kolloidsest fosforist kinni pidada. Kuna membraanbioreaktoris on mudavanus tavalisest pikem (15–30 päeva), võib see avaldada negatiivset mõju fosforiärastuse tõhususele.

13.3.2 Veehügieen

Patogeenide (algloomade, helmintide ja nende munade, seeneosiste, patogeensete bakterite ja viiruste) ärastamine reoveest on üks peamise reoveepuhastuse probleeme, kui soovitakse vett taaskasutada. MBR-põhises puhastusprotsessis suudavad MF- ja UF-membraanid tõhusalt kinni pidada enamikku patogeensetest bakteritest, sest need on membraani pooridest suuremad. Jaotises 13.2.2 on kirjeldatud membraanbioreaktorites kasutatavate membraanide poorisuuruste ja kõrvaldatavate

saasteainete omavaheline sõltuvus. Võrreldes membraan- ja tava-aktiivmudapuhastuse patogeeniärastamistõhusust on MBR põhises protsessis *E.coli* ning enterokokkide logaritmiline kõrvaldamine ligikaudu kolm korda suurem (vt jaotist 16.4).

MF- ja UF-membraanid suudavad reoveest kõrvaldada teatud osa nende pooride suurustest ja ka nendest väiksematest patogeensetest viirustest. Viiruste kõrvaldamine on keeruline ning see võib toimuda mitmel moel (nt kinnipidamine tekkinud geeli- ja mudakihis, sidumine heljumisse või inaktiveerimine aktiivmudasegus). MBR-põhises protsessis on viiruste logaritmiline kinnipidamine umbes poole suurem viiruste ärastamise tõhususest tavalises aktiivmudapuhastuses.

13.3.3 Mikroplastid

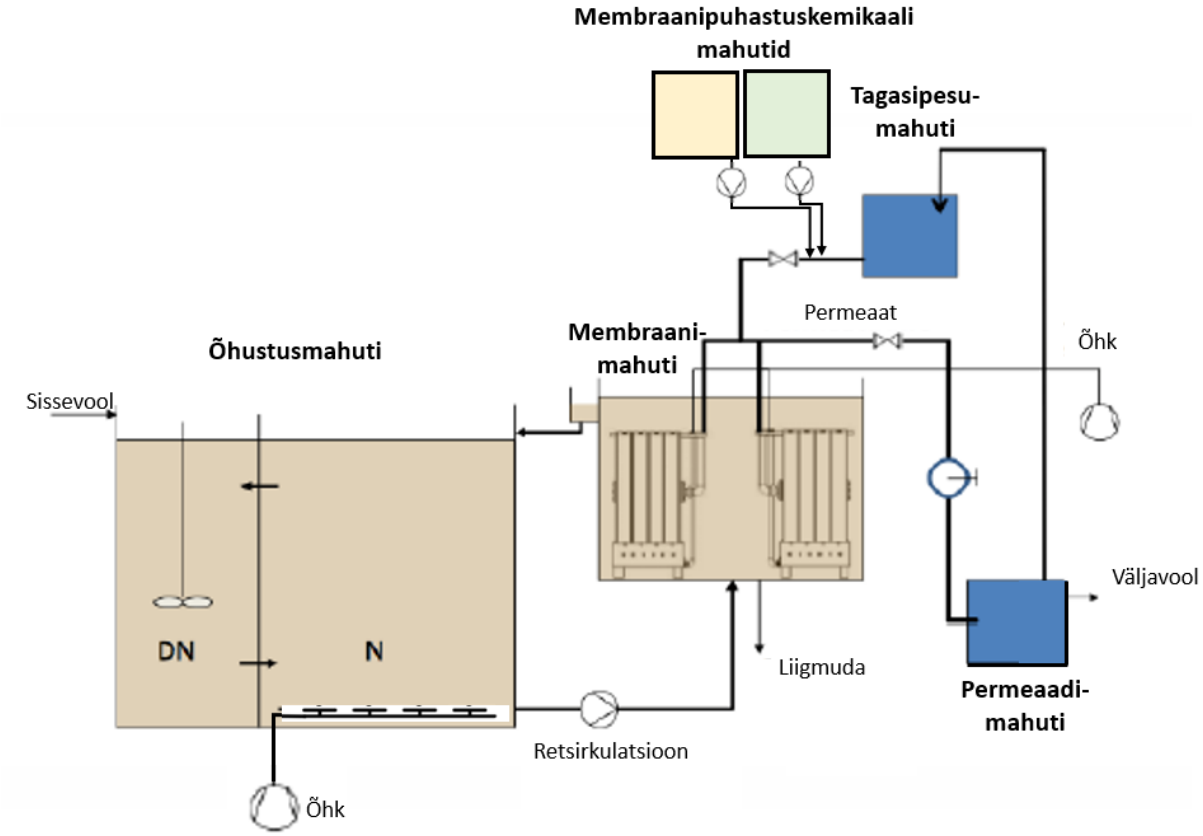
Mikroplastidele (plastiosakesed suurusega < 5 mm) on nende ökotoksikoloogiliste mõjude ning keskkonnas püsivuse tõttu viimasel ajal suurt tähelepanu pööratud. Uuringute põhjal on membraanbioreaktorites võimalik ärastada kuni 99 % mikroplastidest, kuna enamik neist jääb filtreerimise teel heitveest eraldatavasse aktiivmudasse. Nagu mikrosaasteainedki jõuavad mikroplastid settekäitlusse.

13.4 Membraanbioreaktori projekteerimine

Reoveepuhastusprotsess membraanbioreaktoris koosneb tavapäraselt mehaanilisest eelpuhastusest, bioloogilisest puhastusest, membraanfiltratsioonist ning automaatjuhtimissüsteemist. Vaja on tavalisest tõhusamat mehaanilist eelpuhastust (võre, liivapüünis, eelsetiti), et reoveest kõrvaldada membraanfiltrit kahjustada võivad tahked osakesed ja võõrkehad. Kui reoveepuhastusjaamadel on tavaliselt jäme- ja peenvõre, siis membraanbioreaktori jaoks ei pruugi neist karvade ja kiudmaterjalide kõrvaldamiseks piisata. Vaja on täiendavat peenvõret, mille avasuurus on õõneskiudmembraanide korral 0,8–1,5 mm ning plaatmembraanidel 2–3 mm [3]. Oluline on kinni pidada ka liivaterad ning õli ja rasv (loomseid ja taimseid õlisid peab olema alla 50 mg/l ning naftasaadusi < 5 mg/l) [2].

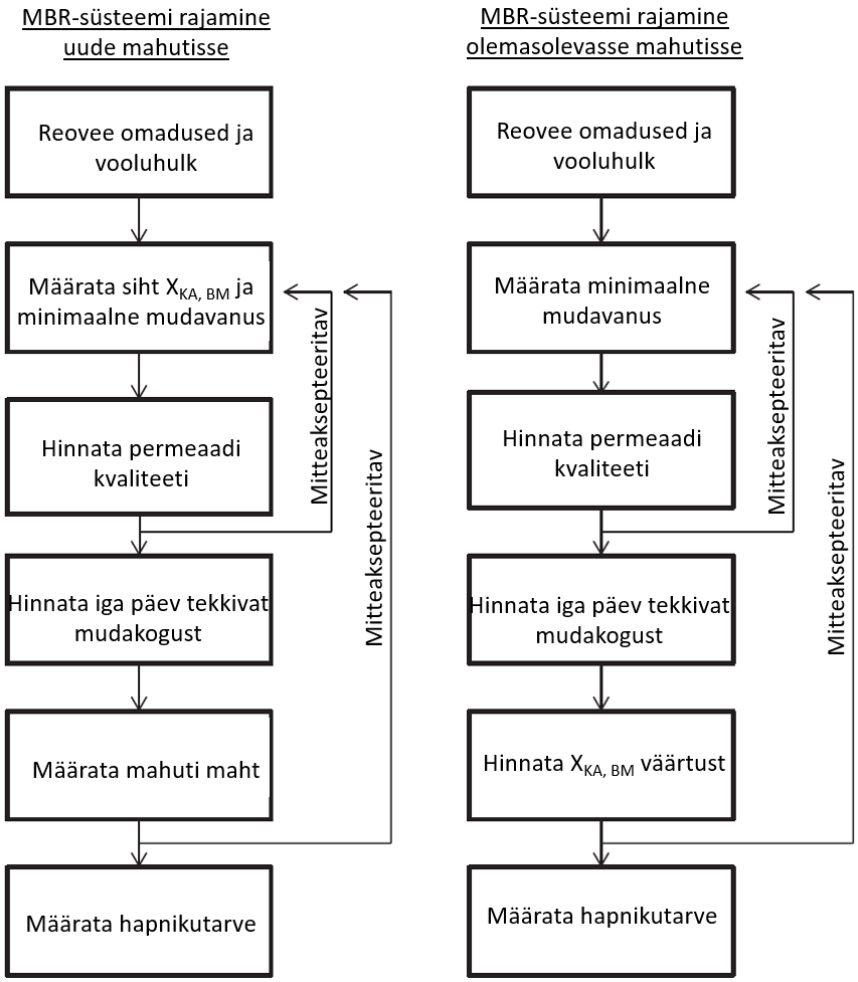
Membraanfiltratsiooni toimimiseks on vaja liigmuda-, tagastusmuda- ja permeaadipumpasid, õhustussüsteemi koos puhuritega ning kemikaalidoseerimisüksust (pumbad, doseerimissõlm, annustustorustikud, pulsisummutid). Protsessi juhivad ja jälgivad mitmesugused andurid (nt taseme-, rõhu-, hägusus-, hapniku-, $X_{KA,\,BM}$, pH ja temperatuuriandur) ja vooluhulgamõõturid. Protsessi skeem õõneskiud-membraanimooduli kohta on kujutatud joonisel 13.14. Membraanide hooldamiseks, mahutist eemaldamiseks või asendamiseks on projekteerimisel vaja arvestada tõsteseadme (kraana,

tõstuk) ligipääsetavust ning selle jõudlust. Membraanide puhastamise kavandamisel tuleb ette näha, kuidas saab mahuteid kiiresti ja lihtsalt tühjendada.



Joonis 13.14. Filtratsiooni skeem õõneskiud-membraanimoodulis [25]

Sukel-membraanbioreaktorite projekteerimine hõlmab mahutite suuruse ja vajaliku hapnikutarbe määramist lähtudes reovee omadustest, nõuetest permeaadi kvaliteedi suhtes ning tekkiva muda päevakogusest. Membraanfiltri rajamisel olemasolevasse või uude protsessimahutisse on vaja arvesse võtta joonisel 13.15 näidatud parameetreid. Membraanimahutite ruumala määramisel on vaja arvestada ka membraani tootja seatud nõudeid, et ei tekiks hüdraulilisi probleeme ega ladestusalasid. Näiteks peab membraanüksuste ümber olema piisavalt ruumi, et membraanide ümber oleks voog piisav ja ühtlane. Samas ei tohi õhustamine olla nii intensiivne, et võib kahjustada membraanielemente. Puhasti kavandamisel tuleb arvestada selle võimalikku suurenemist, kavandades mahutisse täiendavat ruumi (tavaliselt 25% membraanipindalast).



Joonis 13.15. Projekteerimisprotsess MBR-süsteemi rajamise korral uude või olemasolevasse mahutisse [23]

13.4.1 Mahuti suuruse ja membraani pindala määramine

Membraanbioreaktorite projekteerimisel leitakse protsessimahuti suurus niisama moodi, kui tavapärase aktiivmudapuhasti puhul (vt jaotist 7). Oluline on arvestada, et mudavanus on tavapärasest suurem (15–30 päeva) ning tagastusmuda vooluhulk 4–6 korda sissevooluvooluhulgast suurem). Suurema mudasisaldusega käitamise peamine eelis on mahuti ruumala vähenemine, puudus aga tippkoormuste suurem mõju heitvee kvaliteedile ning suurem hapnikutarve.

Dimensioneerimise aluseks võetakse biopuhastisse juhitav maksimaalne tunnine vooluhulk. Filtreerimiseks vajalik membraani pindala leitakse valemi 13.1 alusel, milles võetakse arvesse kogu membraanimoodulisse juhitav vooluhulk, membraani läbiv voog ning varutegur. Membraani pindala:

$$A_{MB} = \frac{Q}{q_{A,MB,keskm}} \cdot F_M \ (m^2), \qquad (13.1)$$

kus Q on vooluhulk (m^3/h); $q_{A,MB,\ keskm}$ – membraani läbiv keskmine veevoog (l/m^2 h); F_M – varutegur (~1,1-1,2).

A_{MB} väärtuse põhjal on leitakse membraanimoodulite arv:

$$n_{MB} = \frac{A_{MB}}{A_{MB0}}, \qquad (13.2)$$

kus A_{MB} on membraani pindala (m^2) ning A_{MB0} – membraani pindala ühes moodulis (m^2).

Lõplik membraanimahuti ruumala on võimalik projekteerida vastavaks membraanipindalale ning membraanimoodulite membraani konfiguratsioonist sõltuvale paiknemistihedusele. Membraani-mahuti ruumala:

$$V_{MB} = \frac{A_{MB}}{\varphi_M}\ (m^3), \qquad (13.3)$$

kus A_{MB} on membraani pindala (m^2) ning φ_M – membraanide paiknemistihedus (m^2/m^3).

13.4.2 Permeaadivoo arvutamine

Membraanbioreaktoris juhitakse permeaadivoogu mahutis oleva veetaseme järgi ning membraani läbivat voogu suurendatakse või vähendatakse töös olevate membraanimoodulite arvu kaudu või reguleeritakse permeaadipumba tootlikkust. Membraanimooduleid on soovitatav käitada konstantsel vooluhulgal, et vältida mahuti ületäitumist või tühjaks jäämist. Kui vooluhulk kõigub, võib rajada ühtlustusmahuti.

Membraanbioreaktorite projekteerimisel on vaja arvestada mitut membraanivoogu: keskmist voogu, koguvoogu, tippvoogu, ajutist tippvoogu ning kriitilist voogu. Olmereoveepuhastites on sukel-MBR keskmine filtreerimistsükli voog tavapäraselt 15–25 $l/m^2 \cdot h$ ning lahuspaiknevates membraanbioreaktorites 30-45 $l/m^2 \cdot h$. Tööstusreovee vood on väiksemad ning sõltuvad suuremal määral puhastatavast reoveest.

Sukel-MBR filtreerimistsükkel koosneb filtreerimisajast ja pausiajast. Filtreerimistsükli käivitamisel on pausiaja hetkeline voog null ning seetõttu on koguvoo hulk keskmisest suurem. Keskmine voog:

$$q_{A,MB,keskm} = q_{A,MB} \cdot \frac{\mathrm{t}}{\mathrm{t}+t_{paus}}\ (l/m^2 \cdot h), \qquad (13.4)$$

kus $q_{A,MB}$ on koguvoog ($l/m^2 \cdot h$); t – kogu ajaperiood (min); t_{paus} – pausi kestus (min).

Juhul kui membraane pidevalt vastassuunalise veevooga tagasi pestakse on keskmine voog:

$$q_{A,MB,keskm} = q_{A,MB} \cdot \frac{t}{\mathrm{t}+t_{paus}} - q_{A,MB,tagasipesu} \cdot \frac{t_{tagasipesu}}{t_{intervall,pesu}+t_{tagasipesu}}\ (\mathrm{l}/m^2 \cdot \mathrm{h}), \qquad (13.5)$$

kus $q_{A,MB}$ on koguvoog (l/m^2·h); t – kogu ajaperiood (min); t_{paus} – pausi kestus (min); $q_{A,MB,tagasipesu}$ – tagasipesuvoog (l/m^2·h); $t_{tagasipesu}$– tagasipesu kestus (min); $t_{intervall,\ pesu}$ – tagasipesuintervall (min).

Tippvoog vastab sisse voolava reovee maksimaalsele vooluhulgale ning ajutine tippvoog esineb olukordades, kus üksikud membraanimoodulid on hooldamiseks või puhastamiseks välja lülitatud. Sellised olukorrad võivad kesta vaid lühikest aega. Kriitiline voog väljendab vooluhulka, millest väiksema korral ei ole membraani saastumine märkimisväärne ning membraani toimivus (või transmembraanne rõhk) on suhteliselt stabiilne pikema ajaperioodi jooksul, kuid mille ületamisega kaasneb toimivuse ja p_{TM} suhte kiire suurenemine. Koguvoog, tippvoog ja ajutine tippvoog peaksid alati olema kriitilisest voost 80–90% väiksemad.

13.4.3 Tagastusmudavoo arvutamine

Filtreerimise käigus aktiivmuda membraanimahutis tiheneb ning selle sisalduse vähendamiseks on vaja tekitada õhustus- ja membraanimahuti vaheline ringlus. Membraanimahutis on tagastusmuda voog tavaliselt aeroobne (4–6 mgO_2/l). Tagastusmuda juhtimisega anoksilisse või anaeroobsesse tsooni väheneb oluliselt kergesti biolagunev KHT, mis on vajalik denitrifikatsiooni toimimiseks ja fosfori bioloogiliseks ärastamiseks ning mis pärsib anoksilise või anaeroobse keskkonna tekkimist. Seda peab võtma arvesse mahuti dimensioneerimisel, suurendades mahutis viibimise aega ja/või rajades tagastusmudale vahemahtu selle hapnikusisalduse vähendamiseks. Oluline on, et biopuhastis oleks tagatud sobiv aktiivmudasisaldus ning membraanimahutis oleks see soovitust väiksem. Tagastusmuda vooluhulk:

$$Q_{TM} = \frac{Q_{SV} \cdot X_{KA,BM}}{X_{KA,TM} - X_{KA,BM}}\ (m^3/h), \qquad (13.6)$$

kus Q_{SV} on sissevooluhulk biopuhastisse (m^3/h); $X_{KA,BM}$ – puhastusliini viimase õhustuskambri aktiivmudasisaldus (g/l); $X_{KA,\ TM}$ - tagastusmuda aktiivmudasisaldus (g/l).

Näiteks kui biopuhasti sissevooluhulk on 45 m³/h, soovitav aktiivmudasisaldus biopuhastis 8 g/l ning tagastusmudasisaldus 12 g/l, on tagastusmuda vooluhulk Q_{TM} = 45·8/(12-8) = 90 m³/h. Tagastusmuda vooluhulka reguleeritakse pumba pöörete ja vooluhulga graafiku järgi.

13.4.4 Õhustusvajadus

Kuna reoveepuhastusprotsessis kulub ~75% tarbitavast energiast membraanide ja aerotankide õhustamisele, on oluline, et see oleks võimalikult tõhus ning et välditaks üle- ja alaõhustamist. Membraanbioreaktorites kasutatakse valdavalt toru- ja taldriktüüpi õhusteid. Üldiselt on soovitatav

olmereovee korral kasutada α-tegureid: 0,6−0,8, kui aktiivmudasegu ainesisaldus on 3−6 g/l, 0,5−0,6, kui see on 10−12 g/l ning ~ 0,4, kui 15−20 g/l [1]. Intensiivne õhustamine võib põhjustada vahutamist. Vahtu saab kõrvaldada pihustussüsteemi abil või kasutades vahuvastaseid aineid.

Membraanimoodulite projekteerimisel olmereoveepuhastitesse võetakse õhustuse erivajaduseks membraanelemendi projektsioonipindala (SAD_f) suhtes tavapäraselt 60−120 $Nm^3/m^2 \cdot h$. Õhustusvajadus on võimalik määrata ka membraani pindala (SAD_m) ning permeaadivoo (SAD_p) alusel, mille väärtused on enamikul membraanimoodulitel vastavalt 0,3−0,8 $Nm^3/m^2 \cdot h$ ning 10−90 Nm^3õhk/m^3permeaat [23]. Membraanimooduli õhustamiseks vajalik puhuriõhu vooluhulk:

$$G_M = \begin{cases} SAD_f \cdot A_p \\ SAD_m \cdot A_{MB} \\ SAD_p \cdot Q_{PM} \end{cases} (Nm^3/h,) \qquad (13.7)$$

kus SAD_f on õhustuse erivajadus membraanelemendi projektsiooni suhtes ($Nm^3/m^2 \cdot h$); SAD_m – õhustuse erivajadus membraani kogupindala suhtes ($Nm^3/m^2 \cdot h$); SAD_p – õhustuse erivajadus permeaadi voo suhtes (Nm^3õhk/m^3 permeaat); A_P – membraanelementide projektsioon (m^2); Q_{PM} - permeaadi koguvooluhulk (m^3/d).

13.5 Membraanbioreaktorite käitus ja hooldamine

13.5.1 Membraanbioreaktorite käitustsüklid

Sukel-membraanimoodulites kulgevad korduvad filtreerimistsüklid, millele järgnevad lühema intervalliga pesutsüklid ja/või pausiajad. Töötsüklite kestust on võimalik seadistada vastavaks reovee omadustele ning membraanide saastumise kiirusele. Töötsüklid on:

- filtreerimine – peamine puhastusetapp, milles reovesi juhitakse läbi membraani ning mille kestel membraane pidevalt (100 % ajast) või tsükliliselt (25−50% ajast) õhustatakse;
- paus – etapp, mille kestel permeaadivoog peatatakse (permeaadipump seisatakse), õhustamine aga jätkub;
- tagasipesu – etapp, mille kestel toimub permeaadivoo vastussuunaline liikumine, s.o permeaat juhitakse läbi membraanide tagasi membraanbioreaktorisse;
- õhueraldus – etapp, mille kestel gaasid kõrvaldatakse protsessist.

Membraanimoodulite ajutiseks (vähem kui üks ööpäev) kasutusest välja võtmiseks peatatakse sissevool membraanimahutisse ning õhustus jäetakse tööle. Ajaperioodi, mis kestab 2−14 päeva,

jooksul on vaja membraanimahuti tühjendada ning uuesti täita puhta vee ja desinfektsioonivahendiga, et hoida membraane vedelikuga kaetuna. Sellest pikemate ajaperioodide jooksul on vaja membraanimahuti tühjendada ja hoida säilitusvedelikus.

13.5.2 Membraanide käitus

Membraanimoodulite käitamisel juhitakse protsessi mitme parameetri alusel, mille tüüpilised väärtused ja vahemikud on näidatud tabelis 13.4. Membraanbioreaktorite jõudlust mõjutavad nii siseneva reovee kvaliteet kui ka käitusparameetrid, mida on vajalik pidevalt seirata. Membraanide tööd ja jõudlust on võimalik hinnata membraanivoo, transmembraanse rõhu ning membraani läbilaskvuse alusel. Stabiilsete töötingimuste tagamiseks seiratakse ka liig- ja tagastusmuda vooluhulkasid, veetaset membraanimahutites ning puhurite ja õhustite tööparameetreid. Pidevalt analüüsitakse reo- ja heitvee näitajaid:

- puhastisse sisenev reovesi (pH, BHT, KHT, $N_{üld}$, $P_{üld}$, HA, aluselisus, temperatuur);
  protsessis olev reovesi (pH, $X_{KA,BM}$, aluselisus, temperatuur, lahustunud hapnik, SRT, F/M suhe, viskoossus);
- permeaat (pH, BHT, KHT, $N_{üld}$, NH_3, $P_{üld}$, HA, aluselisus, temperatuur, lahustunud hapnik, hägusus).

Tabel 13.4. MBR tüüpilised käitusparameetrid [23]

Parameeter	Ühik	Tavaline väärtus	Vahemik
KHT koormus	$kg/m^3 \cdot d$	1,5	1,0–3,2
$X_{KA, BM}$	mg/l	10 000	5 000–20 000
$X_{KAL,BM}$	mg/l	8 500	4 000–16 000
F/M suhe	gKHT/g·d	0,1	0,05–0,4
SRT	d	20	5–30
HRT	h	6	4–9
Voog	$l/m^2 \cdot h$	20	15–45
Imemisrõhk	kPa	10	4–35
Lahustunud hapnik	mgO_2/l	2,0	0,5–5,0

Vooluhulgamõõturid ja andurid aitavad iga päev seirata protsessi parameetreid. Näiteks on membraanivoo ja p_{TM} alusel võimalik välja arvutada membraani läbilaskvus, mille põhjal saab hinnata membraanide puhastamise vajadust. Tavaliselt jälgitakse membraani läbilaskvuse vähenemise kiirust, sest kiire langus viitab liiga suurele membraanivoole või membraani saastumisele. Membraani läbilaskvus, s.o membraani läbinud reovee vooluhulga ja rakendatud rõhu suhe:

$$\Phi = \frac{q_{A,MB}}{p_{TM}} (l/m^2 \cdot h \cdot bar), \quad (13.7)$$

kus $q_{A,MB}$ on membraanivoog (l/m·h) ning p_{TM} transmembraanne rõhk (bar).

Andmete võrreldavuse tagamiseks korrigeeritakse filtri läbilaskvust temperatuuri arvestades, kuna madalama temperatuuri korral reovee viskoossus suureneb ning membraani läbilaskvus väheneb. Võrdlustemperatuur on tavaliselt 20 °C ning membraani läbilaskvust hinnatakse valemiga $\Phi_{T,20} = \Phi_T \cdot \exp [-0{,}026 \cdot (T-20)]$. Leitava väärtuse põhjal on operaatoril võimalik teha otsuseid membraanimoodulite edasise kasutuse ja pesutsüklite rakendamise kohta vastavalt tootjapoolsetele soovitustele.

Valemi 13.8 parameetrite leidmiseks kasutatakse valemeid 13.9 ja 13.10. Membraanivoog $q_{A,MB}$ väljendab reoveevoo ja membraani pindala suhet:

$$q_{A,MB} = \frac{Q_{PM}}{A_{MB}} (l/m \cdot h), \quad (13.8)$$

kus A_{MB} on membraani pindala (m^2) ning Q_{PM} – permeaadi vooluhulk (m^3/h).

Transmembraanne rõhk p_{TM}, mis väljendab membraanimooduli eelse (kontsentraat) ning järgse (permeaat) osarõhu vahet, leitakse sukelmembraanide korral veetaseme ja rõhuanduri asukoha kaudu (vt joonist 13.17):

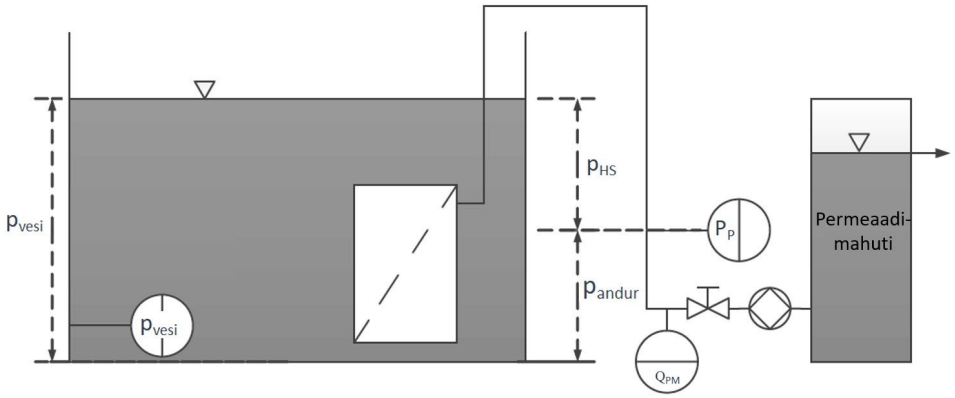
$$p_{TM} = P_P - P_{HS} \text{ (bar)}, \quad (13.9)$$

kus P_P on mõõteanduri näit (bar) ning P_{HS} – hüdrostaatiline rõhk, mis tuleneb veetaseme erinevusest rõhuanduri suhtes (bar). P_{HS} on positiivne, kui rõhuandur on allpool veetaset ning negatiivne, kui ülalpool veetaset.

Hüdrostaatiline rõhk:

$$P_{HS} = P_{vesi} - p_{andur} \text{ (bar)}, \quad (13.10)$$

kus P_{vesi} on veesamba rõhk mahuti põhjas (bar) ning p_{andur} – veesamba rõhk mahuti põhjast rõhuandurini (bar).



Joonis 13.16. Transmembraanse rõhu (p_{TM}) arvutusskeem

13.5.3 Membraanide saastumine ning nende füüsiline ja keemiline puhastamine

Membraanide saastumise all mõistetakse mudahelveste, kolloidide, lahustunud ainete ning anorgaaniliste ainete sadestumist membraani pinnale ja kogunemist membraani pooridesse. Saastumist on võimalik liigitada kaheks: makrosaastumine (membraanide pinna ja moodulite päiste ummistumine jämeda materjaliga) ning mikrosaastumine (membraani pooride ummistumine orgaaniliste, bioloogiliste ja/või anorgaaniliste saasteainetega). Membraanide saastumise tagajärjel väheneb nende läbilaskvus ning sõltuvalt membraanpuhasti töörežiimist mõjutab see moodulite tööd kahel erineval moel: pideva rõhu all töötamisel väheneb permeaadi voog ning stabiilse vooluhulgaga töötamisel suureneb transmembraanne rõhk.

Membraanide saaste võib olla kolmesugune: membraani pinnale nõrgalt kinnitunud füüsiliselt eemaldatav saaste, membraani pinnale ja pooridesse tugevamalt kinnitunud saaste, mida saab kemikaalide abil kõrvaldada, ning püsiv (pöördumatu) saaste, mida füüsiliselt ega keemiliselt kõrvaldada ei saa.

Membraanide ebapiisava kontrollimise ning järjepideva hooldusega võivad kaasneda suuremad hooldus- ja asenduskulud ning halvimal juhul ei ole tagatud membraanpuhasti projekteeritud jõudlus. Membraanide saastumise kiirust mõjutavad reovee omadused ja selles sisalduv (ekstratsellulaarsed polümeersed ained, $X_{KA,\ BM}$, helveste struktuur ja suurus, lahustunud ained), käitustingimused (voolukiirus ja -hulgad, õhustuse intensiivsus, tööaeg, SRT, HRT, F/M suhe, transmembraanne rõhk) membraani omadused (pooride suurus ja kuju, pinna poorsus, hüdrofoobsus/hüdrofiilsus).

Membraanbioreaktorite membraanide saastumist on võimalik ennetada või vähendada membraani töötingimuste optimeerimisega, saastunud membraanide puhastamisega ning aktiivmudasegu filtreerimise tõhustamise teel.

Membraani töötingimuste optimeerimine

Membraanbioreaktori normaalase töötamise huvides on oluline mehaanilise eelpuhastuse käigus kõrvaldada membraane ummistada või kahjustada võivad ujupraht, suured võõrised, liiv, karvad jms. Protsessi hüdrodünaamilisi tingimusi soodustab õhuga läbipuhumine, mis segab retendaati reoveega ning väldib biosaaste kogunemist membraanidele.

Membraanide puhastamine

Membraanide pinda ja poore on võimalik puhastada mitmesuguste füüsiliste meetoditega, nt kombineerides pausiaega tagasipesuga. Keemilist puhastamist on vaja membraani pinnale ja pooridesse tugevasti kinnitunud saasteainete kõrvaldamiseks. Orgaaniliste saasteainete eemaldamiseks kasutatakse peamiselt naatriumhüpokloritit ning anorgaaniliste saasteainete ja mineraalhapete või söövitatavate ainete puhul sidrun- või oksaalhapet.

Membraanide keemiline puhastus jaguneb regulaarseks hoolduspuhastuseks ja intensiivpuhastuseks. Regulaarse puhastuse eesmärk on tagada süsteemi töötamine väikese transmembraanse rõhu all ja suurte hüdrauliliste koormustega ning harvendada intensiivpuhastamist. Regulaarse hoolduspuhastuse ajal juhitakse kemikaalilahus membraanmoodulitesse lühikeseks ajaks (0,5–2 tunniks). Puhastusprotsess toimub membraanimahutis, mida ei ole vaja eelnevalt aktiivmudasegust tühjendada.

Intensiivpuhastust teostatakse teatud aja tagant või siis, kui membraani läbilaskvus väheneb teatud piirini. Intensiivpuhastuse ajal juhitakse kemikaalilahus membraanmoodulitesse tavalisest pikemaks ajaks. Puhastamist on võimalik korraldada nii eraldi seisvas pesumahutis kui ka protsessist lahutatud membraanbioreaktoris, mis on eelnevalt aktiivmudasegust tühjendatud ning veega loputatud. Puhastamise ajal juhitakse kemikaalilahus mahutisse vastupidi permeaadi voosuunale, misjärel toimub membraanide leotamine ja õhustamine. Puhastatud membraanid võetakse uuesti kasutusele ning kemikaalilahuse jäägid juhitakse biopuhastisse. Eelistada tuleb regulaarset hoolduspuhastust, mis aitab pikendada membraanide eluiga ning nende keskmist läbilaskvust.

13.6 Käitus ja sagedasemad probleemid

Puhasti käitamisel on oluline täita operaatoripäevikut, millesse pannakse kirja tehtud tööd, esinenud probleemid ja vajadusel protsessi seire andmed. Soovitatav on vähemalt kord aastas seadmeid visuaalset kontrollida. Tabelis 13.5 on käsitletud filtratsiooniprotsessis esineda võivaid probleeme ja nende võimalikke lahendusi.

Tabel 13.5. Peamised filtratsiooniprotsessis esineda võivad probleemid ja nende võimalikud lahendused [10]

Probleem	Võimalik põhjus	Tegevused olukorra parandamiseks
Aktiivmudapuhastus		
Heitvee kvaliteet ei vasta nõuetele	Aktiivmudasegu omadused ei vasta käitustingimustele	Kontrollida bioloogilise osa toimimist
Aktiivmudasegu kontsentratsioon on liiga suur/väike	Eemaldatava liigmuda kogused ei ole sobivad	Vaadata üle protsessi toimivus ning korrigeerida eemaldatava liigmuda koguseid
Vahutamine		
Liigne vahutamine aktiivmuda- ja/või membraanimahutis	Aktiivmudasegu omadused ei vasta käitustingimustele	Parandada käitustingimusi
	Membraanmahutis toimub üle-õhustamine	Vaadata üle puhurite töö
	Vahueemaldusseadmete (nt sprinklersüsteemi) rike	Vaadata üle vahueemaldusseadmed ning kasutavate kemikaalide doseerimine
	MBR ja aktiivmudasüsteemi käivitamine	Käivitusperioodil kontrollida ja eemaldada tekkiv vaht kuni protsessi stabiliseerumiseni
Membraani õhustussüsteem		
Ebaühtlane õhujaotus membraanimoodulis	Pihustid on ummistunud või katki. Õhufiltrid on katki	Üle vaadata ja puhastada pihustid. Vaadata üle sisemiste õhufiltrite hooldusgraafik
Ebaühtlane õhustus membraaniüksuses	Pihustid või membraanimoodulid ei ole ühes tasapinnas	Üle vaadata ja korrigeerida varustust
Õhustussüsteem ei saavuta seadistatud väärtusi	Puhurite ja/või õhupuhastussüsteemi pihustid ei tööta korralikult	Parandada või välja vahetada puhurid ja vajadusel õhutorustik, parandada pihustid
Permeaat		
Permeaat on hägune (üle 0,2 nefelomeetrilise hägususe ühiku) või heljumisisaldus on väga suur	Seadmete ebakorrektne töö	Kontrollida juhtimissüsteemide ja andurite toimimist, uuesti kalibreerida
	Membraanid ja membraaniüksused on kahjustunud	Parandada või asendada membraanid ja kahjustunud osad (nt permeaadivoolik, o-rõngas)
Permeaadivoog on eeldatavast väiksem	Seadmete rike	Kontrollida pumpade ja reguleerimisklappide korrasolekut ning toimivust

Probleem	Võimalik põhjus	Tegevused olukorra parandamiseks
Suur p_{TM} väärtus ning väike läbilaskvus	Membraanide saastumine	Eemaldada membraanidelt ebasobilik materjal ning tagada tõhus mehaaniline eelpuhastus Vaadata üle käituspäeviku andmed, MBR tootja hooldusjuhend ning teha vajalik puhastus
	Reovee vooluhulk on projekteeritust suurem	Reguleerida vooluhulka
	Suur MLSS väärtus, väike SRT väärtus. Ebapiisav lahustunud hapniku sisaldus aeroobses tsoonis	Parandada muda omadusi bioloogilises puhastusprotsessis
Ebaühtlane permeaadi ja/või MLSS voog membraanimahutite vahel	Hiljuti on lõppenud mõne membraanmooduli hoolduspuhastus	Vaadata käituspäevikust
	Ebaühtlane vooluhulga jaotus membraanimahutite vahel	Kontrollida vooluhulgajaoturite (pumbad, reguleerimisklapid) toimivust
Membraanide puhastamine		
Suurenenud on puhastamissagedus	Aktiivmudasegu omadused põhjustavad halba filtreeritavust	Teha filtreeritavustest, vajadusel korrigeerida bioloogilise osa käitusparameetrid
Filterelementide läbilaskvus on vähenenud	Hooldus on ebatõhus	Puhastada filtratsioonielemendid, kontrollida bioloogilise osa toimivust
Filtratsioonielemendid on umbes	Õhupuhuri jõudlusest ei piisa muda eemaldamiseks filterelementidelt	Suurendada puhuri jõudlust
Puhastusprotsess ei taga oodatud tulemusi	Membraani puhastussüsteem ei tööta korralikult	Veenduda puhastussüsteemi töötamises, vaadata üle juhtseadistused, puhastustsüklid ja -kestused, kemikaali doseerimine ja selle süsteemid
Puhastamine ei taasta membraanide läbilaskvust	Permeaadipumba, -torustiku või reguleerimisklappide ebakorrektne töö	Kontrollida seadmete tööd
	Membraanid on jõudnud kattuda mitte-eemaldatava saastega	Vaadata üle käituspäeviku andmed eesmärgiga tuvastada saastumise põhjused

13.7 MBR tulevikuvaated

Membraantehnoloogia on viimaste aastakümnete jooksul kiiresti arenenud ning kujunenud paljulubavaks alternatiiviks olme- ja tööstusreovee puhastamisel ning järelpuhastus- ja raskmetallide eemaldamise mooduseks. MBR rakendamisega paraneb heitvee kvaliteet, tekib võimalus vee taaskasutamiseks ning väheneb puhasti jaoks vajaliku maa-ala suurus. Ometi on MBR rakendamisega kaasnenud ka probleeme ning tulevased uuringud peaksid keskenduma nende lahendamisele:

- membraani saastumise vähendamisele – saastumismustrite mõistmisele ning vaatlus-andmetele tuginevale arvutipõhisele diagnostikale ja kontrollile, tõhusamatele puhastus-vahenditele ning puhastusrežiimidele, alternatiivsetele mehaanilistele puhastusmeetoditele (nt mehaanilisele vibreerimisele);
- rajamis- ja käituskulude vähendamisele – odavamate membraanide või pikema kasutuseaga kemikaalikindlate membraanide väljatöötamisele, membraanide pesemisele ning bioreaktori õhustussüsteemide käitamisele (nt saastumise tõhustatud kontrollile, hapnikusiirdejõudluse suurendamisele).

Viidatud allikad

[1] *A. van Haandel, J. G. van der Lubbe, Handbook of biological wastewater treatment. Design and Optimisation of Activated Sludge Systems, Second. London: IWA Publishing, 2012.*

[2] *G. Chen, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design, 2nd ed. IWA Publishing, 2020.*

[3] *S. Judd and C. Judd, The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment. Elsevier, 2006. doi: 10.1016/B978-185617481-7/50005-2.*

[4] *A. Samanta et al., "Nanomechanical responses of human hair," J. Mech. Behav. Biomed. Mater., vol. 56, pp. 229–248, Mar. 2016, doi: 10.1016/J.JMBBM.2015.10.010.*

[5] *R. Sarbatly, Membrane Technology for Water and Wastewater Treatment in Rural Regions. Engineering Science Reference, 2020.*

[6] *G. Wen, J. Ma, L. Zhang, G. Yu, "Membrane Bioreactor in Water Treatment," Compr. Membr. Sci. Eng., vol. 4, pp. 195–209, Jan. 2010, doi: 10.1016/B978-0-08-093250-7.00032-3.*

[7] *"Technical Report CEN/TR 15897 'Submerged Membrane Bioreactor (MBR) technology,'" 2018.*

[8] *"Membrane Bioreactor," Rosun. [WWW] https://www.enrosun.com/products/membrane-bioreactor.html*

[9] *R. Singh, Membrane technology and engineering for water purification. Application, Systems, Design and Operation. Elsevier, 2015.*

[10] *Water Environment Federation, Ed., Membrane Bioreactors: WEF Manual of Practice No.36, 1st Edition. Mc Graw Hill, 2012.*

[11] *"MBR membrane module configurations," The MBR Site, 2018. [WWW] https://www.thembrsite.com/mbr-membrane-configurations/membrane-technology-configurations-mbr-overview/*

[12] *"A Series Tubular Membrane Modules," PCI Membranes Filtration Group. [WWW] https://www.pcimembranes.com/products/a-series-tubular-membrane-modules/*

[13] *"Selective variety. Different applications. Quality range of proprietary UF membrane for different treatment needs.," MattenPlant Pte Ltd. [WWW] https://www.mattenplant.com/ultrafiltration-uf/uf-overview/membrane-selection/*

[14] *"Cross-Flow-Membrane-Modules," Lehmann&Voss&Co. [WWW] https://www.lehvoss-filtration.de/en/products/cross-flow-membrane-modules/*

[15] *R. P. Singh, "Tubular Membrane System," Youtube, 2016. [WWW] https://www.youtube.com/watch?v=24Eg_HcWMXY*

[16] *"Koch Membrane Systems Introduces Inducor Tubular Modules," Water Online, 2006. [WWW] https://www.wateronline.com/doc/koch-membrane-systems-introduces-inducor-tubu-0001*

[17] *"Ultrafiltration. The breakthrough membrane technology.," Pentair. [WWW] https://codeline.pentair.com/sitecore/content/websites/advanced-filtration/website/filtration/ultrafiltration?sc_lang=en*

[18] *"KUBOTA Submerged Membrane Unit for MBR Technologies," 2017.*
[19] *"Puron Membrane Bioreactor from Koch," 2015. [WWW] https://www.concreteconstruction.net/projects/infrastructure/puron-membrane-bioreactor-from-koch_c*
[20] *M. Kureck, "Wastewater treatment and water recycling using Membrane Filtration. Costs and benefits for the Industry.," 2019. [WWW] https://www.estexbd.com/wp-content/uploads/2019/11/Lecture-2_Martin-Kurek_Präsentation-Dhaka.pdf*
[21] *J. Yang, Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment, 1st ed. 2013. [WWW] http://155.0.32.9:8080/jspui/bitstream/123456789/505/1/Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment.pdf*
[22] *"Top 4 Advantages of Hollow Fiber Membrane Filter," HydroBlue, 2019. [WWW] https://www.hydrobluemem.com/top-4-advantages-of-hollow-fiber-membrane-filters/*
[23] *H.-D. Park, I.-S. Chang, K.-J. Lee, Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. CRC Press, 2015.*
[24] *K. Xiao, S. Liang, X. Wang, C. Chen, X. Huang, "Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review," Bioresour. Technol., vol. 271, pp. 473–481, Jan. 2019, doi: 10.1016/J.BIORTECH.2018.09.061.*
[25] *"Microdyn-Nadir. Microdyn Bio-Cel MBR. Design Guidlines.," 2018.*

14 Puhurid, segurid ja pumbad

Mihkel Gross

14.1 Vee õhustamine ja segamine

Reoveepuhastis tuleb reovett, aktiivmudasegu või tihenenud muda liikuma panna või ühest mahutist teise toimetada, selleks kasutatakse pumpasid, segureid ja õhktõstukeid.

Vee, ka reovee, õhustamine on protsess, milles õhk ja vesi on tihedas aktiivses kontaktis ning õhuhapnik vette lahustub. See kontakt võib olla kahesugune − väikeste veepiiskade liikumisel läbi õhu või, nagu reovee puhastamisel, õhu puhumisel vette. Õhustamine, s.o hapniku lahustumine vette, on tõhus siis, kui õhu ja vee vaheline kontaktpind on suur, s.o kui veepiisad õhus või õhumullid vees on hästi väikesed.

Peale hapniku vette lahustamise (õhustamise) on aktiivmudapuhastuses oluline ka vee liikuma panemine ning aktiivmudasegu heljuvas olekus hoidmine. Seda saab teha mehaaniliselt, s.o mingeid labasid vees liigutades, või õhumullide abil, mis ülespoole tõustes vee kaasa haaravad.

14.2 Õhustusseadmed

14.2.1 Peenmullõhustus

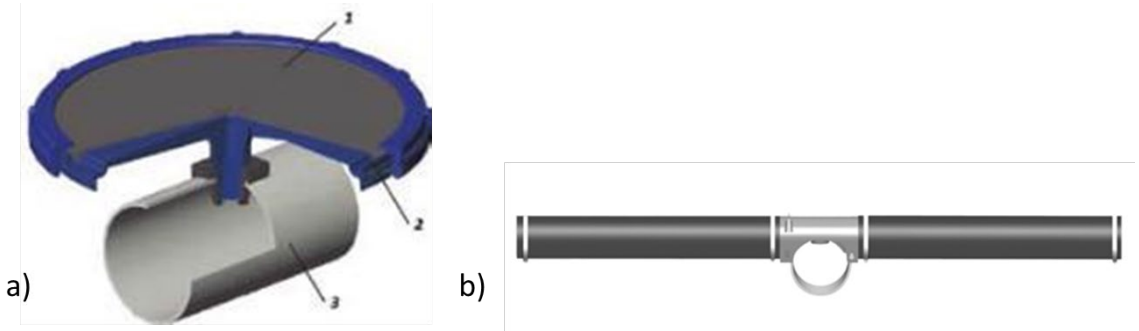
Aktiivpuhastus saab normaalselt kulgeda vaid siis, kui õhustuskambri kogu aktiivmudasegus on piisavalt (2–3 mg/l) lahustunud hapnikku ning õhustus on pidev. Õhustatakse peamiselt suruõhuga, harvemini mehaaniliste või jugaõhustite abil.

Surveõhustussüsteem koosneb puhuri(te)st, suruõhutorustikust ja õhustuskambri põhjas paiknevatest ketas-, toru-, plaat- või voolikõhustitest. Kõige rohkem kasutatakse **ketas- ja toruõhusteid,** mis monteeritakse õhustuskambri põhjas olevale suruõhutorustikule. Ketasõhusti liuakujulist plastkeret katab elastsest plastist membraan, milles on pisikesed pilud (joonis 14.1). Õhustamise ajal membraan kummub üles ja venib, pilud avanevad ning suruõhk pääseb peente mullidena (läbimõõt 1 – 3 mm) aktiivmudasegusse. Mullikesed tõusevad veepinna poole ning õhuhapnik lahustub vette. Mida väiksemad on membraanipilud, seda peenemad on õhumullid ning seda rohkem hapnikku vette lahustub. Kui puhur seisma jääb ja suruõhku juurde ei tule, vajub membraan algasendisse, avad sulguvad ning reovesi õhustisse ega õhutorustikku ei pääse.

Hästi töötav peenmullõhusti paneb vee kihisema. Ebaühtlaselt mullitav vesi viitab sellele, et membraan on katki ning tuleb välja vahetada. Seda on lihtne teha, kui jaotustorusid on võimalik koos õhustitega välja tõsta, vastasel korral peab õhustuskambri tühjaks laskma.

Puhasti reostuskoormuse järgi arvutatakse reovee puhastamiseks vajalik hapnikuhulk, selle järgi suruõhuhulk ning kõige lõpuks vajalik õhustite arv. Õhu hulk ketasõhusti kohta sõltub ketta suurusest, väiksematel on see *ca* 2 m^3 tunnis, suurematel kuni 6 m^3 tunnis. Mõned tootjad lubavad 2–3 korda suuremaid õhukoguseid.

Õhutorustiku peale või külge monteeritavad toruõhustid on 0,6 – 2,0 meetrit pikad ning nendest pihustatava õhu hulk on keskmiselt 4 m^3 toru pikkusmeetri kohta.



Joonis 14.1. Peenmullõhustid: a – ketasõhusti: 1 – elastne membraan, 2 – õhusti kere, 3 – suruõhutoru; b – kaks toruõhustit koos ühendusmuhviga [1]

Suruõhutorustik tehakse happekindlast roostevabast terasest või plasttorudest. Kui jaotustorusid, mille külge kinnitatakse õhustid, on mitu, siis peab kõikidel harudel olema hästi ligipääsetavas kohas tiibsulgur. Õhutorustiku veealusesse ossa koguneb õhustamise ajal kondensatsioonivett, mille väljalaskmiseks on tarvis kraanidega suletavaid vee-eemaldustorusid. Peenmullõhustite tõhusus on üsna hea (2,2 – 2,5 kgO_2/kWh).

14.2.2 Jämemullõhustus

Jämemullõhustust kasutatakse peamiselt seal, kus on vaja vett segada või liigutada, ja kus kaasnev õhustamine protsessi ei häiri, näiteks õhustatavates liivapüünistes, kogumis-ühtlustusmahutites, liigmuda kogumismahutites.

Jäme (3 – 50 mm) õhumull haarab ülespoole tõustes vee kaasa, pannes selle püsttasapinnas ringlema. Kasutatakse nii ketas- kui ka toruõhusteid (joonis 14.2). Ketas-jämemullõhustid on nagu peenmullõhustidki ehitatud nii, et kui puhur seisma jääb ja suruõhku juurde ei tule, avad sulguvad.

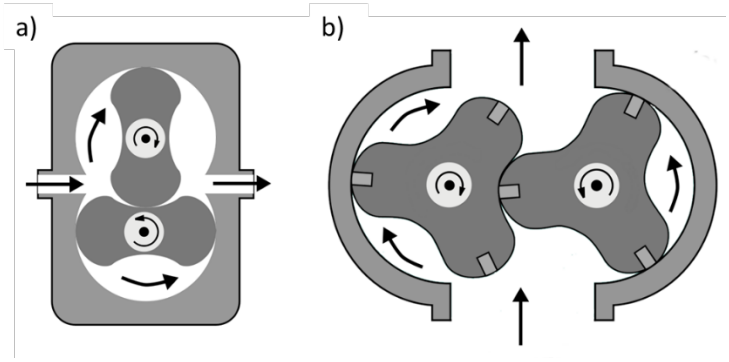


Joonis 14.2. Jämemullõhustid: a – ketas-jämemullõhusti töö- ja b – avatud asendis; c – toruõhusti

14.2.3 Puhurid

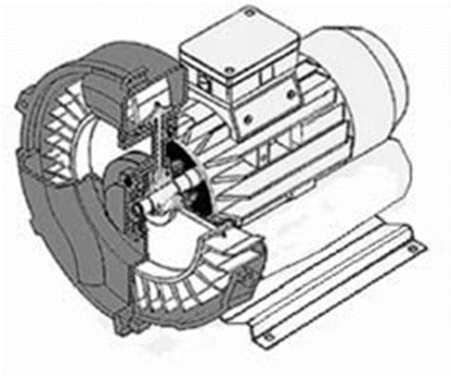
Puhur on õhustussüsteemi kõige nähtavam ja kuuldavam osa. Eesti uuematel väikepuhastitel on peamiselt sagedusmuunduriga pöördkolb- ja külgkanalpuhurid, mis töötavad hapnikuanduri juhtimisel. Kui puhastisse jõudev reostuskoormus kasvab, hakkavad aktiivmudas elavad bakterid „aktiivsemalt tööle“, tarbides rohkem hapnikku. Aktiivmudasegu lahustunud hapniku sisaldus siis väheneb ning sagedusmuundur suurendab puhuri pöörlemissagedust. Õhustamine intensiivistub, aktiivmudasegu hapnikusisaldus kasvab ning kui see jõuab etteantud väärtuseni (nt 3 mg/l), puhuri pöörlemissagedus ja õhustamise intensiivsus vähenevad. Niiviisi hoitakse hapnikusisaldus soovitud piirides ning hoitakse kokku reovee õhustamiseks kuluvat elektrienergiat.

Pöördkolbpuhuril, mida käitab kiilrihm-ülekande kaudu elektrimootor, on kahe- või kolmelabaline rootor (joonis 14.3). Mõnes puhuris on õli, mõnes mitte. Tuleb hoolt kanda, et õli koos puhutava suruõhugareovette ei pääseks. Puhurikomplekti kuulub õhufilter ning enamasti ka mürasummutuskast.



Joonis 14.3. Pöördkolbpuhurid: a – kahelabalise rootoriga, b – kolmelabalise rootoriga [1]

Külgkanalpuhur on keerispumba taoline seade, mille elektrimootori võllile on kinnitatud üks või kaks servalabadega ketast (joonis 14.4). Kettad pöörlevad keres, milles on labade kõrval kitsad külgkanalid. Õhu sissevooluava ette käib õhufilter ning surveava ühendatakse suruõhutoruga. Hooldustöid on vähe, peamiselt tuleb jälgida õhufiltri puhtust, mootori temperatuuri ning vajaduse korral vahetada õhufilter. Külgkanalpuhurid sobivad peamiselt väikepuhastitele.



Joonis 14.4. Külgkanalpuhur [1]

Suurtes puhastites kasutatakse ka ühe- või mitmeastmelisi tsentrifugaalpuhureid (joonis 14.5) ning kruvipuhureid.



Joonis 14.5. Tsentrifugaalpuhur: a – üheastmeline, b – mitmeastmeline [3]

Puhuri(te) valimisel tuleb teada puhuri jõudlust $Q_{õ}$ [m^3/h] ja puhurist väljuva õhu rõhku $H_{õ}$ [mbar]. Õhu rõhk sõltub õhustite asetussügavusest (veesamba vasturõhk), survekadudest õhutorustikus ja õhusti membraani väljumistakistusest (keskmiselt 0,3–0,6 mH_2O (1 m veesammast = 100 mbar)).

Kui puhasti hapnikutarve standardtingimustel (ingl, *Standard Oxygen Transfer Rate*, SOTR) [kg O_2/h] on teada, saab selle järgi leida vajaliku õhu koguse, mis tuleb läbi õhustite reovette puhuda:

$$Q_{\delta} = \frac{SOTR}{0{,}28 \cdot e_a} \quad (m^3/h), \qquad (14.1)$$

kus 0,28 on hapniku mass ühes normaalkuupmeetris õhus [kg] ja e_a – õhustuse tõhusus, mis sõltub reovee temperatuurist, õhumulli suurusest, õhustite paigutustihedusest, aga peamiselt nende asetussügavusest.

Reovee temperatuuri 10°C korral võib kasutada järgmisi tõhususi:

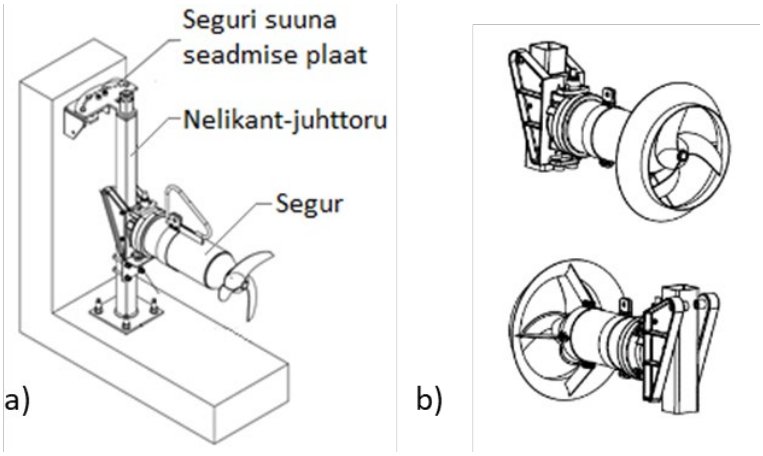
- e_a = 0,1–0,11, kui h < 3 m;
- e_a = 0,12–0,13, kui h 3–4 m;
- e_a = 0,14–0,15, kui h > 4 m.

Õhustuse tõhususe määramist on täpsemalt kirjeldatud standardites ATV-M 209E [2] ja EN 12255-15.

14.3 Segurid

Segur on seade, mis segab vett ja hoiab heljumi (sh aktiivmuda) heljuvas olekus. Tänapäeval kasutatakse peamiselt **sukelsegureid** (joonis 14.6), mille elektrimootor, reduktor ja propellerikujuline tööratas on kompaktseks seadmeks ühendatud. Vaid mõnel kemikaalide segamiseks mõeldud seguril on pikk võll, mis ühendab labadega tööorganit kuival paikneva elektrimootoriga. Sukelsegureid kasutatakse purgimissõlme mahutis, ühtlustusmahutis, biopuhasti anaeroobses ja anoksilises kambris, annuspuhastis ning mõnikord ka tavapuhasti õhustuskambris.

Väikestel puhastitel on tavaliselt kiirekäigulised segurid, mille tööorgan on mootori võlli otsas. Tugevama joa saamiseks lisatakse segurile mõnikord juhtring (joonis 14.6 b).



Joonis 14.6. Väike sukelsegur: a – pööratav (suunatav) segur, b – juhtringiga segur

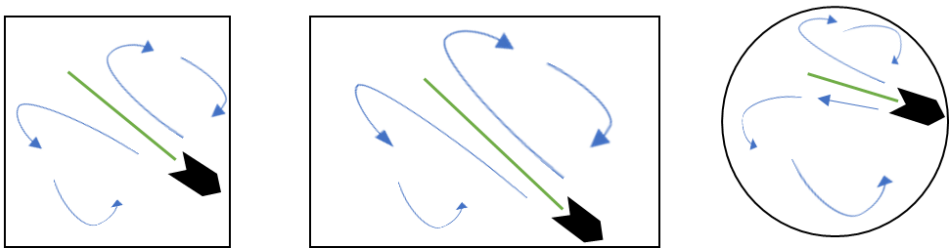
Selleks, et kogu mahuti sisu saaks korralikult läbi segatud, peab segur olema piisava võimsusega ja õigesti paigaldatud. Võimsus oleneb mahutis oleva vee hulgast. Ühe mahuühiku kohta vajalik võimsus on 5 W, seega seguri elektrimootori võimsus on:

$$P_S = \frac{5 \cdot V_m}{1000} \quad \text{(kW)}, \qquad (14.2)$$

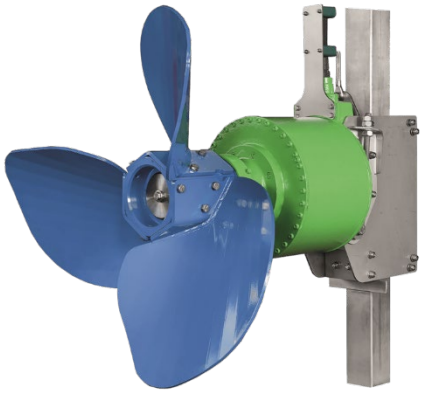
kus V_m on mahutis oleva vee hulk [m^3].

Soovituslikud seguri asukohad eri kujuga mahutites on kujutatud joonisel 14.7.

Suurte nn koridortüüpi puhastite õhustuskambrites kasutatakse vee liigutamiseks suuri, aeglase käiguga segureid (joonis 14.8), millel on mootori ja tööorgani vahel pöörlemissagedust vähendav reduktor. Tiiviku läbimõõt jääb vahemiku 1,2 – 2,5 m ning pöörlemissagedus on 60 – 100 p/min. Mida kiiremini seguri propeller pöörleb, seda suurem peab olema mootori võimsus.



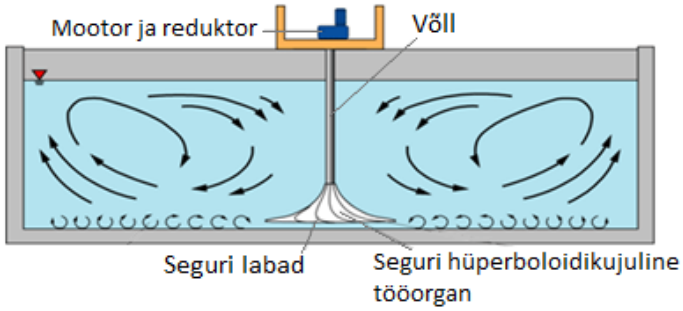
Joonis 14.7. Sukelseguri paiknemine



Joonis 14.8. Suur sukelsegur (PSM)

Seguriga segades on oluline segamise tõhusus, mis sõltub mahuti suurusest, kujust, seguri paiknemisest mahutis ja seguri tekitatud voolu (joa) suunast. Jälgida tuleb valmistajatehase soovitusi. Kui segur on valesti paigaldatud, jääb osa mahutis olevast veest seisma ning toor- või aktiivmuda setib mahuti põhja, tiheneb ja hakkab kuhjuma.

Peale tiivikutega segurite kasutatakse mõnes puhastis ka hüperboloidsegureid (joonis 14.9).



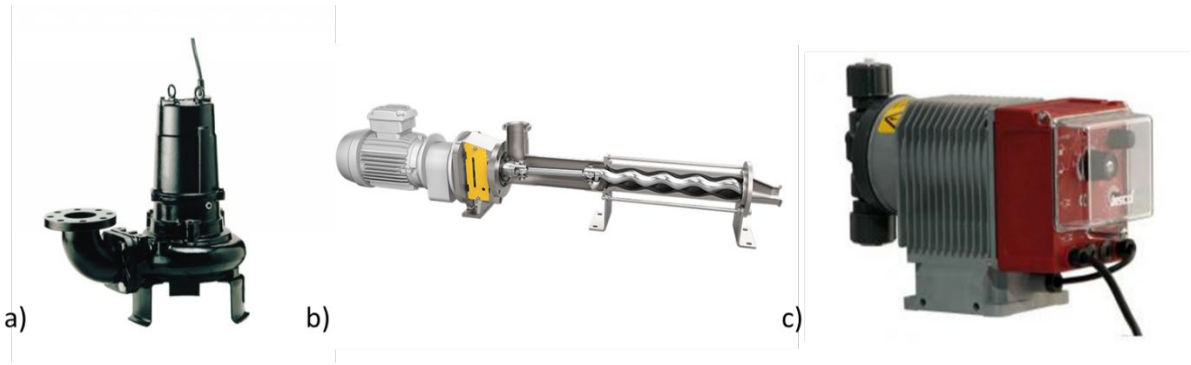
Joonis 14.9. Hüperboloidseguri töötamise skeem [4]

Hüperboloidsegur on vertikaalse võlliga seade, mille mootor koos reduktoriga paikneb veepinna kohal ning hüperboloidikujuline tööorgan mahuti põhja lähedal. Parim segamisefekt saadakse silindrikujulises mahutis. Kui peale seguri on mahuti põhjas ka peenmullõhustid, on lihtne tekitada vahelduvaid õhustamis- ja segamistsükleid.

14.4 Pumbad

Reoveepuhastis on vaja liigutada eri olekus vett ja muid vedelikke. Ühtlustusmahutis, anoks- ja õhustuskambris olevat vett saab liigutada sukelpumbaga (joonis 14.10, a), mudamahutis tihenenud jääkmuda pumbatakse mudatahendisse peamiselt kruvipumbaga (joonis 14.10, b) ning mitmesuguseid kemikaale diafragmapumbaga (joonis 14.10, c).

Reoveepuhastisse tuleb valida selline sukelpump, mille tõstekõrgus on väike. Seda seepärast, et eri mahutites (v.a ühtlustusmahutis) on veetase samal kõrgusel ja pumbal puudub nn „vastusurve“, s.o staatiline tõstekõrgus. Pumbal tuleb ületada vaid survekadu torustikus, mis on üldjuhul väga väike. Sellises tööolukorras pump pikendab oma karakteristikuid, millega kaasneb vooluhulga ja võimsustarbe suurenemine ning tõstekõrguse ja kasuteguri vähenemine. Vajaliku võimsuse suurenemine võib pumba mootori üle koormata kuni läbipõlemiseni.

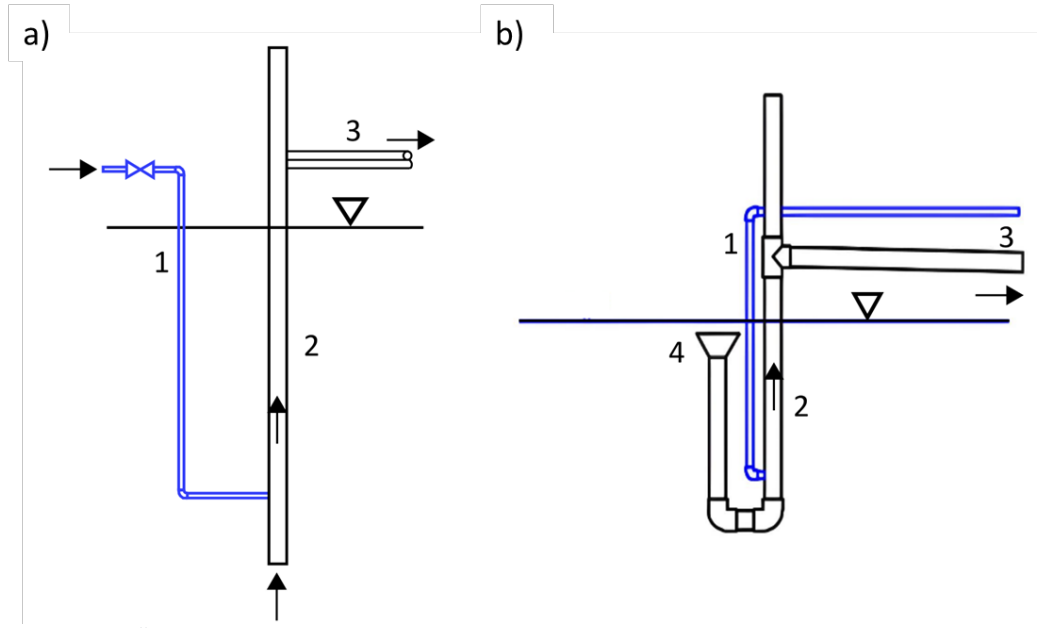


Joonis 14.10. Sukelreoveepumbad: a – põhjaliitmiku ja juhttorudega pump (Tsurumi), b – kruvipump (NEMO® BH Sanitary Pump), c – diafragmapump (Jesco)

Settemahutisse pumbatud liigaktiivmuda tiheneb,selle kuivainesisaldus on üle 1 % ning mahutist välja pumpamiseks on vaja **kruvipumpa** (joonis 14.10 b). See on kuival paiknev pump, mille kruvikujuline rootor pöörleb teras- või malmkeres paiknevas kummilaadsest elastsest materjalist hülsis. Kruvipump on iseimev ja reverseeritav, st voolu suunda saab muuta, kui kruvi teistpidi pöörlema panna.

Järelsetitist on vaja aktiivmuda õhustuskambrisse tagasi pumbata, liigmuda puhastusprotsessist mudamahutisse kõrvaldada ja järelsetiti pinnale kerkinud pinnamuda eemaldada. Väikepuhastites saab seda teha ka õhktõstukiga. **Õhktõstuk** (ingl *airlift*, joonis 14.11) on ühendatud anumate põhimõttel toimiv veetõsteseade. Vette pihustatud suruõhk moodustab veega emulsiooni,mis on veest kergem ning tõuseb ümbritseva vee survel mööda tõusutoru üles. Õhktõstuki ehitus on väga lihtne, töökindlus suur ja tööiga pikk. Liikuvaid osi õhktõstukil ei ole ning vees olevad tahked võõrised seda ei häiri, seetõttu sobivad need veetõsteseadmed eriti hästi reovee ja sogase vee pumpamiseks. Õhktõstuki tööd ei häiri ka see, et emulsioonitoru on kõver või viltune. Kasutegur on suhteliselt väike: 0,4–0,5. Et

tõstekõrgus on väike, ei kulu õhktõstukile kuigi palju suruõhku. Kuna õhktõstukil liikuvaid osi ei ole, ei vaja see peaaegu üldse hooldust.



Joonis 14.11. Õhktõstuk: a – üldvaade, b – pinnamuda „lürp“: 1 – õhutoru, 2 – emulsioonitoru, 3 – äravoolutoru, 4 – lehter [1]

Viidatud allikas

[1] A. Maastik, G. Danilišina, M. Gross, M. Kriipsalu, P. Tamm, T. Tenno „Väikeste reoveepuhastite (jõudlus kuni 2000 ie) hooldamise juhend“. 2011.

[2] GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., ATV-M 209E Measurement of the Oxygen Transfer in Activated Sludge Aeration Tanks with Clean Water and in Mixed Liquor. 1996.

[3] Ingersoll Rand [WWW] https://www.hoffmanandlamson.com/en-us/products/centrifugal-blowers-exhausters/multistage-centrifugal/high-flow-multistage-centrifugal-blowers

[4] Pelton Environmental Products, Invent® HyperClassic Mixer [WWW] https://www.peltonenv.com/invent_hyper_classic_mixer.php

15 Selitamine ja setitamine

Vahur Värk, Taavo Tenno, Vallo Kõrgmaa

15.1 Selitamine

Selitamise eesmärk on reovees oleva heljumi kõrvaldamine raskusjõu või tsentrifugaaljõu toimel. Kõrvaldatavate heljumiosakeste suurus võib olla väga erinev − silmale nähtavatest kuni nähtamatute kolloidideni. Heljum võib olla kas looduslikku päritolu või tekkinud vee kasutamisel või keemilisel või bioloogilisel käitlemisel või mõlemal koos.

Selitamiseks on kasutusel ka flotatsioon, s.o heljuvate või emulgeerunud ainete lahutamine vedelikust neid õhumullide abil pinnale ujutades ning sealt vahuna koristades. Flotatsiooni (vt ka jaotist 5.8) looduslik näide on veest kergemate osiste, nagu õli ja rasva, tõusmine veepinnale.

Selitada saab ka muutuva kiirendusega seadmete, nt hüdrotsüklonite, tsentrifuugide või vortex-tüüpi seadmete abil, milles toimivad samaaegselt nii raskusjõud kui ka tsentrifugaaljõud. Reoveepuhastuses on neist levinuimad reoveesette tihendamiseks kasutatavad tsentrifuugid.

15.2 Setitamine

Kõige kasutatavam selitamisviis on setitamine, milles veest raskemad osised vajuvad nii joogi- kui ka reovee käitlemisel raskusjõu toimel setiti põhja. Reovee puhastamisel rakendatakse setitamist liivaärastuses, eelsetitites (vt jaotis 5) või reovee bioloogilisel ja keemilisel käitlemisel tekkinud biomassi kõrvaldamiseks. Setitamine on kasutusel ka reoveesette tihendamisel (vt jaotis 17), lahutades settest üleliigne vesi.

Osakeste väljasettimine algab järjest kiireneva kiirusega seni, kuni vee takistus muutub võrdseks osakese raskusjõuga, järgneb settimine ühtlasel kiirusel. Settimise tõhusus oleneb osakeste settimiskiirusest, mis on sõltuv vedeliku viskoossusest ja seega ka temperatuurist. Tasakaaluolekus oleneb settimiskiirus osakeste tihedusest, kujust ja suurusest ning vedeliku tihedusest ja viskoossusest. Tabelis 15.1 on näide sellest, milline on kerakujuliste mineraalsete osakeste (tihedus 2,65 kg/m^3) settimiskiirus 1 m sügavuses seisvas vees temperatuuril 10° C [1].

Reoveepuhastuses toimub settimine mitut moodi:

- **üksikosakesesettiminene:** osakesed setivad vabalt ühtlase kiirusega, teistest osakestest sõltumatult (ingl *discrete particles settling*);
- **helvessettimine** (ingl *flocculant particles settling*): kui heljumit on vees vähe, kuid osakestel on võimalik liituda, kasvab settimiskiirus osakeste suurenemise tõttu;
- **tsoonsettimine** (ingl *zone settling*) toimub siis, kui vedeliku heljumisisaldus on suur ning vedelik pigem liigub läbi osakeste vahelise ruumi, mistõttu vertikaalne settimiskiirus väheneb seda enam, mida suuremaks muutub heljumisisaldus. Settimise lõpuks tekib kaks silmaga eristatavat tsooni – vee- ja settetsoon;
- **survesettimine** (ingl *compression settling*) toimub siis, kui heljumisisaldus on väga suur ning settimine toimub osakeste tekitatud rõhu all, nt paksu mudakihi alumises osas

Tabel 15.1. Kerakujuliste osakeste settimiskiirus ja -aeg 1 m sügavuses seisvas vees temperatuuril 10°C

Osake	d, mm	v, cm/s	Settimisaeg
Kruus	10	100	1,0 s
Liiv	1	10	10 s
Peenliiv	0,1	0,8	2 min 5 s
Möll	0,01	0,0154	1 h 48 min
Savi	0,001	0,00000154	*ca* 2 aastat

Üksikosakese- ja helvessettimisel vajuvad osakesed omaette, nt reoveepuhasti eelsetitis. Biopuhasti järelsetitis kulgeb aga tsoonsettimine, milles osakeste settimist pidurdavad teised osakesed. Vaba settimise piiriks on heljumisisaldus 500–1000 mg/l, millest suuremate väärtuste puhul algab tsoonsettimine. Eelsetitites, kus sissevooluvee heljumisisaldus on enamasti alla 1000 mg/l, on settimine "vaba" ning setitit saab dimensioneerida pinnakoormuse järgi, järelsetitites peab aga arvestama ka sette ainesisaldust.

15.2.1 Üksikosakesesettimine

Vedelikus vabalt heljuvale osakesele mõjuvad vastassuunalised vertikaaljõud, s.o raskus- ja ülestõstejõud, mille vahe määrab osakese liikumise suuna ja kiiruse.

Osakese paneb liikuma raskusjõud:

$$F_1 = (\rho_s - \rho_v) \cdot g \cdot V_{osake}, \qquad (15.1)$$

kus V_{osake} on osakese maht (m^3), g – raskuskiirendus (9,81 m/s^2), ρ_s – osakese tihedus (kg/m^3). ja ρ_v – vedeliku tihedus (kg/m^3).

Osakese allapoole liikumist takistab ülestõstejõud F_D (kg·m/s^2), mis oleneb osakese liikumiskiirusest, vedeliku tihedusest ja viskoossususest, osakese läbimõõdust ja Newtoni takistustegurist:

$$F_D = C_D \cdot A_C \cdot \rho \cdot \frac{v_S^2}{2}, \qquad (15.2)$$

kus C_D on Newtoni takistustegur, mis oleneb Reynolds'i arvust Re, A_C – osakese pinnaprojektsioon risti liikumise suunaga (m^2) ja v_S – osakese settimiskiirus (m/s).

Tasakaaluolekus ($F_1 = F_D$) setib osake ühtlase kiirusega v_S (m/s):

$$v_S = \sqrt{\left(\frac{2g}{C_D} \cdot \frac{\rho_S - \rho_v}{\rho_v} \cdot \frac{V_{osake}}{A_C}\right)}. \qquad (15.3)$$

Üksikosakese settimiskiirust mõjutab selle kuju ja kaugus teisest osakesest. Mida rohkem erineb osakese kuju kerast, seda aeglasem on osakese liikumine võrreldes keraga. Kerakujulise osakese mahtu V_{osake} (m^3) ja pinnaprojektsiooni A_c (m^2) saab arvutada järgnevalt:

$$V_{osake} = \frac{\pi}{6} \cdot {d_{osake}}^3 \text{ ja} \qquad (15.4)$$

$$A_C = \frac{\pi}{4} \cdot {d_{osake}}^2, \qquad (15.5)$$

kus d_{osake} on osakese läbimõõt (m):

$$d_{osake} = \frac{3}{2} \cdot \frac{V_{osake}}{A_C} = \frac{6 \cdot V_{osake}}{A}, \qquad (15.6)$$

kus A on osakese pinnalaotuse pindala (m^2).

Settimiskiirus:

$$v_S = \sqrt[2]{\left(\frac{4}{3} \cdot \frac{g}{C_D} \cdot \frac{\rho_S - \rho_v}{\rho_v} \cdot d\right)} \approx \sqrt[2]{\left(\frac{4}{3} \cdot \frac{g}{C_D} \cdot (S_S - 1) \cdot d_{osake}\right)}, \qquad (15.7)$$

kus S_S on osakese erikaal (N/m^3).

Takistusteguri C_D saab arvutada valemitest:

- laminaarvoolupiirkonnas ($10^{-4} < R_e < 1$):

$$C_D = \frac{24}{R_e} \qquad (15.8)$$

- üleminekupiirkonnas ($1 < R_e < 10^3$):

$$C_D = \frac{24}{R_e} + \frac{3}{\sqrt{R_e}} + 0{,}34 \qquad (15.9)$$

- turbulentses piirkonnas ($10^3 < R_e < 10^4$):

$$C_D = 0{,}4. \qquad (15.10)$$

Reynolds'i arv:

$$R_e = \frac{\varphi \cdot v_S \cdot \rho_S \cdot d_{osake}}{\eta_{dün}}, \qquad (15.11)$$

kus $\eta_{dün}$ on dünaamiline viskoossus ja φ – osakese kujust tulenev koefitsient, mis on kera puhul 1.

$$R_e = \frac{v_S \cdot d_{osake}}{\eta_{kin}} = \frac{v_S \cdot d_{osake} \cdot \rho_S}{\eta_{dün}}. \qquad (15.12)$$

Valemite ühendamisel saame järgneva valemi, mida kutsutakse ka Stokes-i valemiks

$$v_S = \frac{g \cdot (\rho_S - \rho_v) \cdot {d_{osake}}^2}{18 \cdot \eta_{dün}} \approx \frac{g \cdot (S_S - 1) \cdot {d_{osake}}^2}{18 \cdot \eta_{kin}}, \qquad (15.13)$$

kus η_{kin} on kinemaatiline viskoossus (m^2/s) (ehk vedeliku dünaamilise viskoossuse ja tiheduse jagatis) ja S_S – osakese erikaal (N/m^3).

Stokes-i valem ei ole esitatud kujul sageli kasutatav, sest enamasti ei ole reovees üksikosakesi, millel on kindel suurus, kuju ja tihedus. Reoveepuhasti järelsetitis valdab tsoonsettimine, s.o settimiskiirus hakkab settinud heljumi sisalduse suurenemise tõttu vähenema (vt jaotist 15.2.3). Valemist 15.13 järeldub, et mida suurem on tiheduse erinevus, seda suurem on settimiskiirus. Temperatuuri tõustes tiheduse erinevus suureneb ja viskoossus väheneb, mis omakorda suurendab settimiskiirust.

Reoveepuhastis toimub üksikosakesesettimine liivapüünistes ja eelsetitites (vt ka jaotisi 5.3 ja 5.6), mida on nii püstiseid kui ka rõhtseid. Püstsetitis eralduvad veest kõik osakesed, mille settimiskiirus ületab vee tõusukiirust, rõhtses on settival osakesel kaks liikumissuunda – horisontaalne v_1 ja vertikaalne v_0.

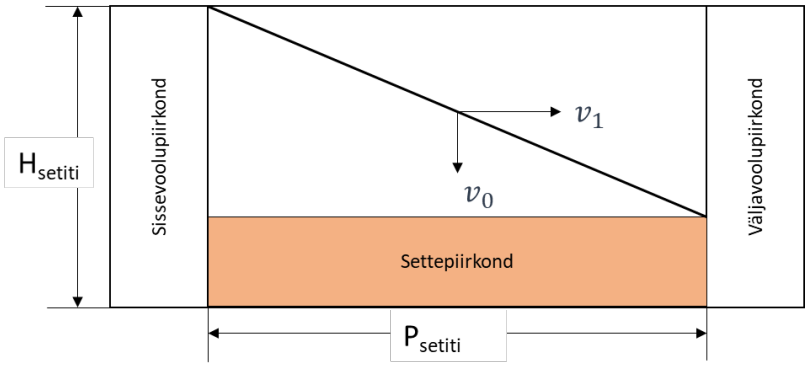
Joonise 15.1 kohaselt on osakese settimiseks vajalik aeg t (h) nii rõhtsuunalisel liikumisel P_{setiti} (m) kui ka allapoole liikumisel H_{setiti} (m) võrdne:

$$t = \frac{P_{setiti}}{v_1} = \frac{H_{setiti}}{v_0}. \qquad (15.14)$$

Rõhtsuunalise liikumise kiirus ristkülikukujulises setitis $v_1 = \frac{Q}{H_{setiti} \cdot L_{setiti}}$ ning setiti hüdrauliline pinnakoormus:

$$q_A = v_0 = \frac{H_{setiti} \cdot v_1}{P_{setiti}} = \frac{Q \cdot H_{setiti}}{H_{setiti} \cdot P_{setiti} \cdot L_{setiti}} = \frac{Q}{A_{setiti}} \qquad (m/h), \qquad (15.15)$$

kus Q on vooluhulk (m^3/h), A_{setiti} – setiti pindala (m^2), H_{setiti} – setiti settimiseosa sügavus (m), P_{setiti} – setiti settimiseosa pikkus (m) ja L_{setiti} – setiti laius (m).



Joonis 15.1. Osakesele mõjuvad vee liikumissuunad rõhtsetitis

Kuna reoveepuhastuses on valdavalt kasutusel läbivoolsed setitid, on oluline, et osakesel oleks piisavalt aega settimiseks. Läbivoolsetes setitites avaldub ideaaltingimustes (kui puuduvad otsevoolud, turbulents ja sette kõrvaldamisega kaasnevad kiirusgradiendid) settimiskiirus setiti sügavuse ja hüdraulilise viibeaja suhtena [2]. Kui osakesel pole aega settida, kandub ta setitist välja.

Tabelis 15.2 on näiteid hüdraulilise pinnakoormuse q_A kohta eri tüüpi puhastites.

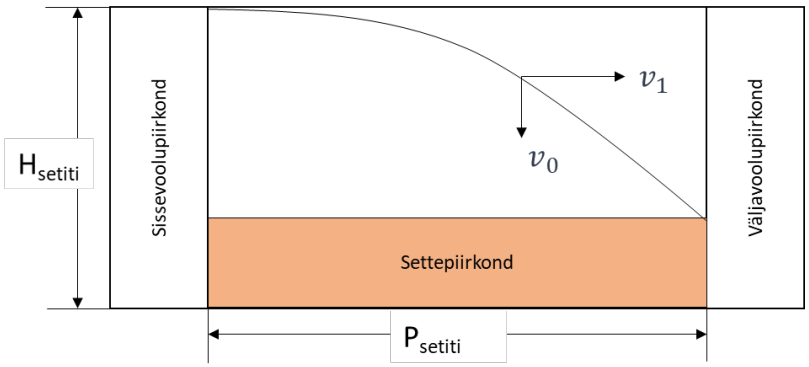
Table 15.2. Sagedasti kasutatavad hüdraulilise pinnakoormuse vahemikud ja väärtused eri tüüpi puhastites [3, 4]

Puhasti tüüp	**Hüdrauliline pinnakoormus q_A (m/h)**	
	Tüüpiline vahemik	**Sagedasti kasutatav väärtus**
Reovee eelsetiti	1,3–2,5	1,7
Aktiivmudapuhasti järelsetiti	0,7–2	1,0
Kestvusõhustusega aktiivmudapuhasti järelsetiti	0,4–1,0	0,7
Biofiltri järelsetiti	0.7–1,3	1,0

Põhimõtteliselt kirjeldab hüdrauliline pinnakoormus q_A seda, et kõik osakesed, mille settimiskiirus on suurem kui v_0, vajuvad setiti põhja. Praktikas on öeldu aga pigem teoreetilist laadi, sest osakese settimist võib väga tugevasti mõjutada sisse- ja väljavoolu ebaühtlane jaotus või põhja settinud mudakihi paksus ja selles toimuvad protsessid. Seetõttu on hüdraulilisel pinnakoormusel põhinev setiti suuruse valik siiski ligikaudne ning arvestama peab ka viibeaega, keskmist horisontaalset liikumiskiirust, sügavust, turbulentsi, otseläbivoole ja muda mahukoormust.

15.2.2 Helvessettimine

Üldiselt ei ole reoveepuhastuses osakeste omaette settimist, vaid nad settimisel liituvad, mistõttu veest eralduvate osakeste suurus, tihedus ja settimiskiirus pidevalt muutuvad. Seda nimetatakse helvessettimiseks, mis algab juba siis, heljumit on üle 50 mg/l. Kuna helvessettimisel on väga palju muutujaid, puuduvad selle kohta matemaatilised valemid, mistõttu soovitatakse teha laboratoorseid katseid.

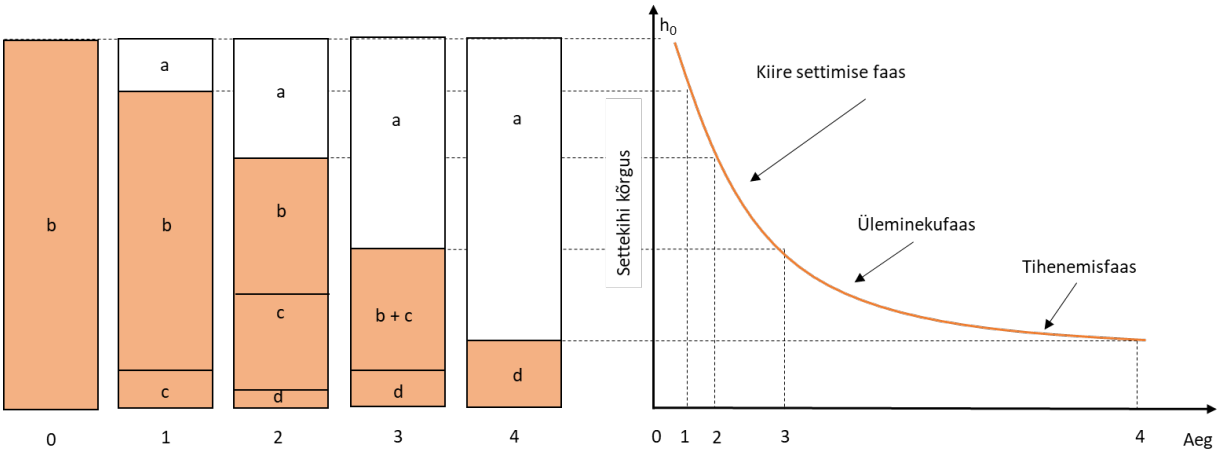


Joonis 15.2. Helbeliste osakeste settimiskiiruste jaotuse põhimõtteskeem

15.2.3 Tsoonsettimine – aktiivmuda settimine

Kui liivaosakeste settimist saab küllaltki täpselt kirjeldada Stokes'i valemi (15.13) abil, siis bioloogilisest puhastusest pärinev heljum käitub teisiti. Järelsetitisse jõudes hakkab suurtest ja väikestest helvestest koosnev biomass settima koaguleerunud seguna, mille settimiskiirus sõltub heljumisisaldusest [5]. Algul on settimine kiire, ent pidurdub tänu settinud heljumikihi tekkele, mis muudab oluliselt osakeste liikumist. Seda tüüpi settimist nimetatakse tsoonsettimiseks, sest visuaalselt on võimalik eristada sette- ja veefaasi. Sellisel settimisel võib eristada kolme joonisel 15.3 kujutatud faasi. Aktiivmudasegu või muud heljumit sisaldava lahuse valamisel mensuuri hakkavad osakesed settima, kusjuures mensuuris on võimalik visuaalselt eristada nelja tsooni: a on selginenud vee tsoon, b – homogeense suspensiooni tsoon, c – üleminekutsoon, mida on sageli raske eristada ning d – sette tihenemise tsoon.

Ajahetkel 3, mida nimetatakse kriitiliseks punktiks, homogeense suspensiooni ja üleminekutsooni vaheline piir kaob ning sete hakkab tihenema. Kuni selleni oli settimiskiirus konstantne, kuid edasisel tihenemisel see aeglustub ning osakesed liituvad suurematekseks. Nt kui aktiivmudasegu heljumisisaldus on algul (ajahetkel t = 0) 1 g/l, siis suureneb see settekihis 4 g/l-ni ning settimiskiirus väheneb algsest 6 m/h kuni 1,8 m/h. Ajahetkel 4 on jõutud tiheneva sette tsooni.



Joonis 15.3. Tsoonsettimise faasid [8] järgi

Settimine on järelsetitis enamasti pidurduv ja selle kiirust saab kirjeldada Vesilinnu valemiga tsoonsettimise kohta:

$$v_{ZSV} = v_0 \cdot e^{-k \cdot X}\ (m/h)\ , \qquad (15.16)$$

kus v_0 ja k on settimiskonstandid, mis on saadud settimiskatsete tulemusena, v_{ZSV} on tsooni settimiskiirus (m/h) ning v_0 on settimiskiirust kiire settimise faasis. Kuna settimiskiirus sette tihenemisel pidurdub (heljumisisaldus settetsoonis suureneb), siis settimiskiiruse kirjeldamiseks selles faasis kasutatakse empiiriliselt leitavat koefitsienti k.

Tsoonsettimise kiirust määratakse spetsiaalse testi abil, mida on täpsemalt kirjeldatud standardis EVS-EN 14702-3 [6] ja lisas 4. Selle testi käigus mõõdetakse mensuuris settekihi piirpinna kõrguse muutust ajas. Tehtud mõõtmiste tulemusena on võimalik koostada tsoonsettimiskõver, mis koosneb kahest osast – kiire settimise faas (peaaegu lineaarne joon) ja tihenemise faas (kõver joon). Joonisel 15.3 iseloomustavad peaaegu lineaarset osa ajavahemikus 0 kuni 3 toimunud settimine ning tihenemisfaasi ajahetkest 3 hilisem osa. Hästi settivat muda iseloomustab suur v_0 ja väike k.

Tsoonsettimine kirjeldab reoveepuhasti aktiivmuda settimist järelsetitis. Detailsemalt on tsoonsettimise mõõtmisel järelsetitis toimuvat käsitletud setitivoogude analüüsimisel.

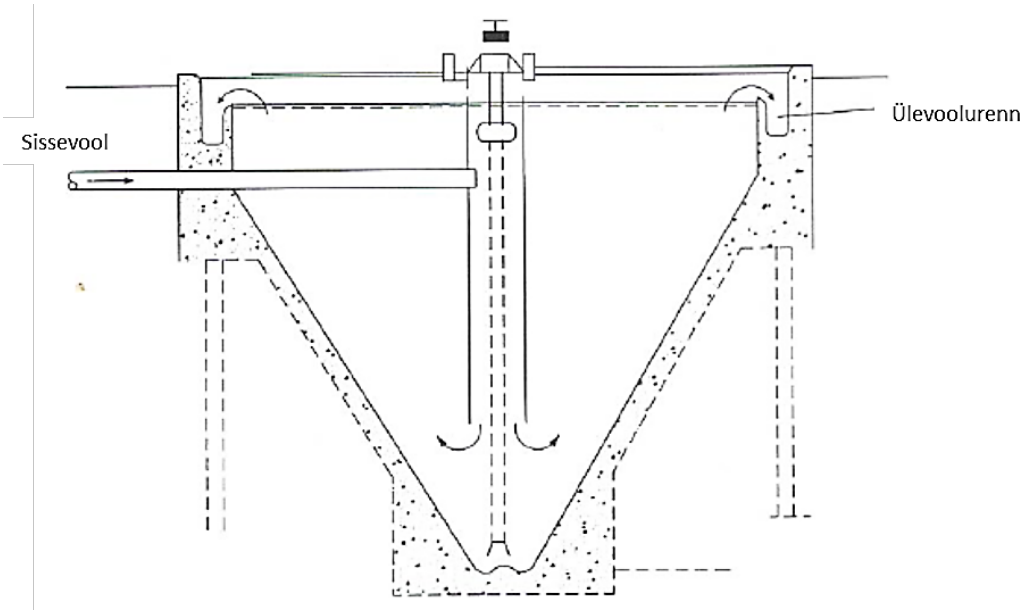
15.3 Setititüübid

Vee voolusuuna järgi jagunevad setitid rõht- ja püstsetititeks.

Püstsetitis liigub vesi olenevalt setiti kujust kas täiesti vertikaalselt või nurga all üles. Püstsetiti põhja kalle on selline, et settinud osakesed libiseksid raskusjõu toimel setiti põhja. Kaldenurk sõltub settivate osakeste omadustest, järelsetitis peab see olema >54°. Et sete püstsetitis ei voola, saab põhja vajunud

sette kõrvaldada ilma põhjakaabi abita, setitis on vähem turbulentsi ning settimine on rõhtsetitiga võrreldes mõnevõrra tõhusam.

Püstsetitid on tavaliselt sügavad, sest põhja kalle piirab setiti maksimaalset pindala: mida suurem on setiti pindala, seda suurem on selle sügavus. Püstsetitite tavapärased sügavused jäävad vahemikku 5 kuni 8 m. Setiti kaldpõhjaga osas H_{setit} = (0,6–1,0)· d_{setiti}, kus H_{setiti} on sügavus ja d_{setiti} läbimõõt.



Joonis 15.3. Püstsetiti nn Dortmundi kaev [7]

Mida suurem on setiti hüdrauliline koormus, seda suurem on selle heljumi lahutamiseks vajalik pindala. Kuna püstsetiti maksimaalset pinda piirab sügavus, rajatakse sageli mitu paralleelselt toimivat setitit (nt Põlva reoveepuhastil on kuus paralleelselt toimivat püst-järelsetitit). Samas on sel juhul keeruline setiteid eri töörežiimides võrdselt hüdrauliliselt koormata.

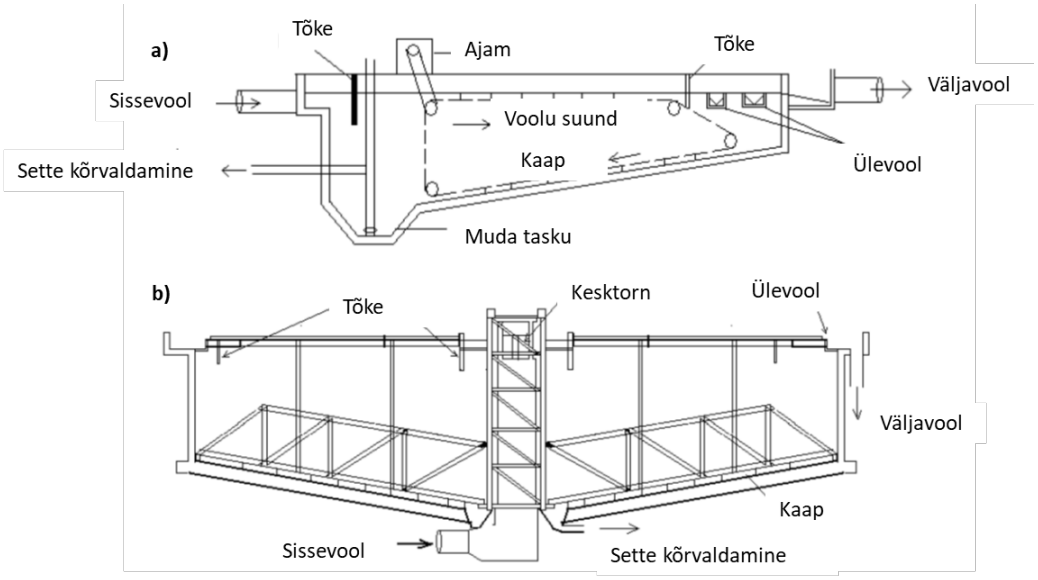
Suuremate hüdrauliliste koormuste puhul kasutatakse **rõhtsetiteid,** milles vee vool on peaaegu horisontaalne. Nende põhjakalle võib olla väike, mistõttu sette koristamiseks on vaja mehaanilisi lahendusi. Selleks kasutatakse põhjakaape (nt Tartu reoveepuhasti järelsetitites) või imisüsteeme (nt Tallinna ja Kohtla Järve reoveepuhastites).

Kuna rõhtsetitites setib heljum voolavast veest, peab neid dimensioneerima mõnevõrra väiksematele pinna- ja mudakoormusele. Setiti põhja vajunud muda lahjeneb selle mehaanilise liigutamise käigus, mistõttu eelsetiti põhja settinud muda on tihedam kui järelsetiti tagastusmuda oma.

Peale nelinurksete rõhtsetite on rajatud ka ringikujulise pinnalaotusega radiaalsetited. Ristkülikukujulised rõhtsetitid (joonis 15.5,a) on suhteliselt pikad ja madalad, nende soovitatav laiuse

ja pikkuse suhe on 1:3–7 ning sügavus 3,5 m. Põhja vajunud sette lükkavad põhjakaabid setiti alguses paiknevasse kolusse ning koristatakse sealt kas õhtõstuki või pumpade abil.

Ringikujulise pinnalaotusega rõhtsetitid ehk radiaalsetitid (joonis 15.5,b) on väga levinud suuremates reoveepuhastites. Sissevooluvesi juhitakse kesktorni kaudu setiti keskele ning settimine toimub vee liikumisel setiti äärte suunas. Selitatud vesi juhitakse välja perimeetrit pidi paiknevate ülevoolurennide kaudu. Põhja settinud muda lükkab põhjakaap setiti keskel asuvasse mudataskusse ning pumbatakse sealt ära.



Joonis 15.4. Setititüübid: a) ristkülikukujuline ehk rõhtsetiti, b) ringikujulise pinnalaotusega ehk radiaalsetiti [7]

Setitite toimivust häirib turbulents, mille hindamiseks soovitatakse kontrollida Reynolds'i arvu, mis peaks rõhtsetitis olema alla 10 000:

$$R_e = \frac{v_{keskm} \cdot R}{\eta_{kin}}, \qquad (15.25)$$

kus v_{keskm} on keskmine voolukiirus (m/s); R – hüdrauliline raadius (m); η_{kin} – vedeliku kinemaatiline viskoossus (m^2/s).

Teine stabiilse voolu näitaja on Froude'i arv, mis võiks olla vahemikus $F_r = 10^{-5} - 10^{-6}$:

$$F_r = \frac{{v_{keskm}}^2}{g \cdot R}, \qquad (15.26)$$

kus g on raskuskiirendus 9,8 m/s^2.

15.4 Settimise tõhustamine lamellide abil

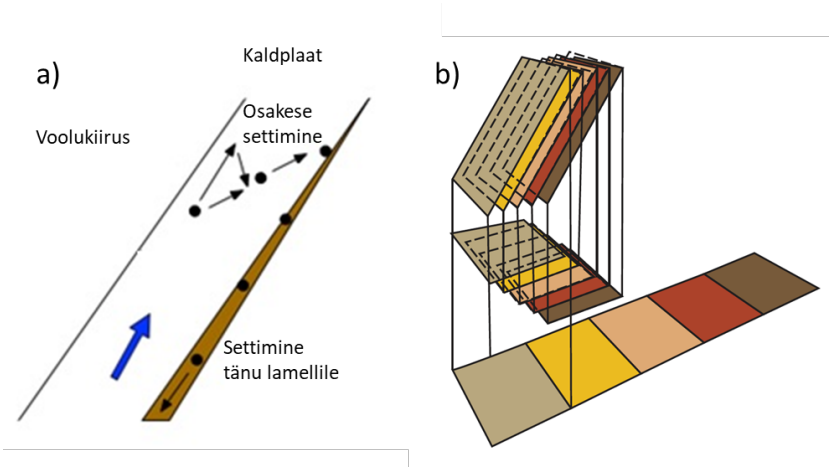
Settimise tõhustamiseks on otsitud eri viise ning seda on tehtud mitut moodi:

- suurendatakse setiti pindala, millega saadakse sama pinnakoormuse ja mahu juures suurem tõhusus;
- voolamine on muudetud võimalikult stabiilseks, et settimine kindlasti toimuks.

Levinud lahendus on kasutada setitis lamelle, milles vesi voolab kolme moodi:

- settega vastassuunas;
- koos settega ülalt alla;
- sette suhtes ristisuunas.

Osakeste liikumist lamellis mõjutavad raskusjõud ja vee liikumissuund.



Joonis 15.5. Osakeste settimine lamellis (a) ning lamellide horisontaalprojektsiooni arvestamine lamellsetiti tõhusa pindala arvestamisel (b) [2] järgi

Lamellsetiti hüdrauliline pinnakoormus:

$$q_A = \frac{Q}{A_{JS,eff}} = \frac{Q}{n \cdot A_{proj}} = \frac{Q}{n \cdot a \cdot \cos\theta}\ \text{(m/h)}, \qquad (15.27)$$

kus Q on vooluhulk setitisse; $A_{JS,eff}$ – setiti toimiv pindala (m^2); A_{proj} – ühe setitilamelli horisontaalprojektsiooni pindala (m^2); a – ühe lamelli pindala (m^2); n – lamellide arv; θ – lamelli paigaldusnurk horisontaali suhtes.

Lamellsetiti tegelik vaba pindala on oluliselt väiksem toimivast pindalast, milleks arvestatakse lamellide pinnaprojektsioonide summat. Seetõttu on lamellsetiti soovitatav pinnakoormus vee vaba pindala kohta tavalise setitiga võrreldes oluliselt suurem: 5–15 m/h.

Lamelle valmistatakse plaatidest või torudest, mis võivad olla ümmargused, nelinurksed või kuusnurksed. Ummistumise vältimiseks peaks lamellide vahekaugus olema 50–80 mm ning muda kõrvaldamisel jälgida, et selle tase ei tõuseks kunagi lamellide alumise servani.

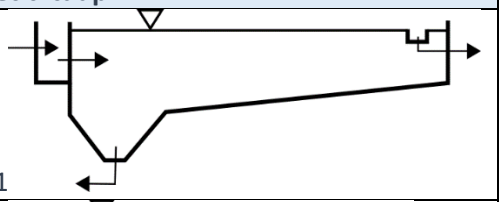
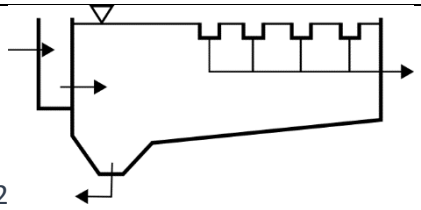
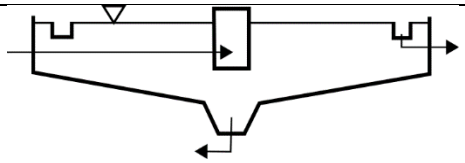
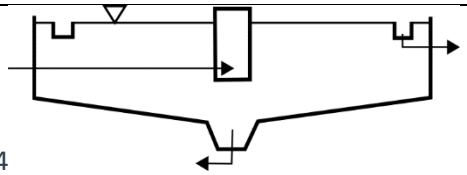
Lamellsetitite kasutamist piirab lamellide ummistumine, mida põhjustavad neile kasvavad mikroorganismid ja vetikad, mistõttu lamellsetiteid on vaja aegajalt pesta.

15.5 Setiti kavandamine

Setitid on plaanis kas ristküliku-/ruudu- või ringikujulised. Ringikujulised vajavad suuremat maa-ala, nelinurksed on rajatavad külg-külje kõrvale. Horisontaalsetititel ei soovitata üle 8 m laiust, sest laiematel muutub settekaap väga raskeks, mis muutub keerukaks selle konstruktsiooni ja kasutamise. Ringikujulistel setititel ei soovitata samadel põhjustel setiti läbimõõtu üle 40 m.

Setitite dimensioneerimiseks on mitmeid võimalusi. Eestis on seda tehtud peamiselt Saksa standardi [4] järgi, kuid kasutatakse ka Soome metoodikat, mille juhtarvud on kirjas tabelites 15.3 ja 15.4. Järelsetiti koormust hinnatakse setitimuda pinnakoormuse kaudu, mida on täpsemalt kirjeldatud jaotises 15.7.3.

Table 15.3. Soomes enamkasutatavad setititüübid [7]

Kirjeldus	Setiti tüüp
Madal rõhtsetiti • sügavus tagumises küljes 2–2,5 m, • pikkus/laius 6–10 m; • väljavoolurennid tagumises küljes; • sette kõrvaldamine põhjakaabiga eesmises küljes.	 S1
Sügav rõhtsetiti • sügavus tagumises küljes 3–4 m; • väljavoolurennid 2/3 setiti pinnast; • sette kõrvaldamine põhjakaabiga eesmises küljes.	 S2
Madal radiaalsetiti • sügavus välisküljel 2–3 m; • sissevool keskelt; • väljavoolurennid välisküljel; • sette kõrvaldamine keskelt põhjakaabi abil.	 S3
Sügav radiaalsetiti • sügavus välisküljel 3–4 m, • sissevool keskelt; • väljavoolurennid välisküljel; • sette kõrvaldamine keskelt põhjakaabi abil.	 S4

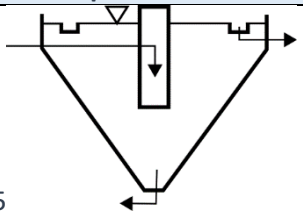
Kirjeldus	Setiti tüüp
Püstsetiti (ringi- või ristkülikukujuline) • sügavus välisküljel 0,5 m; • põhja kalle vähemalt 60°; • sissevool keskelt; • väljavoolurennid välisküljel; • sette kõrvaldamine keskelt.	 S5

Table 15.4. Setitite kavandamise juhtarvud: A – tõhus setitamine (nt P < 1,0 mg/l ja SS < 15 mg/l); B – soovitatav juhtarv, millest erinemist tuleb põhjendada; C – suurim väärtus) [7]

Setiti liik	Setiti tüüp	Serva sügavus m	Hüdrauliline pinnakoormus q_A m/h		
			A	B	C
Eelsetiti	S_1	≥ 2,0		1,5	3
	S_2	≥ 2,5		2,0	4
	S_3	≥ 2,0		1,5	3
	S_4	≥ 2,5		2,0	4
	S_5			2,0	4
Vahesetiti	S_1	≥ 2,5		0,8	1,0
	S_2	≥ 3,5		1,2	1,4
	S_3	≥ 2,5		0,7	0,9
	S_4	≥ 3,0		0,9	1,1
	S_5			1,2	1,4
Aktiivmudapuhasti järelsetiti koos keemilise sadestamisega	S_1	≥ 2,5	0,6	0,7	0,9
	S_2	≥ 3,5	0,8	1,0	1,2
	S_3	≥ 2,5	0,5	0,6	0,8
	S_4	≥ 3,5	0,7	0,8	1,0
	S_5		0,9	1,2	1,4
Keemiline sadestamine	S_1	≥ 2,0		0,7	1,1
	S_2	≥ 2,5		1,0	1,5
	S_3	≥ 2,0		0,6	1,0
	S_4	≥ 2,5		0,8	1,2
	S_5			1,0	1,5
Biofiltri ja biorootori järelsetiti	S_1	≥ 2,5		0,8	
	S_2	≥ 3,5		1,2	
	S_3	≥ 2,5		0,8	
	S_4	≥ 3,0		1,0	
	S_5			1,2	

Väga oluline on voolu ühtlane jagunemine kogu setiti ristlõikele, milleks sissevooluvesi juhitakse läbi nt perforeeritud kanalite või seinade. Soovitatav voolukiirus sissevooluavades on 0,25–0,35 m/s, keemilise sadestuse korral 0,2–0,3 m/s.

Väljavoolukanalid rajatakse tavaliselt hammasülevooludena, mille ette käib pinnaprahi- ja voolutõke. Selleks et vool ei tekitaks settimishäireid, soovitatakse valida ülevoolurennide koormuseks eelsetitis kuni 20 m^3/h ning järelsetitis 10 m^3/h renni pikkusühiku kohta.

15.6 Eelsetiti

Reovees leiduvate tahkete ainete settimine toimub üksikosakese või helvestuva settimise teooria kohaselt. Samas ei rakendata eelsetiti tõhususe arvutamisel enamasti kompleksseid arvutusvalemeid, vaid pigem empiirilist lähenemist.

Käsiraamatu jaotises 5.6 on esitatud olmereoveepuhasti eelsetiti töö hindamiseks sobiv lihtsustatud valem ja tabel, mille alusel saab hüdraulilise viibeaja põhjal arvutada eelsetiti tõhususe reovee eri näitajate suhtes.

Tööstusreovee puhul tuleb aga alati korraldada settimiskatse (vt Lisa 4) ning määrata tahkete osakeste settimiskiirus ja eraldustõhusus.

15.7 Järelsetiti

15.7.1 Järelsetiti toimimine

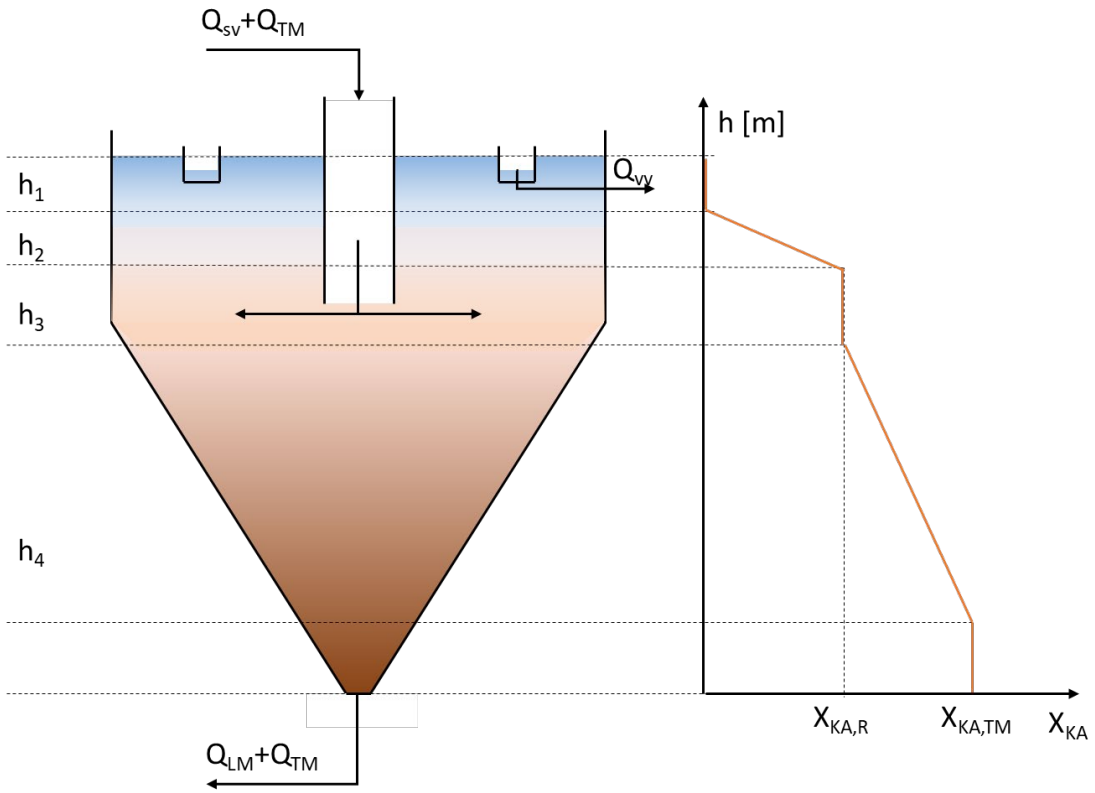
Järelsetiti erineb teistest setititest selle poolest, et heljuvate aktiivmudaosakeste vahel toimivad vastasmõjud ning setitil on kaks tehnoloogilist eesmärki: heljumivaba väljavooluvee tagamine ja sette tihendamine. Aktiivmuda settimist käsitletakse tsoonsettimisteoorias.

Joonisel 15.6 on kujutatud järelsetiti põhimõtteskeem. Aktiivmudapuhastist juhitakse muda ja puhastatud vee segu ($Q_{SV} + Q_{TM}$) setiti keskele, kus see jaguneb ühtlaselt horisontaalse ristlõikepinna ulatuses. Selles sissevoolu- ja segunemistsoonis (h_3) on sette ainesisaldus ühtlaselt jaotunud ja vastab aktiivmudasuspensiooni sisaldusele aktiivmudapuhasti viimases mahutis ($X_{TS,R}$). Puhastatud heitvesi lahutatakse sissevoolutsoonist ülespoole jäävas eraldustsoonis h_2. Seda tsooni läbib väljavooluhulk Q_{VV} ning selles tsoonis väheneb reovee kuivainesisaldus alt ülespoole. Järelsetiti ülaossa jääb puhta vee tsoon h_1 ning selle ja eraldustsooni vahele mudapadja hästi eristuv pind. Tavaliselt arvestatakse h_1 paksuseks vähemalt 0,5 m.

Sissevoolutsoonist h_3 allapoole suundub tagastusmuda ja liigmuda vooluhulk ($Q_{TM}+Q_{LM}$). Selles tsoonis (h_4) aktiivmuda tiheneb ning X_{KA} suureneb. Kuna jaotises 15.2.3 kirjeldatud tsoonsettimise tõttu on settimiskiirus ja sette saavutatav kuivainesisaldus piiratud, tekib setiti põhjas maksimaalse kuivainesisaldusega tsoon, millest tagastusmuda juhitakse tagasi puhastusprotsessi.

Settimistsoonide kõrgusi ning nende sõltuvust aktiivmuda omadustest ja vooluhulkadest on võimalik arvutada standardi ATV A 131 [4] järgi. Järelsetiti veebilanssi kirjeldab hästi joonisel 15.6 kujutatu, kus

$Q_{SV} = Q_{VV} + Q_{LM}$, kuid arvutuste lihtsustamiseks loetakse liigmuda hulk sageli võrdseks nulliga (vt ka jaotist 15.7.4).



Joonis 15.6. Püstsetitina toimiva järelsetiti põhimõtteskeem ja toimivad tsoonid (vasakul) ning aktiivmuda kuivainesisalduse sõltuvus setiti sügavusest (paremal).

Kuigi eespool kirjeldatud setiti toimimise funktsionaalsed tsoonid on esitatud püstsetiti näitel, on samal moel käsitletavad ka horisontaalsetitid.

15.7.2 Setiti koormuse arvutamine tsoonsettimise kaudu

Setiti tõhusaks toimimiseks on oluline leida tasakaal selle põhja suunas liikuva (laskuva) settevoo ja väljavoolust tingitud kerkevoo vahel. Heljum vajub põhja poole nii raskusjõu kui ka tagastusmuda kõrvaldamisest tingitud laskevoolu toimel.

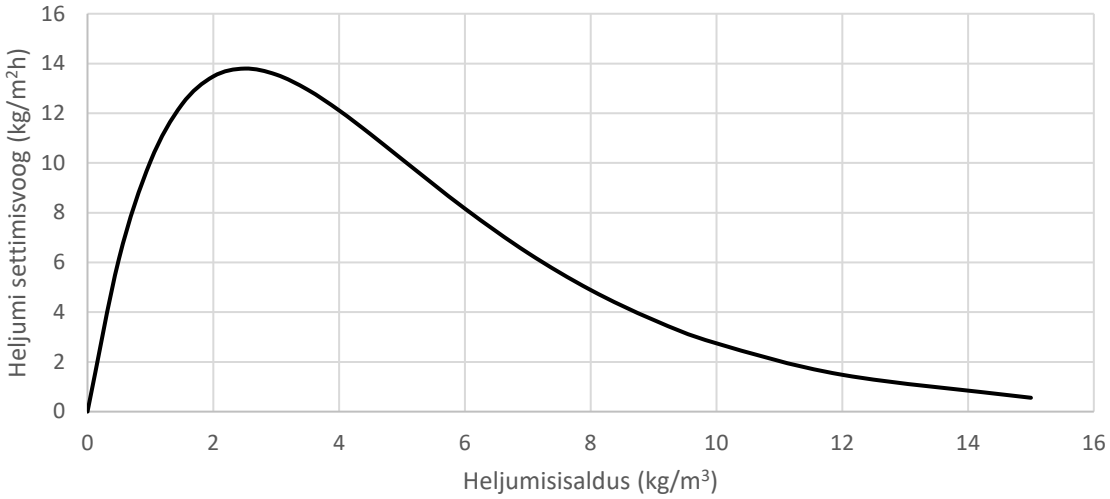
Raskusjõu tõttu settinud heljumivoog $q_{KA,g}$ on settimiskiiruse (v_{ZSV}) ja heljumisisalduse (X_{KA}) korrutis:

$$q_{KA,g} = v_{ZSV} \cdot X_{KA} \text{ (kg/m}^2\text{·h).} \qquad (15.19)$$

Kombineerides valemeid 15.16 ja 15.19:

$$q_{KA,g} = X_{KA} \cdot V_0 e^{-k \cdot X} \text{ (kg/m}^2\text{·h).} \qquad (15.20)$$

Sooritades eri heljumisisaldusega vee settimiskatseid [6] saab luua mitu X_{KA}- ja $q_{A,g}$-väärtuste kombinatsiooni, mille abil koostatakse heljumi settimisvoo graafik, kandes y-teljele $q_{A,g}$ ja x-teljele vastava heljumisisalduse väärtuse. See graafik kirjeldab raskusjõu põhjustatud heljumivoogu setitisse. Heljumi settimisvoo graafik on kõverjoon (joonis 15.7), mille kõrgpunkt asub sageli heljumisisalduse vahemikus 2–3 g/l. Väiksema sisalduse puhul voog väheneb heljumi vähesuse tõttu ning suurema puhul pidurdub settimiskiirus.



Joonis 15.7. Raskusjõust põhjustatud heljumivoog

Heljumi liikumist põhja suunas põhjustab peale raskusjõu ka tagastusmuda kõrvaldamine setiti põhjast (laskevool). Setitimuda laskevoolu voog:

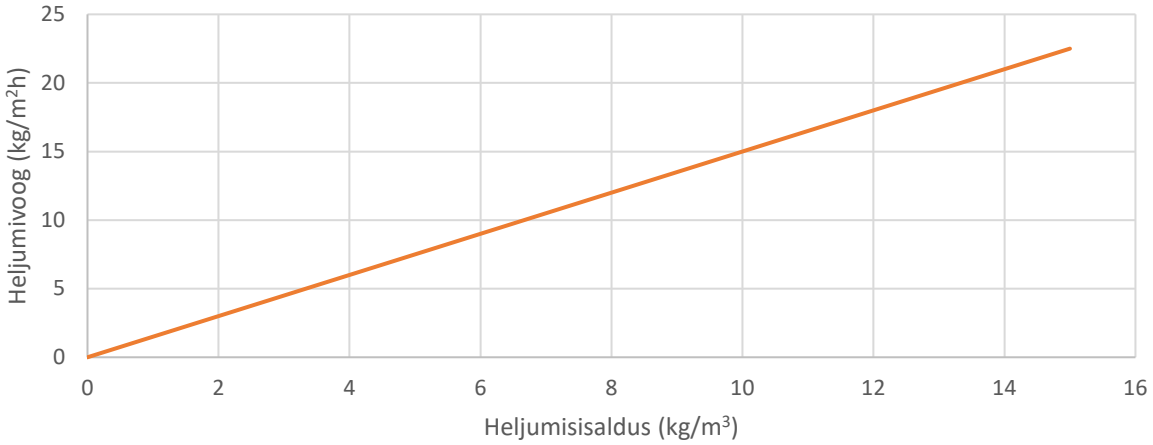
$$q_{KA,TM} = \frac{Q_{TM}}{A_{setiti}} \cdot X_{KA} \text{ (kg/m}^2\text{·h)} , \qquad (15.21)$$

kus Q_{TM} on tagastusmuda vooluhulk (m³/h) ja A_{setiti} – setiti pindala (m²). Tagastusmuda vooluhulga ja setiti pindala suhe Q_{TM}/ A_{setiti} kirjeldab laskevoolu.

Kindla tagastusmuda vooluhulga puhul kujutab setitimuda laskevoolu voogu $q_{KA,TM}$ tõusev sirgjoon (joonis 15.8), mille väärtus sõltub muda heljumisisaldusest.

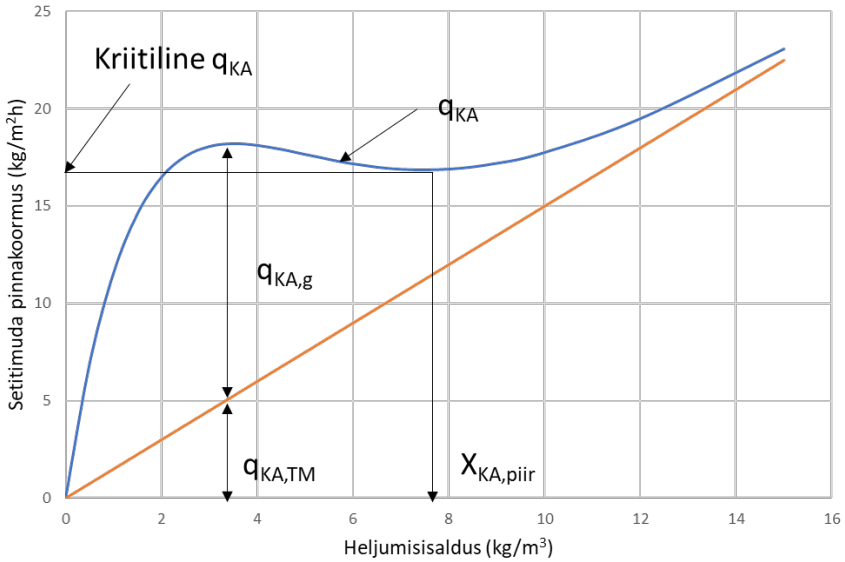
Mõlema heljumivoo liitmisel leitakse kogu vajuv heljumivoog ($J_{KA,L}$), mida nimetatakse ka **setitimuda pinnakoormuseks**:

$$q_{KA} = q_{KA,g} + q_{KA,TM} . \qquad (15.22)$$



Joonis 15.8. Tagastusmuda väljapumpamisest tingitud heljumivoog

Setitimuda pinnakoormus (q_{KA}) saavutab oma miinimumi heljumisisalduse juures, mida kutsutakse piirsisalduseks $X_{KA,piir}$ (joonis 15.10). Kui setiti heljumisisaldus on $X_{KA,piir}$-st väiksem, siis $J_{KA,G}$ suurenemine kompenseerib $J_{KA,TM}$ vähenemist, ning kui $X_{KA} > X_{KA,piir}$, kompenseerib $J_{KA,TM}$ suurenemine $q_{KA,g}$ vähenemist. Settekiht, mille heljumisisaldus on võrdne $X_{KA,piir}$-ga, võib osutuda setiti töö pudelikaelaks, sest selles kihis liigub põhja suunas kõige vähem muda [5]. Tasub meeles pidada, et üks setiti funktsioone on heljumi tihendamine, mis omakorda tähendab, et sette heljumisisaldus on eri sügavustel erinev.



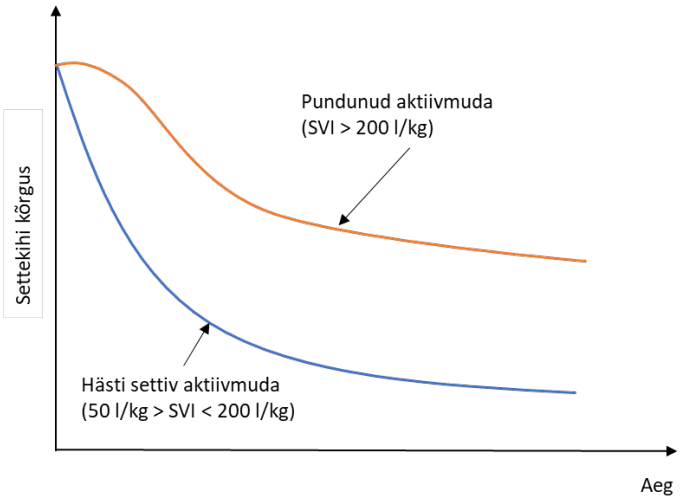
Joonis 15.9. Setitimuda pinnakoormus sõltub muda heljumisisaldusest

Juhul, kui $X_{KA} = X_{KA,piir}$, võib lugeda q_{KA} kriitiliseks ning see tähendab, et setiti on kriitiliselt koormatud ning heljum võib iga hetk hakata välja kanduma. Eriti oluline on see sademete põhjustatud tipuvooluhulkade ajal [5].

Kirjeldatud setiti koormuse määramine võetakse aluseks setiti voogudepõhise juhtimise ja tasakaalupunkti analüüsimisel (vt jaotist 15.8.1), seda põhimõtet kasutatakse ka puhastusprotsesside modelleerimisel. Selle rakendamiseks ei piisa siiski tavapärasest 30-minutilise settemahu ega mudaindeksi määramisest, vaid mõõtma peab ka aktiivmuda settimiskiirust. Settimiskiiruse määramine on aga ajamahukas ning seda on aktiivmuda settimisomaduste määramisel vähem kasutatud.

15.7.3 Setiti koormuse arvutamine sõltuvalt muda settimisomadustest

Nagu eespool öeldud, tuleb setiti dimensioonimisel arvestada peale setitimuda pinnakoormuse ka teisi näitajaid. Setiti tõhusust mõjutab oluliselt aktiivmuda pundumine (vt joonist 15.10 ja jaotist 6.4.3). Praktikas on aktiivmuda omaduste hindamiseks kasutusel 30-minuti settimistest üheliitrises mensuuris, mille taandatud tulemust kutsutakse Mohlmanni indeksiks või mudaindeksiks (ingl *sludge volume index,* SVI) (ml/g või l/kg). Mida väiksem on SVI, seda paremini muda setib. Saksa standardite kohaselt on järelsetiti dimensioneerimisel mudaindeksi soovitusvahemik 50 l/kg ≥ SVI ≤ 200 l/kg [4].



Joonis 15.10. Aktiivmuda pundumine mõjutab settimist [7] järgi

Mudaindeksi SVI arvutamiseks tuleb määrata aktiivmudasisaldus ja teha settimiskatse (vt ka lisa 4):

$$SVI = \frac{SV}{X_{KA,BM}} \quad \text{(ml/g või l/kg)}, \qquad (15.23)$$

kus SV on 30 minutit settinud aktiivmuda ruumala (ml/l), $X_{KA,BM}$ – mahuti aktiivmudasisaldus (g/l).

Olemasoleval puhastil tuleb SVI alati määrata, kuid puhasti kavandamisel võib juhinduda joonisel 15.13 näidatud seosest.

Tavaliselt hinnatakse setitite koormuse arvutamisel pinnakoormust q_A=Q/A (valem 15.15), mis näitab väljavooluvee voolamiskiirust (meetrit tunnis) läbi setiti ristlõikepindala. See suurus iseloomustab ainult hüdraulilist pinnakoormust ning ei võta arvesse aktiivmuda settimisomadusi ega kinni peetud muda hulka.

Järelsetitite puhul tuleb arvestada, kui palju setet juhitakse eraldamiseks setitisse. Selleks hinnatakse, kui suur sette maht järelsetitisse eraldamiseks ja tihendamiseks juhitakse. Sette mahtu määratakse 30 minutit settinud aktiivmuda ruumalana (SV) või eelistatult lahjendatud muda ruumalana (DSV) (vt lisa 4). Setitimuda pinnakoormus:

$$q_{SV} = q_A \cdot DSV = q_A \cdot SVI \cdot X_{KA,BM} \quad (m^3/(m^2 \cdot h) \text{ või } l/(m^2 \cdot h)), \qquad (15.24)$$

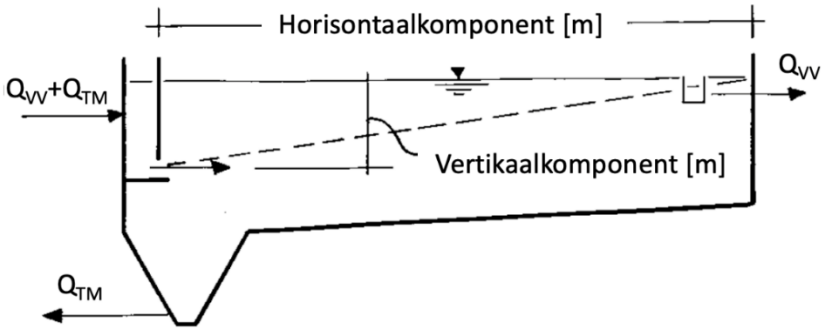
kus DSV on lahjendatud muda ruumala (l/m^3).

Järelsetiti muda pinnakoormus $q_{A,m}$ näitab, mitu liitrit setet juhitakse eraldamiseks järelsetitisse ühe pinnaruutmeetri kohta. Nagu valemist 15.24 näha, sõltub see muda mahust, mitte mudaindeksist. Seega saab halvemini settivat muda (suurem SVI) sama hästi eraldada kui madalama SVI-ga setet, kui selle sisaldus on reaktoris proportsionaalselt väiksem. Mida parem on muda settivus, seda suuremat aktiivmudasisaldust saab reaktoris hoida.

Aktiivmudapuhasti püst- ja rõhtjärelsetitite koormust iseloomustavad näitajad on koondatud tabelisse 15.5 [4]. Järelsetitid tuleb projekteerida suurima tunnivooluhulga järgi ning tabelis esitatud q_A ja q_{SV} väärtused on maksimaalsed. Rõht- ja püstsetiti on defineeritud nende püst- (sügavus sissevoolust väljavooluni) ja rõhtkomponendi (sissevoolust väljavoolurennini) pikkussuhte järgi (vt joonist 15.11). Tabeli 15.5 lubatavate väärtuste vasaku veeru väärtused kuni 0,33 kehtivad rõhtsetiti ning parempoolse veeru väärtused > 0,5 püstsetiti kohta. Arvestada tuleb, et järelsetiti toimimiseks peavad kõik veergudes esitatud tingimused olema rahuldatud samaaegselt.

Table 15.5. Järelsetiti maksimaalsed lubatud koormusnäitajad [4]

Näitaja	**Lubatav väärtus**		
Vertikaal-ja horisontaalpikkuse suhe	≥ 0,33	≥ 0,42	≥ 0,50
q_{SV} [l/(m^2·h)]	≤ 500	≤ 575	≤ 650
q_A [m/h]	≤ 1,60	≤ 1,80	≤ 2,00
f_{TM} [-]	≤ 0,75	≤ 0,90	≤ 1,00



Joonis 15.11. Rõhtsetiti horisontaal- ja vertikaalkomponendi määramine [4]

15.7.4 Tagastusmuda vooluhulk ja kuivainesisaldus

Nagu muidki süsteeme, saab järelsetitit iseloomustada massibilansi abil. Bioloogilisest puhastusprotsessist pärinev heljum (aktiivmuda, irdunud biokile) ja vesi saavad setitist väljuda kahes suunas – kas selle põhjast tagastusmudana (ka jääkaktiivmudana, kuid arvutuste lihtsustamiseks sellega ei arvestata) või väljavoolust heitveena (vt joonist 15.11). Kuna setitamise eesmärk on lahutada heljum veest, siis ideaaltingimustes loetakse setitist väljuva heljumi sisaldus võrdseks nulliga. Arvutuse muudab keerulisemaks see, et setitisse sisenev vesi lahkub sealt kahes suunas, heljum aga ainult ühes. Setiti heljumibilanss on leitav seosest:

$$(Q_{VV} + Q_{TM}) \cdot X_{KA,R} = Q_{TM} \cdot X_{KA,TM}, \qquad (15.25)$$

kus Q_{VV} on väljavoolu (ülevoolu) vooluhulk (m^3/h), Q_{TM} – tagastusmuda vooluhulk (m^3/h), $X_{KA,R}$ – vee heljumisisaldus reaktoris ehk setiti sissevoolus (kg/m^3) ja $X_{KA,TM}$ – tagastusmuda heljumisisaldus (kg/m^3).

Valemist 15.25 saab avaldada sissevooluvee heljumisisalduse:

$$X_{KA,R} = \frac{f_{TM} \cdot X_{KA,TM}}{1+f_{TM}}, \qquad (15.26)$$

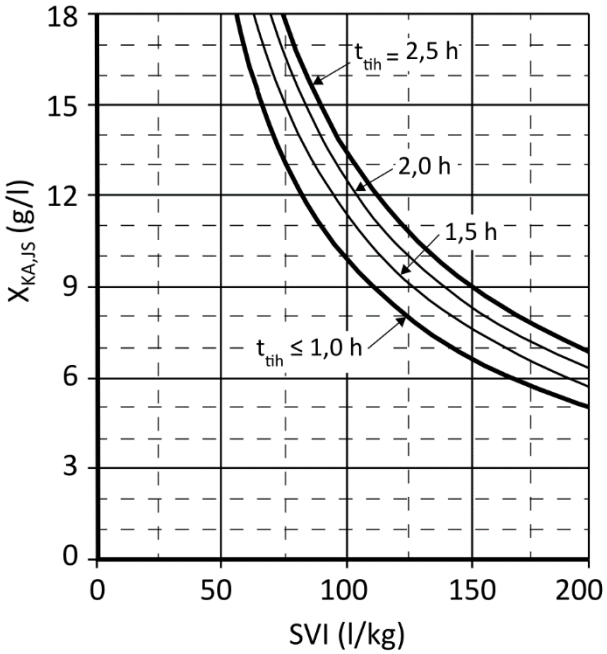
kus f_{TM} on tagastusmuda ja väljavooluvee vooluhulkade suhe Q_{TM}/Q_{VV}.

Järelsetiti toimimisest ja muda settimisomadustest sõltub, millist kuivainesisaldust on võimalik aktiivmudaprotsessis saavutada (vt jaotist 7.6). Mida paremad on heljumi settimisomadused, seda suurem on setiti põhjamuda kuivainesisaldus. Tihendatud muda (tagastusmuda) sisaldust järelsetitis on võimalik arvutada valemist 15.7 [4], mis kehtib tingimustel, et SVI jääb vahemikku 50–200 ml/g ning lahjendatud muda settivus DSV < 600 ml/l. Järelsetiti põhjamuda heljumisisaldus:

$$X_{KA,JS} = \frac{1000}{SVI} \cdot \sqrt[3]{t_{tih}} \quad \text{(kg/m}^3\text{)}, \qquad (15.27)$$

kus t_{tih} on heljumi tihenemisaeg järelsetitis (h).

Joonisel 15.12 on kujutatud järelsetiti põhjamuda kuivainesisaldus sõltuvalt mudaindeksist ja sette tihenemisajast järelsetiti tihenemistsoonis h_4.



Joonis 15.12. Järelsetiti põhjamuda ainesisalduse sõltuvus mudaindeksist ja sette tihenemisajast [4]

Saksa standard [4] soovitab denitrifikatsiooni vältimiseks hoida järelsetiti muda tihenemisaeg alla kahe tunni, kusjuures see oleneb biopuhastusetapist: lämmastikuärastuseta puhastites võib tihenemisaeg olla 1,5–2 h, nitrifikatsiooni korral 1,0–1,5 h ja denitrifikatsiooni puhul 2,0–2,5 h.

Tagastusmudasisalduse ($X_{KA,TM}$) leidmisel tuleb arvesse võtta setiti ehitus [4]:

- püstsetitis – $X_{KA,TM} \approx X_{KA,JS}$;
- rõhtsetitis, kui põhjamuda kõrvaldatakse kaabi abil – $X_{KA,TM} \approx 0{,}7 \cdot X_{KA,JS}$;
- rõhtsetitis, kui põhjamuda kõrvaldatakse pumba abil – $X_{KA,TM} \approx (0{,}5–0{,}7) \cdot X_{KA,JS}$.

Näidisülesanne. Reoveepuhastil on ruudukujulise pinnalaotusega 4 m x 4 m püstsetiti, mille sügavus on 4,5 m. Puhasti keskmine tunnivooluhulk on $Q_{h,kesk}$= 4 m^3/h. Operaator mõõtis 30 minuti kestel lahjendatud sette mahtu ning sai tulemuseks DSV = 500 ml/l. Aktiivmudasuspensiooni sisaldus aktiivmudamahutis on $X_{KA,BM}$ = 5 g/l. Vaja on teada saada:

a. kas järelsetiti toimib sellistes tingimustes hästi?

b. kas puhastisse võib vihmavalingu ajal juhtida reovett tunnivooluhulgaga 16 m^3/h?

c. kas selliste muda settimisomaduste puhul hakkab aktiivmuda välja kanduma, kui kevad-perioodidel on operaator täheldanud, et mudaindeks suureneb ning varem on täheldatud, et SVI=150 ml/g ?

Lahenduskäik

a. Esmalt kontrollime, kas tegemist on ikka püstsetitiga. Horisontaalkomponendi sissevoolu-piirkonnast setiti keskelt väljavooluni setiti serval on ligikaudu 2 m. Kui setiti sissevooluava on arvatavasti umbes poolel sügavusel, on vertikaalkomponent 2,25 m ning suhe 1,125 > 0,5. Seega on tegu selgelt püstsetitiga.

   Setiti pindala on 4 m x 4 m = 16 m^2 ning pinnakoormuse keskmise vooluhulga puhul $q_A = \frac{4\ m^3/h}{16m^2} = 0{,}25\ m/h$. Setiti mudamahukoormus on $q_{SV} = 0{,}25\frac{m}{h} \cdot 500 l/m^3 = 125\frac{l}{m^2 \cdot h}$. Seega on kõik tabeli 15.5 parempoolses veerus esitatud tingimused varuga täidetud ning setiti toimib hästi.

b. Kui vihmavalingu ajal juhtida puhastisse neljakordne hüdrauliline koormus 16 m^3/h, on koormusnäitajad $q_A = 1\ m/h$ ja $q_{SV} = 1\frac{m}{h} \cdot 500 l/m^3 = 500\frac{l}{m^2 \cdot h}$. Seega on setitil hüdraulilise koormuse suhtes nendes tingimustes veel täiendav varu, kuid mudamahu tingimus hakkab jõudma maksimaalse koormuse juurde. Setiti siiski veel toimib.

c. Esialgsetes tingimustes on mudaindeks $SVI = \frac{500\ ml/l}{5 g/l} = 100 ml/g$. Kui see aga suureneb väärtuseni 150 ml/l, kasvab muda maht väärtuseni 750 ml/l. Siis suureneb ka muda mahukoormus $q_{SV} = 1\frac{m}{h} \cdot \frac{750 l}{m^3} = 750\frac{l}{m^2 \cdot h}$, mis oluliselt ületab tabelis 15.5 antud piirväärtust 650 l//m^2/h ning aktiivmuda kandub järelsetitist välja.

   Et omaduste halvenemise korral sete välja ei kanduks, peab setiti hüdraulilise koormuse 16 m^3/h lubamiseks vähendama aktiivmudasuspensiooni kuivainesisaldust. Arvutada saab maksimaalse kuivainesisalduse, mille puhul väljakannet veel ei toimu. Esmalt arvutame muda maksimaalse mahu $DSV = \frac{q_{SV}}{q_A} = \frac{650 l/(m^2 \cdot h)}{1 m/h} = 650 l/m^3$. Siis saame valemi 15.23 alusel arvutada maksimaalse kuivainesisalduse aktiivmudaprotsessis $X_{KA,BM} = \frac{650 l/m^3}{150 l/g} = 4{,}3 g/l$. Peab arvestama, et kuivainesisalduse vähendamine mõjutab aktiivmudaprotsessi ning seetõttu tuleb kontrollida, kas saavutatav mudavanus on piisav protsessi toimimiseks ja eelkõige nitrifikatsiooniks.

15.8 Järelsetitite käitamine

15.8.1 Setiti voogude juhtimine

Järelsetiti tööpunkti analüüs (ingl *state point analysis*, SPA) on lihtsustatud matemaatiline moodus järelsetiti jõudluse ennustamiseks, kasutades järgmisi andmeid:

- sissevooluvee vooluhulk (Q);
- tagastusmuda vooluhulk (Q_{TM});
- sissevooluvee heljumisisaldus (X_{KA}) või aktiivmudasisaldus ($X_{KA,BM}$);
- setiti pindala A_{setiti};
- kasutusel olevate setitite arv;
- muda mahuindeks (SVI).

SPA võimaldab lihtsal moel graafiliselt määrata setiti tööseisundit. Meetod põhineb setiti massibilansil ning sisaldab järgmisi lihtsustusi [5]:

- eeldatakse püsiseisundit;
- võetakse arvesse ainult üht (vertikaalset) mõõdet, mis eeldab, et muda jaguneb ja juhitakse ära ühtlaselt – välistatakse jaotises 15.8.2 kirjeldatud käitamisprobleemid;
- massibilansis ei võeta arvesse, et setiti põhjas muda tiheneb;
- heitveega väljakanduv heljum jäetakse tähelepanuta.

Vaatamata nendele lihtsustele kasutatakse SPA-d sageli setiti pindala ja tagastuspumba võimsuse määramiseks ning maksimaalse aktiivmudasisalduse ning tagastusmuda ringluse seadistuste hindamiseks nii projekteerimisel kui ka käitamisel [5]. SPA on rakendatav ka järelsetiti hüdraulilise jõudluse ja setitimuda pinnakoormuse hindamisel.

Setiti tööpunkti määramiseks tuleb:

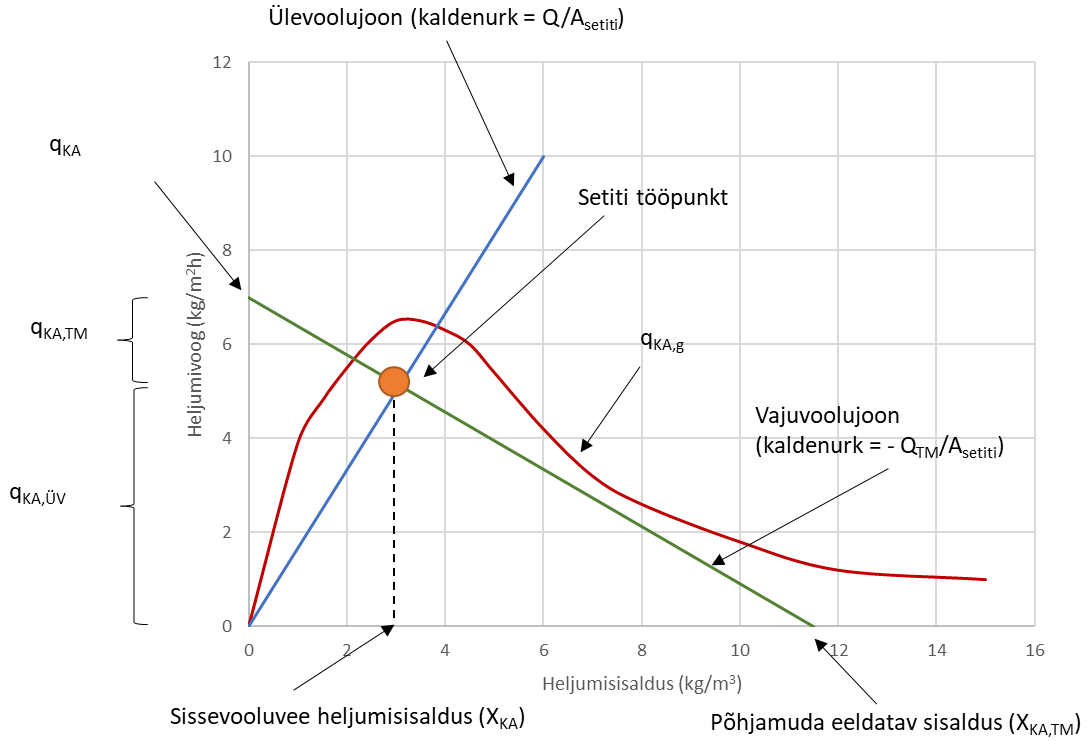
- määrata järelsetitisse siseneva vee heljumisisaldus (aktiivmudasisaldus) X_{KA} ning korrutada see hüdraulilise pinnakoormusega (valem 15.15):

$$q_{KA,ÜV} = q_A \cdot X_{KA} = \frac{Q}{A_{setiti}} \cdot X_{KA}$$

  kus $q_{KA,ÜV}$ on ülevoolust sõltuv settevoog. Saadud punkt, mida nimetatakse setiti tööpunktiks, tuleb kanda graafikule, mille X-teljel on heljumisisaldus (kg/m^3 või g/l) ja Y-teljel setitimuda pinnakoormus (kg/m^{2}h);

- tõmmata ülevoolujoon koordinaatitelt XY=0 läbi tööpunkti. Ülevoolujoon kujutab setitimuda pinnakoormust sõltuvalt heljumisisaldusest, kuid ei võta arvesse kõrvaldatava sette voogu;
- kuna setitisse sisenev vesi liigub setitis samaaegselt kahes suunas (tõusvalt ja vajuvalt), kuvatakse vajuvoolu setitimuda voog ($q_{KA,TM}$) negatiivse kaldega. Selleks tuleb esmalt valemist 15.22 leida kogu setitimuda pinnakoormus (q_{KA}) olemasoleva heljumisisalduse X_{KA} juures. Arvutatud tulemus märgitakse punktina graafikule nii, et Y = q_{KA} ja X = 0. Saadud punktist tõmmatakse läbi tööpunkti negatiivse kaldega sirge (vajuvoolujoon) kuni X-teljeni. Punkt, kus sirge X-teljega lõikub, näitab põhjamuda eeldatavat heljumisisaldust ($X_{KA,TM}$). Tagastusmuda tegeliku heljumisisalduse leidmist on kirjeldatud jaotises 15.7.4.
- määrata tsoonsettimise kiirus eri heljumisisalduste juures ning kuvada raskusjõu tõttu settinud heljumi voo $q_{KA,g}$ kõver.

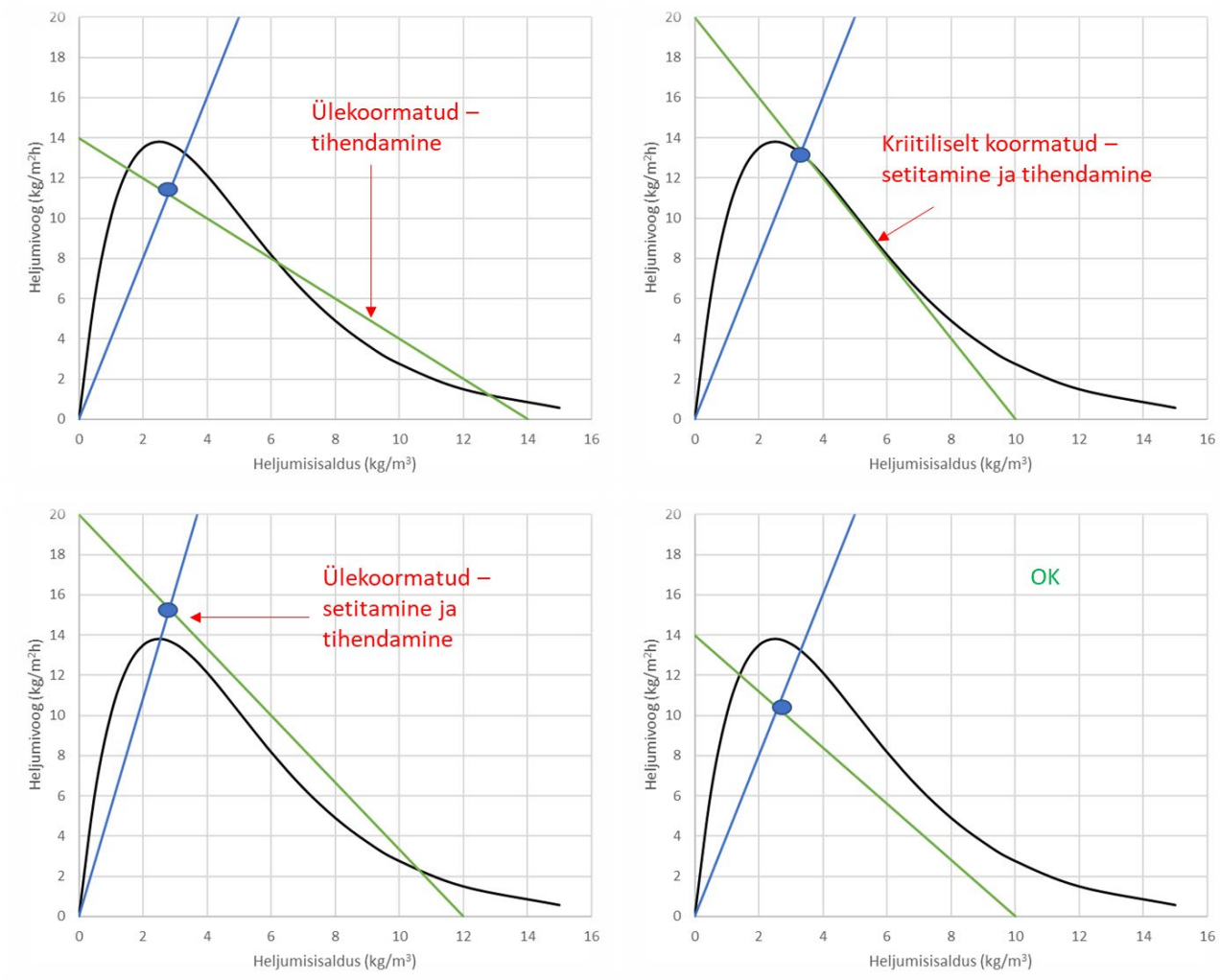
Et setitist ei kanduks muda heljumina välja (vt joonist 15.13), peab tööpunkt asuma $q_{KA,g}$-kõverast tunduvalt allpool. Kui tööpunkt nihkub $q_{KA,g}$-joonele lähemale, võib eeldada, et heljuvkiht (mudakiht) setitis suureneb. Seda näitab ka vajuvoolujoon, mis liigub $q_{KA,g}$ kõverale lähemale või muutub selle puutujaks. Kui tööpunkt on nihkunud $q_{KA,g}$-kõverast väljapoole või kõrgemale, kandub heljum setitist välja.



Joonis 15.13.Setiti tööpunktianalüüsi graafik

Setiti toimimise tingimusi tööpunktis saab ennustada tööpunkti asukoha järgi $q_{KA,g}$-kõvera suhtes (joonis 15.14). Töörežiimid on järgmised:

- alakoormatud: tööpunkt asub allpool heljumivoo kõverat. Settimiskiirus > Q/A_{setiti}. Heitvees on vähe heljumit;
- kriitiliselt koormatud: tööpunkt on heljumivoo kõveral. Settimiskiirus = Q/A_{setiti}. Setitist võib heljum välja kanduda (tippvooluhulkade puhul kindlasti);
- ülekoormatud: tööpunkt on väljaspool vookõverat. Settimiskiirus < Q/A_{setiti}. Heljum kandub setitist välja.



Joonis 15.14. Setiti töörežiimid

Sette tihendamistingimusi ennustab vajuvoolujoone asukoht heljumi vookõvera laskuva haru suhtes (joonis 15.14). Võimalikke töörežiime on kolm:

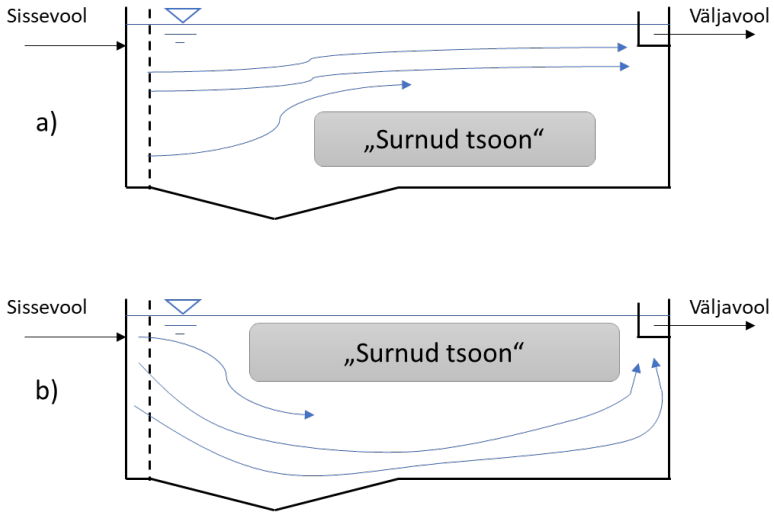
- alakoormatud: vajuvoolujoon on allpool $q_{KA,g}$-joont. Heljumit märkimisväärselt ei kogune ning märgatavat mudatekki ei ole;

- kriitiliselt koormatud: vajuvoolujoon puutub kokku piirava voo $q_{KA,g}$ laskuva haruga. Tekib mudatekk ning tööpunkt võib olla vastuvõetav heljumi ööpäevase tippkoormusega toimetulemiseks. On vaja vältida mudateki jätkuvat kasvu;
- ülekoormatud: vajuvoolujoon lõikub $q_{KA,g}$ kahaneva haruga. Muda koguneb märkimisväärsel hulgal ning mudatekk on sügav. Mudateki jätkuv kasv põhjustab tõenäoliselt heljumi väljakannet.

15.8.2 Muud setiti tööd mõjutavad tegurid

Surnud piirkonnad ja otseläbivoolud

Settimise üheks probleemiks võib kujuneda vee erinevast tihedusest tulenevad nn „surnud tsoonid“ ja otseläbivoolud, mida võib põhjustada veetemperatuuride erinevus (piisata võib 0,3°C-lisest erinevusest), s.o kui setitisse sisenev vesi on soojem või külmem setiti sees olevast. „Surnud tsoonide“ teket võib põhjustada ka ebasoodne hüdraulika – mida suurem on setiti laius võrreldes pikkusega, seda enam tekib „surnud tsoone“ ja otseläbivoole (joonis 15.15).



Joonis 15.15. Vee erinevast temperatuurist tingitud surnud tsoonid ja otsevoolud setitis (setiti vesi on sisenevast veest a – külmem või b – soojem).

Järsk temperatuurimuutus

Setiti pinnal ja põhjas oleva vee temperatuuri suur erinevus võib põhjustada nähtust, mida nimetatakse termiliseks ringluseks. Välistemperatuuri alanedes pealiskihi vee temperatuur langeb ja tihedus suureneb ning, kui see ületab alusvee tiheduse, pöörduvad kihid ümber ning see võib kaasa tuua mudakerkeid. Termilist ringlust võivad soodustada pealisvett kiiresti jahutavad öökülmad, setitisse siseneva vee kõrgem temperatuur või ka settekihi soojenemine päikesevalguse toimel. Kui termiline ringlus probleemiks muutub, tuleb järelsetiti pind katta.

Vahutamine bioloogilises puhastusetapis, mis kandub edasi järelsetitisse

Vahulõks on mahutiosis (nt anoksilise kambri ja õhustuskambri vahesein), milles aktiivmudasegu liigub läbi seinaava ühest mahutist teise, ent pinnal olev ujumuda jääb mahutisse pidama, ning mis soodustab ujumuda ning pinnakõntsa kogunemist mahuti pinnale. Probleemiks muutub vahulõks siis, kui tekib probleeme aktiivmuda vahutamisega ning ujumuda hakkab protsessi segama. Sellisel juhul üritavad operaatorid tavaliselt vahtu maha uhta, kuid nt *Nocardia spp* puhul ei anna pesemine mingeid tulemusi, sest nende bakterite kest on hüdrofoobne ning nad kerkivad kiiresti pinnale tagasi. Tekib olukord, kus vahtu tekitavaid mikroorganisme süsteemis kultiveeritakse ilma nende kõrvaldamise võimaluseta. Järelsetiti tõhusa töö tagamiseks on ujumudatõkked hädavajalikud, kuid selleks, et vältida ujumuda liigset kogunemist, on tõkete kasutamise korral vaja rakendada erimeetmeid (nt paigaldada lürp ujumuda eemaldamiseks).

Aktiivmuda pundumine ja vahutamine

Aktiivmuda pundumist põhjustab mikroorganismide kasvuks ebasobivate tingimuste kujunemine reoveepuhasti reaktorites (vt ka jaotist 6.4.3), mis põhjustavad muda settimisomaduste muutumist ja heljumi väljakannet järelsetitist. Pundumine võib olla hooajaline või ajutine. Mõnikord võib pundumine põhjustada ka vahutamist ja soodustada pinnamuda kuhjumist järelsetiti pinnale. Pundumist ning vahutamist põhjustavad organismid tuleb identifitseerida (vt lisa 2) ning edasisi samme kavandada lähtuvalt identifitseeritud organismide vohamist esile kutsuvatest teguritest. Vahutamise puhul tuleb kindlasti selgeks teha, kas süsteemis on vahulõkse, ning juhtida (pumbata) reaktorite (ja järelsetiti) pinnale kogunev muda otse settekäitlusesse.



Joonis 15.16. Aktiivmuda pundumisest põhjustatud pinnamuda kogunemine järelsetiti pinnale (foto: V. Kõrgmaa)

Järelsetiti pinnale kogunev muda

Pinnamuda väljavool järelsetitist tuleb tõkestada. Selleks on vaja rajada äravoolurenni ette tõkked (joonis 15.16) või pinnamuda kõrvaldamise süsteem (lürp, pumbad).

Heljumi väljakandumine

Heljumi väljakandumine halvendab heitvee kvaliteeti. Lahendusvõimalusi on mitu: a) kontrollida, ega HA väljakanne ole põhjustatud kribuhelvestest ning vältida liigset turbulentsust aeroobses mahutis; b) vähendada SRT-d; c) kontrollida, ega ole esinenud toksilisi äkk-koormusi ning d) suurendada vee lahustunud hapniku sisaldust õhustusmahuti lõpuosas vähemalt 2,0 mg/l-ni.

Hüdraulilised probleemid järelsetitis

Ekstreemsetel juhtudel võib heljum hakata suurte vooluhulkade korral setitist välja kanduma (joonis 15.17). Sellisel juhul sõltub lahendus konkreetsest situatsioonist: a) suurendada tagastusmuda ringlust (see suurendab setiti hüdraulilist koormust ning vähendab viibeaega); b) kontrollida voolu jagunemist setititesse ning vajadusel muuta voolujaotus ühtlaseks; c) tippvooluhulkade korral võtta kasutusele ühtlustusmahutid; d) korrigeerida ülevoolurennide kõrgust.



Joonis 15.17. Heljumi väljakanne hüdraulilise ülekoormuse tõttu (foto: V. Kõrgmaa)

Mudakerked järelsetitis

Kui bioloogilises puhastusetapis ei ole ette nähtud tõhustatud lämmastikuärastust (vt jaotist 8) või ei ole denitrifikatsioon piisav, võib nitraatide kandumisel järelsetitisse denitrifikatsioon seal toimuda.

Denitrifikatsiooni käigus atmosfääri vabanev lämmastik koguneb settinud muda alla ja kergitab selle pinnale. Lahendusvõimalused: a) suurendada tagastusmuda ringlust (see suurendab setiti hüdraulilist koormust ning vähendab viibeaega); b) suurendada vee lahustunud hapniku sisaldust õhustusmahuti lõpuosas vähemalt 2,0 mg/l-ni; c) vähendada mudavanust; d) kui tagastusmuda ringlust ei saa suurendada, vähendada juurdevoolu halvas korras setitisse; e) korrigeerida ringlust aeroobse ning anoksilise mahuti vahel, lähtudes siseneva vee lämmastikusisaldusest ning vaadata üle ka muud käitustingimused (nt vee lahustunud hapniku sisaldus õhustusmahutis, reovee C /N suhe).

Madalad setitid

Mõnikord ei ole muud võimalust, kui ehitada madal (sügavusega 2,5–3m) setiti. Sellises setitis võib aga mudatekk kergesti nii kõrgele tõusta, et põhjustab heljumi väljakannet. Siis tuleb erilist tähelepanu pöörata mudapadja kõrguse reguleerimisele tagastusmuda ringluse abil [5].

Linnud

Paljudele veelindudele meeldib järelsetiti pinnal ujumas käia. Paraku võib nende tegevus põhjustada heitvee toitainesisaldusse suurenemist ning esteetilisi probleeme, mis omakorda suurendavad operaatori töökoormust. Lindude peletamiseks on mitmesuguseid vahendeid, kuid abi võib olla ka järelsetiti pinna katmisest.

Vetikad

Järelsetiti ülevoolus valitsevad sageli soodsad tingimused vetikate kasvuks, sest heitvees leidub toitaineid ning päikesevalgus on kättesaadav. Vetikatest on nii kasu kui ka kahju – nad aitavad toitaineid ärastada, kuid võivad põhjustada heitvee kvaliteedi halvenemist. Nad võivad ka ummistada ülevoolu (ja seeläbi põhjustada äravoolu ebaühtlust) või pinnamuda kõrvaldamise seadmeid. Vetikate tõrjumiseks kasutatakse väljavoolurenne puhastavaid harju.

Viidatud allikad

[1] *Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS-EN 12255-3: Wastewater treatment plants - Part 3: Preliminary treatment." 2001.*

[2] *G. Tchobanoglous, H. Stensel, R. Tsuchihashi, F. Burton, Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th ed. New York: Metcalf & Eddy, Inc, 2014.*

[3] *E. Karttunen, H. Kiuru, T. Tuhkanen, Vesihuolto. Helsinki: Suomen rakennusinsinöörien liitto RIL, 2004.*

[4] *D. V. für W. ATV-DVWK, ATV-DVWK-Regelwerk A 131. Dimensioning of single stage activated sludge plants. 2000.*

[5] *M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design, 2nd ed. London: IWA Publishing, 2008. doi: 10.2166/9781780401867.*

[6] *Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS-EN 17402 Characterisation of sludges-Settling properties-Part 3: Determination of zone settling velocity (ZSV)," 2019.*

[7] *Suomen rakennusinsinöörien liitto RIL ry, RIL 124-2 Vesihuolto II. 2004.*

[8] *E. Torfs, I. Nopens, M. K. H. Winkler, P. A. Vanrolleghem, S. Balemans, and I. Y. Smets, "Settling tests," in Experimental Methods In Wastewater Treatment, M. C. M. van Loosdrecht, P. H. Nielsen, C. M. Lopez-Vazquez, and D. Brdjanovic, Eds. London: WA Publishing, 2016.*

16 Reovee järelpuhastus

Egge Haiba, Erki Lember, Pille Kängsepp, Mart Taklai, Enn Tõnisberg, Vallo Kõrgmaa

16.1 Järelpuhastuse eesmärgid ja ülesanded

Järelpuhastuseks (ingl *post-treatment*) nimetatakse põhipuhastusele järgnevat protsessi, mis toimub enamasti pärast järelsetitamist. Muutused keskkonnanõuetes ja kasvav vajadus vee taaskasutamise järele nõuavad reovee üha põhjalikumat puhastamist. Selleks rakendatakse üha tõhusamaid mooduseid mikrosaasteainete kõrvaldamiseks reoveepuhastites või nende reovette sattumise piiramiseks. Mõnel puhastil on fosfori piirmäärad heitvees muutunud nii rangeks, et isegi keemilise puhastusega ei suudeta neid täita. Varasemalt on teada, et osa fosforist seotakse biomassi, ent kui heljum jõuab väljavoolu, siis heitvee fosforisisaldus kohe suureneb. Reoveepuhastussüsteemidele on lisakoormust tekitanud tänapäevased mikrosaasteaineid, nagu raskmetallid, keemilised ühendid, ravimijäägid ja mürgised ained, mida on veest keeruline kõrvaldada. Traditsioonilised, nüüdisaegsele tehnikatasemele vastavad reoveepuhastusjaamad suudavad kõrvaldada ainult selliseid mikrosaasteaineid, mis on kergesti biolagundatavad ja/või aktiivmudas absorbeeruvad, ülejäänud ühendid (nt ravimijäägid) läbivad puhastusprotsessi nõnda, et nende hulk oluliselt ei vähene. Seetõttu on üha rohkem reoveepuhasteid kasutusele võtnud reovee süvapuhastustehnoloogiad nagu osoneerimise või pulbrilise ja granuleeritud aktiivsöe kasutamise [1]. Puhta vee (joogivee või taaskasutusvee) vajaduse suurenemisega ja veekvaliteedi piirmäärade karmistumisega on ka reovee järelpuhastusse lisandunud reovee desinfitseerimine näiteks osooni, UV ja klooriga. Osooni kasutatakse nii süvaoksüdatsiooniks (nt ravimijääkide kõrvaldamiseks) kui ka desinfitseerimiseks. Kõige lihtsam järelpuhastusmeetod on filtratsioon, milleks kasutatakse nii teralisi, kangas- kui ka ketasfiltreid.

Järelpuhastuse vajadus tekib, kui kasutusel olev tehnoloogia ei suuda heitvett nõutele vastavaks muuta, mistõttu on vaja täiendavat puhastusetappi. Põhjuseks võib olla ka:

- koormuse suurenemine (nt reoveekogumisala laienemise tõttu);
- tööstusreovee osakaalu suurenemine;
- tundlike veekogude eutrofeerumise piiramiseks on vaja vähendada heitvee toitainesisaldust;
- uute probleemsete ainete (nt ravimijääkide) ilmumine reovette.

Peamised järelpuhastusmeetodid (tehnoloogiad) on:

- bioloogiline looduslik järelpuhastus (nt pinnasfiltrites, biotiikides);

- füüsikalis-keemilised meetodid (nt keemiline fosforisadestus, flokulatsioon, flotatsioon);
- filtreerimine (erinevad lahendused);
- adsorbtsioon aktiivsöele;
- desinfitseerimine (keemiline, osoneerimine, UV-kiiritus).

Nende reoveepuhastusprotsesside abil, kas eraldi või kombineerituna, on võimalik peaaegu igasugune reostus kontrolli alla saada ning puhasti heitvett kasutada tööstuses, põllumajanduses või isegi joogivee saamiseks.

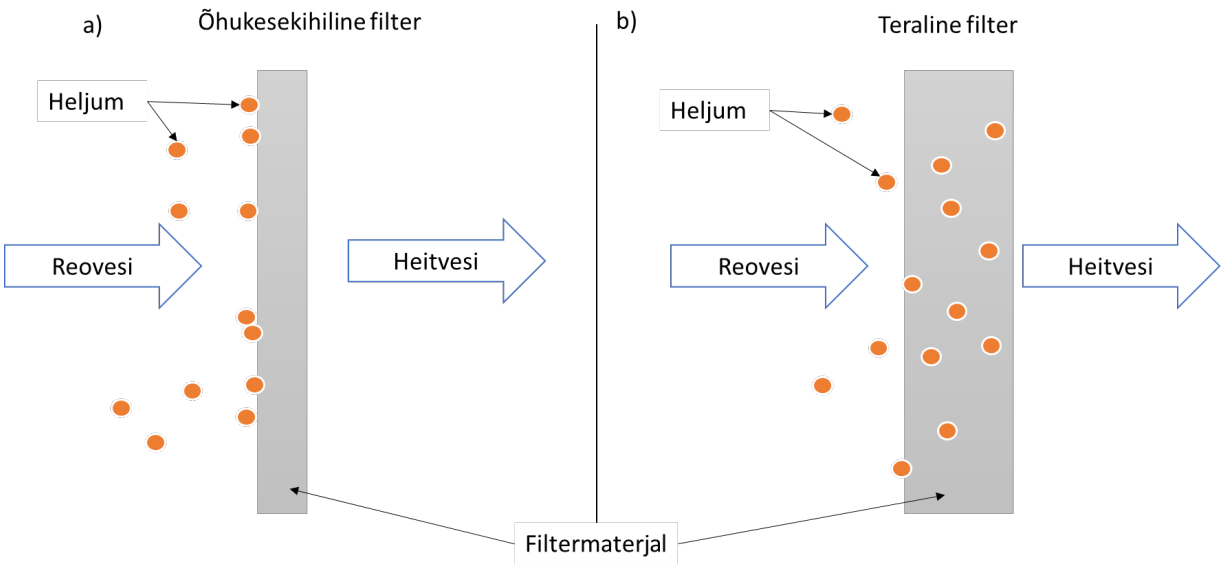
16.2 Filtrimine

Filtrimiseks nimetatakse lahustumata lisandeid sisaldava vedeliku (gaasi) juhtimist läbi filtermaterjali, mille peale või sisse tahked osakesed pidama jäävad. Vastavaid seadmeid nimetatakse **filtriteks**.

Reoveepuhastuses on võimalik reovee reostusastet järelpuhastusetapis oluliselt vähendada mitmesuguste liivfiltrimismeetoditega, mis jagunevad kiireks filtratsiooniks (ingl *rapid sand filtration*, RSF) ja aeglaseks filtratsiooniks (ingl *slow sand filtration*, SSF), ning mikrofiltratsiooni, ultrafiltratsiooni, ja ketas- ja kangasfiltrite abil.

Sõltuvalt filtrivast materjalist jagunevad filtrid kahte rühma – *õhukesekihilised filtrid* (kiled, kangad, poorsed plaadid, tihedad võrgud), ning *teralised filtrid*, milles filtrivaks materjaliks on teralise puistmaterjali (kvartsliiva, antratsiidi, aktiivsöe, mitmesuguste looduslikku ning sünteetilist päritolu teraliste materjalide) kiht. Õhukesekihilistes filtrites (joonis 16.1, a) leiab aset *kilefiltratsioon*, mille puhul vees olevad osakesed peetakse kinni filtrikihi peal, moodustades täiendava või isegi peamise filtriva kihi ning kus filtrival materjalil on vaid seda kihti hoidev funktsioon. Teralistes filtrites (joonis 16.1, b) toimub põhiliselt *mahtfiltratsioon*, milles erineva suurusega koagulandihelbed koos nende küljes olevate jämedisperssete ja kolloidosakestega peetakse kinni filterkihi poorides [2].

Millist filtersüsteemi rajada, oleneb reovee iseloomust, nõuetest puhastatud veele ja mõnevõrra ka reovee vooluhulgast. Parima tulemuse annab pöördosmoos, järgnevad adsorbtsioonfiltrid, liivfiltrid ja ketasfiltrid. Esimesed võimaldavad puhastamist ioonide tasemel, mehaaniliste osiste kõrvaldamiseks piisab kahest viimasest. Liivfilter võib anda parema puhastustulemuse, kuid väga suurtes reoveepuhastites (nt Tartus, Viimsis) kasutatakse tänapäeval pigem ketasfiltreid.



Joonis 16.1. Õhukesekihilises filtris (a) peetakse vees olevad osakesed kinni filterkihi peal, teralises filtris (b) filterkihi sisemuses olevates poorides

16.2.1 Teralised filtrid

Teralise filtratsiooni puhul kasutatakse filtrina mitmesuguseid teralisi või granuleeritud mineraalseid materjale (nt liiv, peenestatud kivimid, koks, peenestatud keraamika, metallipuru, aktiivsüsi). Teralist filtratsiooni, peamiselt aeglase ja keskmise kiirusega filtreerimist kasutatakse veekäitluses juba ammu. Reoveepuhastuses rakendati parema järelpuhastustulemuse saavutamiseks teralist filtratsiooni 20. sajandi lõpus, et vähendada heitvee heljumi ja orgaanilise aine, aga ka fosfori sisaldust.

Teraliste filtrite puhul on välja töötatud mitmesuguseid lahendusi: ühe-, kahe- ja mitmekihilisi filtreid, kusjuures filtri eri kihtides kasutakse erinevaid materjale ja fraktsioone. Filtrid erinevad ka filterkihi paksuse poolest. Kiirfiltrites on see õhem ja vajab tihedamat läbipesu, paksema filterkihi akumulatsioonivõime on suurem ja läbipesu harvem). Filtrid erinevad ka vee liikumissuuna poolest (alla- ja ülesvoolufiltrid). Peale selle liigitatakse filtreid vedelikku liikuma paneva jõu alusel gravitatsioonilisteks ja survefiltriteks. Filtrimise kulgu mõjutavad mitmed tegurid, nagu filtermaterjali terasuurus ja kihi paksus, pinnakoormus (vee kogus filtri pinnaühikule), temperatuur, kõrvaldatavate osakeste suurus ning rohkus. Osakeste kõrvaldamine ei ole pelk mehaaniline sõelumine, vaid ka nende keemiline sidumine ehk eriadsorbtsioon filterkeha ja osakeste vahelise elektrostaatilise vastasmõju toimel.

Enamasti järgnevad filtrid reovee järelsetitamisele, sageli kombineeritakse neid ka keemilise sadestamisega (flokulatsiooniga, vt ka jaotist 5.5). Kiire filtratsiooni (RSF) protsessis annustatakse koagulant tavaliselt liivfiltri ette ning flokulatsioon ja tahkete ainete eraldumine toimub filterkihi sees. RSF-protsessi on edukalt kasutatud ka mehaanilise filtrina ilma koagulandi annustamiseta.

Filtrimisprotsess

Filtrimisprotsess jaguneb kahte etappi: filtrimine ning filterkeskkonna puhastamine ja taastamine (tagasipesu). Filtrimisfaas filtri tüübist üldjoontes ei sõltu, kuid puhastusprotsessi korraldamiseks on erinevaid võimalusi. Poolkestva filtrimise puhul lastakse vesi läbi filterkihi seni, kuni filtri takistus (survekadu) kasvab või vee kvaliteet halvenema hakkab ning filtrimine peatatakse ja filterkiht pestakse õhu ja/või veega läbi, et kõrvaldada sellesse kogunenud tahked osised (heljum). Pideva filtrimisrežiimiga filtrites toimub filtrimine ja filtri puhastamine samaaegselt (pidevalt). Filtritud vesi kogutakse kokku ja juhitakse äravoolusüsteemi, tagasipesuvesi läheb taaskasutamiseks puhastusprotsessi.

Filterkihis toimivad reovee puhastamisel mitmesugused protsessid: tahkete osade settimine, osakeste liitumine ja haakumine filtermaterjaliga, adhesioon (molekulaarjõudude põhjustatud seos eri faaside või kehade kokkupuutepindade vahel) ja adsorptsioon (lahuse koostisosade koondumine tahke aine või vedeliku pinnale füüsikaliste või keemiliste sidemete toimel). Võimalik on ka teatav bioloogiline protsess – biokileprotsess, mida on täpsemalt kirjeldatud jaotises 10.

Peamine mehhanism, mis mõjutab heljuvate osakeste kõrvaldamist filtrimisprotsessi ajal, on kurnamine (filtrimine), s.o filtrimiskeskkonna pooridest suuremate osakeste mehaaniline kinnipidamine. Filtrimist kontrollib peamiselt filtriterade suurus ja filtri ummistumise määr (nt heljumi kogunemine või mikrofloora kasv filterkeskkonnas), mida mõjutab ka kõrvaldatavate osakeste suurus. Sadestumise mehhanism põhineb osakeste settimisel filterkihis. Tahkete osakeste kõrvaldamine haakumise teel toimub siis, kui rasked osakesed ei järgi voolu voolujooni ja põrkuvad filtriteradega haakudes nende külge. Adhesioonimehhanism põhineb osakeste kinnitumisel filtermaterjali pinnale, kui vesi filtrist läbi voolab. Kui osake on kokku puutunud filtermaterjali pinnaga või muude filtri keskkonnas olevate osakestega, võib osakesi kinni hoida keemiline või füüsiline adsorptsioon. Adsorptsiooni ulatust mõjutavad mitmed füüsikalised ja keemilised tegurid, sealhulgas filtermaterjali terasuurus ja pinnaomadused, vee voolukiirus ja vees leiduvad ained, pH ning adsorbeeritud materjali pinnaomadused. Adsorptsiooni teel on võimalik siduda ka lahustunud aineid.

Osakeste ja mikroorganismide veest kõrvaldamise tõhusust mõjutavad filtermaterjali terasuurus, eripind ja pinnaomadused (nt pinnalaeng). Tavaliselt on tõhusamad väikese terasuuruse ja suure eripinnaga filtermaterjalid. Suure eripinna positiivne mõju tuleneb sobilike adsorptsioonialade rohkusest. Väikese terasuurusega filter peab küll kinni väikesi tahkeid osakesi, ent selle ummistumisoht on suur.

Protsessi oluline näitaja on filtrimiskiirus (tüüpiliselt 5–14 m/h), mis määrab filtri vajaliku pindala. Filtrimiskiiruse liigne suurendamine võib halvendada filtri tõhusust ja lühendada selle kasutusiga. Mõne filtritüübi puhul võib osakeste kõrvaldamise tõhusus filtrimiskiirusest vähe oleneda, samas kui mõnda teist tüüpi filtri toime sellest rohkem sõltuda.

Filtrimisprotsessi mõjutab oluliselt käideldava vee tahkete osakeste sisaldus, suurus ja suurusjaotus ning osakeste laeng ja tugevus. Tahked ja kolloidsed osakesed on reovees tavaliselt negatiivse laenguga ja seega tõukuvad ning süsteem on stabiilne. Osakeste suurus on mõni nanomeeter kuni enam kui 100 mikromeetrit. Filtritesse jääb tavaliselt 1–2 µm ja väiksemaid osakesi vähe pidama ning suurem osa neist jääb filtrit läbivasse veevoolu heljuma.

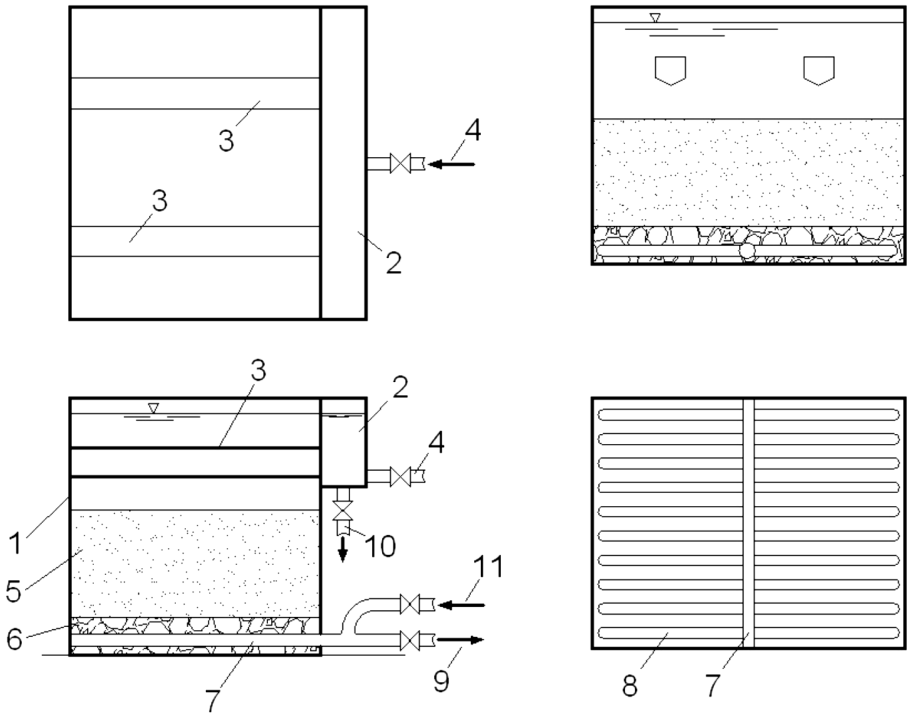
Filtri tõhususe suurendamiseks kasutatakse sageli anorgaanilisi koagulante ja orgaanilisi polümeere. Kemikaalide lisamine põhjustab tahkete ja kolloidosakeste destabiliseerumist ja koaguleerumist (osakeste vaheline elektrostaatiline tõukejõud väheneb), mille tulemusel osakesed agregateeruvad ja peetakse filterkihis kinni. Anorgaanilise koagulandi lisamine võib aidata kaasa ka lahustunud ainete (nt anorgaanilise fosfori) kinnipidamisele. Orgaanilised polümeersed flokulandid seovad suspendeeritud materjale suurematekс agregaatideks ning annavad tekkivatele agregaatidele ja helvestele tugevust. Koagulatsiooni- ja flokulatsiooniprotsessi tõhusust mõjutavad koagulandi annus ja vee pH, kusjuures igal koagulanditüübil on oma optimaalsed protsessitingimused. Koagulandi üleannustamine võib põhjustada filtri ummistumist või väljuva vee hägusust.

Kirjanduse andmetel [3] on kontaktfiltratsiooni pilootkatsetel kiirliivfiltris (RSF) vähenenud mikroorganismide arvukus 90–99% , heljumisisaldus 56–93 % (jääk 1–4 mg/l), hägusus 65–87% (jääk 1–2 NTU), üldfosforisisaldus 75–89 % (jääk 0,04–0,1 mg/l) ja KHT 34–53 % (jääk 18–39 mg/l) ning saavutati >70 % suurune UV-läbilaskvus. Töötavatel seadmetel on orgaanilise aine (BHT, KHT) sisaldus vähenenud 30–50%, heljumi- ja üldfosforisisaldus 70–75% ning mikroorganismide (*E.coli* ja fekaalsed streptokokid) sisaldus 20–70%. Rauasoolapõhise koagulandi kasutamine on andnud veelgi paremaid tulemusi: orgaanilise aine (BHT, KHT) sisaldus vähenes 40–60%, heljumi ja üldfosfori sisaldus 90% ning mikroorganismide hulk vähenes 80–99 %.

Teraliste filtrite lahendusi

Gravitatsiooniline kiirfilter on kahe- või enamakihiline. Maksimaalne filtrimiskiirus 10 m/h (10 $m^3/(m^2 \cdot h)$), määratakse päeva tippvooluhulga ($Q_{h\text{-}max}$) järgi puhtas filtris, s.o kohe pärast pesutsüklit. Filtreid peaks olema paralleeltöös vähemalt kaks. Süsteem olgu dimensioneeritud nii, et juhul kui mõni filtritest on välja lülitatud, ei ületaks töötavate filtrite koormus lubatut (10 $m^3/(m^2 \cdot h)$). Filtrit katva veekihi sügavus peab olema vähemalt 1 m ning vesi peab jagunema ühtlaselt filtri pinnale. Filtrisse

sisenev vesi ei tohi rikkuda pealmise filterkihi struktuuri. Veekogumisrennid peavad katma filtri pinna ühtlaselt ning kõik rennid teenindama ühesuurust pindala. Gravitatsioonilise filtri põhimõtteline lahendus on kujutatud joonisel 16.2.



Joonis 16.2. Ühekihilise gravitatsioonilise ülalt alla filtriva, kandekihi, vesiuhutava ning suure takistusega drenaažisüsteemiga kiirfiltri skeem: 1 – filtribassein, 2 – sissevooluvee jaotuskanal (uhtevee kogumiskanal), 3 – sissevooluvee jaotusrennid (uhtevee kogumisrennid), 4 – sissevoolutorustik, 5 – filterkiht, 6 – kandekiht, 7 – filtraadi kogumistorustik (uhtevee jaotustorustik), 8 – perforeeritud filtraadikogumistorustik (uhtevee jaotustorustik), 9 – filtraadi väljavoolutorustik, 10 – uhtevee äravoolutorustik, 11 – uhtevee sissevoolutorustik [2]

Filterkihi all paikneb kruusast või graniitkillustikust kandekiht (joonis 16.2, 6), mille ülesanne on vältida filtriva materjali terade sattumist kogumistorustikku ning jaotada uhtevesi võimalikult ühtlaselt filtri pinnale. Kasutatakse ka kandekihita filtreid, millel on perforeeritud kogumistorustiku asemel pilupõhi (joonis 16.4) ja/või pilukuplid (joonis 16.3), mille pilude laius on 0,1 mm või väiksem kui filterkihi minimaalne teraläbimõõt, tavaliselt 0,3–0,4 mm. Pilukupleid valmistatakse plastist või terasest ning ühendatakse keermega kas filtri kahekordse põhjaga või jaotustorustiku külge. Pilukuplid võimaldavad jaotada uhtevett ühtlaselt filtri pinnale, vähendada teralise täitematerjali kihi kogupaksust filtris ning kandekihi terade paigalt nihkumise ohtu.



Joonis 16.3. Pilukuplite tüüpe [4]



Joonis 16.4. Terasest pilukuplid terasest jaotustorustikul [5]

Kontaktselitid, kontaktfiltrid ja mitmekihilised filtrid

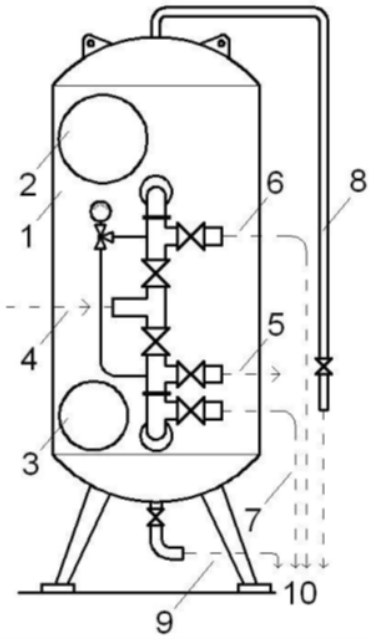
Kontaktselitiks nimetatakse ühekihilise täitega kiirfiltrit, milles vesi liigub alt üles, s.o filtrimine toimub väheneva terajämeduse suunas. Rakendatakse kontaktkoagulatsiooni, s.o vee koaguleerimist vahetult enne selle juhtimist filtritäitesse. Filtri uhtmise järel teraline materjal kihistub, s.o jämedam materjal setib alumisse ja peenem ülemisse kihti ning alt üles filtrimine toimub väheneva terajämeduse suunas. See lubab filterkihi võimalusi täielikumalt ära kasutada ja filtrida suurema heljumisisaldusega vett, kartmata filtri kiiret ummistumist. Suure puhastusefekti saavutamise tingimus on kontaktkoagulatsioon. Kontaktselitis töötsükli jooksul kinni peetav heljumimass (filtri mudamahtuvus) on suurem kui tavalises kiirfiltris. Dünaamilise püsivuse tagamiseks ei ole filtratsioonikiirus kontaktselitites tavaliselt suurem kui 4–6 m/h.

Kontaktfiltrites toimub filtrimine ülalt alla, mis eeldab mitmekihilise, erinevatest materjalidest täitematerjali kasutamist. Tavaliselt on täide vähemalt kolmekihiline: kõige all peeneteraline ja suure tihedusega materjal (nt peenestatud basalt), selle peal suurema terajämedusega väiksema tihedusega materjal (nt kvartsliiv) ning kõige peal veelgi suurema teraläbimõõdu ja vähima tihedusega materjal (nt aktiivsüsi).

Levinud on *kahe- või mitmekihilised filtrid* (kvartsliiv + antratsiit või aktiivsüsi), mida kasutatakse ülalt alla filtrimise korral filtri töötsükli pikendamiseks.

Survefiltrid

Väiksemates puhastites, tootmisvee ning suure soolasisaldusega talvise sademevee puhastamisel on levinud survefiltrid. Need on silindrilised, metallist või plastist mahutid hermeetiliselt suletavate luukidega filtermaterjali sisse- ja väljalaadimiseks. Filtrid on varustatud nende töö ja uhtumise jaoks vajalike seadmete ja kommunikatsioonidega. Enamasti vertikaalseid survefiltreid (joonis 16.5) valmistatakse seeriakaupa silindri läbimõõduga kuni 3 m. Kuna filtri jõudlus oleneb filtratsioonipinnast, kasutatakse toodangu suurendamiseks mõnikord ka horisontaalseid survefiltreid.



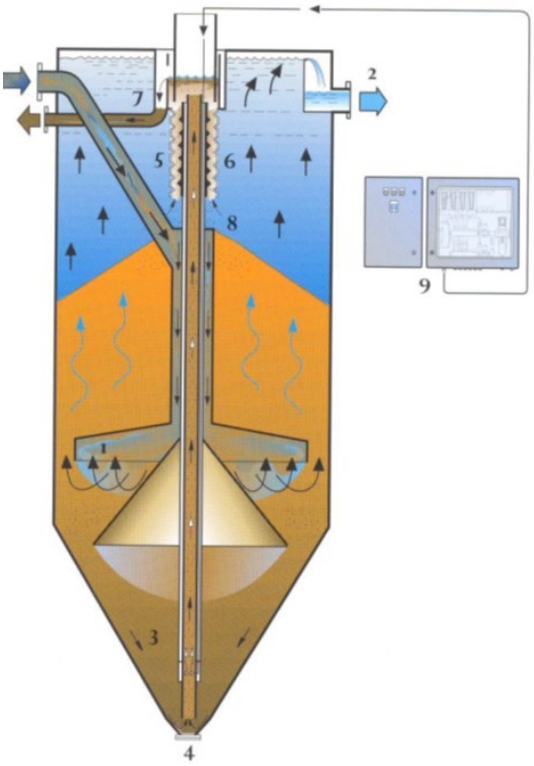
Joonis 16.5. Vertikaalse survefiltri skeem: 1 – silindriline mahuti, 2 ja 3 – luuk, 4 – toor- ja uhtevee sissevool, 5 – filtraadi väljavool, 6 – uhtevee äravool, 7 – nn esimese filtraadi äravool, 8 – õhueraldustoru, 9 – tühjendustoru, 10 – äravoolud kanalisatsiooni [2]

Filtritäite pideva uhtmisega lahendused

Tüüpiliste kiirfiltrite töörežiim on perioodiline (töötavad uhtmisest uhtmiseni). Mitu firmat on välja töötanud tehnilised lahendused, kus nii filtrimine kui osa filtritäite uhtmine toimuvad üheaegselt. Üks selliseid lahendusi on filter *DynaSand*.

DynaSand-filter (joonis 16.6) on vertikaalse keskkanaliga silindriline mahuti, millesse toorvesi juhitakse keskkanali kaudu filterkihi alla ning filtrimine toimub alt üles. Filtritud vesi koguneb ülal asuvate kogumisrennidesse. Keskkanali sees on õhktõstukina toimiv vertikaalne toru, mille alumisse otsa juhitakse suruõhku, mis tekitab seal määrdunud liiva ja vee segu kaasaimemiseks vajaliku hõrenduse. Torus toimuva turbulentsi tõttu vabaneb teraline materjal pooridesse kogunenud heljumist, mis

juhitakse torustiku 7 kaudu koos teatud koguse veega kanalisatsiooni. Torus olev liiv langeb tänu oma raskusele läbi liivapesuri 5, 6 puhastatult filterkihi peale.



Joonis 16.6. DynaSand-filtri skeem: I – keskkanali laiend toorvee sissevooluks, 2 – filtraadi väljavool, 3 – kooniline põhi määrdunud filtermaterjali kogumiseks, 4 – õhktõstuk, 5, 6 – liivapesur, 7 – uhtevee äravool, 8 – pestud liiv filterkihi peal, 9 – juhtimiskilp [6]

DynaSand-filtreid kasutatakse laialdaselt vee selitamiseks ja värvitustamiseks, nitraadiärastuseks jm. Seda filtrimissüsteemi lahendust võib suurema puhastustõhususe saavutamiseks kombineerida kontaktkoagulatsiooniga.

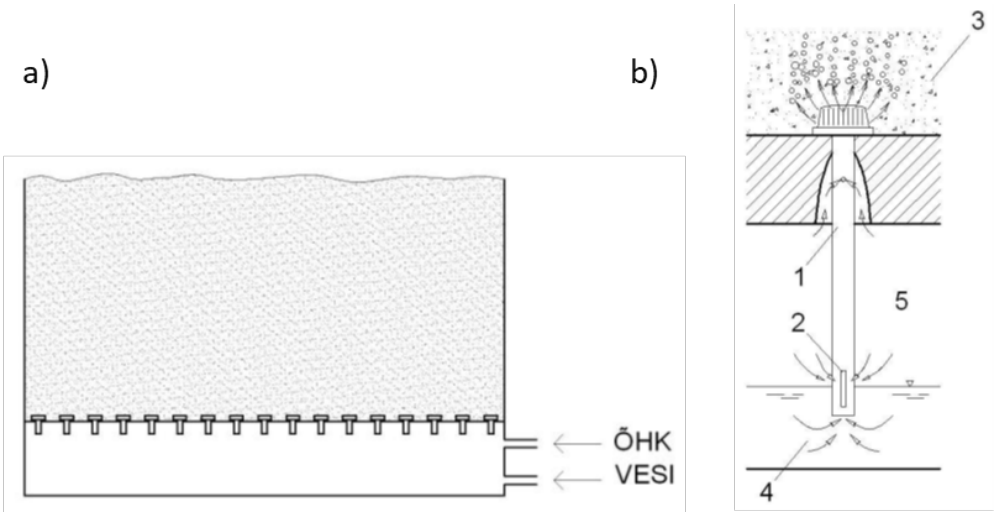
Filtri uhtmine

Filtri vesiuhtmiseks suletakse toorvee pealevool 4 (vt joonist 16.7) ja filtraadi äravool 9 ning avatakse uhtevee äravoolutorustik 10, mille järel filtripealne veetase langeb rennide 3 servani. Seejärel käivitatakse filtriuhtepump, mis tavaliselt asub 2. astme pumplas või filtriruumis, ning avatakse uhtevee pealevoolutorustikul 11 asuv siiber. Uhtumiseks kasutatakse puhtaveemahutist võetavat filtritud vett. Uhtepumba jõudlus peab olema selline, et *filterkiht paisuks* 20–40%. Sellele vastav *uhtmise intensiivsus* on enamasti 12–18 l/s·m². Selline uhtmine kestab kuni 10 min, mille järel äravoolutorustikus voolava uhtevee omadused vastavad uhtmiseks kasutatava vee omadustele. Kui uhtmine kestab oluliselt kauem, on tavaliselt tegu uhtepumba ebapiisava jõudlusega, mis ei taga filterkihi vajalikku paisumist. Kui uhtmine on lõppenud, suletakse uhtevee pealevool, uhtepump lülitatakse välja, uhtevee äravool filtrist suletakse, toorvee pealevool avatakse ja veetase filtri peal

tõstetakse vajaliku kõrguseni (tavaliselt 1,5–2 m). Seejärel seatakse kiirusregulaatori abil vajalik filtratsioonikiirus ja alustatakse filtri uut töötsüklit. Enamasti eelneb sellele nn *esimese filtraadi* juhtimine kanalisatsiooni, mida on vaja selleks, et vabastada filtri täide välja uhtmata jäänud osakestest.

Filtri vesi-õhk-uhtmine.

Uhtevee kulu vähendamiseks ja tõhusa uhtmise huvides kasutatakse peale vee ka suruõhku. Selleks paigutatakse filtri põhja vaheldumisi veetorudega suruõhu jaotustorustik või (sagedamini) kasutatakse erilisi "pika varrega" pilukupleid (joonis 16.7b). Esimesel juhul on vaja torukandekihti, pilukuplite korral seda vaja ei ole. Pilukuplil on seest õõnes pikipiluga paksuseinaline vars, mis on keermega ühendatud filtri kahekordse põhjaga (joonis 16.7a). Kahekordse põhja vahele koos veega pumbatav suruõhk koguneb sinna õhukorgina. Kompressori ja uhtepumba rõhke valides on võimalik reguleerida kahekordse põhja vahelist veetaset, tagades vajaliku õhuhulga koos veega kaasaimemise.



Joonis 16.7. a – filtri kahekordse põhjaga ühendatud vesi-õhk-uhtmise pilukuplid, b – vesi-õhk-uhtmise pilukuppel: 1 – toru, 2 – pilu, 3 – filterkiht, 4 – vesi, 5 – õhk [2]

Vesi-õhk-uhtmine toimub kolmes etapis:

- suruõhuga barboteerimine 12 min 15–20 l/s·m^2;
- üheaegne uhtmine õhu ja veega 4–5 min (õhuga 15–20 l/s·m^2; veega 6–8 l/s·m^2);
- uhtmine veega 4–5 min 6–8 l/s·m^2.

Filtri edukas toimimine sõltub peaaegu täielikult pesust. Korralik pesu peab filtrikeha paisutama sel määral, et liivaterad heljuksid tekkinud suspensioonis ja saaksid vabalt pöörelda. Olenevalt filtermaterjalist on selleks vaja 20–50% suurust paisumist. Filtri õigel pesemisel peab arvestama filtermaterjali settimiskiirust, pesuvee voolukiirust, pesemisel tekkivat rõhukadu, täiendavaid

puhastusmeetodeid, pesutsükli kestust ja vajalikku veekogust. Filtri pesemisel tõuseb filtermaterjal ujuvasse olekusse ning setib pärast pesu lõppemist. Settimiskiiruse arvutamiseks kasutatakse Newtoni või Stokes'i valemeid (vt jaotist 15.1.1). Ideaalis peaks mitmekihilise filtri eri kihtide settimiskiirus olema ühesuurune [7]. Pesuvee kiirus peab olema heljumi settimiskiirusest suurem, et see üles tõstetaks ja välja pestaks, kuid peaks olema väiksem filtermaterjali settimiskiirusest, et vältida selle väljauhtmist. Üldjuhul on heljumi settimiskiirus 1,5–15 m/h, seetõttu peaks pesuvee minimaalne tõusukiirus olema umbes 50 m/h [7]. Tabelis 16.1 on kirjas pesuvee soovituslikud kiirused olenevalt osakese suurusest [8].

Tabel 16.1. Pesuvee Saksa standardi ATV A 203E kohased soovituslikud kiirused [8]

Filtermaterjal	Osakese suurus, mm	Pesuvee kiirus rahuldava paisumise tagamiseks [m/h]
Antrasiit	1,4–2,5	55
	2,5–4,0	90
Liiv	0,71–1,25	55
	1,0–1,6	75
	1,0–2,0	90
	2,0–3,15	130

Dimensioneerimine

Kiirfiltrite projekteerimisel tuleb valida:

- summaarne filtratsioonipind ja filtrite arv;
- täitematerjalid, nende terajämedused ja kihi (kihtide) paksus;
- drenaažisüsteem (kandekihiga või ilma);
- kandekiht, selle fraktsiooniline koostis ja kihtide paksus;
- filtri kommunikatsioonid (rennid, torustikud) ja nende mõõtmed;
- uhtepumba valikuks vajalik rõhukadu, valida pump ja määrata uhtevee kulu;
- uhtevee korduvkasutuseks vajalikud seadmed.

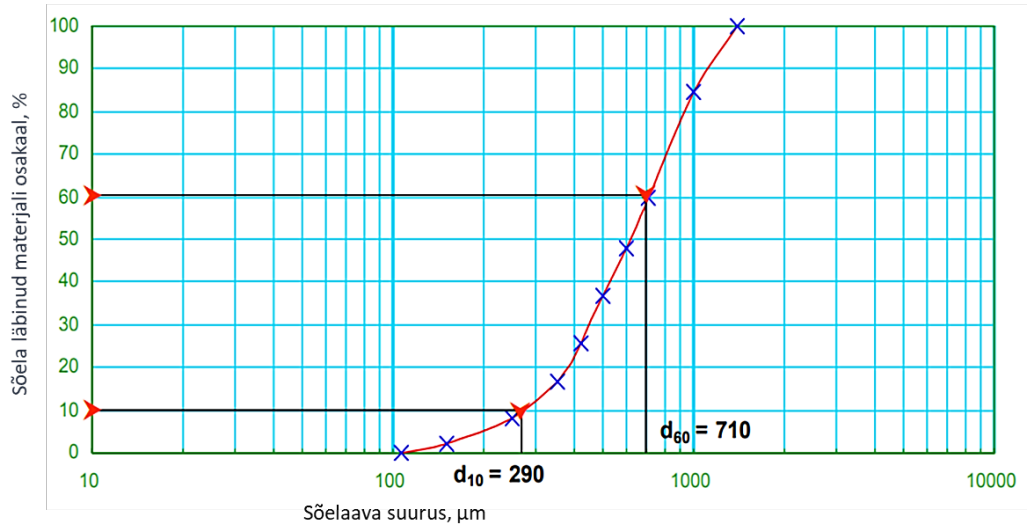
Reoveepuhastuses on sobiv kasutada kahekihilist keha, milles ülemine kiht on oluliselt suurema teraläbimõõduga kui põhifiltri keha. Põhifilter tehakse parema tulemuse saamiseks peene teraga, kuid kuna see jääb väikese mudamahutavuse tõttu ruttu umbe ja vajab sagedast pesu, pannakse sellele ülemine sõmeram kiht, mis võtab endasse oluliselt enam materjali ja pikendab filtri pesuvahelist aega. Filtri ligikaudne mudamahutavus:

- liiv: 3 – 6 kg HA/m^2 filtri pinnale (d = 0,4 – 0,8 mm);

- antratsiit : 7–10 kg HA/m^2 filtri pinnale (d = 0,9 –1,2 mm).

Filtri pealmise kihi materjali erikaal peab olema väiksem kui filtri põhimaterjali oma. Filtri pesemisel, kui materjal on vabas liikumises, mõjub terale üleslükkejõud, mis on võrdeline teraläbimõõdu ruuduga, gravitatsioonijõud on aga võrdeline teraläbimõõdu kuubiga. Seetõttu vajuvad suuremad sama erikaaluga materjali terad filtri põhja ja peenfraktsioon tõuseb pinnale. Filtermaterjali omadused mõjutavad nii filtrimise tulemust kui ka pesuvee kulu. Tera suurus mõjutab filtreeritud vee puhtust ja rõhukadu filterkehas. Mida väiksem tera, seda väiksemad on poorid. Väike poor annab puhtama vee, kuid suurendab rõhukadu. Filtermaterjali terasuurust kirjeldatakse terminiga „efektiivsuurus“ (ingl *uniformity coefficient*). Sobiv terasuurus valitakse vastavalt käideldud veele esitatavatele nõuetele, reovee filtreerimise korral d = 0,4–0,7.

Ebaühtlust tähistatakse terminiga „ebaühtlustegur“. Ühtlane tera suurus läbi terve filtrikeha laseb osakestel tungida sügavamale filtrisse ja seega seda paremini kasutada. Palju peent materjali ja tolmuosakesi filtermaterjalis ummistavad filtri kiiresti. Ebaühtlusteguri määramiseks koostatakse sõelkõver (joonis 16.8), milleks uuritav materjal lastakse läbi väheneva sõelaava suurusega sõelte komplekti. Sõelale kogunenud materjal kaalutakse ja määratakse selle osa üldmassist. Graafikule kantakse sõela läbinud materjali osakaal versus sõela ava suurus. Ebaühtlusteguriks võetakse suhe d_{60}/d_{10}. Joonisel 16.8 kujutatud näites on ebaühtlustegur d_{60}/d_{10} = 2,44.



Joonis 16.8. Filtermaterjali sõelkõver

Peale efektiivsuuruse ja ebaühtlusteguri on filtermaterjali kirjeldamisel olulised järgmised näitajad (vt ka tabelit 16.2):

- osakeste erikaal, mis on mitmekihiliste filtrite oluline näitaja, sest mõjutab pesurežiimi;

- kujutegur (ingl *sphericity*), mis mõjutab filtraadi puhtust. Mida suurem on tera eripind, seda enam pääsevad mõjule materjali elektrostaatilised omadused. Kera eripinnaks loetakse „1“. Jõevoolus kulunud liiva kujutegur on 0,75;
- poorsus (ingl *porosity*) – mida enam erineb tera pind sfäärilisest, seda poorsemaks kujuneb filterkeha. Poorsus on väljendatav filterkehas oleva vedeliku koguse (V_v) ja filterkeha kogumahu (V_t) suhtena (V_v/V_t). Liivfiltri poorsus on tavaliselt 0,4–0,45.

Tabel 16.2. Enamlevinud filtermaterjalid ja nende omadused

Omadus	**Ühik**	**Liiv**	**Antratsiit**
Efektiivsuurus	ES mm	0,4 – 0,8	1,3 – 3,0
Ebaühtlustegur	UC	1,3 – 1,7	1,3 – 1,7
Erikaal	g/cm^3	2,65	1,4 – 1,8
Poorsus	%	40 – 43	47 – 52
Kõvadus	Mohr	7	2 – 3
Kujutegur	-	0,75	0,75

Filtrimise tulemuslikkus sõltub filtermaterjali omadusest. Filtri tootlikkust iseloomustab **filtri pinnakoormus** ($q_{A,filter}$), s.o filtri pinda läbinud vee hulk:

$$q_{A,filter} = \frac{Q}{A_{filter}} \; [m/h], \qquad (16.1)$$

kus Q on vooluhulk filtri pinnale (m^3/h) ja A_{filter} – filtri pindala (m^2).

Mahtfiltrite puhul võib sõltuvalt valitud lahendusest eeldada, et $q_{A,filter}$ = 0,5 m/h, õhustatavatel filtritel kuni 5 m/h [8]. Filtermaterjali kihi paksus peab olema selline, et osakestel oleks piisavalt aega kinnitumiseks selle terade pinnale.

Tabel 16.3. Enamlevinud filtreid iseloomustavad näitajad [7]

Filtri tüüp	**Paksus, cm**	**Filtri pinna-koormus, m/h**	**Efektiivne terasuurus (d_{10}), mm**	**Ebaühtlustegur**
Ühekihiline filterkeha (kihistunud)				
Liiv	25–35 (30)	5–15 (12)	0,45–0,65 (0,5)	1,2–1,6 (1,5)
Antratsiit	30–50 (40)	5–15 (12)	0,8–1,5 (1,3)	1,3–1,8 (1,6)
Liiv	50–75 (60)	5–15 (12)	0,4–0,8 (0,65)	1,2–1,6 (1,5)
Antratsiit	60–90 (75)	5–24 (12)	0,8–2 (1,3)	1,3–1,8 (1,6)
Ühekihiline filterkeha (kihistumata)				
Liiv	90–180 (120)	5–24 (12)	2–3 (2,5)	1,2–1,6 (1,5)
Antratsiit	90–200 (150)	5–24 (12)	2–4 (2,7)	1,3–1,8 (1,6)
Kahekihiline filterkeha				
Antratsiit	35–90 (70)	5–24 (12)	0,8–2 (1,5)	1,3–1,8 (1,6)

Filtri tüüp	Paksus, cm	Filtri pinna-koormus, m/h	Efektiivne terasuurus (d_{10}), mm	Ebaühtlustegur
Liiv	20–40 (30)	-	0,4–0,8 (0,65)	1,2–1,6 (1,5)
Mitmekihiline filterkeha				
Antratsiit	40–120 (75)	5–24 (12)	1–2 (1,5)	1,3–1,8 (1,6)
Liiv	25–45 (30)	-	0,4–0,8 (0,5)	1,3–1,8 (1,6)
Kruus	5–15 (10)	-	0,2–0,6 (0,35)	1,3–1,8 (1,6)

Kindlaim tee õige filtri (vt ka tabelit 16.3) konstruktsiooni, tehniliste näitajate ja filtermaterjali valikul on katsed konkreetse reoveega. Nende puudumisel on võimalik teha ligikaudseid arvutusi.

Filtri pindala (A_S) arvutatakse vajaliku käideldava vee vooluhulga (Q) järgi, millele on liidetud pesuvee vooluhulk (Q_{pesu}), ette antud või katsete najal leitud pinnakoormuse ($q_{A,filter}$) ja tööaja (t) kaudu. Tööaja arvutamisel tuleb arvestada pesutsüklitest põhjustatud ajakulu (t_{pesu}). Pesuvee päevaseks vooluhulgaks võib võtta 2–5 % vooluhulgast, peeneteralistel filtritel rohkem. Filtri pindala:

$$A_{filter} = \frac{Q}{(t - t_{pesu}) \cdot q_{A,filter}} \ (m^2). \qquad (16.2)$$

Rõhukadu h_L filtri kihtides on võimalik leida Carmen-Cozeny valemi abil:

$$h_L = \frac{f}{\Phi} \cdot \frac{(1-e)}{e^3} \cdot \frac{H_{filter}}{d_{osake,kesm}} \cdot \frac{{q_{A,filter}}^2}{g} \ (m)\ , \qquad (16.3)$$

kus g on raskuskiirendus (9,81 m/s^2); e – täidise poorsuse suhe, mis on tavaliselt vahemikus 0,4–0,5; H_{filter} – filterkihi paksus (m); Φ – osakese kujutegur (kerakujulisel osakesel 1,0, kulunud liival 0,94, teravaservalisel liival 0,81, nurgelisel liival 0,78 ja purustatud söel või liival 0,7); $d_{osake,keskm}$ – osakeste keskmine läbimõõt (m); f – hõõrdetegur.

Hõõrdetegur f arvutatakse valemist 16.4 ja Reynolds' i arv Re valemist 16.5:

$$f = 150\,\frac{(1-e)}{Re} + 1{,}75, \qquad (16.4)$$

$$Re = \phi \cdot \frac{\rho_{vesi}}{\eta_{abs}}\, d \cdot q_{A,filter}, \qquad (16.5)$$

kus ρ_{vesi} on vee tihedus (kg/m^3) ja η_{abs} – absoluutne viskoossus (kg/m·s).

Rõhukadu saastunud filtris on leitav valemi 16.3 modifikatsioonist:

$$h_L = \frac{f}{\Phi} \cdot \frac{(1-e_s)}{e_s^3} \cdot \frac{{q_{A,filter}}^2}{g} \cdot \sum \frac{f_{ij} x_{ij}}{d_{ij}} \ (m), \qquad (16.6)$$

kus d_{ij} on osakeste keskmine suurus kahe kõrvuti asetseva sõela suuruse vahel (läbilaskev ja säilinud), kasutada võib aritmeetilist või geomeetrilist keskmist (m); e_s – dimensioonitu kõigi fraktsioonide kihistunud täidise poorsus; f_{ij} – eri osakeste hõõrdetegur (leitav valemi 16.4 abil); x_{ij} – sõelale jäänud osakeste osakaal.

Ligikaudse rõhukao mitmekihilises filtris võib arvutada võrrandist 16.3, kui kasutada efektiivset suurust d_{10}. Kahe- või mitmekihilise filtri puhul on summaarne rõhukadu leitav kihtide rõhukadude liitmisel [7].

Olulisim lähtesuurus on filtratsioonikiirus, mis määratakse arvestades käideldava vee omadusi, eeltöötlust, kasutatavat filtermaterjali, puhastatud veele esitatavaid nõudeid ja tehnoloogiliste eelkatsete tulemusi. Tavaliselt ei ületa arvutuslik filtratsioonikiirus 7–8 m/h. Soovitatav on võtta filtratsioonikiirus piisava varuga, mis võimaldab puhasti jõudlust vajaduse korral suurendada, ilma et see põhjustaks filtraadi kvaliteedi halvenemist. Teatud tingimustel võib tekkida vajadus ka töös olevate filtrite jõudlust suurendada, näiteks kui lisaks uhtmisele on osa filtreid välja lülitatud. Vastutusrikaste objektide puhul tehakse enne projekteerimist tehnoloogilisi katseid filtri mudelil.

Vesiuhtumise intensiivsuseks võetakse 12–18 l/s m^2, kusjuures peenemateralisele täitematerjalile vastab väiksem intensiivsus. Uhtmise soovitatav kestus on 10–15 min ning filtri uhtmisest tingitud seisuaeg 0,3–0,5 h.

Filtreid peaks olema vähemalt neli, et ühe filtri uhtmise ajal filtratsioonikiirus ülejäänud filtrites ülemäära ei suureneks. Ühe lahtise filtri pind ei peaks ületama 20–30 m^2.

16.2.2 Ketasfiltrid

Esimene mikrosõelurseade reovee puhastamiseks võeti kasutusele Lutonis Inglismaal 1950. aastate alguses ning 1975. aastaks oli Inglismaal ja USA-s kokku umbes 100 sellist seadet [7, 8]. Esimesed järelpuhastuseks mõeldud filtrid olid **trummelfiltrid**, millega puhastati peamiselt nõrgfiltrite väljavooluvett. Hiljem hakati nendega täiendavalt puhastama ka aktiivmudapuhastite järelsetitivett. Algusaegadel kaeti trumlid tasapinnalise metallvõrguga, mille ava suurus oli 23–35 µm. Nüüdsel ajal kasutatakse metallvõrgu asemel plastvõresid (polüester, PE), mida katab tehismaterjalist kangas. Trummelfiltreid on võimalik kasutada ka eelpuhastuses eelsetiti asemel, rakendades suuremate avadega (100–300 µm) filterkangaid [7]. Häid tulemusi on andnud trummelfiltrite kombineerimine keemilise flokuleerimise või koaguleerimise-flokuleerimisega. Eelpuhastusetapis võimaldavad

trummelfiltrid hoida kokku ruumi (suurem reoveehulk reoveepuhasti pinnaühiku kohta), ammutada rohkem reoveesetet kääritamiseks (saadakse rohkem energiat tagasi) ning vähendada kulutusi reovee õhustamisele mikrosõelurile järgnevas bioloogilises puhastuses. Eelpuhastuses võib kemikaalide lisamise ja trummelfiltri koostoimel saavutada tõhusa KHT ja fosfori kõrvalduse. Eelpuhastuse korral on siiski olulisem, et vette jääks sobilik kogus KHT-d, heljumit ja fosforit, et järgnev bioloogiline puhastusprotsess häiritud ei oleks. Selleks on kemikaalide lisamist automatiseeritud ja arendatud sellekohane kontrollprogramm, et heljumi ja fosfori kõrvaldamist paremini juhtida saaks. Keemilise eeltöötluse ja trummelfiltrite abil eelpuhastuses kõrvaldatud sete andis kääritis 600 NL biogaasi ühe kilo orgaanilise kuivaine kohta, võrreldes 430 NL-ga, mis saadi tavapuhastusel [9].

Nüüdseks on üha enam kasutusele võetud **ketasfiltrid**, mille filtrimispind on trummelfiltrite omast ligi kümme korda suurem. Ketasfiltrid koosnevad tihedasti üksteise kõrvale trumlile kinnitatud ketastest. Kettad koostatakse segmentidest, mille mõlemale poole paigutatakse filterpaneelid, või filterkassettidest. Selline konstruktsioon võimaldab paneele või kassette hõlpsasti välja vahetada. Filterpaneelidel on spetsiaalsed kas kootud või mittekootud sünteetilised tekstiilid (nt polüester). Ketasfiltreid kasutatakse peamiselt läbivoolse aktiivmudapuhasti heitvee järelpuhastamiseks, ent neid seatakse ka annuspuhasti (SBR), liikumatu kandekihiga biofiltri, nõrgfiltri või biokilel põhineva denitrifitseerimisetapi (nt *Kaldnes Moving Bed*^{TM} protsess) väljavoolule.

Ketasfiltrid aitavad täita üha enam karmistuvaid nõudeid suublasse juhitava puhastatud reovee kohta. Ketasfiltritega on võimalik vähendada aktiivmudapuhasti väljavooluvee heljumisisaldust 3–5 mg/l-ni [17] ja kõrvaldada helmintide munad [18]. Sellise tehnoloogia abil järelpuhastatud vesi on tavapuhastusega võrreldes tunduvalt puhtam, seetõttu on võimalik seda pärast desinfitseerimist taaskasutada. Näiteks on tahkete osakeste kõrvaldamine üks eeltingimusi vee järgnevate puhastusetappide (UV-töötlusel, osooniga desinfitseerimisel või membraanfiltrite kasutamisel) probleemideta ja hooldusvabamaks toimimiseks.

16.2.3 Liigitus ja põhimõtted

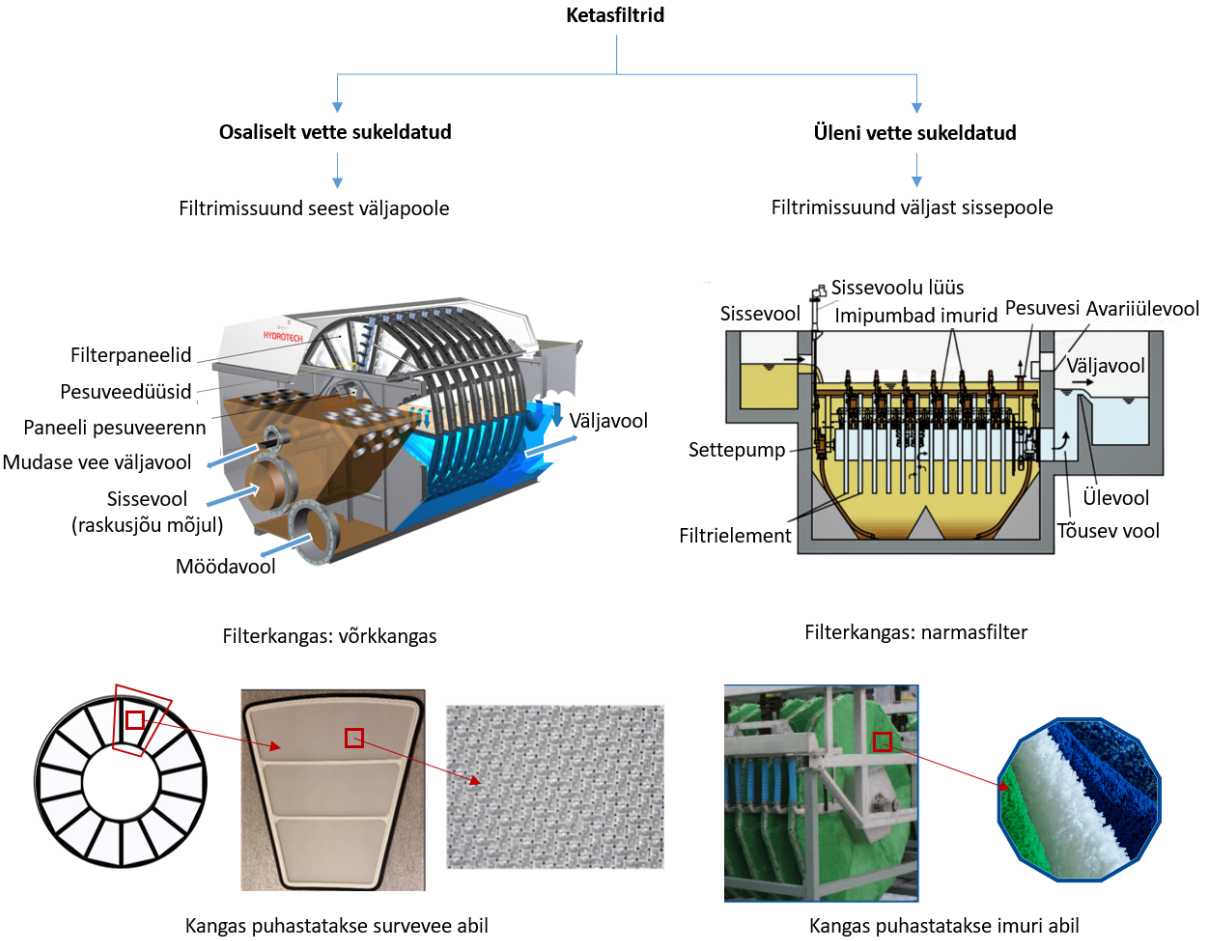
Vee voolusuuna järgi võib ketasfiltreid jagada seest väljapoole või väljastpoolt sissepoole toimivateks filtriteks. Ketasfiltrite kettad võivad tootja projekteeritud konstruktsioonist olenevalt olla osaliselt või täielikult vette sukeldatud. Üleni vette sukeldatud (ingl submerged pile cloth media filters) ja väljast sissepoole toimivate ketasfiltrite ühed suuremad tootjad on Mecana (*ca* 50 aastat kogemust) ja AquaAerobic Systems INC (*ca* 30 aastat kogemust). Ühtekokku on paigaldatud üle 3000 filtri [35, 36].

Osaliselt vette sukeldatud ja seest väljapoole toimiva ketasfiltri üks suuremaid tootjaid on Hydrotech, Veolia Water Technologies Ltd (*ca* 40 aastat kogemust). Trummel- ja ketasfiltreid on paigaldatud üle 12 000 filtri [34].

Üleni vette sukeldatud ja väljast sissepoole toimivates ketasfiltrites (ingl *submerged pile cloth media filters*) reguleeritakse veetaset nõnda, et see jääb ketaste ülemisest pinnast kõrgemale. Vees olevad tahked ained püütakse kinni ketaste pinda katval narmasfilterkangal (ingl *pile cloth*). Vesi läbib kanga ning voolab ketastesse, neist keskvõlli ning seadmest välja ülevoolu kaudu (joonis 16.8). Filterkangale jäänud tahked ained suurendavad hüdraulilist takistust ja kui paagis oleva vee ja puhastatud vee (filtraadi) taseme vahe ΔH tõuseb 250 mm-ni, käivitub filtri puhastusprotsess. Ketasfilter hakkab pöörlema (1–2 rpm) ja filterkanga kiudude vahele kogunenud tahked ained kõrvaldatakse imurite abil. Filterkangal olevad kiud on kandekangale sedavõrd tugevasti kinnitatud, et neid endid kangast välja ei imeta. Kui heljuvainekoormus on väike, programmeeritakse kanga puhastusprotsess käivituma teatud kindlatel kellaaegadel (nt iga 2 tunni järel). Kõik väljapoole filtrit filterpaaki settivad tahked ained pumpab ära settepump.

Osaliselt vette sukeldatud ja seest väljapoole toimivates ketasfiltrites voolab reovesi kõigepealt ketasfiltri keskel asuvasse trumlisse ja sealt trumlile kinnitatud ketastesse, millel paneelid on filterkangaga (võrkkangas – *woven cloth*) kaetud (joonis 16.8). Kuna sisse voolava vee tase on kõrgem kui ketasfiltrit ümbritsevas basseinis, voolab vesi raskusjõu toimel läbi filterkanga avade filterkettast välja ning vees olevad tahked osakesed peetakse kinni filterpaneelide sisepinnal. Filterkanga siseküljele kogunenud osakesed blokeerivad avad ja vähendavad järk-järgult veevoolu läbi filterpaneeli. Seetõttu tõuseb veetase ketasfiltri sees tasemeandurini, s.o etteantud tasemevahe ΔH võrra kõrgemaks kui filtrit ümbritsevas basseinis (soovitatav ΔH on 100–200 mm). Seejärel käivitub filterpaneelide tagasipesu ning trummel hakkab automaatselt pöörlema ja kettad ringi käima. Normaalse kasutamise korral on sisemise ja välimise veetaseme suurim lubatav vahe 250 mm. Kui filtrid töötavad lubatust suurema tasemevahega, vähendab see märkimisväärselt filterpaneelide ja filtri teiste oluliste detailide kasutusiga.

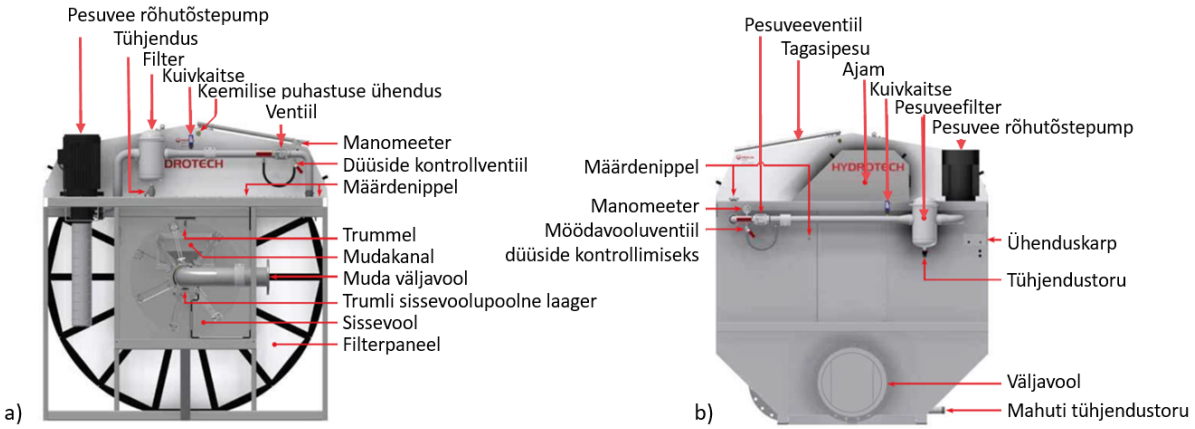
Tagasipesuvesi pumbatakse läbi filtri (200 µm avadega sõela) ning pihustatakse ketaste vahele monteeritud düüside kaudu teatud rõhul (7,5 bar) filterkangale. Veesurve lükkab kangale kogunenud osakesed lahti. Tagasipesuvesi koos filterkangalt ära uhutud tahkete osakestega kukub sissevoolutrumli ülemises osas paiknevasse mudakanalisse ning voolab filtrist välja. Kui heljumikiht on kanga pinnalt maha pestud, väheneb ΔH etteantud tasemeni ja ketasfiltri pöörlemine ja tagasipesu lakkavad automaatselt. Tagasipesuks kasutatakse tavaliselt ketasfiltris puhastatud vett või veevärgivett. Reovee filtrimine jätkub ka tagasipesu ajal.



Joonis 16.8. Ketasfiltrite jagunemine: filtrid, kus vesi voolab seest väljapoole (Hydrotech) [31] ja filtrid, kus vesi voolab väljast sissepoole (Mecana) [32, 33]

Ketasfiltri trummel ja muud osad valmistatakse roostevabast terasest (korrosioonikindla kauba märgiga 304 või 316L) ning tugiraamile ehitatud mudeleid (joonis 16.9, a) saab seada basseinidesse. Olemas on ka roostevabast terasest metallkestas olevaid mudelid, mille võib panna otse põrandale või maa peale (joonis 16.9, b).

Enamasti paigutatakse ketasfiltrid juba töötava reoveepuhasti territooriumile ning nad peavad sinna ära mahtuma. See mõjutab filtri läbimõõdu valikut. Ketaste arv ja läbimõõt olenevad filtri mudelist ja tootjast. Näiteks *Hydrotech* filtrite suuremad mudelid, mille ketta läbimõõt on 2,2 meetrit, võivad mahutada 44 ning kui ketta läbimõõt on 2,6 m, kuni 42 ketast. Nendel mudelitel on 55–65% ketastest vette sukeldatud.



Joonis 16.9. Hydrotech ketasfilter: a – tugiraamil, b – metallkestas [31] järgi

16.2.4 Seest väljapoole toimivad ja osaliselt vette sukeldatud ketasfiltrid

Ketasfiltrite dimensioneerimine on kompleksne tegevus, milles tuleb arvesse võtta mitmesugustest asjaoludest olenevaid tegureid. Kõigi nende arvesse võtmine ning „peenhäälestamine“ dimensioneerimisel aitavad heljuvainet maksimaalselt kõrvaldada ja valida reoveepuhastile sobivaima hüdraulilise läbilaskvusega filterkangas. Parim tulemus saadakse siis, kui luuakse otseside filtri tootja ja reoveepuhasti vahel ning sooritatakse eelkatsed puhastust vajava veega kas laboris või ketasfiltri mudeli pilootkatsena reoveepuhastis.

Reovee omadused ja ka puhastamiseks valitud puhastustehnoloogiad on spetsiifilised igas reoveepuhastis. Reovee ainesisaldus muutub ajas ning igas reoveepuhastis erinevalt. Ketasfiltrite dimensioneerimiseks ja nende pinnakoormuse määramiseks tuleb teada filtrisse tuleva reovee maksimaalset ja keskmist heljumisisaldust (mg/l) ning maksimaalset ja keskmist vooluhulka (m^3/h). Kui need andmed ei ole saadud reaalajas, vaid võetud päevakeskmiste või juhumõõtmiste tulemusel, võib tekkida olukord, et reovee vooluhulk ja heljuvainesisaldus on hetkel suuremad kui dimensioneerimiseks valitud väärtused. See võib kaasa tuua filterkangaste tagasipesuaja olulise pikenemise ja vajaduse osa puhastatavast veest tarbetult avariiväljalaskmesse juhtida. Sellise olukorra vältimiseks tuleb eelistada andmete kogumist reaalajas. Kõigepealt tuleb võtta veeproovid heljumisisalduse (mg/l) ja hägususe (FNU või NTU) omavaheline suhte määramiseks. Seejärel registreeritakse iga 10 minuti tagant vooluhulk (m^3/h) ja vee hägusus. Ainult siis, kui mõõtmised teostatakse reaalajas mitme nädala jooksul ning ka erinevatel aastaaegadel, on võimalik arvesse võtta reovee omaduste muutust ja dimensioneerida ketasfiltri parameetrid õigesti. Reaalajas mõõtmine võimaldab ka teada saada, kas ja millal mõjutavad heljumisisaldust teistest puhastusetappidest tulevad voolud (tagastusvesi, ülevooluvesi).

Eri tootjate ketasfiltrite dimensioneerimisel võib samade algandmete korral pinnakoormus (m/h) tunduvalt erineda. See võib tuleneda sellest, kas arvutused on tehtud vees oleva ja otseselt filtrimises osaleva pinna või kogu ketta pinna kohta. Ka filtri teised tehnilised näitajad, nagu pöörlemiskiirus, survekadu filtri sees ja väljaspool ketast (ΔH) ja rõhk tagasipesudüüsides on olulised tegurid, mis mõjutavad ketasfiltri dimensioneerimise arvväärtusi.

Filtrile eelneva puhastusprotsessi mõju ketasfiltris puhastatavale vee omadustele

Muudes maades ketasfiltritega saadud kogemusi on Eesti oludesse raske üle kanda, sest reovee puhastamise tehnoloogiad erinevad piirkonniti. Kui Eestis, Rootsis ja Soomes kasutatakse enamjaolt aktiivmudapuhastust, siis Norras on levinud MBBR-biokilereaktoril või nn MBBR-liikuvkihtkandjatel (ingl *moving bed biofilm reaktor*) põhinev bioloogiline puhastus, Inglismaal kasutatakse aga nõrgfiltreid ning annuspuhasteid (ingl *sequencing batch reactor,* SBR). Olenevalt eelnevast puhastusprotsessist võivad reovees olevad tahked osakesed olla tekkinud või muutunud nii füüsikaliste, bioloogiliste või ka keemiliste protsesside toimel ning nende omadused olla erinevad ja oluliselt mõjutada filtrite töö tõhusust. Ketasfiltrite seisukohast on olulised osakeste:

- koostis (nt kas heljum koosneb mikroorganismikogumeist, anorgaanilistest lahustumatutest ühenditest, sooladest või metallihüdroksiidihelvestest);
- kuju ja suurus (osakeste suurusjaotus);
- mass/kaal;
- tugevus, vastupidavus (et osakesed ei puruneks nihkejõudude toimel enne filtrit või sõelumise ajal kangasfiltri sees);
- kleepuvus (kui hästi on osakesed tagasipesu ajal kanga pinnalt kõrvaldatavad).

Näiteks Göteborgi reoveepuhastis on 32 ketasfiltrit, mis puhastavad edukalt nii järeldenitrifitseeriva MBBR-biokilereaktorist (ingl *post-denitrified MBBR*) tulevat vett, kui ka järelsetitite väljavooluvett. Seal tehtud uuringud [11] näitavad, et MBBR-i heitvees olevad osakesed on suuremad kui järelsetiti heitvees, milles on osakesi rohkem, ent nad on väiksemad. Kuigi heljumi massikoormus oli MBBR-reaktorist pärit vees suurem kui järelsetitist tulevas, ei mõjutanud see ketasfiltritest väljuva heitvee heljumisisaldust [11].

Kui vesi jõuab filtrisse isevoolu teel, siis väheneb osakeste purunemine ja väheneb risk, et kõrvaldamist vajavate osakeste omadused muutuvad. Seetõttu tuleks vältida vee pumpamist ketasfiltrisse.

Filterkanga avasuuruse valimine

Ketasfiltrile pannakse alati ainult üht ja sama tüüpi paneelid, mille filterkanga avade suurus on kõigil paneelidel ühesugune. Ketasfiltrite ketaste raamisegmentides olevate filterpaneelide ehitus, kasutatavate kangaste materjalid, omadused ning avasuurused võivad eri reoveepuhastites olla erinevad, kui toote on kujundanud eri tootjad. Filterpaneelides kasutatakse kas 40, 25, 18, 15 või 10 µm suuruste avadega polüestrist filterkangast (võrkkangast) või mõnel veelgi väiksema avaga narmasfilter (ingl *pile cloth*) (joonis 16.8). Et valikuid on rohkesti, tuleks filterkanga ava suuruse valimisel alati pidada nõu tootjaga.

Ketasfiltreid, mille paneeliavad on 40 µm suurused, kasutatakse järelsetiti asemel edukalt biokilereaktorite (MBBR) väljavooluvee filtreerimiseks [10]. Sellises rakendustes võib ketasfiltrite ette olla projekteeritud keemiline eeltöötlus kas flokululatsiooni- või koagulatsiooni- ja flokulatsiooni-kambris. Töötavate reoveepuhastite rekonstrueerimisel, kus maa-ala on olnud piiratud ja reostuskoormus varieeruv (nt suusahooajati Alpide piirkonnas) on valitud just selline lahendus [10]. Järelpuhastites, kus vee heljumisisaldus on tavaliselt väiksem kui 30 mgHA/l, kasutatakse tavaliselt filterkangast, mille avade suurus on kas 18 µm või väiksem.

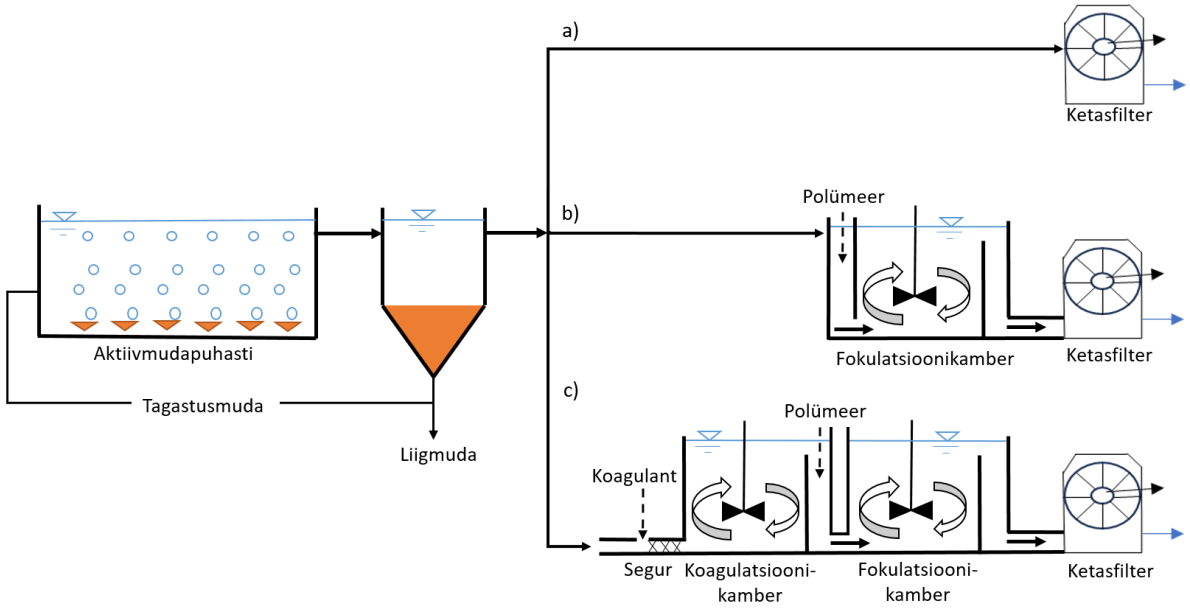
Filterkanga avasuuruse valimisel on vaja teada:

- vee keskmist ja maksimaalset heljumisisaldust;
- millist tehnoloogiat reovee bioloogiliseks puhastamiseks kasutatakse;
- filtreeritavate tahkete osakeste füüsikalisi omadusi;
- filtritud vee eeldatavat heljumisisaldust;
- kas eelneva(te)s puhastusetappi(de)s kasutatakse koagulante või polümeere.

Vee järelpuhastus koos vee keemilise eeltöötluse ja ketasfiltrimisega

Aktiivmudapuhastusele järgnevaks järelpuhastuseks on võimalik rakendada ketasfiltrit ilma või koos vee keemilist eeltöötlusega filtri ees (joonis 16.9) kolme moodi:

- järelsetiti väljavooluvesi juhitakse ketasfiltrisse (ilma vee keemilise eeltöötluseta);
- järelsetiti väljavooluvesi eeltöödeldakse polümeeri lisamise abil nõnda, et helbed moodustuvad flokulatsioonikambris enne vee jõudmist ketasfiltrisse (üheastmeline eeltöötlus);
- järelsetiti väljavooluvesi eeltöödeldakse nii koagulandi lisamise ja helveste moodustamisega koagulatsioonikambris, kui ka polümeeri lisamise ja helveste moodustamisega flokulatsioonikambris enne vee jõudmist ketasfiltrisse (kaheastmeline eeltöötlus).



Joonis 16.9. Vee järelpuhastus: a - ainult ketasfiltriga; b - üheastmelise keemilise eeltöötluse ja ketasfiltriga; c - kaheastmelise eeltöötluse ja ketasfiltriga [7] järgi

Ketasfiltri peamine eesmärk on reovee järelpuhastamisel kõrvaldada veest heljum (joonis 16.9, a). Heljumiosakesed kogunevad filterkanga pinnale ja tekitavad seal heljumiosakeste kihi, seejärel on filterkangal vaid seda kihti hoidev funktsioon. Kuivõrd vesi liigub läbi heljumiosakeste kihi, aitab see kinni pidada veelgi väiksemaid osakesi kui puhtas kangas pidama jääks (kihtfiltratsioon, ingl *cake filtration*) [7]. Kui puhastatav vesi sisaldab 20–30 mg HA/l, on ketasfiltri filterkanga pinnakoormus suurusjärgus 10 m/h, mis on ligikaudu sama mis liivfiltritel [12, 17]. Ketasfiltrite ruumivajadus ning hooldus- ja energiakulu on aga liivfiltritega võrreldes oluliselt (50–80%) väiksem.

Tähtis on teada, kui suur osa fosforist on filtrisse suubuvas reovees lahustunud ja kui suur osa mittelahustunud kujul. Ühes Rootsi reoveepuhastis oli väljavooluvee üldfosforisisaldus enne ketasfiltrite paigaldamist 0,4–0,6 mg/l [30]. Analüüsid näitasid, et lahustunud fosfori sisaldus oli väike (< 0,1 mg/l). 32 ketasfiltrit paigaldati eesmärgiga saavutada üldfosfori sisaldus väljavooluvees väiksem kui 0,3 mg/l. Kuna suurem osa fosforist oli seotud heljumiga, mille helveste suurus ja tugevus oli piisav, siis oli ketasfiltritega võimalik eemaldada 80 % heljuvainet ja viia filtrite väljavooluvee hõljuvainesisaldus alla 5 mg/l ning üldfosforisisaldus väiksemaks kui 0,2 mg/l Kui aga nõuded karmistuvad, on võimalik, et puhasti peab kaaluma kemikaalide lisamist [11, 30].

Fosforit võidakse koagulandi lisamise teel keemiliselt sadestada bioloogilises puhastusastmes (simultaansadestus), siis kõrvaldatakse heljum järelsetitis. Metallisoolast ja selle vette annustamise viisist ja kohast oleneb, milliste omadustega helves tekib ja kui tõhusalt see järelsetiti rahulikus keskkonnas välja sadestub. Kui metallisoola lisatakse vette rohkem kui vaja või kui sadestusprotsess järelsetitis ei ole tõhus, kannab vool osakesed ketasfiltrisse. See võib põhjustada metallisoolade

ladestumise filterpaneelidele ja aeglustada filtratsioonikiirust ketasfiltris ning nõuda filterpaneelide sagedasemat keemilist pesu [7]. Sellistes puhastites võiks kaaluda polümeeri lisamist ja flokulatsioonikambri ehitamist ketasfiltri ette (joonis 16.9, b) st. üheastmelist keemilist eeltöötlust filtri ees.

Keemilise eeltöötlemise toimel tekkinud heljumihelveste omadused on üsnagi erinevad, olenedes lisatud kemikaalidest ja nende kogusest ning vee koostisest. Tõhusaks filtrimiseks on tarvis kompaktset heljumihelvest, mis on suurem kui filterkanga pooriava ja peab vastu filtrisisestele nihkejõududele. Eeltöötlust üksnes koagulandiga ei soovitata, sest helbed ei pea vastu nihkejõule filtris ja põhjustavad filtrimiskiiruse vähenemist.

Polümeeri kasutatakse (üheastmelise eeltöötluse korral) ka HA tõhusamaks vähendamiseks. Polümeer lisatakse flokulatsioonikambri turbulentsesse sissevooluvette (segamise intensiivsus (ingl *velocity gradient*) suurusjärgus 400−1000 s^{-1}), et see seguneks veega mõne sekundi jooksul, st enne vee sisenemist flokulatsioonikambrisse. Flokulatsioonikambris segatakse vett aeglaselt (150−250 s^{-1}), et soodustada suuremate ja tugevamate settehelveste tekkimist ja et vältida nende purunemist või sadenemist enne filtrit. Viibeaeg flokulatsioonikambris on *ca* 2−4 minutit, misjärel vesi juhitakse isevoolu teel ketasfiltrisse, et vältida helveste purunemist.

Fosfori kõrvaldamiseks kasutatakse kaheastmelist keemilist eeltöötlust (joonis 16.10, c) [7]. Selleks peab ketasfiltri ees olema kaks kambrit, üks koagulandi ja teine polümeerihelveste moodustumise jaoks. Esimesena lisatakse koagulant turbulentsesse vette esimese kambri ees. Peale aeglast segamist 2−4 minutilise viibeaja jooksul koagulatsioonikambris, lisatakse polümeer flokulatsioonikambri sissevooluvette. Helveste tekkimiseks segatakse vett aeglaselt nelja minuti jooksul.

Koagulandina võib kasutada nii alumiiniumi- kui ka rauasoolasid, kuid kogemused näitavad, et ketasfiltritele sobib kõige paremini polüalumiiniumkloriid (PAX). Rauasooladest on kasutatuim raud(III)kloriid, $FeCl_3$ (PIX). Peale metallisoola valiku on olulised tegurid koagulandi kogus (metalli iooni sisaldus, Me^{3+}), lisamisviis ning lisamisaegsed hüdraulilised tingimused.

Polümeerikogused on koagulandikogustest palju väiksemad. Näiteks kui reovesi sisaldab *ca* 0,3 mg $P_{üld}$/L ja *ca* 10 mgSS/L, on vaja lisada *ca* 1−5 mg Me^{3+}/L koagulanti ja *ca* 0,1−1,0 mg/L katioonset polümeeri (toimeainet), et väljavooluvee üldfosforisisaldus ($P_{üld}$) oleks väiksem kui 0,1 mg/L. See vastab ligikaudu 5−7 mol Me^{3+} ühe mooli $P_{üld}$ kohta sissevoolus (10−14 mooli Me^{3+} ühe mooli PO_4-P kohta) [7].

Reaalajas sooritatud mõõtmised Rootsis olevas *Arvidstorpi* puhastis näitavad, et keemilise eeltöötluse ja ketasfiltrite koostöös vähenes ketasfiltrite väljavooluvee PO_4-P-sisaldus *ca* 70% (0,43 mg/l-lt 0,13 mg PO_4-P/l-ni, n=36). Samal ajal vähenes ketasfiltrite väljavooluvee heljuvainesisaldus 80−90% (18 mg/l-lt kuni 2,7 mg SS/l-ni, n=53) [12]. Tagasipesul maha pestud tahked osakesed, s.o muda, kõrvaldatakse filtrist tagasipesurenni kaudu. Muda koguneb ligikaudu 1−3% heitvee vooluhulgast ning ketasfiltrist väljuva tagasipesuvee kuivainesisaldus on 0,1−0,8 % [7, 12].

Tüüpilised vead ketasfiltri kasutamise eel ja ajal

Ketasfiltri jaoks on oluline valida õige võrgusilma suurusega kangas. Liiga väikese võrgusilma korral langeb vee läbilaskevõime, liiga suure korral aga väheneb filtri puhastustõhusus. Väga väikese võrgusilmaga (10−18 µm) kangas ei sobi aktiivmudapuhasti järelsetiti vee jaoks sellises reoveepuhastis, kus vooluhulk sageli kõigub ja võib põhjustada settevaiba väljakandumist setitist. Kui valingvihma ajal suureneb reoveepuhastisse juhitava reovee vooluhulk, mis põhjustab muda väljakandumist järelsetitist, tuleb biopuhasti väljavooluvesi filtritest mööda juhtida. Siis on heljumisisalduse hetkeväärtused mitu korda suuremad kui ketasfiltri projekteeritud maksimaalne lubatud koormus.

Väga oluline on õige kemikaali valik ja selle kogus. Seetõttu tehakse enne keemilise eeltöötluse projekteerimist puhastust vajava reoveega eelkatseid laboris või reoveepuhasti pilootseadmetega. Kui koagulandi ja flokulandi lisamine keemilises eeltöötluses käib vooluhulgapõhiselt, võib see põhjustada kemikaalide ülemanustamist, sest filtrisse tuleva vee heljumi- ja fosforisisalduse varieerumine jääb arvesse võtmata. Kemikaalikasutuse optimeerimiseks võiks kemikaali annustada hoopis proportsionaalset välja voolava vee PO_4-P-sisaldusega [7]. Selline annustusstrateegia väldiks ka koagulantide ja polümeeride ülemanustamist ja vähendaks kemikaali- ja rahakulu.

Tagasipesuvesi peab olema nii puhas, et düüsid ei ummistu. Kui tagasipesuvees on palju heljuvainet, võib ta ummistada tagasipesudüüse ja filterkanga teatud osi, mistõttu tagasipesu sageneb ning energiat kulub rohkem. Regulaarse tagasipesu puudumine või selle toimimine liiga väiksel rõhu all võib viia selleni, et filterpaneele on vaja sagedamini keemiliselt puhastada.

Aeg-ajalt tuleb kontrollida, kas paneele kattev kangas on terve. Paneelid võivad puruneda, kui survekadu (ketasfiltri sisemise ja välimise veetaseme vahe), mille puhul tagasipesu käivitub, on suurem kui tootja poolt ette kirjutatud (tavaliselt 0,025 baari või 0,25 m H_2O).

16.2.5 Ketasfiltrite käitamine ja hooldamine

Ketasfiltri töötamise edukus sõltub hooldamisest. Kui palju aega selleks vaja on, oleneb mitmest asjaolust: puhasti suurusest, reovee omadustest ja sellest, milliseid puhastusprotsesse reoveepuhastis ketasfiltrite ees rakendatakse. Kui filtrite (hüdrauliline) koormus on kooskõlas tehases ette nähtuga ja ketasfiltreid hooldatakse regulaarselt ja nõuetele vastavalt, toimivad nad edukalt kaua – filterpaneelide tööiga on vähemalt viis aastat. Ühes Rootsi reoveepuhastis vahetati ühe aasta jooksul kuuest tagasipesusõelast vaid kaks ning 3024-st paneelist kaksteist (0,4 %) [12].

Energiakulu

Ketasfiltri energiakuluks on mõõdetud 13 Wh/m^3 reovee järelpuhastamisel [13] ja 34 Wh/m^3, kui ketasfiltrite ees kasutati kaheastmelist keemilist eeltöötlust koagulandi ja polümeeriga [12]. Energiatarve on peamiselt seotud filtreeritud vee survestamisega 7,5 baarini filtrikangaste tagasipesu jaoks. Nagu iga filtrimise korral, väheneb pikaajalise filtrimise käigus ka ketasfiltri filterkanga veeläbilaskvus, mis põhjustab tagasipesu tihenemise ja suurendab energiakulu. Filterpaneelide regulaarne keemiline puhastus hoiab filterkangad puhtad ja aitab kulutada energiat just nii palju, kui tõepoolest vaja on. Filterkanga keemilise puhastuse jaoks vajalike kemikaalide maksumus on tagasipesupumpade elektrikuluga võrreldes väga väike [13, 14]. Vee keemilise eeltöötlusega ketasfiltri energiakulu on vaid 5% reoveepuhasti keskmisest energiavajadusest [12], liivfiltri energiakulu on kaks korda suurem [16].

Kokkuvõtvalt võib öelda, et kui ketasfiltri maksimaalne ja keskmine pinnakoormus (m^3/m^2·h) on väga lähedased, võib oodata filtrite sagedast tagasipesu ja sellega kaasnevat energiakulu. Selle vältimiseks tuleks filter dimensioneerida suurema varuga. See suurendab küll kapitalivajadust, ent vähendab igapäevast energiakulu.

Filterpaneelide tagasipesu

Filter töötab pidevalt ning aegajalt lülitub tööle tagasipesu. Filterpaneelide tagasipesuks kuluva uhtevee hulk sõltub filtri töörežiimist, pinnakoormusest, kanga ava suurusest ja düüside tüübist: näiteks võib see 10 µm kanga puhul olla *ca* 3 % puhastatud vee hulgast, kui puhastatava vee heljuvainesisaldus on väiksem kui 20 mg SS/l. Kuna teatud kogus tagasipesuvett põrkub paneelidelt tagasi (olenevalt filterkanga avade suurusest ja pumba rõhust), siis filtri sees olevasse renni jõudva vee vooluhulk on tagasipesuks pumbatud vee kogusest mõnevõrra väiksem.

Tagasipesuks kuluvat aeg ketasfiltri kogutööajast väljendatakse tagasipesuprotsendina. Tagasipesuprotsent oleneb sellest, millisele koormusele on filter projekteeritud. Valik väga sagedase tagasipesu kasuks võib olla põhjustatud ruumipuudusest, kui rohkem filterkettaid ei mahu ära, või majanduslikest kaalutlustest. Kui soovitakse ketasfiltri energiakulu väikesena hoida, tuleks filter dimensioneerida varuga, nii et seda pestaks harvem. Kui on ette teada, et vee tahkete osakeste (heljumi) sisaldus on väga väike ning filterpaneelide pesu toimuks seetõttu väga harva, on võimalik programmeerida kindlatel kellaaegadel käivituv sundtagasipesu.

Konkreetse filtri tagasipesu määra saab kindlaks määrata stopperiga aega mõõtes. Tagasipesuprotsendi kontrollimisel tuleb määrata ka vee heljumisisaldus (mg/l) või hägusus (FNU või NTU) (kui on teada nendevaheline suhe) ja vooluhulk (m^3/h). Tagasipesu suhteline kestus:

$$Tagasipesu\ (\%) = \frac{t_{tagasipesu}}{t_{kogu\ tsükkel}} \times 100\%, \qquad (16.7)$$

kus $t_{tagasipesu}$ on tagasipesupumba tööaeg (s); $t_{kogu\ tsükkel}$ – kogu tsükli kestus (s).

Kogu tsükli kestus saadakse, kui mõõdetakse tagasipesupumpa käivitumiste vaheline aeg, s.o tagasipesuks kuluv aeg, ja pumba seisuaeg (aeg, mille kestel filter ei ole pesurežiimis).

Üldjuhul suureneb heljumisisalduse (mg/l), hägususe (FNU või NTU) ja vooluhulga (m^3/h) suurenedes ka tagasipesuprotsent (suhteline kestus). Kui aga nende näitajate väärtused ei ole muutunud, aga tagasipesuprotsent on oluliselt suurenenud, viitab see paneelide osalisele ummistumisele. Biokile ja tahked osakesed, mis uhutakse välja vee bioloogilisel puhastamisel, ja reovees olevad kemikaalid (mida kasutati fosfori ärastamiseks) võivad ladestuda filterkanga pinnale ja pooridesse ning hakata takistama vee voolu läbi kanga. Niisuguste ummistuste likvideerimiseks on peale 7,5-baarise tagasipesu vaja kangast puhastada ka kemikaalide abil.

Filterkanga keemiline puhastamine

Filterpaneele on soovitatav keemiliselt pesta vähemalt paar korda aastas, kui aga filtrile eelneb keemiline eeltöötlus, siis tihedamini (1,5–2 kuu tagant). Pesukemikaalid piserdatakse ketastel olevatele filterpaneelidele spetsiaalsete düüside abil, mis paiknevad filtri ketaste peal olevatel torudel. Enne keemilise pesutsükli algust lastakse süsteemi puhas vesi, et kontrollida, ega düüsid ole seismisega umbe läinud. Kemikaali annustamise süsteem võib suuremates puhastites olla statsionaarne, väiksemates teisaldatav. Keemilist puhastust alustatakse tavaliselt lahjendatud vesinikkloriidhappega (HCl 5–10% lahusega). Kui filterpaneelide vee läbilaskevõime ei taastu, võib sama kemikaaliga pesu korrata. Järgneb põhjalik loputustsükkel puhta veega ning alles siis tohib jätkata järgmise kemikaaliga,

1–2%-lise naatriumhüpokloriti (NaClO) lahusega. Loputamine on vajalik selleks, et vältida HCl ja NaClO-lahuse segunemist, mille korral tekib mürgine gaas. Pärast pesu 1–2%-lise NaClO-lahusega tuleb süsteem jälle veega läbi pesta ja vähemalt visuaalselt kontrollida, kas paneelid said ikka puhtaks. Põhjalikumaks kontrollimiseks võidakse katseliselt määrata filterpaneeli hüdrauliline läbilaskevõime. Selleks võetakse üks paneel filtrist välja (asendatakse varupaneeliga, et filtri töö ei katkeks), määratakse joogiveega selle hüdrauliline läbilaskvus ning võrreldakse seda puhta paneeli läbilaskevõimega. Keemilise pesu sagedus ja kas ning mitu korda on vaja seda korrata, võib olla eri puhastites erinev. See sõltub reoveest ja filtrieelsetest puhastusprotsessidest ning sellest, kui kaua aega tagasi keemilist puhastust tehti. Kangemaid lahuseid ei soovitata kasutada, sest need võivad kahjustada filterkanga pinda. Tuleb meeles pidada, et lahjendamisel tuleb hape kallata aeglaselt vette, mitte vastupidi. Kemikaalide hoiustamine, kasutamine ja nendega töötamine peab toimuma kooskõlas ohutuseeskirjadega.

Ketsfiltrite hooldamiseks kuluv aeg

Tavaliselt kujuneb hooldustööde sagedus ja intervall konkreetses reoveepuhastis kogemuste põhjal. Hooldustöid tehes tuleb järgida ketasfiltrite kasutus- ja hooldusjuhendit. Kord nädalas tuleks kontrollida, ega filterpaneelid ole vigastatud ning ega tahked osakesed ole settinud mudarenni ja takista selle läbivoolu. Kaks korda kuus tuleks puhta veega uhta filtri metallipindu, et nad ei korrodeeruks, ning määrida tagasipesutoru pöörlit. Neli korda aastas tuleks kontrollida veoketi pinget ja seisukorda.

Tagasipesusüsteemis kasutusel olevate mehaanilise filtri ja tagasipesudüüside puhastuse sageduse määrab tagasipesuvee heljumisisaldus. Mehaaniline filter, milles on 200 µm avadega sõel, kaitseb düüse suuremate osakeste eest, selle puhtust on soovitatav kontrollida kord nädalas. Kui rõhk langeb alla 0,8 MPa, peab sõela puhastama. Tagasipesudüüside ummistumist tuleb kontrollida üle nädala. Selleks vähendatakse tagasipesuvee vooluhulka ja survet, et vältida aerosoolide ulatuslikku lendumist. Seejärel on võimalik avada filtri kate ja visuaalselt jälgida, ega düüsid ole ummistunud. Hoolduskulude vähendamiseks on võimalik installeerida isepuhastuvad düüsid ja isepuhastuvasse tagasipesutorustikku mehaaniline filter.

Kokkuvõtvalt võib väita, et uuringute tulemused kinnitavad ketasfiltrite tõhusust reovee järelpuhastuses üha karmistuvate nõuete täitmiseks suublasse juhitava vee kohta ning on aidanud kaasa sellele, et looduskeskkonda juhitakse üha puhtam vesi [7, 8, 10, 11-14, 30]. Ketasfiltri töö teeb eriti tõhusaks see, et vee filtreerimine jätkub ka tagasipesu ajal. Kuna vesi voolab ketasfiltritesse raskusjõu mõjul, välditakse pumpamisega kaasnevat energiakulu. Ketasfiltrid sobivad hästi just reovee

järelpuhastuseks ning kompkatsed seadmed õigustavad end kohtades, kus reoveepuhastis ruumi napib.

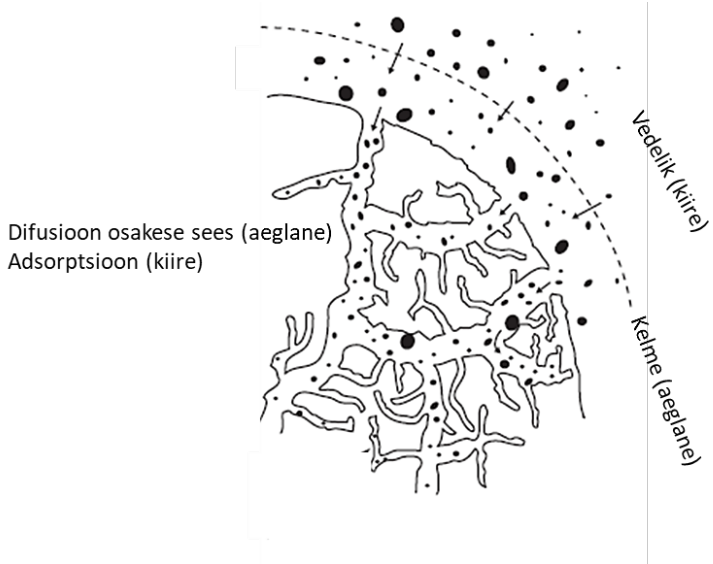
16.3 Adsorptsioon

Adsorptsioon seisneb teatud materjalide võimel enam-vähem pöörduval viisil hoida oma pinnal kinni orgaanilisi molekule, gaase ja metalliioone. Adsorbeeritav aine difundeerub (sorptsioon) adsorbendi pooridesse ning kui lahustunud aine ja adsorbendi vahelised molekulaarsed jõud on lahustunud aine ning lahusti vahelistest tugevamad, adsorbeerub aine adsorbendi pinnale. Tegemist on peamiselt füüsikalise protsessiga, ent esineb ka keemilist adsorptsiooni (kemosorptsiooni), mille käigus toimub adsobendi pinnale adsorbeerunud aine ning adsorbendi vaheline pöördumatu keemiline reaktsioon.

Adsorptsiooni mehhanismi kirjeldatakse põhiliselt nelja järjestikuse astmena:

- lahustunud aine molekulide väljumine massiülekannelahusest adsorbendikelme pinnani;
- difusioon läbi kelme;
- difusioon adsorbendi sisestruktuuris adsorptsioonitsentritesse;
- kiire adsorptsioon aktiivtsentritele.

Adsorptsioon aktiivtsentrile on ülikiire, kuid massiülekandest sõltuvad protsessid (eriti difusioon sisestruktuuri adsorptsioonitsentrisse) on aeglasemad, sest osakese struktuur hakkab selle kiirust pidurdama (joonis 16.12).



Joonis 16.10. Adsorptsiooni mehhanism [22] järgi

Tahke aine (adsorbendi) adsorptsioonivõime sõltub [22]:

- materjali eripinnast – looduslikel adsorbentidel (nt savi, liiv) on see väike (40–800 m^2/g), tööstuslikult toodetud adsorbentidel (nt aktiivsöel) aga suur (*ca* 600–1200 m^2/g). Sageli sõltub kasuliku eripinna suurus ka vedeliku füüsikalis-keemilistest omadustest (nt pH-st, temperatuurist);
- adsorbeeritava aine ja adsorbeeriva materjali vahelise sideme olemusest – vastastikmõju vabast energiast, mis tekib, kui molekul kinnitub adsorptsioonikohale. Adsorptsiooni aluseks on peamiselt kas Van der Waalsi jõud või Coulomb'i elektrostaatiline külgetõmbejõud;
- kontaktajast – tasakaaluolekus liiguvad molekulid lahusest adsorbendi pinnale ja tagasi lahusesse.

Kuna adsorptsiooniprotsess põhineb eri ainete tasakaalulisele jaotusele faaside vahel, siis lahustunud aine adsorptsioonitasakaal on äärmiselt oluline adsorptsiooniprotsessi kavandamisel. Tasakaaluolukorras vastab mingile adsorbeerunud aine sisaldusele adsorbendil (nt mg adsorbeerunud ainet 1g adsorbendil) selle aine mingi kindel sisaldus adsorbeeritavas lahuses (g/l või mol/l) antud temperatuuril. Seda katseliselt määratavat seost nimetatakse adsorptsiooni isotermiks (väljendab seost adsorbeerunud aine sisalduse vahel lahuses ja adsorbendi osakeses kindlal temperatuuril).

16.3.1 Adsorptsioon aktiivsöega

Adsorptsiooniprotsess aktiivsöega on muutunud tänapäeval üheks tähtsaimaks meetodiks mikrosaasteainete nagu raskmetallide ja ravimijääkide kõrvaldamiseks reoveest või joogiveest. Kui põhjaveest leitakse näiteks pestitsiidi- ja herbitsiidijääke, kasutatakse joogiveekäitluses just aktiivsüsifiltreid. Neid rakendatakse ka bioloogiliselt raskesti puhastatava KHT kõrvaldamiseks. Katsed pilootseadmetega on näidanud, et adsorptsiooni iseloomustavad väikesed käituskulud, mistõttu on see üks parimaid võimalikke tulevikulahendusi ohtlike ühendite kõrvaldamiseks reoveepuhastitest, sest see protsess tagab ka väga suure puhastustõhususe [23, 24, 25]. Adsorptsiooni kasutamise muudab keeruliseks selle tundlikkus temperatuuri ja pH suhtes, kusjuures tasakaalupunkti muutumisel võivad seotud ohtlikud ühendid uuesti vabaneda.

Aktiivsüsi on süsiniku vorm, mida on eri protsesside käigus töödeldud nõnda, et materjal muutuks võimalikult poorseks. See saavutatakse materjali kuumutamisega hapnikuvabas keskkonnas 1000 °C-ni, mis suurendab pooride suurust ehk sisepinda, ning seejärel pooride puhastamisega veeauruga. Aktiivsütt toodetakse enamasti biomassist (puidust, kookospähklikoortest, pruunsöest või kivisöest), kuid teadlased otsivad üha uusi materjale, millest saab odavalt ja tõhusalt head absorbenti toota. Aktiivsöe head adsorbeerivad omadused tulenevad selle suurtest eripinnast. Kuigi aktiivsüsiadsorptsioon on füüsikaline protsess ja keemilised sidemed puuduvad, on tekkiv side siiski

väga tugev [26]. Veetöötluses kasutatakse põhiliselt kaht tüüpi aktiivsütt: pulbrilist aktiivsütt (ingl *powdered activated carbon* -PAC) ja teralist aktiivsütt (ingl *granular activated carbon* -GAC) (joonis 16.13). PAC-i toodetakse enamasti GAC-i jahvatamise teel ning seda iseloomustab suurem eripindala, kui on GAC-l.



Joonis 16.11. Levinuimad aktiivsöeliigid – üleval pulbriline aktiivsüsi (PAC) ja all teraline aktiivsüsi (GAC)

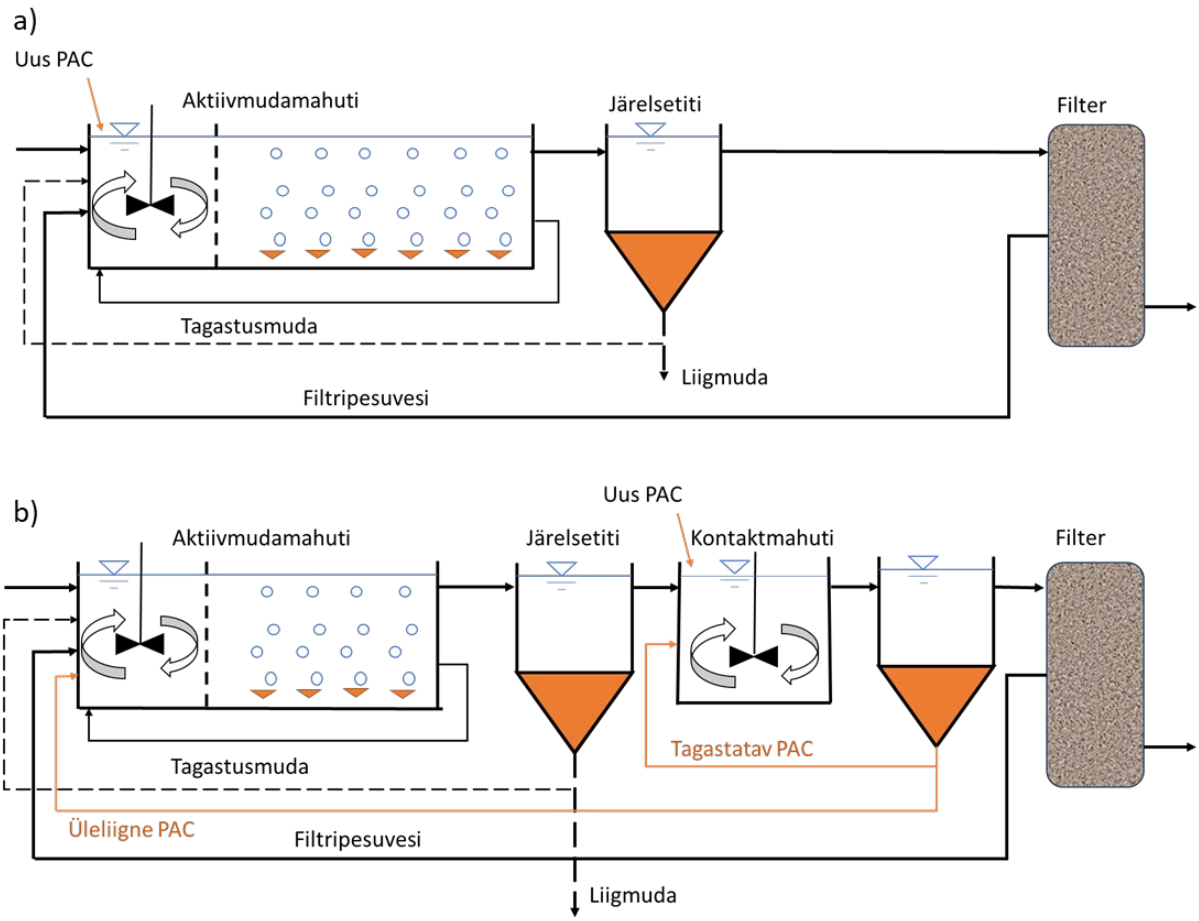
Pulbrilist aktiivsütt kasutatakse mõnikord ohtlike ainete kõrvaldamiseks. PAC-i osakeste suurus on enamasti 0,005–0,1 mm, mistõttu selle eripindala on suurem kui GAC-il ning mis adsorbeerib enamikku aineid tõhusamalt kui suuremate osakestega (0,5–2,5 mm) GAC. Uuringutes on leitud raskmetallide kõrvaldamisel aktiivsöe abil järgmised adsorbendi mahtuvused: Cu 61 mg/g, Cd 22 mg/g, Zn 29 mg/g, Ni 33 mg/g, Cr 10 mg/g [25]. Tulemused olenevad vee omadustest ning on seetõttu väga varieeruvad.

Pulbriline aktiivsüsi

Puhastuse kavandamisel pulbrilise aktiivsöe (PAC) abil nähakse põhiliselt kaht võimalust. Joonisel 16.14a kujutatud lahenduse puhul annustatakse pulbriline aktiivsüsi otse aerotanki ning kõrvaldatud ohtlikud ühendid väljuvad puhastusprotsessist koos liigmudaga. See lahendus välistab liigmuda taaskasutamise, ent vajalikud investeeringud on minimaalsed. Lahenduse 16.14b puhul annustatakse PAC pärast järelsetitit kontaktreaktorisse ning PAC kõrvaldatakse eraldi mudana, mistõttu liigaktiivmuda ei reostu ohtlike ühenditega. See lahendus nõuab aga suuremaid investeeringuid, sest enamasti on pulbrilise aktiivsöe kõrvaldamiseks vaja rakendada ka koagulatsiooni ja flokulatsiooni. Seetõttu sobib PAC eriti tööstusreoveepuhastitele, mis oma liigmuda nagunii taaskasutada ei saa. PAC-i annus jääb enamasti vahemikku 5–50 g/m^3. Kasutataval PAC-l peaksid olema järgmised omadused:

- saasteainevaba;
- väike niiskusesisaldus, et vältida klompide teket;

- kindel ja stabiilne osakeste suurus.



Joonis 16.12. Aktiivsüsifiltratsiooni kasutamise tehnoloogilisi lahendusi [26] järgi

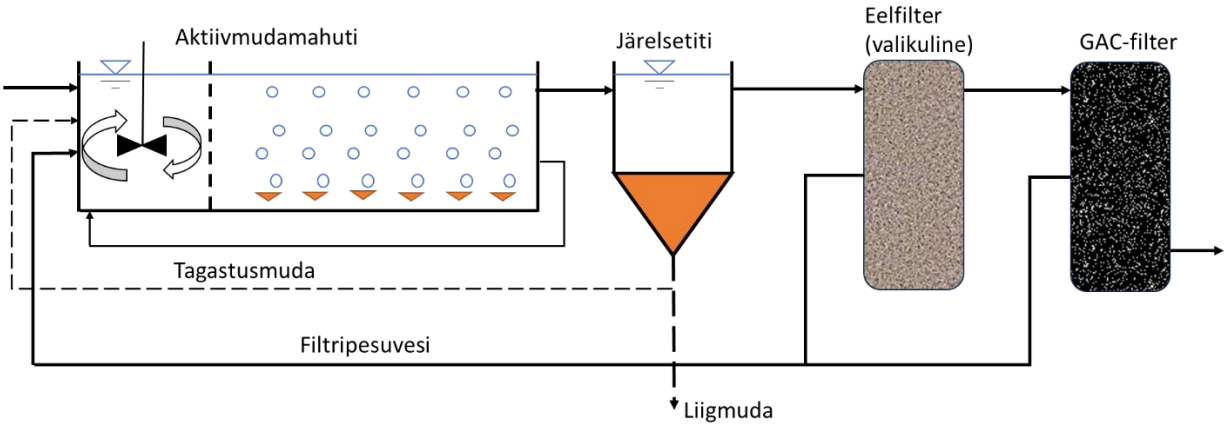
Teraline aktiivsüsi

Teralise aktiivsöe (GAC) puhul järgneb bioloogilisele puhastusele järelfiltratsioon, mis enamasti koosneb kahest astmest: liivfilter ja aktiivsüsifilter (vt joonist 16.15). Üha rohkem üritatakse rajada filtreid, milles rakendatakse nii liivfiltrit kui ka aktiivsütt. Liiva abil kõrvaldatakse suurem osa heljumist, vähendades sellega ka vee fosforisisaldust, ning aktiivsöe abil vähendatakse raskmetallide, ravimijääkide ja muude ohtlike ühendite sisaldust.

GAC-filtrid dimensioneeritakse enamasti viibeajale 0,5–1 h, tuginedes kuiva ilma vooluhulgale. Näidisarvutuses rakendatakse järgmisi väärtusi:

- vooluhulk 1500 m^3/d;
- viibeaeg 1 h;
- filtri kõrgus 4 m;

Filtri pindala 1500 m^3/4 m = 375 m^2.



Joonis 16.13. Teralise aktiivsüsifiltri tehnoloogiaskeem [26] järgi

PAC- ja GAC-filtrite kasutamise eeliseid ja puuduseid võrreldakse tabelis 16.4.

Tabel 16.4. Eri liiki aktiivsöe kasutamise eelised ja puudused

	Eelised	**Puudused**
Pulbriline aktiivsüsi (PAC)	• suhteliselt odav; • kerge annustada ja juhtida; • otse aktiivmudaprotsessi annustamisel ei ole vaja täiendavaid kõrvaldamisseadmeid; • kiire adsorptsioon, mis tuleneb osakeste väiksusest; • ohtlikud ained kõrvaldatakse pidevalt liigmudaga, mistõttu nende vabanemise võimalus on väike.	• PAC-i ei ole võimalik regenereerida; • tihti ei kasutata ära kogu adsorptsioonivõimekust, sest PAC eemaldatakse liigmudaga; • väljavoolu täiendav koormamine protsessist välja kanduvate osakestega; • kui PAC annustatakse aktiivmudasse, on enamasti välistatud liigmuda kasutamine põllumajanduses; • kui PAC annustatakse pärast järelsetitit, on PAC-i eraldusetapi rajamiseks vaja suuri investeeringud.
Teraline aktiivsüsi (GAC)	• ei vaja pidevat hooldust; • lihtne käitada; • väljavoolu ei koormata aktiivsöeosakeste võimaliku väljakandega; • täiendav heljumi, sh partikulaarse fosfori kõrvaldus; • regeneerimisvõimalus; • võimalik käitada tõhusalt, s.o kasutada ära GAC-i kogu adsorptsioonivõimekus.	• suured investeerimiskulud; • aeglane adsorptsioon, mis tuleneb GAC-i osakeste suurusest; • teatud juhtudel võivad kõrvaldatud saasteained uuesti vabaneda.

Aktiivsüsifiltrite puhastustõhusus

Kuigi eespool kirjeldati aktiivsöe raskmetallimahtuvust, on praktikas oluline teha eelnevaid adsorptsioonikatseid, sest aktiivsöe tõhusus oleneb paljudest teguritest – reovee füüsikalistest näitajatest ja selles sisalduvatest ühenditest. Aktiivsüsiadsorptsioon kulgeb seni, kuni adsorbaadi tahke

ja lahustunud faasi sisaldused tasakaalustuvad. Siis protsess lõpeb ja teada saab adsorbendi mahtuvuse.

Esimese teabe puhastustõhususe kohta annavad küll laboris tehtavad “purgikatsed”, kuid suuremate investeeringute planeerimisel tuleks sooritada ka kohapealseid pilootkatseid (kõige levinumad on Langmuir ja Freundlich), mis hõlmavad ka adsorptsiooni isotermide leidmist. Isotermide abil on võimalik kirjeldada adsorbendi mahtuvust, mille alusel filtrid dimensioneeritakse. Pilootkatsed toovad esile GAC-filtrite võimalikud probleemid, näiteks filtermaterjali ummistumise liigse heljumikoormuse korral, biomassi vohamise filtermaterjali pinnal ning filtri tagasipesu vajaduse. PAC-i puhul on võimalik hinnata koagulandi ja flokulandi sobivust biomassi kõrvaldamiseks. Puhastustõhusus oleneb ka viibeajast.

Aktiivsüsifiltrite käitamine

Aktiivsüsifiltrite käitamine ja hooldamine oleneb valitud tehnoloogiast. Kui PAC annustatakse otse bioloogilisse puhastusse, siis on oluline leida vaid annus, mis tagab piisava puhastustõhususe. PAC-i annustamiseks võib kasutada kruvikonveierit. PAC annustamine pärast järelsetitit on keerulisem protsess. Selle eelis on küll suurem tõhusus kui otse biopuhastisse annustamise puhul, sest segavaid tegureid nagu heljumit on vähem, kuid samas on PAC-i kõrvaldamine tihti keeruline. Et tegemist on vee mustaks värviva peenheljumiga, on ainsad moodused selle kõrvaldamiseks koagulatsioon ja flokulatsioon, milles peenikesed osakesed suurematеks helvesteks muutuvad ning kõrvaldatakse settimise teel. Tihti juhitakse helbed tagasi reaktsioonikambrisse, et adsorptsiooni võimekust täielikult ära kasutada. Osa PAC-st kõrvaldatakse liigmudana.

GAC-filtrite käitamine oleneb suuresti kasutatavast tehnoloogiast. Enamasti on oluline filtri puhtus, s.o piisav tagasipesu, et filter umbe ei läheks. Oluline probleem on välja kanduv aktiivmuda, mis ummistab filtri või põhjustab selle pideva pesemise vajaduse. Filtri tõhusust võib mõjutada puudulik bioloogiline puhastus, põhjustades biomassi kasvu filtris. Kui filtri puhastustõhusus langeb projekteeritust väiksemaks, tuleb selle sisu välja vahetada. Paljudes riikides on võimalik aktiivsütt regenereerida, kuid Eestis see võimalus veel puudub.

16.4 Desinfitseerimine

Praegu ei ole reoveepuhastite heitvee mikrobioloogilise ohutuse tagamine Eestis nõutav, sest suublaks olevast pinnaveest valmistatakse meil joogivett vähe ja tänu klimaatilistele tingimustele ei jää paljud haigustekitajad veekeskkonda jõudes ka ellu. Tänased reoveepuhastid ei eemalda reoveest kõiki

haigustekitajaid, kuid vajadus nende eemaldamiseks muutub üha aktuaalsemaks, sest lähitulevikus jõuab mingi osa puhastatud veest ka taaskasutusse. Taaskasutusvee puhul vaadeldakse riske aga keskkonnariskidest erinevalt – kui keskkonnariskide puhul on kriitiliseks kaalukausiks heitvee toitainete või ohtlike ainete sisaldus, siis taaskasutusvee tööstusliku või põllumajandusliku kasutamise korral peab arvesse võtma ka inimese nakatumise ohtu. Riskianalüüsi põhjal otsustatakse, milliseid meetmeid tuleb riskide maandamiseks rakendada.

Desinfitseerimine on protsess, milles vähendatakse ohtlike mikroorganismide arvu, et tagada veeohutus. Põhieesmärk on kaitsta rahva tervist vee kaudu levivate haiguste eest, vähendada kahjulikke mõjusid vee-elustikule ja ohte keskkonnale ning järgida regulatiivseid nõudeid. Desinfitseerimine on sisuliselt patogeenide eesmärgipärane inhibeerimine (vt ka jaotist 6.4.1). Heitvee desinfitseerimismeetodi valik muutub üha olulisemaks, pidades silmas vee võimalikku taaskasutamist. Oluline ei ole üksnes patogeenide kõrvaldamine, vaid ka potentsiaalselt ohtlike desinfitseerimissaaduste kontrollimine, sest reoveepuhastitest välja juhituna võivad nad kahjustada veeökosüsteeme ja joogivee kvaliteeti. Paljud anorgaanilised ja orgaanilised mikrosaasteained võivad desinfektsioonivahenditega reageerida, seetõttu tuleb nende kahjulike mõjude leevendamiseks ja tõhususe suurendamiseks hinnata alternatiivsete oksüdeerimis-/desinfitseerimissüsteemide kasutamise võimalusi.

Desinfitseerimismeetodid jagunevad keemilisteks, füüsikalisteks ja kiirguse kaudu toimivateks. Heitvee desinfitseerimist gammakiirguse abil on uuritud pikka aega, ent otstarbekaks see osutunud ei ole [7]. Nagu biomassi kasvu (vt jaotist 6.3.3) saab ka patogeenide inaktiveerimist hinnata nende arvu muutumise kaudu. Patogeenide arv pärast desinfitseerimist:

$$N = N_0 e^{-kt}, \qquad (16.8)$$

kus N_0 on patogeenide arv enne desinfitseerimist, k – patogeenide inaktiveerimiskonstant (min^{-1}) ja t – aeg (min).

Kuna nii reo- kui ka heitvee patogeenisisaldus võib olla väga suur, hinnatakse desinfitseerimise tõhusust patogeenide arvu logaritmilise vähenemise kaudu:

$$\log vähenemine = \log\left(\frac{N_0}{N}\right) = \log(N_0) - \log(N). \qquad (16.9)$$

Reovee patogeenisisaldus väheneb ka tavapärase puhastuse käigus (tabel 16.5), kuid olenevalt suubla nõuetest (nt kui suublaks on suplemiseks kasutatav veekogu) võib olla vaja tõhusamat desinfitseerimist. Veekasutuse riskianalüüsi käigus analüüsitakse tavaliselt patogeenide

põhjustatavaid ohte inimese tervisele ja kavandatakse meetmed haiguste vältimiseks. Meetmete valimisel võetakse aluseks logaritmiline vähenemine, mida on vaja saavutada (nt „3-log“ tähendab, et patogeenisisaldust on vaja vähendada 10^3 korda), kuid ka võimalikke negatiivseid kõrvalmõjusid (kõrvalsaaduste teket) ja vajalikke investeeringuid.

Tabel 16.5. Patogeenide logaritmiline vähenemine eri puhastusprotsesside käigus [7]

	Viirused		**Bakterid**			**Algloomad**		**Helmindid**
Puhastusprotsess	Entero-viirused	*Coli* - faagid	*Coli*-laadsed	*E.coli, Entero-cocci*	*C.perfrin-gens*	*Cryptospo-ridium parvum*	*Giardia lamblia*	
Eelpuhastus	0–0,5	0–1	0–0,5	0–0,5	0–0,5	0–0,5	0,5–1	0–2
Aktiivmudapuhasti	0,5–2	0–3	1–3	1–3	0,5–2	0,5–1,5	0,5–1,5	1–2
Bioloogilise N- ja P-ärastusega aktiivmudapuhasti	1–2	1,5–3	1–3	2–3	2–3	0,5–1,5	1,5–2,5	1–2
Nõrgbiofilter	0–1,5	0–2	0–2	0–2	0–1	0–0,5	0–0,5	0,5–1
Sukelbiofilter	0,5–1,5	0,5–2	0,5–2	0,5–2	0–1	0–0,5	0–0,5	0,5–1
Biorootor	0–1	0–1,5	0,5–1,5	0,5–1,5	0–1	0–0,5	0–0,5	0,5–1
Koagulatsioon/ flokulatsioon	0,5–2	1–3	0–1	0–1	0–1	1–2	1–3	1–2
Liivfilter	1–3	1–3	0–3	0–3	0–2	0–2,5	0–3	1–2
Kangasfilter	0–0,5	0–0,5	2–3	1,5–2,5	0,5–1	0–0,5	0,5–1	2–3
Mikrofiltratsioon	0,5–2	1–2	1–4	1–4	1–4	2–4	2–4	2–4
Ultrafiltratsioon	2–4	3–4	3–4	3–4	3–4	3–4	3– 4	> 4
Pinnasfilter	0,5–2	0,5–2	0,5–3	0,5–3	0,5–3	0,5–1	0,5–2	1–3
Biotiik	1–3	1–3	0,5–4	0,5–4	1–3	1–3	1–4	1–3
Membraanbioreaktor	1,5–6	2,5–6	3,5–6	3,5–6	3,5–6	2,5– 6	2,5–6	3–6
Pöördosmoos	> 6	> 6	> 6	> 6	> 6	> 7	> 7	> 7
Kloorimine	1–3	0–2,5	2–6	2–6	1–2	0–0,5	0,5–1,5	0–1
Osoonimine	3–6	2–6	2–6	2–6	0–0,5	1–2	2–4	0–2
UV-töötlus	1–3	3–6	2–4	2–4	<0,5	>3	>3	0

Heitvee desinfitseerimise kolm peamist meetodit on kloorimine, osoneerimine ja UV-töötlus, millest kõige sagedamini kasutatakse kloorimist. Erinevate meetodite tõhusust saab hinnata Ct väärtuse (s.o desinfitseerimisvahendi jäägi ja kontaktaja korrutis) alusel (tabel 16.6). Näiteks saavutatakse bakterite ja viiruste 3-logaritmiline inaktiveerimine vaba klooriga, kui Ct on vastavalt 1,5–3 ja 4–5 mg·min/l. See tähendab, et vaba kloor on tõhusam bakterite kui viiruste inaktiveerimiseks. Kloordioksiid on ka algloomade tsüstide puhul tõhusam desinfitseerimisvahend kui kloor [7].

Tabel 16.6. Ct väärtused, mis on vajalikud filtreeritud heitvee patogeenisisalduse vähendamiseks (20°C, pH=7) [7]

		Ct väärtused, mg·min/l			
Organismid	**Desinfektant**	**1–log**	**2–log**	**3–log**	**4–log**
Bakterid (*coli*-laadsed)	Cl_2	0,4–0,6	0,8–1,2	1,2–1,8	1,6–2,4
	ClO_2	0,4–0,6	0,8–1,2	1,2–1,8	1,6–2,4
	Osoon	0,005–0,01	0,01–0,02	0,015–0,02	0,02–0,04

Organismid	Desinfektant	Ct väärtused, mg·min/l			
		1–log	2–log	3–log	4–log
	UV*	10–35	15–40	20–70	30–110
Viirused	Cl_2	–	1,5–1,8	2,2–2,6	3–3,5
	ClO_2	–	5–5,5	9–10	12,5–13,5
	Osoon	–	0,25–0,3	0,35–0,45	0,5–0,6
	UV*	20–60	25–70	30–120	50–190
Algloomad (*Giardia lamblia*)	Cl_2	20–30	45–55	70–80	–
	ClO_2	5–5,5	9–11	15–16	–
	Osoon	0,25–0,3	0,45–0,5	0,75–0,8	–
	UV*	5–10	10–15	10–20	15–30
Algloomad (*Cryptosporidium parvum*)	Cl_2	2000–2600	4000–5000	–	–
	ClO_2	120–150	235–260	350–400	–
	Osoon	4–4,5	8–8,5	12–13	–
	UV*	10–15	10–15	15–25	20–40

* UV-annus (D_{UV}) võrdub kiirituse intensiivsuse ja eksponeerimisaja korrutisega.

16.4.1 Kloorimine

Heitvee kloorimisel lisatakse veele baktereid ja muid mikroorganisme hävitavaid klooriühendeid. Kloorimolekulid tungivad bakterite ja muude mikroorganismide membraanidesse ja hävitavad nende DNA, takistades sel moel nende paljunemist ja levimist [7].

Kloor on praktilisemaid ja laialdasemalt kasutatavaid reovee desinfitseerimisvahendeid. Seda võib kasutada mitmel kujul, nt vedelana või gaasilisena (Cl_2), naatriumhüpokloritina (NaOCl), kaltsiumhüpokloritina ($Ca(OCl)_2$) või kloordioksiidina (ClO_2). Gaasilise kloori ja hüpokloriti soolade lisamisel vette toimub hüdrolüüs ja ionisatsioon ning moodustuvad hüpokloorhape (HOCl) ja hüpokloritioonid (OCl^-), mida nimetatakse ka vabaks klooriks. Vaba kloor reageerib kiiresti nitrifitseerimata heitvees leiduva ammoniaagiga, moodustades seotud klooriühendeid, nt monoklooramiini ja trikloormetaane. Kloor hävitab suure hulga patogeene ja isegi kui nad ei sure, inaktiveeritakse nad nõnda, et nad ei ole paljunemisvõimelised. Kloori peetakse väga tõhusaks desinfektandiks, sest vesi jääb desinfitseerituks kaua pärast kloorimist. Reoveepuhastites kasutatakse kloori laialdaselt ka pragmaatilistel põhjustel, sest seda on väga lihtne annustada ja ta on teiste desinfektantidega võrreldes odav. On ka puudus: reovees olevad kloorijäägid on väga mürgised. Reovee kloorimine võib põhjustada mutageensete/kantserogeensete desinfitseerimissaaduste moodustumise, mis tulenevad kloori reaktsioonist reovees leiduvate orgaaniliste ühenditega. Kloorijäägid võivad püsida heitvees mitu tundi. Selleks et vähendada veekeskkonnas tekkivaid negatiivse mõjusid, tuleb klooritud reovesi sageli dekloorida. Seetõttu ei ole heitvee desinfitseerimine klooriga parim tehnoloogiline lahendus, keskkonnasõbralikum võib olla UV või osoon. Kloorimise eelised ja puudused on tabelis 16.7.

Tabel 16.7. Kloorimise eelised ja puudused

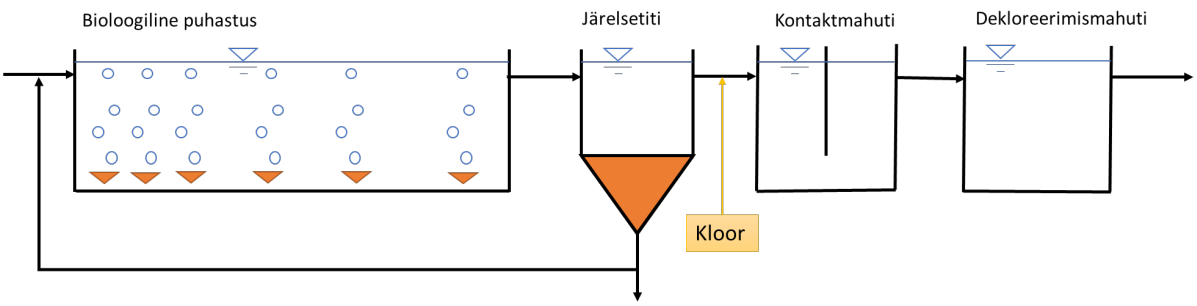
Eelised	Puudused
● usaldusväärne ja tõhus paljude patogeensete organismide vastu; ● kulutõhusam kui UV- või osooniga desinfitseerimine; ● reoveepuhasti väljavooluvette jääv kloorijääk võib jätkata desinfitseerimist isegi pärast esmast puhastamist ja seda saab protsessi tõhususe hindamiseks mõõta; ● annustusmäärad on paindlikud ja neid saab hõlpsasti juhtida; ● teiste desinfitseerimisviisidega võrreldes odav; ● kloor võib desinfitseerimise ajal kõrvaldada ka teatud kahjulikke gaasilisi ühendeid.	● kloorijääk on mürgine vee-elustikule ja süsteem võib vajada dekloorimist isegi kloori väikese kontsentratsiooni kasutamisel; ● kõik kloori vormid on väga söövitavad ja mürgised, seetõttu nõuab kloori ladustamine, transport ja käitlemine tavalisest suuremat ohutust; ● kloor reageerib reovees teatud tüüpi orgaaniliste ainetega, luues ohtlikke ühendeid (nt trihalometaane); ● kloorijäägid on ebastabiilsed; ● suure BHT-ga reovesi vajab piisavaks desinfitseerimiseks suuri klooriannuseid.

Dekloorimine on vaba ja kombineeritud kloori jääkide kõrvaldamine selleks, et vähendada vee jääktoksilisust pärast kloorimist ja enne suublasse juhtimist. Kõige tavalisemad dekloorimiskemikaalid on vääveldioksiid (SO_2) ja naatriumvesiniksulfit ($NaHSO_3$) [27]. Alternatiivina on võimalik kloorijääke kõrvaldada ka aktiivsöega. Selleks kasutatakse tavaliselt granuleeritud aktiivsöega (GAC) täidetud gravitatsiooni- või survefilterkihte, milles aktiivsöekiht kõrvaldab kloorijäägid koos orgaaniliste ühenditega. Aktiivsöe kasutamist peetakse dekloorimist kulutõhusaks ainult siis, kui on vaja kõrvaldada ka muid orgaanilisi ja anorgaanilisi saasteaineid [7]. Kloori üldjääki on tavaliselt võimalik vähendada tasemeni, mis ei ole vee-elustikule toksiline.

Kloorimissüsteemi tõhusus ja käitamine

Desinfitseerimiseks vajalik klooriannus oleneb heitvee klooriga reageeriva orgaanilise aine sisaldusest. Mida suurem see on, seda rohkem peab kloori lisama. Keskmine heitvett desinfitseeriv annus jääb vahemikku 1–20 mg/l aktiivset kloori. Et vajalik viibeaeg on 15–30 minutit, tuleb rajada eraldi kontaktmahuti (joonis 16.16). Kuna kloor on väga pH-tundlik, on desinfitseerimine vaid siis võimalik, kui pH jääb vahemikku 6–8. Desinfitseeriv toime on tagatud, kui kontaktmahutis on üle 0,2 mg/l aktiivset kloori. Liigne aktiivne kloor tuleks aga enne heitvee suublasse juhtimist kõrvaldada näiteks $Na_2S_2O_5$-ga (naatriummetabisulfitiga) [27].

Kloori kasutamisel tuleb lähtuda kindlatest tööohutusnõuetest, sest tegemist on ohtliku kemikaaliga. Seetõttu võivad klooriseadmeid käitada vaid selleks koolitatud spetsialistid. Ohtlikuks peetakse olukorda, kui tööruumide õhus on üle 1,5 mg/m^3 gaasilist kloori – limaskestasid ärritavat terava lõhnaga rohekat gaasi.



Joonis 16.14. Heitvee kloorimise põhimõtteline skeem

Looduslikes pinnavetes reageerivad kloor, hüpoklorit ja kloordioksiid mitmesuguste orgaaniliste ja anorgaaniliste ühenditega ning tekkida võivad ohtlikud AOX, THM, kloorfenoolid ning kloori ja ammooniumühendid. Võrreldes klooriga on kloordioksiidi ohtlike ühendite tekkepotentsiaal väiksem. Dekloreerimata heitvesi, milles on 0,3–0,6 mg/l aktiivset kloori, mõjutab pinnaveekogude elustikku, hävitades taimi ja loomi, negatiivset mõju avaldab juba 0,05–0,1 mg/l. Reoveepuhastist pärit klooriühendid pääsevad kalade toiduringesse.

Kloorimise täpset tõhusust on raske hinnata, sest see sõltub paljudest teguritest: vee kloorisisaldusest, temperatuurist ja pH-st, bakterite tüübist ja nende arvust vees. Desinfitseerimisastet on võimalik reguleerida kloori annuse ja kontaktajaga. Annus on tavaliselt vahemikus 5 kuni 20 mg/l. Reovee optimaalseks desinfitseerimiseks on oluline, et kloor seguneks veega kiiresti ja ühtlaselt. Segamiskamber peab olema konstrueeritud nii, et segu kloorisisaldus ja kokkupuuteaeg tõvestavate mikroorganismidega oleks piisav [7].

16.4.2 UV-töötlus

Ultraviolettkiirgusega desinfitseerimine on Euroopa reoveepuhastusjaamades muutumas üha levinumaks [7]. See kõrgemate ohutusstandarditega füüsikaline protsess ei kasuta lisakemikaale ega tekita toksilisi jääke ning hävitab soovimatud mikroorganismid (algloomade parasiidid, *E.coli*, enterkokid). Kuna UV-energia neeldub DNA-sse, põhjustab nukleiinhappe kahjustus raku struktuuri muutust, mis takistab organismi paljunemist. Tegemist on ohutu, tõhusa ning kiiresti areneva tehnoloogiaga.

Organismi neeldunud UV-valguse hulka mõõdetakse peegelduvuse või läbilaskvuse järgi. Reovesi ja selle koostisosad, eriti heljuvad osakesed, vähendavad UV-kiirte läbilaskvust ja neeldumist. UV-kiirguse neeldumine DNA-molekulis sõltub kiirguse lainepikkusest, kõige tõhusam mikroobe hävitav spektraalpiirkond on vahemikus 250–265 nm.

Heitvee desinfitseerimisel kasutatakse peamiselt elavhõbedaaure sisaldavaid UV-lampe lainepikkusega 254 nm. Energia tekib elavhõbeda auru ergastamisel elektrikaare abil, mille tulemuseks on ultraviolettkiirgus. Vastavalt tööpõhimõttele on tavapäraseid UV-lampe kolme tüüpi: madala rõhu ja madala intensiivsusega (ingl *low-pressure low-intensity,* LPLI), madala rõhu ja kõrge intensiivsusega (ingl *low-pressure high-intensity,* LPHI) ja keskmise rõhu ja kõrge intensiivsusega (ingl *medium-pressure high-intensity,* MPHI). UV-lampide töönäitajad on esitatud tabelis 16.8. UV-desinfitseerimise tehnoloogia on kasutusel suurtes reoveepuhastites, meditsiiniasutustes, ujulates ja kodumajapidamistes [7, 28, 29]. UV-kiirguse kasutamise eelised ja puudused on tabelis 16.9.

Tõhusaid LPLI-lampe kasutatakse väikestes ja keskmistes puhastites ning MPHI-lampe suurtes reovee-puhastites ja kombineeritud kanalisatsiooni ülevooludes. Lampide keskmine eluiga on 5000 kuni 16000 tundi [7, 28, 29]. Lampide kiirgusintensiivsus võib ajapikku väheneda, eriti kui nende pind hakkab kõrge temperatuuri tõttu ketendama.

Tabel 16.8. UV-lampide tüüpilised töönäitajad [7]

Näitaja	**Ühik**	**Lambi tüüp**		
		LPLI	**LPHI**	**MPHI**
Rõhk	mm Hg	0,007	0,01–0,8	100–10000
Kogu võimsustarve	W	40–100	200–500	1000–13000
Väljund 254 nm juures	W	25–27	60–400	100–2000
Bakteritsiidne väljund/sisend	%	30–50	35–50	15–20
Töötemperatuur	˚C	35–50	100–150	600–800
Mõõtmed				
Pikkus	m	0,75–1,5	1,8–2,5	0,3–1,2
Läbimõõt	mm	15–20	Varieeruv	Varieeruv
Lambi hinnanguline eluiga	h	8000–12000	9000–15000	3000–8000
UV-lambi kvartshülsi eluiga (ingl *sleeve life*)	aastat	4–6	4–6	1–3
Liitseadme eluiga (ingl *ballast life*)	aastat	10–15	10–15	3–5
Väljundvõimsuse vähenemine lambi hinnangulise kasutusea korral	% uue lambi võimsusest	20–25	25–30	20–25

LPLI – madala rõhu ja madala intensiivsusega, LPHI – madala rõhu ja kõrge intensiivsusega, MPHI – keskmise rõhu ja kõrge intensiivsusega.

UV-lambitehnoloogiaid on pidevalt täiustatud ja tulevikus võivad reoveepuhastites peale traditsiooniliste UV-lampide kasutusele tulla ka uued UV-lambiarendused. Tulevased suunad UV-lambiturul on impulss-lairibaenergiaga ksenoon-UV-lambid, kitsaribalised eksimer-UV-lambid, mikrolainejõul töötavad suure intensiivsusega UV-lambid ja UV-valgust kiirgavaid diood- (LED-) lambid [7].

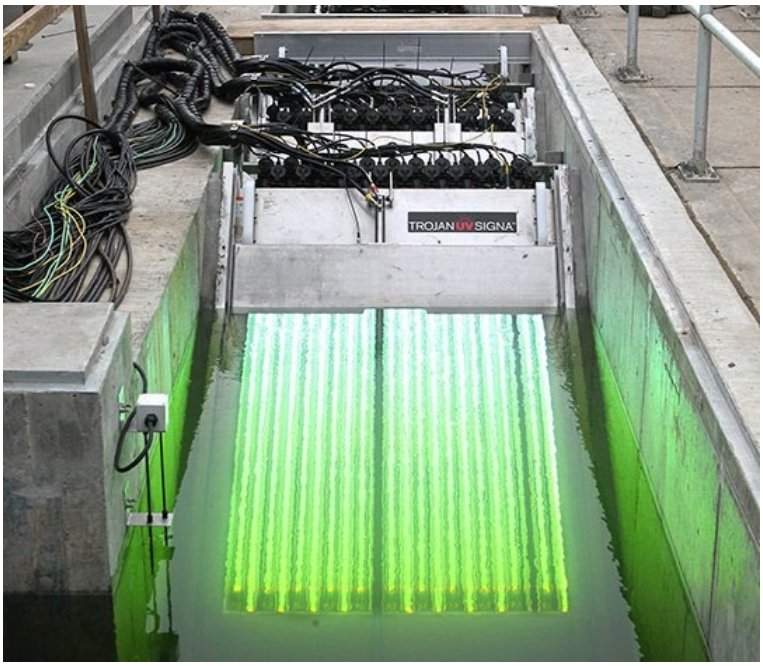
Tabel 16.9. UV-kiirguse kasutamise eelised ja puudused

Eelised	Puudused
● muudab soovimatud mikroorganismid paljunemisvõimetuks; ● inaktiveerib tõhusalt enamiku viirustest, bakteritest ja seentest; ● on füüsikaline protsess, mitte keemiline desinfektsioonivahend; ● ei mõjuta vee maitset ega lõhna; ● puuduvad jääkmõjud, mis võiksid kahjustada inimesi või veeorganisme; ● seadmed nõuavad vähem ruumi võrreldes teiste tehnoloogiatega, kerge automatiseerida (üleannustamine on välistatud) ja hooldada.	● väikesed annused ei pruugi mõnda viirust, eoseid ja tsüste tõhusalt inaktiveerida; ● võrreldes kloorimisega kulub mõnede mikroorganismide hävitamiseks rohkem aega; ● reovee hägusus ja heljumi koguhulk võivad muuta UV-desinfitseerimise ebatõhusaks; ● võib vajada suurt hulka lampe, protsessi kestus võib varieeruda; ● kloori kasutamisega võrreldes oluliselt kallim meetod.

UV-reaktorid liigitatakse peamiselt kontakt- ja mittekontaktreaktoriteks. Avatud kanali või suletud anumaga kontaktreaktoris võivad UV-lambid paikneda paralleelselt, risti või voolu suunas kaldu (joonis 16.17). Kuna lambid on töötamise ajal reovee sees, on nad tavaliselt ümbritsetud kvartshülsiga. Hülssidega lambid paiknevad moodulis või rennis, mille saab ümbritseda suletud kestaga, ning nende vahekaugus on 75 kuni 150 mm. Hooldamiseks või lampide vahetamiseks saab lambimoodulit tõsta veepinnast kõrgemale või tõmmata lambid anumast välja. Et vältida kvartsmuhvide saastumist ja UV-desinfektsioonisüsteemi jõudluse vähenemist on oluline hoolitseda nende nõuetekohase mehaanilise või keemilis-mehaanilise puhastamise eest. Kontaktivabas reaktoris riputatakse lambid paralleelselt voolu suunaga vedeliku kohale, vedelikuga nad kokku ei puutu ning neid ümbritsevad heitvett juhtivad torud. "Kuivade" töötingimuste tõttu ei ole kvartshülsisisene lambikorpus vajalik. Kanalisisene toruline hüdraulika tagab automaatse "isepuhastuva" ja "määrdumiskindla" mehhanismi.

UV-kiirgusega desinfitseeritav vesi peab vastama järgmistele nõuetele:

- veekiht peab olema õhukene (kuni 7,5 cm);
- värvus < 15^{o}, soovitav 0^{o};
- rauasisaldus max 0,3 mg/l, soovitatav < 0,01 mg/l;
- hägusus max 5 NTU, soovitatav < 1,0 NTU.



Joonis 16.15. Heitvee desinfitseerimine UV-kiirguse abil [30]

UV-kiiritamise tõhusus

UV- kiirguse tõhusaks toimimiseks on vaja heitvett eelnevalt filtrida (nt membraanfiltris). Tavaliselt on UV-desinfitseerimine väga tõhus, kuid patogeensete mikroorganismide inaktiveerimise tagamiseks on vaja täpset UV-kiirguse annust. Tõhusust mõjutavad teisedki olulised tegurid: sissevooluvee ja soovitud heitvee kvaliteet, desinfitseerimisprotsessi toimivus ja reaktori füüsikalised, keemilised ja hüdraulilised omadused [7, 31]. Arvestades seda, et tegemist on ohutu ja ökoloogilise protsessiga (kahjulikke jääke ei teki), pole üllatav, et UV-kiirituse populaarsus kasvab. Nagu kloorigi puhul, ei suuda ultraviolettvalgus hävitada kõiki vees leiduvaid ohtlikke aineid, mõnede mikroorganismide hävitamiseks kulub ka rohkem aega. Kogu protsess on pikk ja nõuab rohkeid UV-valguse annuseid ning UV-valgusega töötlemine on võrreldes klooriga oluliselt kallim.

Viiruste vastupidavus UV-kiirgusele on üldiselt tugevam kui bakteritel. Kui bakterite 4-logaritmiline inaktiveerimine on kergesti saavutatav UV-doosiga 10 mJ/cm^2, siis viiruste kõrvaldamiseks vajalik annus on reeglina 10–140 mJ/cm^2, kuid näiteks koroonaviiruse SARS-CoV-2 UV-vastupidavus on veelgi suurem (1176 mJ/cm^2). Võrdluseks: osoonimine ja kloorimine on tõhusad meetodid viiruste inaktiveerimiseks ning enamiku asjaomaste viiruste 4-logaritmilise kõrvaldamise kontaktaeg on vastavalt alla 1 mg·min/L ja 10 mg·min/L. Algloomad, seened ja bakterite eosed on desinfitseerimise suhtes vastupidavamad. Desinfitseerimist mõjutavad temperatuur, pH, orgaanilised ained, hägusus ja muud näitajad. Väike pH soodustab desinfitseerimist ning suure pH toime on vastupidine. Joogivee ja reovee puhastamisel tuleb desinfitseerimistehnoloogia valimisel arvestada mikroorganismide vastupidavusomadusi ja muid mõjutegureid [31].

UV-seadmete käitamine

Heitvee UV-desinfitseerimisseadmed töötavad tavaliselt automaatselt ja vajavad vähe inimsekkumist. Käitus ja hooldamine sõltuvad kasutatavast UV-reaktorist. UV-desinfektsioonisüsteemi tõhusus oleneb reovee omadustest, UV-kiirguse intensiivsusest, mikroorganismide kiirgusega kokkupuutumise ajast ja reaktori konfiguratsioonist. Iga puhasti puhul sõltub desinfitseerimise edukus reovee kolloidsete ja tahkete osakeste sisaldusest. UV-desinfektsioonisüsteemi põhikomponendid on elavhõbekaarlambid, reaktor ja liiteseadised ning UV-kiirguse allikas on väikese või suure intensiivsusega madala või keskmise rõhuga elavhõbe-kaarlamp. UV-desinfektsioonisüsteemide maksumus sõltub tootjast, asukohast, tehase võimsusest ja desinfitseeritava reovee omadustest. UV-desinfitseerimise kogukulud võivad olla konkurentsivõimelised kloorimisega, kui see hõlmab ka dekloorimisetappi. Probleemiks võib olla reovee suur hägusus ja heljumisisaldus, mis võivad muuta UV-desinfitseerimise ebatõhusaks.

16.5 Osoonimine

Osoon on hinnatud keemiline ühend veetöötluses, sest see on tugev oksüdant, reageerib paljude ainetega ning ei anna kahjulikke kõrvalsaadusi (v.a bromaadid). Osoonimine on oma olemuselt kemosorptsioonprotsess – samaaegselt osooni massiläbikandega gaasifaasist vedelfaasi toimuvad vedelfaasis keemilised reaktsioonid. Osoonimist rakendatakse nii eelpuhastuses, järelpuhastuses (süvapuhastuseks) kui ka desinfitseerimisel.

Osoon on ülitõhus desinfitseerimisvahend, mida on kasutatud vee lõhna ja värvi vähendamiseks ning veevarustuses. Heitvee desinfitseerimine kloori asemel osooniga on klooritud orgaaniliste ainete ja kloorijääkide toksilisuse tõttu heitveesuublate vee-elustikule ning dekloorimise kallinemise tõttu viimastel aastatel kasvanud. Osoon on bakterite, viiruste (püsivaim on *Poliovirus*) ja algloomade (*Cryptosporidium parvum, Giardia lamblia*) suhtes tõhus desinfektant, mis kõrvaldab reoveest nii kahjulikud mikroorganismid kui ka hägususe ning tapab kuni 99% kahjulikest bakteritest *E. coli*.

Osoon on tugevamaid veetehnoloogias kasutavatest oksüdantidest, mis lahustub vees paremini kui hapnik, ent halvemini kui kloor. Lahustuvust mõjutavad temperatuur, rõhk, pH, vesilahuse ioontugevus ning orgaaniliste ainete ja lisandite olemasolu. Vees lahustunud osoon laguneb hapnikuks, atomaarseks hapnikuks ja vabadeks hüdroksüülradikaalideks (radikaalide, eriti väga reaktsioonivõimeliste hüdroksüülradikaalide (°OH) teke kiireneb vee pH kasvuga). Destilleeritud 20 °C-ses vees on osooni poolestusaeg 20–30 minutit. Kui vees on osooniga reageerivaid ühendeid, on see aeg veelgi lühem. Kui osoon reageerib vees leiduvate anorgaaniliste või orgaaniliste ainetega, osaleb reaktsioonis ainult üks osoonimolekuli hapnikuaatomitest, ülejäänud kaks moodustava

hapnikumolekuli. Osoon võib reageerida ühenditega kas otsese või kaudse reaktsiooni mehhanismi kohaselt [31]:

- kaudsed reaktsioonid hõlmavad radikaalide teket. Esimene aste on osooni lagunemine, mida kiirendavad initsiaatorid, nagu hüdroksiidioon (^{o}OH), et moodustada sekundaarseid oksüdeerijaid, nt hüdroksüülradikaale. Need reageerivad lahustunud ainetega mitteselektiivselt ja kiiresti (kiiruskonstant 10^{8}–10^{10} l/(mol·s)). Radikaaliline reaktsioonitee on väga keeruline ning seda mõjutavad mitmed ained;
- otsesed reaktsioonid orgaaniliste ühenditega on selektiivsed ning väikeste kiiruskonstantidega (tavaliselt vahemikus 1,0–10^{3} l/(mol·s). Otsene osoonimine on oluline vaid siis, kui radikaalilised reaktsioonid on pärsitud, st et vesi ei sisalda ahelreaktsioone initsieerivaid ühendeid või sisaldab ahelreaktsioone väga kiiresti lõpetavaid ühendeid. Desinfitseerimisel osaleb peamiselt molekulaarne osoon, kuna reaktsioonivõimeliste radikaalide eluiga on tõhusa desinfitseerimise jaoks liiga lühike.

Orgaanilisi aineid oksüdeerib osoon reeglina aldehüüdide ja ketoonideni ning edasi orgaaniliste hapeteni. Teoreetiliselt on osoon võimeline orgaanilisi aineid lõhustama CO_2-ks ja veeks, ent selleks on vaja väga suuri osooniannuseid (> 25 mooli/mool), mis pole majanduslikult otstarbekas.

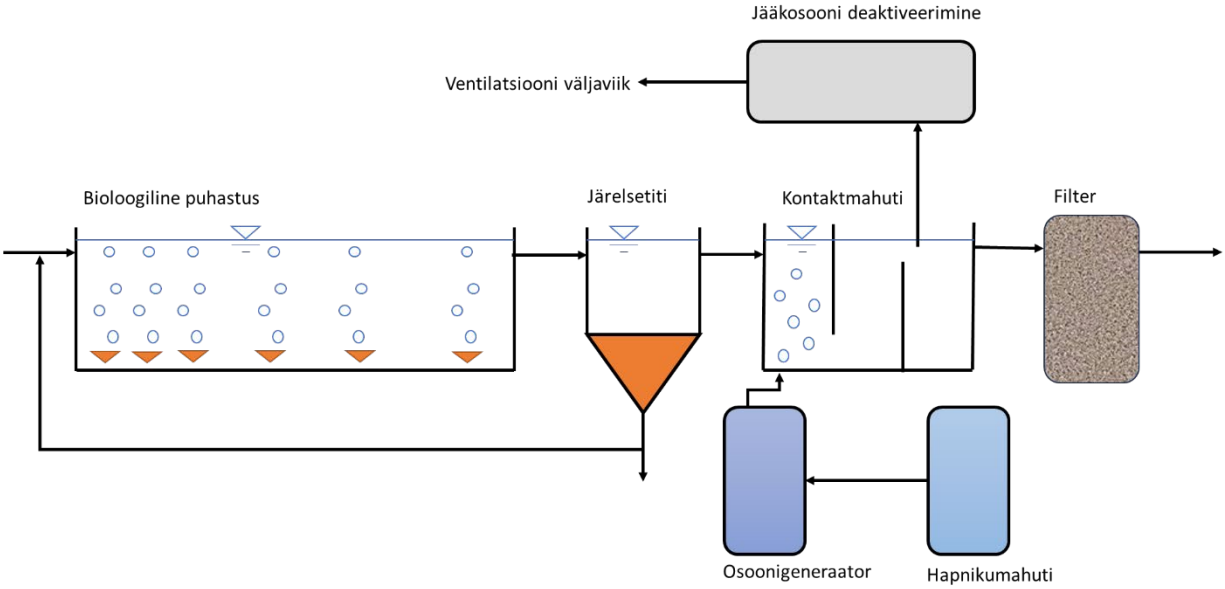
Osoonimise tõhusus

Osoonimise desinfitseeriv toime tuleneb oksüdeerivatest omadustest, mis on kordades suuremad kui klooril, ning sellest, et osooni lahustuvus vees on peaaegu 10 korda suurem kui hapnikul. Osoonil on ka oluline roll süvapuhastuses, kus seda rakendatakse nii bioloogiliselt raskesti lagundatava orgaanilise aine kõrvaldamiseks kui ka ravimijääkide oksüdeerimiseks vähemohtlikeks ühenditeks. Osoonikulu või -annust mõjutavad reovees sisalduvad saasteained [26]:

- lahustunud orgaaniline süsinik (DOC), mis näitab lahustunud orgaaniliste ainete, sealhulgas ravimijääkide sisaldust. Osoonimisel need ained lagundatakse, seega mida suurem on DOC, seda rohkem kulub osooni;
- keemiline hapnikutarve (KHT), mis näitab orgaaniliste ja anorgaaniliste ainete oksüdeerimiseks kuluva hapniku kogust. Osoonimine vähendab KHT-d 12–17% ning kui sellele järgneb bioloogiline puhastus isegi 20–40%;
- nitrit (NO_2), mis oksüdeeritakse osoneerimisel NO_3-ks ning milleks kulub *ca* 3,43 mgO_3;
- heljum, mille suur orgaanilise aine sisaldus nõuab suuremat osooniannust;
- bromiid, mille reageerimisel osooniga tekib bromaat, mis on keskkonnale ravimijäägist veelgi ohtlikum. Seetõttu on vaja eriti rannikuäärsetes asulates enne osoonimistehnoloogia valikut

analüüsida bromiidisisaldusi. Osoonida ei tohiks, kui bromiidisisaldus on üle 0,15 mg/l ning vajalik osooniannus on suurem kui 0,7 mg/mgDOC.

Vajalik osooniannus oleneb ka osooni annustussüsteemist, annustuspunkti sügavusest (näiteks reaktsioonikamber võib sügav olla), temperatuurist (temperatuuri tõustes osooni kasutegur väheneb). Osooni on võimalik injektorite abil annustada otse torusse, kuid järgnema peab kontaktmahuti (vt joonis 16.18). Kuna osoonimisel tekivad vaheühendid, mis võivad keskkonnale esialgsest ühendist ohtlikumad olla, peaks osoonimisele järgnema järelpuhastus: aktiivsüsi- või biokileprotsess (biokilepuhastina toimib ka liivfilter).



Joonis 16.16. Heitvee osoonimise põhimõtteskeem, kui osooni toodetakse veeldatud hapnikust

Kuigi desinfitseerimiseks vajalik annus oleneb reovee koostisest, võib rakendada järgmisi väärtusi [27, 32]:

- osooniannus 5–35 g/m^3;
- kontaktaeg 5–30 min;
- osooni jääkkontsentratsioon 0,1–1 g/m^3.

Ravimijääkide ja muude orgaaniliste ainete kõrvaldamiseks vajaliku osooniannuse D_{dim} määramisel arvestatakse vee DOC- ja NO_2-sisaldust [26]:

$$D_{dim} = D_{DOC} \times C_{DOC} + 3{,}43 C_{Nitrit} \text{ (mgO}_3\text{/l)}, \qquad (16.10)$$

kus D_{DOC} on DOC-spetsiifiline osooniannus, tüüpiliselt 0,3–0,9 mgO$_3$/mgDOC; C_{DOC} – DOC-sisaldus mg/l; C_{Nitrit} – nitritisisaldus (mg/l).

Mida suurem on osooniannus DOC kohta, seda suurem on selle kõrvaldamise tõhusus. Samas tähendab suurem annus ka suuremaid käituskulusid, seetõttu on osoonimisetapi kavandamisel vaja alati teha pilootkatseid.

Osoonigeneraatori paigalduskoha valikul peaks lähtuma järgmistest kriteeriumitest [27]:

- ruumi temperatuur ei tohi ületada 30 °C ning õhuniiskus 60%;
- ruum olgu võimalikult tolmuvaba;
- ruumis ei tohi olla muid oksüdeerivaid aineid (nt koagulante);
- ehitusel tuleb kasutada osoonikindlaid materjale;
- jääkosoon tuleb enne keskkonda juhtimist heitveest kõrvaldada, maksimaalne lubatud osoonisisaldus on 0,02 mg/m^3.

Osoonimise eelised ja puudused on tabelis 16.10.

Tabel 16.10. Osoonimise eelised ja puudused

Eelised	Puudused
● osoon on viiruste, bakterite ja mikrosaasteainete hävitamisel tõhusam kui kloor; ● osoonimisprotsess rakendab lühikest kokkupuuteaega (10 kuni 30 minutit); ● ei teki kahjulikke jääke, mida tuleks kõrvaldada, sest osoon laguneb kiiresti; ● osoon toodetakse kohapeal ja seega on transpordi ja käitlemisega seotud ohutusprobleeme vähem; ● osoonimine suurendab heitvee lahustunud hapniku sisaldust, mis võib välistada õhustamise vajaduse; ● osoon kõrvaldab ka raskesti lagundatavat orgaanilist ainet (nt ravimijääke).	● väike osooniannus ei pruugi tõhusalt inaktiveerida mõningaid viirusi, bakterid ja mikroorganisme; ● kuna osoonimisel ei teki püsivat osooni jääksisaldust, võivad mikroorganismid veetorustikus ja mahutites taaskasvada; ● osoonimine on keerulisem tehnoloogia kui kloor- või UV-desinfektsioon ning nõuab keerulisi seadmeid ja tõhusaid süsteeme; ● osoon on väga reaktiivne ja söövitav, mistõttu seadmed peavad olema korrosioonikindlad, nt roostevabast terasest; ● osoonimine ei ole ökonoomne reovee puhul, milles on palju heljumit ning mille biokeemiline hapnikutarve, keemiline hapnikutarve või orgaanilise süsiniku sisaldus on suur; ● kulud võivad kapitali ja energiamahukuse poolest olla suhteliselt suured; ● osooni kõrvalsaadus võib keskkonnale olla ohtlikum kui algne ühend; ● osooni ei saa kasutada, kui vee bromiidisisaldus on üle 0,15 mg/l.

Osoonimissüsteemi käitamine

Osoon on inimese tervisele ohtlik gaas, mistõttu tööohutusmeetmed on äärmiselt tähtsad. Osooni mõju avaldub esmalt limaskestadel: silmades, ninas ja kopsudes. Kui viibida pikemat aega ruumis, kus õhu osoonisisaldus on üle 0,2 mg/m^3, tekib köhahoog. Alates 4 mg/m^3-st ilmnevad mürgistusnähud ning kui osooni on õhus üle 20 mg/m^3, võib inimene surra. Arvestada tuleb [27], et:

- ruumiõhu maksimaalne lubatud osoonisisaldus on 0,2 mg/m^3;
- ruume peab olema võimalik ventileerida ilma neisse sisenemata;
- ruumides, kus õhk võib osooniga reostuda, peavad olema ohust teavitavad andurid;
- osoonimisseadmeid võivad käitada vaid pädevad spetsialistid, kes on ohtudest teadlikud.

Osoonimisetapi kavandamisel nii desinfitseerimise kui ka ravimijääkide kõrvaldamise eesmärgil võib lähtuda DWA reeglistikust [32].

Osoonimine aktiivsöe juuresolekul

Osooni kui tugeva keemilise oksüdandi lisamine puhastusprotsessi omab mitmeid eeliseid: osoon lagundab nii toksilisi kui ka reoaineid, suurendab reovee biolagundatavust ja aktiivmudatöötluse korral biomassi aktiivsust ning vähendab jääkmuda kogust. Orgaaniliste ühendite adsorbendina tuntud aktiivsöe viimine kombineeritud protsessi stabiliseerib bioreaktori tööd, vähendab reovee toksilisust ning lenduvate orgaaniliste ühendite emissiooni, aktiivmudatöötluse puhul soodustab jääkmuda tihendamist ja tahendamist. Osooni ning aktiivsöe kombineerimine ning sidumine aeroobse biooksüdatsiooniga võimaldab vähendada rahalisi kulutusi, kuna osooni ja aktiivsütt tarbitakse vähem.

Osoonimise kombineerimine aktiivsüsiadsorptsiooniga (O_3/AS) tõstab puhastusprotsesside tõhusust kolmel viisil:

- aktiivsüsi toetab osooni lagunemist radikaalideks, mille reageerimisvõime on osooni omast suurem;
- osoon regenereerib aktiivsütt;
- väikesed aktiivsöe- ja osooniannused parandavad aktiivmuda settimisomadusi.

Viidatud allikad

[1] *S. A. Al-Saydeh, M. H. El-Naas, S. J. Zaidi, "Copper removal from industrial wastewater: A comprehensive review," Journal of Industrial and Engineering Chemistry, vol. 56, pp. 35–44, Dec. 2017, doi: 10.1016/j.jiec.2017.07.026.*

[2] *J. Karu, Veevärk. Tallinn: TTÜ Kirjastus, 2016.*

[3] *J. Koivunen, Effects of Wastewater Treatment on Hygienic and Physico-Chemical Quality of Wastewaters . Kuopio: University of Kuopio, 2007.*

[4] PNR UK Ltd, "Water filter nozzles," 2023. [WWW] https://www.pnr.co.uk/products/water-filter-nozzles/ (Jun. 02, 2023).
[5] ООО "МОЛПРОМСНАБ," "Фильтры осветлительные ФОВ описание," 2023. [WWW] https://molpromsnab.deal.by/p58617029-filtry-osvetlitelnye-fov.html (Jun. 02, 2023).
[6] Weilan Water Treatment, "Dynsand filter." [WWW] https://www.weilanwaters.com/products/1.html (accessed Apr. 10, 2023).
[7] S. R. Qasim, Wastewater Treatment and Reuse Theory and Design Examples, Volume 2. CRC Press, 2017. doi: 10.1201/b22366.
[8] D.-I. Firk et al., "ATV A 203E Wastewater Filtration Using Space following Biological Treatment," 1995.
[9] J. Väänänen, " Microsieving in municipal wastewater treatment: Chemically enhanced primary and teritary treatment," Lund University, Lund, 2017.
[10] M. Ljunggren, "Micro screening in wastewater treatment – an overview.," Vatten, vol. 62, pp. 171–177, 2006.
[11] C. Remy, M. Boulestreau, B. Lesjean, "Proof of concept for a new energy-positive wastewater treatment scheme," Water Science and Technology, vol. 70, no. 10, pp. 1709–1716, Nov. 2014, doi: 10.2166/wst.2014.436.
[12] L. Desa, P. Kängsepp, L. Quadri, G. Bellotti, K. Sørensen, C. Pellicer-Nàcher, "Improving and upgrading an existing activated sludge with a compact MBBR – disc filters parallel line for municipal wastewater treatment in touristic alpine areas," Water Pract Technol, vol. 15, no. 2, pp. 515–527, Jun. 2020, doi: 10.2166/wpt.2020.043.
[13] Veolia Water Technologies AB, "Hydrotech," 2023. [WWW] https://www.hydrotech.se/en (Jun. 02, 2023).
[14] Hydrok UK, "Pile Cloth Media Filtration." [WWW] https://cms.esi.info/Media/documents/29064_1447849850582.pdf (Jun. 02, 2023).
[15] B.-M. Wilén, M. Cimbritz, T. Pettersson, A. Mattsson, "Large scale tertiary filtration – results and experiences from the discfilter plant at the Rya WWTP in Sweden," Water Pract Technol, vol. 11, no. 3, pp. 547–555, Sep. 2016, doi: 10.2166/wpt.2016.063.
[16] P. Kängsepp et al., "Performance and operating experiences of the first Scandinavian full-scale Discfilter installation for tertiary phosphorus polishing with preceding coagulation and flocculation," Water Pract Technol, vol. 11, no. 2, pp. 459–468, Jun. 2016, doi: 10.2166/wpt.2016.040.
[17] M. Langer, J. Väänänen, M. Boulestreau, U. Miehe, C. Bourdon, B. Lesjean, "Advanced phosphorus removal via coagulation, flocculation and microsieve filtration in tertiary treatment," Water Science and Technology, vol. 75, no. 12, pp. 2875–2882, Jun. 2017, doi: 10.2166/wst.2017.166.
[18] J. Nunes, Fredriksson, P. Lindqvist, A. Mattsson, " Experience of full scale operation of disc filter as a final treatment step at Gryaab," NORDIWA 2013. 2013. [WWW] http://www.svensktvatten.se/FoU/Konferenser-ochseminarier/konf-sem_dokumentation/Nordiwa-2013/AvloppsvattenreningWastewatertreatment/
[19] J. Nunes, O. Fredriksson, P. Lindqvist, A. Mattsson, "Erfarenheter av fullskaledrift av skivfilter som slutsteg på Gryaab (In Swedish) Experience of full scale operation of disc filter as a final treatment step at Gryaab. ," in NORDIWA 2013, 2013.
[20] K. de Gussem, T. Wambecq, J. Roels, A. Fenu, G. de Gueldre, B. van de Steene, "Cost optimisation and minimisation of the environmental impact through life cycle analysis of the waste water treatment plant of Bree (Belgium)," Water Science and Technology, vol. 63, no. 1, pp. 164–170, Jan. 2011, doi: 10.2166/wst.2011.027.
[21] Svenskt Vatten, "Avloppsteknik 2. Reningsprocessen. Publikation U2," Stockholm, 2020.
[22] Degrémont SA, Water Treatment Handbook, 7th ed. Degrémont-Suez, 2007.
[23] S.-A. Ong, E. Toorisaka, M. Hirata, T. Hano, "Adsorption and toxicity of heavy metals on activated sludge," ScienceAsia, vol. 36, no. 3, p. 204, 2010, doi: 10.2306/scienceasia1513-1874.2010.36.204.

[24] M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. IWA Publishing, 2008. doi: 10.2166/9781780401867.
[25] E. Zanin et al., "Adsorption of heavy metals from wastewater graphic industry using clinoptilolite zeolite as adsorbent," Process Safety and Environmental Protection, vol. 105, pp. 194–200, Jan. 2017, doi: 10.1016/j.psep.2016.11.008.
[26] M. Stapf et al., "Suunised reovee süvapuhastusmeetodite kasutamiseks ravimijääkide eemaldamisel," 2020. [WWW] https://klab.ee/wp-content/uploads/2021/02/CWP_3.4_Suvapuhastustehnoloogiad-EST.pdf
[27] ATV Regelwerk, "ATV-M 205 Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser," 1998.
[28] S. Schalk, V. Adam, E. Arnold, K. Brieden, A. Voronov, H.-D. Witzke, "UV-Lamps for Disinfection and Advanced Oxidation - Lamp Types, Technologies and Applications," in IUVA News, 2005, pp. 32–37.
[29] L. Paredes, F. Omil, J. M. Lema, M. Carballa, "What happens with organic micropollutants during UV disinfection in WWTPs? A global perspective from laboratory to full-scale," J Hazard Mater, vol. 342, pp. 670–678, Jan. 2018, doi: 10.1016/j.jhazmat.2017.08.075.
[30] D. Showers, "Wastewater UV system goes live ," 2017. [WWW] https://www.hotsr.com/news/2017/nov/12/wastewater-uv-system-goes-live/
[31] J. Kong, Y. Lu, Y. Ren, Z. Chen, M. Chen, "The virus removal in UV irradiation, ozonation and chlorination," Water Cycle, vol. 2, pp. 23–31, 2021, doi: 10.1016/j.watcyc.2021.05.001.
[32] DWA, "Einsatz der Ozonung zur Spurenstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen – Erfahrungen, verfahrenstechnische Aspekte und offene Fragen," 2022.
[33] HYDROK Water Engineering Solutions. Hydrok/Mecana Pile Cloth Media Filtration. [WWW] https://cms.esi.info/Media/documents/29064_1447849850582.pdf
[34] Hydrotech, Veolia Water Technologies AB. Hydrotech Disc filters. 2023. [WWW] https://www.hydrotech.se/en/products/disc-filters
[35] Aqua-Aerobic systems, Inc, Metawater Company. Company History. 2023. [WWW] https://aqua-aerobic.com/about/history/
[36] Mecana, A Metwater Company. Welcome to Mecana. 2023. [WWW] https://www.mecana.ch/en/

17 Reoveesette käitlemine

Mait Kriipsalu, Vallo Lemmiksoo, Maarja-Liis Salumäe, Kaja Orupõld, Daisi Rist

17.1 Sissejuhatus

Reoveesete on reovee puhastamisel tekkiv kõrvalsaadus, mis liigitatakse selle päriolu ja reoainesisalduse (raskmetallid, ravimijäägid, haigust tekitavad mikroorganismid jt ohtlikud komponendid) ja toime (mõju keskkonnale ja inimtervisele) tõttu jäätmeks. Reoveesete sisaldab aga ka palju kasulikke aineid ja ühendeid, mis lubab seda pidada heaks orgaaniliseks väetiseks. Sõltumata sette lõppkasutusest ning selle reoainete ja kasulike ainete sisaldusest, on vaja seda käidelda. Käitlusviisi valik sõltub mitmest tegurist, sh reoveesette edasisest kasutusvaldkonnast, lõppärastuspaiga piirangutest, reoveepuhasti suurusest ning sette omadustest ja käituskuludest.

Reoveesette algne veesisaldus on väga suur (tavaliselt üle 97%), mistõttu selle käitlemise esmane eesmärk on veesisaldust vähendada. Siis sette hulk väheneb ning edasised töötlemisetapid muutuvad lihtsamaks. Reoveesette tihendamise, tahendamise (veetustamise) ning kuivatamise eesmärk on järk-järgult suurendada selle kuivainesisaldust. Eesti seaduse kohaselt ei piisa vee kõrvaldamisest selleks, et lugeda seda sette töötlemiseks, vaid sellele peab eelnema või järgnema stabiliseerimine. Sette stabiliseerimisena mõistetakse peamiselt selle patogeenisisalduse vähendamist, mis muudab selle lõpp-kasutuse ohutumaks. Stabiliseerimine võib seisneda aeroobses või anaeroobses bioloogilises käitlemises (kompostimises või kääritamises), keemilises või termilises töötlemises või orgaanilise aine looduslähedases mineraliseerimises – humifitseerimises [1].

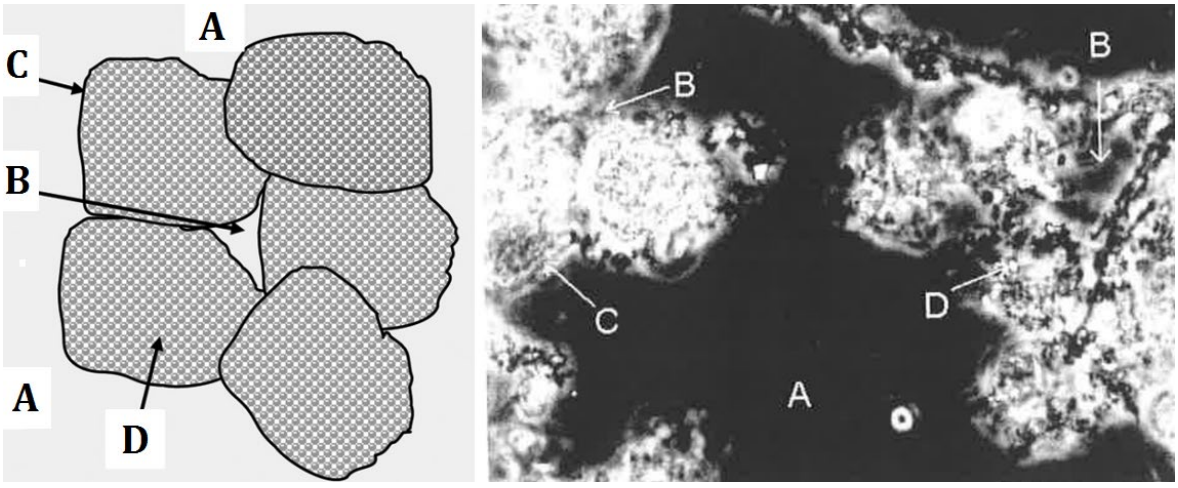
17.2 Reoveesette veesisalduse vähendamine

Reoveesette töötlemise tõhusust ning kvaliteeti mõjutavad selle keemilised, füüsikalised, morfoloogilised ja mikrobioloogilised omadused, mille järgi sete liigitatakse kolme rühma:

- hästi tahendatav sete – suure mineraalainesisaldusega sete, nt liivapüünise liiv;
- mõõdukalt tahendatav sete – eelsetitisete ja kääritatud muda (ilma olulise tööstusliku mõjuta);
- halvasti tahendatav sete – aktiivmuda, nõrgbiofiltri sete (biokile), keemilise fosforiärastuse sete, mille kemikaali/fosfori moolide suhe on suurem kui 1,5.

Reoveesette käitlemisel tuleb kõrvaldada vesi, mida leidub selles neljal kujul (joonis 17.1):

- vaba vesi *(*ingl *free water*) – settes olev vesi, mis ei ole millegagi seotud, liigub mudaosakeste vahel vabalt ringi ning ei ole mudaosakestele adsorbeerunud. Mida väiksem on sette kuivainesisaldus, seda rohkem on selles vaba vett. Puhastusprotsessist liigmudana kõrvaldatud (KA *ca* 1%) reoveesette vaba vee sisaldus on *ca* 97%, samas juba tihendatud sette puhul (KA-sisaldus üle 5%) jääb see vahemikku 65–85%. Vaba vesi on settest kergesti kõrvaldatav mehaanilise tihendamise ja tahendamise teel;
- osakestevaheline vesi ehk kapillaarvesi (ingl *capillary water, interstitial water*) on reoveesettes tahkete osakeste ja mikroorganismide vahel olev vesi, mis püsib seal kapilaarjõu toimel. Tihendatud reoveesettes (KA *ca* 5%) on vahevett 15–25%. Rakkudevahelise vee sisaldus sõltub setteosakeste suurusest, kujust ja asetustihedusest. Vahevett on teatud määral võimalik lahutada polümeeride lisamise ja mehaanilise töötlemise teel, kui selle käigus lõhutakse reoveesette helbed (flokid), mille tulemusena on osakestevaheline vedelik kättesaadavam;
- rakkude pinna lähedane vesi (ingl *surface water, vicinal water*) on reoveesettes olev tahkete osakestega seotud vesi, kus veemolekulide kihid hoiavad end vesiniksidemetega tihedalt vastu tahkete osakeste pinda. Pinnalähedane vesi on siis füüsiliselt seotud, ei liigu vabalt ringi ning keemiliselt seotud ühendid on selle osa. Pinnalähedase vee sisaldus on tihendatud reoveesettes (KA *ca* 5%) ligikaudu 7%. Seda liiki vett ei ole võimalik settest mehaaniliselt lahutada;
- rakkude sees olev vesi ehk intratsellulaarne vesi (ingl *intracellular water, water of hydration, chemically bound water*) on osakeste struktuuriga seotud vesi. Rakusisest vett on tihendatud reoveesettes (KA *ca* 5%) ligikaudu 3%. Rakusisest vett on võimalik reoveesettest kõrvaldada üksnes termo-keemiliselt.



Joonis 17.1. Reoveesettes oleva vee jaotus: A – vaba vesi, B – rakkudevaheline vesi, C – rakkude pinna lähedane vesi ja D – rakusisene vesi

17.2.1 Reoveesette tihendamine

Esmane ning enamikes reoveepuhastites (sh väikepuhastites) kasutamist leidev settetöötlemisetapp on reoveesette tihendamine. See on lihtne ja kulutõhus meetod sette veesisalduse vähendamiseks. Tihendatud reoveesette kuivainesisaldus on sõltuvalt rakendatavast tehnoloogiast 2–10%. Saksa standardi DWA-M 381 [2] kohaselt on eri tihendusmooduste korral oodata tabelis 17.1 osutatud keskmisi tulemusi.

Tabel 17.1. Tihendamismooduste võimalused ja töönäitajad [2]

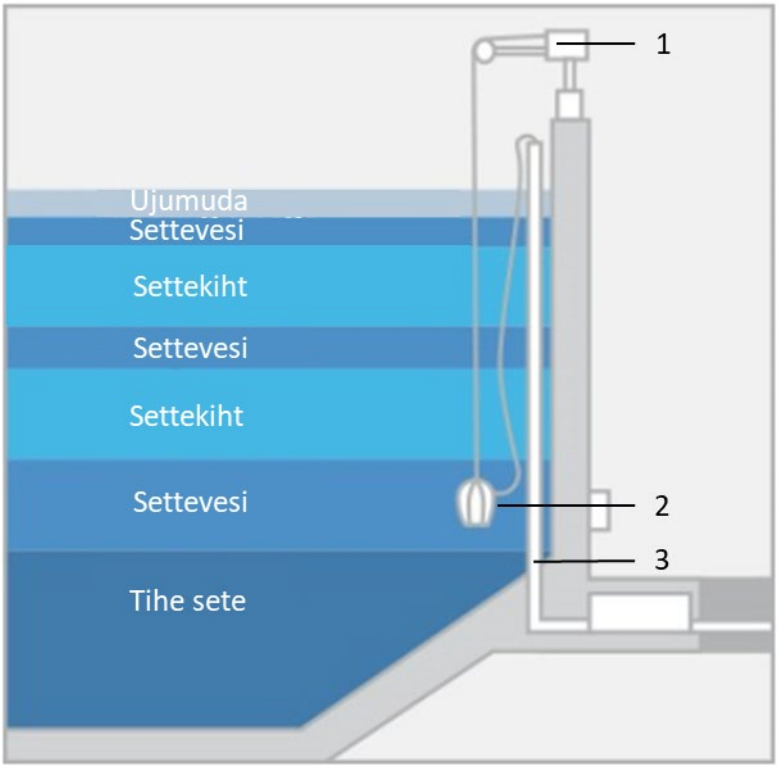
Näitaja	Raskustihendamine			Flotatsioon	Mehaaniline tihendamine		
	Pidev toide		Tsükliline toide	Lahustunud õhuga	Lint-, ketas- või kruvitihendi	Tsentrifuugitud	
	ilma polümeerita	polümeeriga				ilma polümeerita	polümeeriga
Primaarsete eelsetititest (% KA)	5 – 10	-	5 – 10	-	-	-	-
Settesegu* (%KA)	4 – 6	5 – 8	4 – 8	-	-	-	-
Liig(aktiiv)-muda (%KA)	2 – 3	3 – 4	2 – 3	3 – 5	5 – 7	5 – 7	6 – 8
Polümeeri-kulu (kg/tKA)	0	0,5 – 3	0	0	3 – 7	0	1 – 1,5
Energia eritarve (kWh/m^3)	< 0,1	< 0,1	-	0,6 – 1,2	< 0,2	1 – 1,4	0,6 – 1
Energia eritarve (kWh/tKA)	< 20	< 20	-	100 – 140	< 30	180 – 220	100 – 140

- **Raskustihendamine**

Raskustihendamisel (gravitatsioonilisel tihendamisel) surub raskusjõud reoveesette osakesed kokku tahkeks mudamassiks. Tihendamine võib toimuda nii tsükliliselt kui ka läbivoolurežiimil ning selle protsessi käigus tekib kaks ainevoogu – tihendatud muda ja vähe tahket ainet sisaldav settevesi (rejektvesi). Kõige rohkem on tahket ainet muda põhjakihis. Raskustihendamine on nii energia- kui ka tihenemist soodustavate kemikaalide (flokulantide) kulu (neid pigem ei kasutatagi) poolest üks tõhusaimaid mooduseid primaarsette ja segamuda käitlemiseks. Kääritatud sette ehk digestaadi gravitatsiooniline tihendamine on üldiselt ebatõhus (seetõttu pole seda ka tabelis 17.1).

Sette tihenemise ajal jätkuvad selles mikrobioloogilised protsessid ning gaasimullid kergitavad mudaosakesi veepinna poole. Tekib kihistumine (joonis 17.2), mida saab vältida:

- kasutades aeglaselt pöörlevat settekaapi (kammsegurit);
- kõrvaldades settevett kihtide vahelt;
- setet aeg-ajalt läbi segades (sh õhustades). Siis võib tihendatud sette kuivainesisaldus olla mõnevõrra väiksem, kui on kirjas tabelis 17.1.



Joonis 17.2. Sette raskustihendamisega kaasnev kihistumine ilma kaapsüsteemita tihendis. Saksa tootja Kleine Solutionen GmbH süsteem settevee kõrvaldamiseks mudakihtide vahelt: 1 – vints koos sensoriga, 2 – sukelpump, 3 – settevee äravool [26]

- **Pidevtoiteline gravitatsiooniline settetihendi**

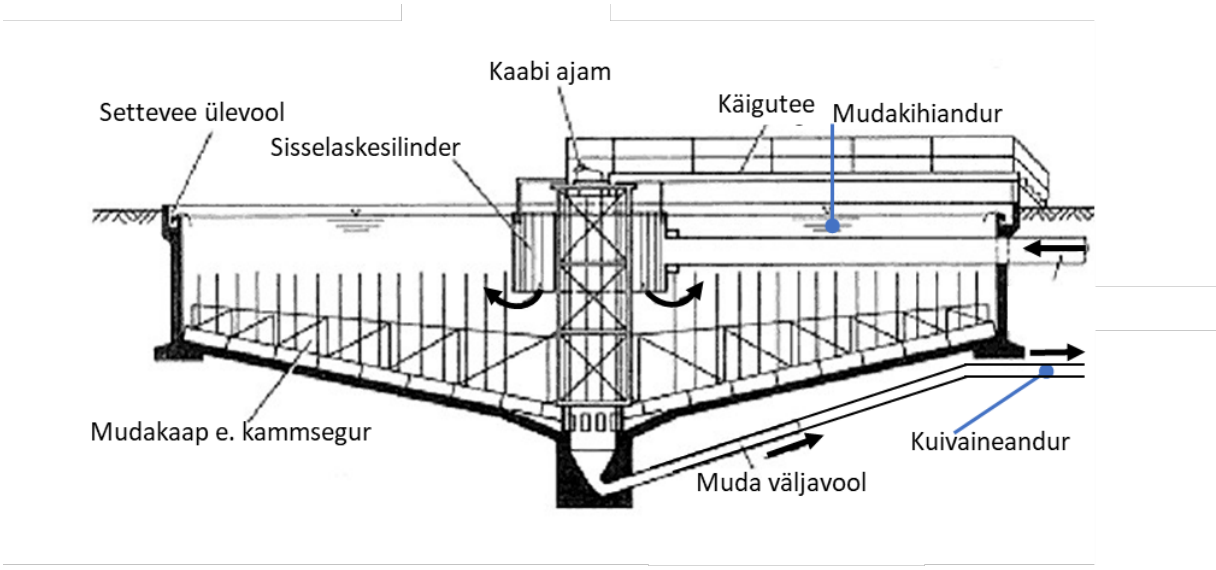
Pidevtoitelises gravitatsioonilises settetihendis toimub pidev mudavoo sissevool, settevee ärajuhtimine ja tihendatud reoveesette kõrvaldamine, kusjuures muda võetakse välja sealt, kus see on kõige tihedam, s.o settetihendi koonuspõhjast. Pidevtoitelised settetihendid on varustatud aeglaselt pöörleva kaabi ning muda etteandmise, settevee ja tihendatud muda ärajuhtimise seadmetega (joonis 17.3). Kaabi labade abil juhitakse tihendatud sete settetihendi põhjakoonusesse. Settevesi voolab ära mahuti pinnal oleva ülevoolurenni kaudu. Ujumuda tekkimine mahuti pinnale on vältimatu ja selle kõrvaldamiseks tuleb rakendada sobivat süsteemi, nt koos setteveega.

Settetihendi vajalik pindala:

$$A_{settetihendi} = \frac{Q_{muda} \cdot X_{KA,SV}}{q_{A,tih}} \text{ (m}^2\text{)},$$

(17.11)

kus Q_{muda} on siseneva muda kogus (m^3/h); $X_{KA,SV}$ – siseneva muda KA-sisaldus ($kgKA/m^3$) ning $q_{A,tih}$ – tihendimuda pinnakoormus (m^2/d).



Joonis 17.3. Pidevtoiteline gravitatsiooniline settetihendi [2]

Standardi DWA-M 381 kohased settetihendi tahke aine pinnakoormused (kuivainemassi baasil) on tabelis 17.2.

Tabel 17.2. Settetihendi tahke aine pinnakoormused [2]

Muda settimisomadused	**Mudatüüp**	**Tihendimuda pinnakoormus q_{TSA} ($kgKA/m^2d$)**
Halvad	Sekundaarsete	20–50
Keskmised	Settesegu	40–80
Head	Primaarsete, mineraalsete, mittekääritatav sete	Kuni 100

Settetihendi sügavus tuleneb kaapimistsooni ning mudakihi ja setteveetsooni kõrguste summast:

$$H_{settetihendi} = H_{settevesi} + H_{mudakiht} + H_{tihesete}\ (\mathrm{m}), \qquad (17.12)$$

kus $H_{settevesi}$ on setteveekihi kõrgus (m), $H_{mudakiht}$ – mudakihi kõrgus (m) ning H_{kaap} – põhjakaabi kõrgus (m).

Mudakihi kõrguseks tuleb valida vähemalt 0,3 m või kaabi ja setteveekihi kõrguseks *ca* 1,0 m.

Eriti oluline on mudakihi kõrgus, sest sellest oleneb tahke aine viibeaeg tihendis. Primaarsette puhul ei tohiks see ületada muda 1,5 päeva pikkust viibeaega (20°C), et vältida anaeroobseid

lagunemisprotsesse, mille lagugaasid võivad settimist häirida. Kõrgematel temperatuuridel tuleks muda viibeaega lühendada, madalamatel temperatuuridel võib see olla pikem.

Muda viibeaja ja seeläbi mudakihi mahu määramiseks tuleb juhinduda kuivaine keskmisest sisaldusest, mis on tavaliselt ligikaudu 75%-le mahuti põhjamuda suurimast sisaldusest. Mudakihi kõrgus:

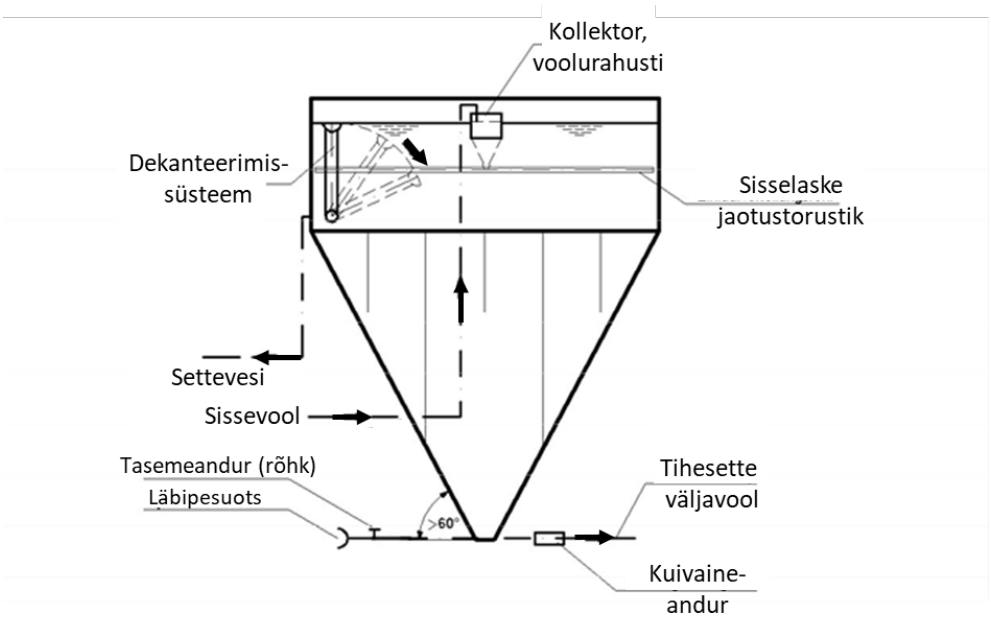
$$H_{mudakiht} = \frac{q_{KA,tih} \cdot SRT_{tih}}{0{,}75 \cdot X_{KA,tih}} \ (m), \qquad (17.13)$$

kus $q_{KA,tih}$ on mudakoormus (kgKA/(m^2×d)); SRT_{tih} – muda hüdrauliline viibeaeg tihendis (d); $X_{KA,tih}$ – tihendatud põhjamuda sisaldus (kgKA/m^3).

Pidevtoitelise settetihendi töö kõige olulisem hindamisnäitaja on muda tase, millest oleneb muda viibeaeg tihendis ja ka selle kuivainesisaldus, mida on mõistlik pidevalt seirata.

- **Tsükliline gravitatsiooniline settetihendi**

Tsükliline gravitatsiooniline tihendamine sarnaneb üldjoontes läbivoolse tihendamise tehnoloogiaga, samas tuleb selle kavandamisel ja käitamisel arvestada protsessi tsüklilisust. Tsükliline on nii muda juhtimine setitisse kui ka sealt ära juhtimine ning settevee kõrvaldamine mahuti pinnalt. Tüüpiline tsüklilise gravitatsioonilise mudatihendi süsteem on kujutatud joonisel 17.4 vertikaalse järelsetiti (põhjakalle 60°) näitel.



Joonis 17.4. Tsükliline gravitatsiooniline settetihendi [2]

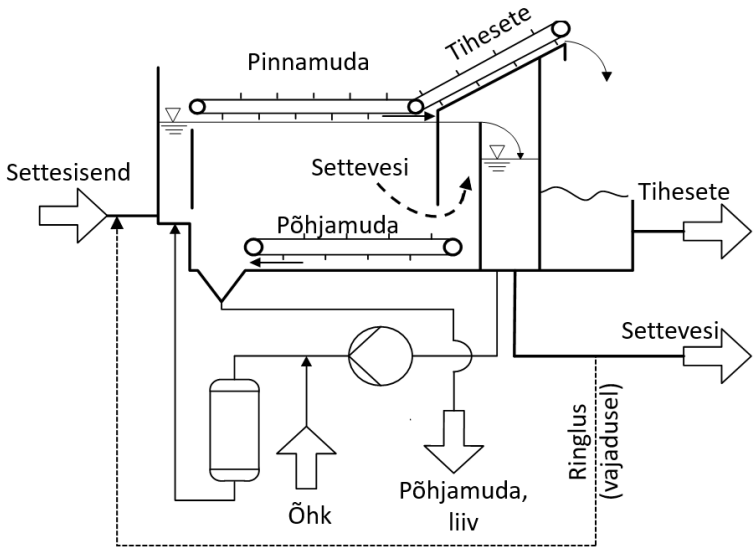
Settetihendi maht vastab tavaliselt sellesse siseneva reoveesette päevakogusele, mis võib muutuda olenevalt sette omadustest, juurdevoolu tsüklilisusest vm.

Sette sissevoolu- ja settevee kõrvaldamise süsteemid (sh tsüklite kestused) peavad olema kavandatud ja seadistatud nõnda, et kõrvaldatav settevesi sisaldaks võimalikult vähe heljumit. Süsteeme võib ka automatiseerida, paigaldades väljavoolule andurid nii tihesette (muda kuivaine) kui ka mudakihi kõrguse mõõtmiseks.

Eestis on levinud gravitatsiooniliste mudatihendite tsükliline läbisegamine õhuga, et vähendada kihistumist ja bioloogiliselt seotud fosfori tagasileostumist. Siis tuleb tihendi kavandamisel arvestada lisamahu vajadust (õhustamise ajal ei toimu mingit tihenemist, vaid kogu tihendi maht segatakse täielikult läbi) ning seda, et sette kuivainesisaldus võib olla tabelis 17.1 osutatud standardväärtustest mõnevõrra väiksem.

- **Flotatsioon**

Flotatsioon (ingl *dissolved air flotation, DAF*) on tihendamismeetodina väga levinud reovee eelpuhastamisel (vt jaotist 5.5.2) ja ka järelpuhastamisel. Flotatsiooni eesmärk on vastupidine settimisele – setteosakesed tõstetakse peente õhumullide abil veepinnale ning kõrvaldatakse sealt pinnakaabi abil tihesettena (joonis 17.5). Pinnakihi all olev setteveekiht juhitakse ära altvooluna (et mitte kaasata pinnal olevat tihesetet). Kõrvaldada on vaja ka tekkida võiv põhjasete (nt liiv). Flotatsioon on oluliselt kiirem tahke aine lahutamise viis kui settimine ja/või gravitatsiooniline tihendamine.



Joonis 17.5.Setet tihendav flotatsioonseade [2]

Flotatsiooniseadmete standardi DWA-M 381 [2] kohased kavandamis- ja käitusnäitajad on koondatud tabelisse 17.3.

Tabel 17.3. Flotatsiooniseadmete kavandamis- ja käitusnäitajad [2]

Näitaja	Sümbol	Ühik	Väärtus

Hüdrauliline pinnakoormus	q_A	$m^3/(m^2h)$	1–7,5
Muda pinnakoormus	q_{KA}	$kgKA/(m^2h)$	5–20
Õhu erivajadus	L_{TS}	g õhku/kg KA	5–40
Rõhu erinevus puhkefaasi ajal	Δp	bar	3–6
Õhumulli keskmine läbimõõt	D_L	mikron	30–80
Mahuti pikkus	L_{FB}	m	6–30
Mahuti sügavus	H_{FB}	m	0,6 – 3,5
Mahuti pikkuse ja sügavuse suhe	$P : H$	-	2–8
Mahuti läbimõõt	D_{FB}	m	5–20
Viibeaeg segamistsoonis	-	min	1–2
Viibeaeg flotatsioonimahutis	-	min	20–60
Flotomuda eemaldamise kiirus	-	cm/s	1–3

Flotatsiooniseadmed töötavad eriti hea tulemusega siis, kui sette kuivainesisaldus sissevooluvees on *ca* 3 kgKA/m³. Seetõttu on levinud liigmuda kõrvaldamine flotatsiooniga tihendamise teel otse reoveepuhastist. Kui kuivainesisaldus on suurem (nt kui liigmuda kõrvaldatakse järelsetitist) tihendamise tõhusus üldiselt halveneb ning muda võib setteveega välja uhtuda. Seetõttu on süsteeme varustatud setteveeringlusega, et sissevooluvett lahjendada.

Flotatsiooniga tihendamisel on tavapärane tihesette kuivaine saagis vahemikus 4–4,5 %. Veidi suuremate väärtuste (*ca* 5,0–5,5 %) saavutamiseks on vaja süsteemi toimimist märksa pidevamalt jälgida ja optimeerida. Tihendatud muda kuivainesisaldust võib suurendada ka flokulantide abil, kuid see nõuab veelgi paremat optimeerimist. Tõhusaks on osutunud tihendatud sette kuivaine andurid, mis vähendavad tihesettekaabi tööd, kui tahke aine sisaldus muutub etteantud saagisest väiksemaks.

Mehaaniline tihendamine

Mehaaniline tihendamine on füüsikaline protsess, mille eesmärk on kasutada ära gravitatsioonivälja mõju ja ületada tahket ainet ning vett siduvad jõud, mistõttu sete eraldub veest. Tehnoloogia poolest saab mehaanilise tihendamise seadmed jaotada kaheks – mitmesugused tihendid ja pressid, mis kasutavad loodusliku gravitatsiooni, ning tsentrifuugid, mille abil tekitatakse seadmes endas kunstlik gravitatsioon.

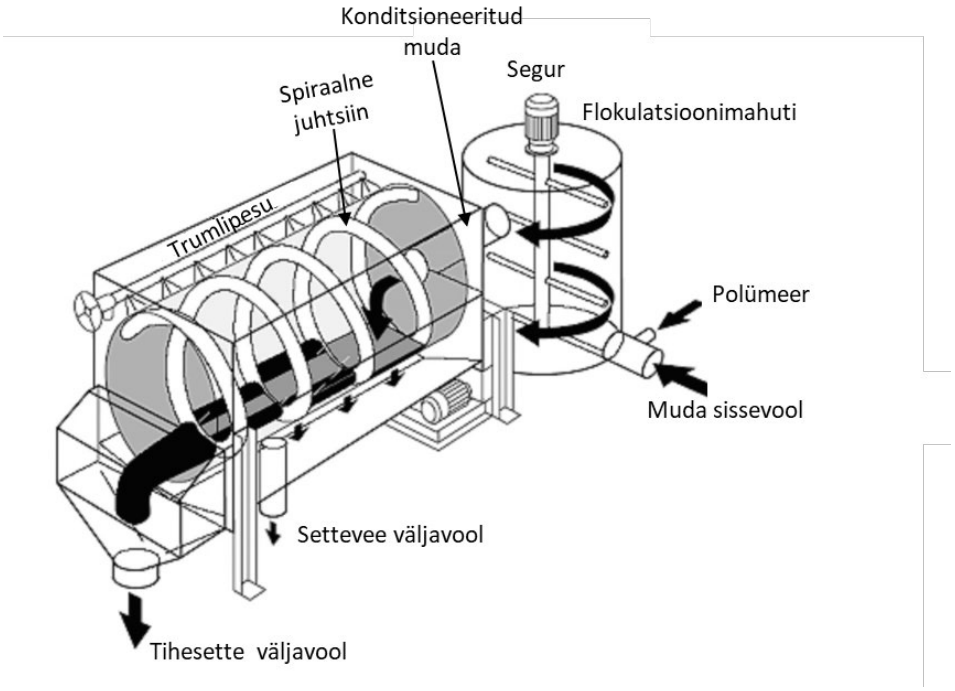
Mehaanilisel tihendamisel on vastandina gravitatsioonilisele tihendamisele väga levinud flokulantide kasutamine (v.a tsentrifuugimisel). Tsentrifuugid võimaldavad gravitatsioonijõudu reguleerida, mistõttu neid saab edukalt käitada ilma flokulante lisamata, või kasutada neid tihendamise suurema saagise saamiseks väga väikese hulgal. Flokulantide kasutamiseks on vaja segamisliini ja flokulatsioonimahutit, milles peab viibeajast piisama heljumihelveste moodustumiseks. Konkreetse

sette jaoks sobiliku flokulandi valimine ja optimaalne kasutamine on mehaanilise tihendamise tõhususes väga oluline.

Reoveesette mehaaniliseks tihendamiseks kasutatakse nii trummel-, kruvi- ja lint-tihendeid kui ka tsentrifuuge.

- **Trummel-settetihendi**

Trummel-settetihendi tööorgan on silindriline perforeeritud trummel (joonis 17.6), mille ühest otsast siseneb eelnevalt helvestatud muda. Muda liigub trumlis (mis on seadistatav täiesti horisontaalseks või väikese kaldenurga alla) pidevalt selle aeglase pöörlemise ja selle sees asuva spiraalise siini toimel. Settest lahutatud settevesi väljub trumlist läbi perforeeritud avade. Trumli lõpus kukub tihendatud muda läbi lehtri kogumismahutisse, millest see pumbatakse tavaliselt edasisele käitlemisele. Trumlile korraldatakse väljast poolt perioodiliselt (või ka pidevalt) tagasipesu.



Joonis 17.6. Trummel-settetihendi [2]

Trummel-settetihendite DWA 381 kohased jõudlusnäitajad on koondatud tabelisse 17.4.

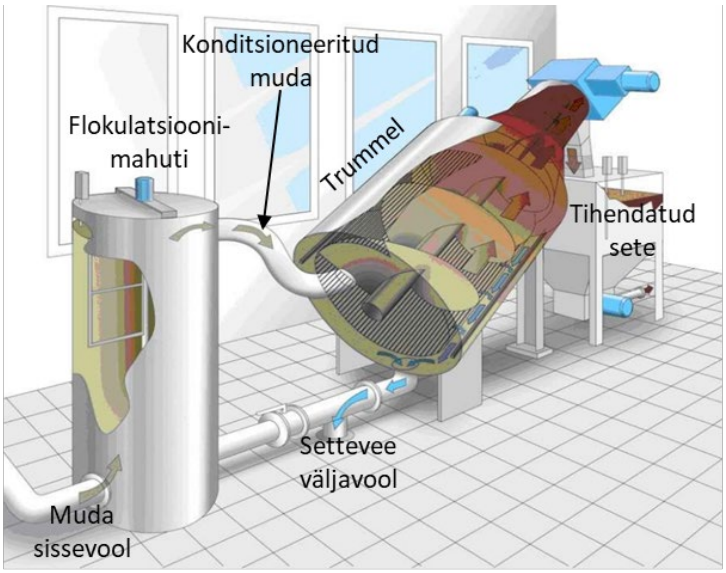
Tabel 17.4. Trummel-settetihendi jõudlusnäitajad [2]

Näitaja	Ühik	Väärtus
Mudaläbilaskevõime	m^3/h	3 – 100
Tahkete ainete läbilaskevõime	kg/h	15 – 1 500
Trumli läbimõõt	mm	600 – 1 200

Trumli pikkus	mm	1 500 – 3 500
Trumli pöörlemiskiirus	1/min	2 – 30

- **Kruvi-settetihendi**

Kruvi-settetihendi (joonis 17.7) peamine tööorgan on *ca* 30° nurga all kaldu olev silindriline sõeltrummel, mille sees on pöörlev kruvi. Flokulatsioonimahutist voolab muda tihendisse trumli madalamast osast ning hakkab kruvi sunnil liikuma trumli kõrgemas otsas asuva väljavoolu suunas. Trumli tagumine osa on kooniline, mis soodustab sette kokkupressimist. Trumli välispinna pesemiseks on olemas nii harjasüsteem kui ka pihustid. Settevesi väljub trumlist läbi perforeeritud avade. Trumli lõpus kukub tihendatud muda lehtri kaudu kogumismahutisse ning pumbatakse sealt edasisse käitlusse.



Joonis 17.7. Kruvi-settetihendi [2]

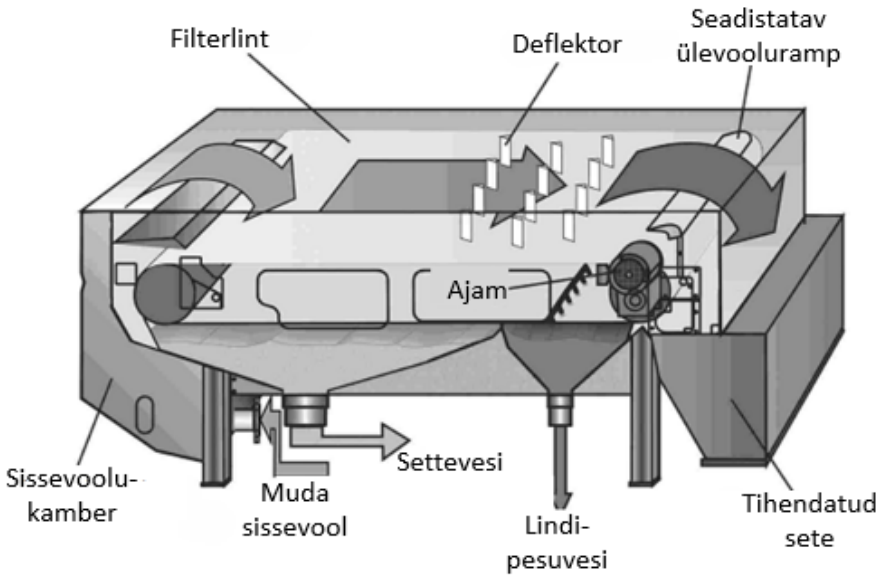
Kruvi-settetihendite DWA 381 kohased jõudlusnäitajad on koondatud tabelisse 17.5.

Tabel 17.5. Kruvi-settetihendi jõudlusnäitajad [2]

Näitaja	Ühik	Väärtus
Mudaläbilaskevõime	m^3/h	8 – 90
Tahkete ainete läbilaskevõime	kg/h	40 – 750
Sõeltrumli läbimõõt	mm	300 – 1 200
Võre pikkus	mm	1 200 – 1 900
Kruvikonveieri pöörlemiskiirus	1/min	1 – 12

- **Lint-settetihendi**

Lint-settetihendi (joonis 17.8) on horisontaalselt paikneva aeglaselt liikuva filterlindiga tihendusseade, mille peale juhitud mudast settevesi läbi nõrgub. Filterlindi, mille liikumiskiirust on võimalik reguleerida, kohal paiknevad mudavoodeflektorid segavad lindil olevat muda ning soodustavad sel moel settevee äravoolu ega lase seda filterlindile koguneda. Seadme väljavooluotsas paikneb ülevooluramp, mille abil on võimalk mudakihi paksust reguleerida. Linttihendi tagumises otsas kukub tihendatud muda läbi lehtri kogumismahutisse ning pumbatakse sealt edasisse käitlusse.



Joonis 17.8. Lint-settetihendi

Lint-settetihendite DWA 381 kohased jõudlusnäitajad on koondatud tabelisse 17.6.

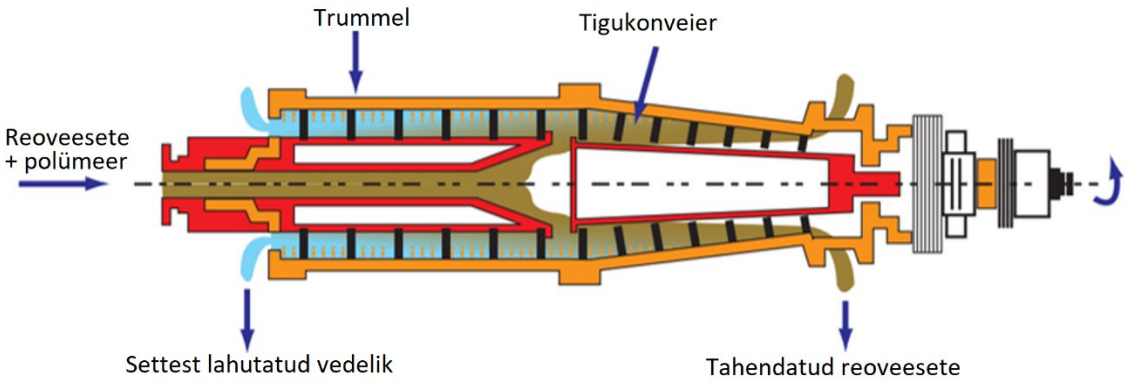
Tabel 17.6. Lint-settetihendi jõudlusnäitajad [2]

Näitaja	Ühik	Väärtus
Mudaläbilaskevõime	m^3/h	10 – 150
Tahkete ainete läbilaskevõime	kg/h	50 – 2 250
Lindi laius	mm	800 – 2 700
Lindi liikumiskiirus	m/min	7 – 30

- **Tsentrifuugid**

Tsentrifuug (joonis 17.9) on horisontaalne seade, mille koonus-silindrilise trumli sees paikneb tigukonveier ning milles erineva tihedusega vesi ja tahke aine tsentrifugaaljõu toimel teineteisest lahutuvad. Tihendatav muda juhitakse sisselasketoru kaudu suure kiirusega pöörlevasse tsentrifuugitrumlisse, milles tahked ained kogunevad siseseinale ning millesse settevesi moodustab sisemise setteveekihi. Vedela ja tahke faasi, mis lahutuvad kogu silindrilise osa ulatuses, sügavust reguleeritakse ülevooluplaadi abil. Trummel ja tigukonveier pöörlevad ühes ja samas suunas, kuid erineva kiirusega. Aeglasemalt pöörlev sisemine tühjenduskruvi tõukab settinud muda tsentrifuugi

koonuselise osa suunas välja. Eraldatud settevesi täidab trumli kuni ülevooluavani ning voolab sealt välja. Tsentrifuugi teisest otsast väljub veest lahutatud sete.



Joonis 17.9. Dekanter-tsentrifuug [2]

Tsentrifuugid sobivad igasuguse reoveesette tihendamiseks ja tahendamiseks, ent konstruktsioon tuleb valida kasutusotstarvet arvestades. Tsentrifuugide valikul tuleb arvestada kasutuseesmärki, millest oleneb trumli ja tühjenduskruvi pöörlemiskiirus, vedela ja tahke kihi sügavus, mudaläbilaskevõime ning flokulantide annustamine. Seadme rakendamisel tuleb arvestada suhteliselt suuri hooldus- ja ülevaatuskulusid. Tsentrifuugide DWA 381 kohased jõudlusnäitajad on koondatud tabelisse 17.7.

Liigmuda tihendamisel tsentrifuugidega ilma flokulante lisamata muutub tihendatud muda voolu käitumine: tihendatud muda viskoossus suureneb suurel määral ning võib pastalaadseks muutuda. Seda tuleb arvestada kogu süsteemi kavandamisel ja projekteerimisel, eriti mudapumpade ja torustike puhul.

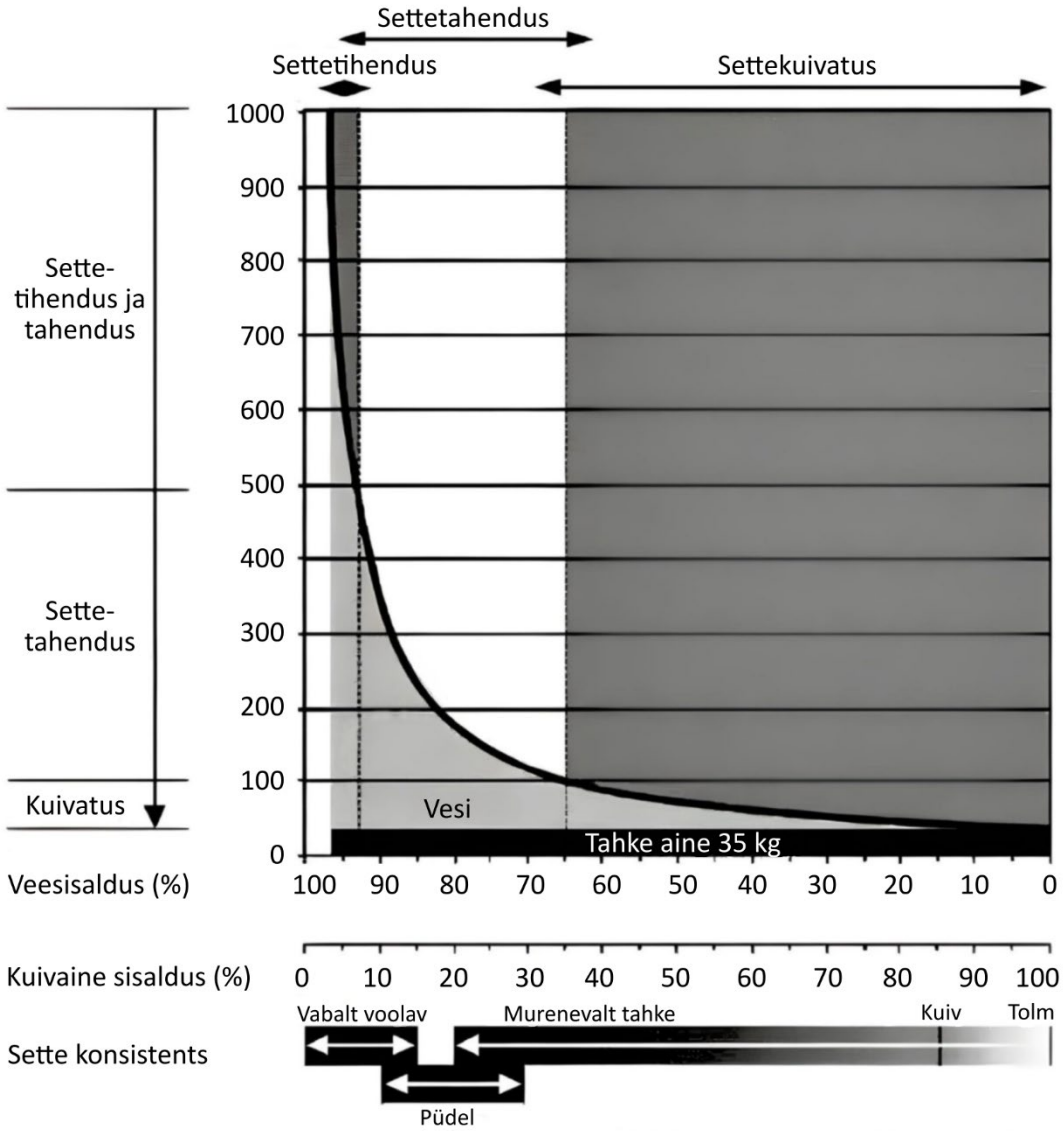
Tabel 17.7. Tsentrifuugide jõudlusnäitajad [2]

Näitaja	Ühik	Väärtus
Mudaläbilaskevõime	m^3/h	5 – 200
Tahkete ainete läbilaskevõime	kg/h	20 – 3 000
Trumli läbimõõt	mm	250 – 1 400
Trumli pikkus koos koonusega	mm	600 – 4 200
Trumli pöörlemiskiirus	1/min	700 – 3 000

17.2.2 Sette tahendamine

Sette tahendamise eesmärk on vähendada selle vaba vee sisaldust minimaalseks ja muuta ta pooltahkeks massiks. Nii vaba kui ka baktermassi seotud vee osakaal sõltub sette liigist ja selle eelnevatest töötlemisetappidest, mistõttu on sette tahendamisega võimalik saavutada kuivaine sisaldus vahemikus 18–45% (tabel 17.8), tavapärane vahemik on aga 18–25%.

Joonisel 17.10 on kujutatud gravitatsiooniliselt tihendatud sette (kuivainet 3,5%) vee ja tahke aine sisalduse bilanss ning näidatud, millise käitlustehnoloogiaga on võimalik vett kõrvaldada. Sette koguseid on võimalik kaks korda vähendada (kõrvaldada 50% veest) täiendava mehaanilise tihendamisega, kasutades polümeere ja tõstes sette KA 7%-ni, mis on tahendamistehnoloogia piir. Sette tahendamisega on võimalik kõrvaldada kogu vaba vee osa (antud näite puhul 35% KA), ülejäänud vee kõrvaldamiseks on vaja rakendada termilisi protsesse (nt kuivatamist). Tahesette saagis on oluline nii sette edasisel töötlemisel (nt kompostimisel) kui ka veol (transpordikulud). Eriti oluliseks aga muutub see siis, kui järgmise etapina rakendatakse termilist kuivatamist, mis on kümneid kordi energiakulukam kui tahendamine.



Joonis 17.10. Gravitatsiooniliselt tihendatud (KA=3,5%) sette veesisalduse bilanss [3]

DWA-366 standardi alusel on tabelisse 17.8 koondatud settetahendusseadmed ja nende keskmised tahesettesaagised ning kemikaali -ja energiakulud eri settevoogude puhul.

Tabel 17.8. Settetahendusseadmete keskmised toimimispiirid [3]

	Ühik	Tsentri-fuugid	Lintfilterpressid[1)]	Filterpressid: kamberpress[3)] kottfilterpress		Kruvipress
				Polümeerid	Lubi/raud konditsioneerimine[2)]	
Väljundi tahkeainesisaldus KA (%)						
Eelsetitisete	%	32 – 40	30 – 35	32 – 40	35 – 45	30 – 40
Settesegu (primaarsete ja liigmudasegu vahekorras 1:1)	%	26 – 32	24 – 30	26 – 32	33 – 45	24 – 30
Aeroobselt stabiliseeritud liig(aktiiv)muda (ilma eelsetitita)	%	18–24	15–22	18–24	28 – 35	18-24
Kääritatud muda	%	22 –30	20–28	22 – 30	30 – 40	20–28
Polümeersete flokulantide kulu						
Polümeersete flokulantide kulu	kg/t	8–14	6–12	6–12/ 8–15[6)]	–	6–12
Energiatarve						
Erivõimsustarve[4)]	kWh / m^3	1,0–1,6	0,5 –0,8	0,7 –0,9/ 1,0–1,2 [7)]	1,0 –1,2	0,2–0,5
Erivõimsustarve[5)]	kWh / m^3	1,6–2,2	1,1 –1,4	1,5 –1,8	1,8 –2,0	0,6 –1,0
Erivõimsustarve[4)]	kWh / tKA	40–60	20–30	30–40/ 40–50 [7)]	30–40	8–16
Erivõimsustarve[5)]	kWh / tKA	60–90	40–50	60–70	70–80	20–40

1) KA-sisaldus sisendis vahemikus 2% kuni 7%.

2) Olenevalt lubja ja raua lisanditest.

3) Membraanfiltripressid saavutavad optimaalse töö ja konditsioneerimisega kamberfilterpressiga võrreldes 2%–4% suurema KA. Membraanfilterpresside energiatarve on veidi suurem kui kamberfilterpressidel.

4) Seadme elektritarbimine muda läbilaskevõime või tahkete ainete koormuse suhtes ilma konditsioneerimisaineta.

5) Energiatarve nagu 4), kuid sisaldab etteandepumba ja konditsioneerimissüsteemi energiatarbimist.

6) Kottfilterpresside flokulandikulu.

7) Membraanfilterpresside energiatarve.

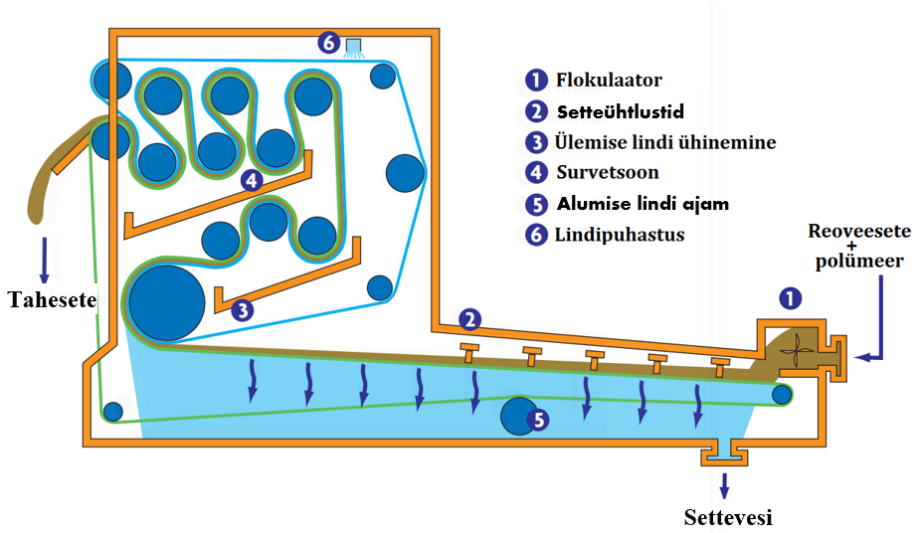
Kuna tahendamise saagis sõltub suure osas sette konkreetsetest omadustest, on teatud juhtudel (nt termilise kuivatustehnoloogia rakendamisel korral) soovitatav enne tahendusseadmetüübi valimist korraldada välikatsed, sest enamikul seadmetootjaist on mobiilsed testimisseadmed olemas. See võimaldab teada saada, milline tahendusseade on antud oludes kõige sobilikum.

Peale õige seadme valiku on oluline hoolitseda selle eest, et sette omadused oleksid võimalikult ühtlased. Sette omadused võivad muutuda nii sesoonselt kui ka olla tingitud koormuse tavapärasest kõikumisest. Ebaühtlast võib veelgi võimendada liigmuda või toorsette ebaregulaarne kõrvaldamine ja tihendusseadmete ebaõige käitamine.

Väga oluline mõju on ka sobiva helvestuskemikaali valimisel (vaja on teha laboratoorseid ja masinkatseid). Reoveesette tihendamisel kasutatakse tavaliselt orgaanilisi polümeerseid flokulante. Tõhusa protsessi eeltingimus on ka polümeerilahuse õige ettevalmistamine – tuleb jälgida, et aktivatsioon kestaks vähemalt 45 minutit ning segatud lahus tarbitaks ära ühe päeva jooksul.

- **Lintfilterpress**

Lintfilterpress (ingl *belt filter press*) on seade (joonis 17.11), milles reoveesettes olev vesi kõrvaldatakse kahe rullikute vahel liikuva poorse lindi vahelise rõhu rakendamise teel. Protsess jaguneb kolmeks: sette konditsioneerimine, madalsurve (~4 bar) rakendamine settekoogi tekitamiseks ning lõpuks kõrgsurve (~7 bar) tekitamine, kui lint läbib rullikusarja. Viimasel rullil kaugenevad lindid teineteisest ning tahesete kukub väljundi kaudu settekonteinerisse. Lõpus kõrgsurvepestakse lindid puhtaks, et kõrvaldada nende pooridesse kogunenud tahked ained. Settevesi langeb läbi poorse lindi seadme põhja ning voolab sealt välja. Sette tahendamise tulemus sõltub sette omadustest, keemilise konditsioneerimise viisist ja toimeainest, rakendavast survest, masina ehitusest ning lindi poorsusest, kiirusest ja laiusest. Lintfilterpresside töönäitajad on kirjas tabelis 17.9.



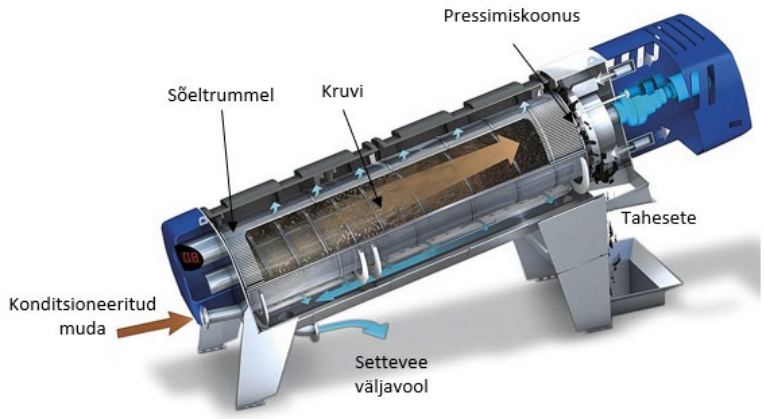
Joonis 17.11. Lintfilterpress [27]

Tabel 17.9. Lintfilterpresside töönäitajaid [3]

Näitaja	Ühik	Väärtus
Mudaläbilaskevõime	m^3/h	2 – 40
Tahkete ainete läbilaskevõime	kg/h	100 – 2 000
Rihma laius	mm	800 – 3 000
Rihma liikumiskiirus	m/min	0,4 – 6
Elektriline võimsus (koos lisaseadmetega)	kW	7 – 20

- **Kruvipress**

Kruvipressi (joonis 17.12) tööpõhimõte on üldiselt sama mis kruvitihendil, peamine osa on kaldu olev silindriline sõeltrummel, mille sees pöörleb sisemine kruvi. Konditsioneeritud muda voolab flokulatsioonimahutist kruvipressi trumli alumisest otsast ning liigub pöörleva kruvi tõukel trumli ülemises otsas oleva väljavoolu poole. Sete pressitakse kokku trumli ülemises koonusekujulises osas. Trumli pesemiseks on selle välisseina taga harjasüsteem ja veepihustid. Settevesi pääseb trumlist välja läbi perforeeritud avade. Kruvipresside töönäitajad on kirjas tabelis 17.10.



Joonis 17.12. Kruvipress (Huber)

Tabel 17.10. Kruvipresside töönäitajaid [3]

Näitaja	Ühik	Väärtus
Mudaläbilaskevõime	m^3/h	5 -30
Tahkete ainete läbilaskevõime	kg/h	10 – 1 000
Trumli läbimõõt	mm	200 – 1 200
Trumli pöörlemiskiirus	1/min	700 – 3 000
Elektriline võimsus (koos lisaseadmetega)	kW	0,25 – 5,5

- **Tsentrifuugid**

Tsentrifuugi tööpõhimõtet on käsitletud mehaanilise tihendamise jaotises, käesolevas on piirdutud näitega 100 000 ie reostuskoormusega olmereoveepuhasti tahendusseadme eelvalimise kohta. Tihendamise- ja tahendamiseseadmete valik sõltub:

- reovee tahkete ainete sisaldusest, mis sõltub puhasti koormusest, mida on võimalik arvutada BHT, KHT ja HA kaudu. Keskmine ööpäevane liigmudakogus on näiteks 100 000 ie jõudlusega reoveepuhastusjaamas *ca* 6000 kg/d;
- reovee hulgast, mis sõltub puhastiosast, millest reoveesete on võetud: bioloogilises aktiivmudamahutis (mudasisaldus 4 % = 40 g/l) on see 1 500 m^3/d, järelsetitis (sisaldus 8 %) 750 m^3/d ning gravitatsioonilises settetihendis (sisaldus 4%) 150 m^3/d.

Kui soovitakse reoveesetet tahendada 10 tundi ööpäevas kahe tsentrifuugiga (see võimaldab töötada 20 tundi ööpäevas ja seadmeid kordamööda hooldada + täiendavat varu) on ühe tsentrifuugi koormus vastavalt tahke aine kogusele 3000 (kg/päevas)/10 (h) = 300 kg/h.

Ühe tsentrifuugi tunnivooluhulk on veekoguse põhjal:

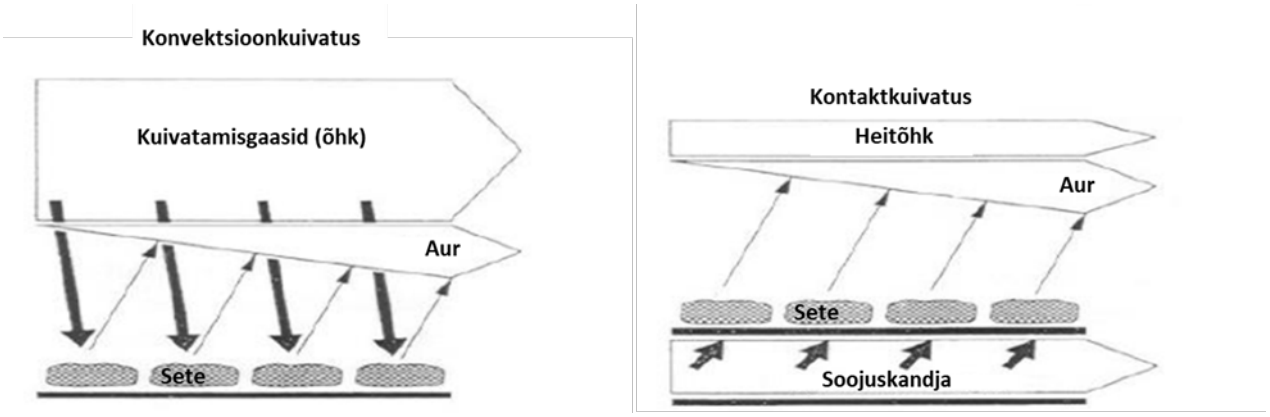
- aktiivmudamahutist 750 (m^3/d)/10 (h) = 75 m^3/h;
- järelsetitist 375 (m^3/d)/10 (h) = 38 m^3/h;
- gravitatsioonilisest settetihendist 75 (m^3/d)/10 (h) = 7,5 m^3/h;

Tahendusseadmete tootekataloogides on tavaliselt toodud seadmete jõudlusnäitajad (tahke aine kogus ja vooluhulk), mille puhult tuleb kindlasti piisava varuga tagada mõlemad näitajad. Seadme tegelik mudel tuleb koos tootja inseneridega täpsustada hilisemas projekteerimisfaasis, võttes täpsemalt arvesse nii sette omadusi, puhasti koormust ja selle kõikuvust jm tegureid.

17.2.3 Reoveesette kuivatamine

Reoveesette kuivatamisega on võimalik kõrvaldada (aurustada) sette baktermassi rakkude vaheline ja sisene vesi. Kasutusel on termilised tehnoloogiad, mis jagunevad konvektsioonkuivatuseks (kuivatamine õhu abil) ja kontaktkuivatuseks (kuivatamine kuuma pinna peal) (joonis 17.13). Mõlemal puhul aurustatakse settes olev vesi ning puhutakse see õhuga süsteemist välja. Võimalik on ka radiatsioon, milles soojusülekanne toimub elektromagnetilise kiirguse kaudu.

Kuivatamisel kasutatakse vee transportimiseks seadmes ringlevat õhku, mille hulk sõltub maksimaalsest küllastunud auru rõhust antud temperatuuril. Õhuhulk määratakse Mollieri diagrammi abil, millelt leitakse termodünaamilise arvutuse jaoks vajalikud näitajad. Mida kõrgem on kuivatis vett transportiva ja soojusenergiat üle kandva õhu temperatuur, seda väiksem on õhukulu. Madalatel temperatuuridel võib juhtuda, et vee kõrvaldamiseks vajalik õhuhulk on suur ning selle entalpia (soojussisaldus) on suurem kui vee aurustamiseks ja sette soojendamiseks teoreetiliselt kuluv energia. Entalpia (ühik džaul) kirjeldab vedeliku, gaasi, auru jm koguenergiat – siseenergiat ja rõhuenergiat. Gaasi entalpia sõltub temperatuurist ja rõhust.



Joonis 17.13. Kuivatamise füüsikalised võimalused [4]

Kuivatamisel kulub soojus sette soojendamisele ning vee aurustamisele (selleks on vaja ligikaudu 2400 kJ/kg vee kohta). Tegelik energiakulu on *ca* 15–20% suurem, sest väikese veesisalduse puhul hakkab aurustamiseks vajalikku energiat mõjutama vee kapilaarjõud.

Settes sisalduva veetonni vee aurustamiseks kulub sõltumata kuivatamise temperatuurist energiat:

$$Q_{aur} = \frac{2\,400\ kJ/kg \cdot\ 1{,}2 \cdot\ 1\,000\ kg}{3\,600} = 800\ kWh.$$

Energiat kulub ka tahendatud settes oleva vee soojendamiseks arvestades, et energiakulu vee temperatuuri tõstmiseks ühe kraadi võrra on 4,18 kJ. Sette biomassi soojendamiseks kuluva energia määramisel arvestatakse kuiva mulla erisoojusega 0,8 kJ/kg°C.

Kuivatatava sette temperatuur on alati madalam kui protsessi juhitava õhu temperatuur. Mida kõrgem on temperatuur, seda suurem on isesüttimise oht. Sette kuivatusjärgne temperatuur sõltub kuivatustehnoloogiast ning seadmest. Mida kõrgema töötemperatuuriga on kuivatussüsteem, seda väiksem on seadmete vajalik maht/tööpind ja seega ka alginvesteering. Samas kulub kõrgema temperatuuri puhul rohkem primaarenergiat ning suuremad on ka mitmesugused ohud (isesüttimine, sette kittimine). Madalama temperatuuriga kuivatamisel on võimalik ära kasutada jääkenergiat (mitmesuguste voogude soojustagastusi).

Suurem osa reoveesettes sisalduvast veest (umbes 60%) kõrvaldatakse kuivatamise esimeses etapis: umbes 25–45% kuivainesisaldusest kuni liimifaasi saavutamiseni. Reoveesetted on väga kleepuvad vahemikus 45–65% KA (liimifaas). Tahendatud muda < 2 MJ/kg küttevääртus suureneb poolkuivatatud muda puhul kuni 4 MJ/kg.

Edasisel kuivatamisel (70 kuni 90% KA) kõrvaldatakse ainult väike hulk reoveesettes algselt sisaldunud veest (umbes 30–35%). Täielikult kuivatatud sette küttevääртus on umbes 10 MJ/kg, mis on võrreldav pruunsöega ning pakub häid tingimusi transpordiks, ladustamiseks ja mõõtmiseks, eriti kui kuivaine

saadakse väikese tolmusisaldusega ja suure puistetihedusega graanulitena. Täielikult kuivatatud reoveesete on bioloogiliselt stabiilne ja paindlik. Täielik kuivatamine vähendab transporditava reoveesette massi umbes 70% ja transpordimahtu umbes 60%. Täielikult kuivanud reoveesete on tuleohtlik ja võib teatud tingimustel moodustada plahvatusohtlikke õhu ja tolmu segusid.

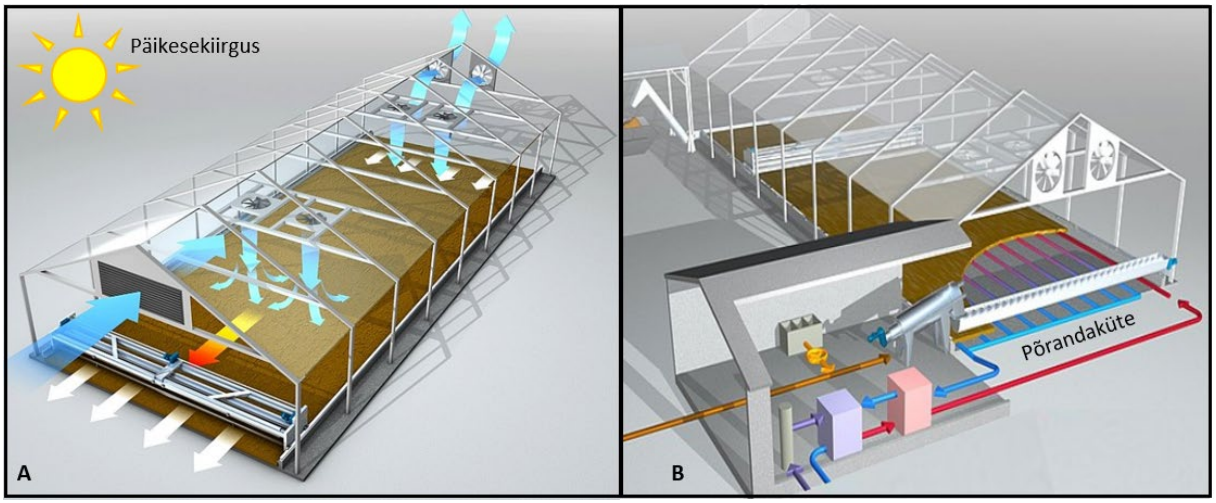
Tavalised kuivatussüsteemid on tööstusliku iseloomuga ja hõlmavad tavaliselt:

- tahendatud sette vahehoidlaid;
- muda struktureerimist;
- muda kuivatamist;
- aurustunud vee kondenseerimist;
- heitsoojuse taaskasutamist;
- kuivmaterjali jahutamist ja ladustamist;
- soojuse tootmis- ja ülekandesüsteeme;
- lõhnagaaside tuvastamist ja töötlemist.

Mudakuivatussüsteemid koosnevad suurest hulgast komponentidest, mida tuleb protsessi ja ohutuse seisukohalt ühendada, et moodustuks kompleksne üksus.

Päikesekuivatustehnoloogia on tavaliste termiliste kuivatitega võrreldes oluliselt lihtsam. Seevastu nõuab see oluliselt suuremat kuivatamisala ning sõltub suuresti klimaatilistest oludest. Eesmärk on kasutada energiaallikana peamiselt päikesekiirgust, viies primaarenergia tarbimise võimalikult väikeseks. Väga suurt rolli mängib ka õhu niiskus, sest õhuvahetus on peamisi tegureid süsteemi tõhusaks toimimiseks.

Tahendatud sete kantakse läbipaistva katusega kaetud sillutatud (tavaliselt betoon) alale, mis on võrreldav tavapärase kasvuhoonega (joonis 17.14). Lühilaineline päikesekiirgus siseneb hoonesse ning peegeldub maapinnalt pikalainelise soojuskiirgusena, mis hoonest välja ei pääse. Kasvuhooneefekt viib hoone siseõhu soojenemiseni. Niiske õhk juhitakse hoonest välja ventilaatorite abil. Tavaliselt on hoone varustatud põrandaküttega, mis võimaldab setet kuivatada ka ebasoodsates (liigne õhuniiskus, madal temperatuur) oludes. Põrandaküttes saab ära kasutada reoveepuhasti jääksoojust (nt koostootmisjaama metaantankist). Sobivad ka soojuspumbalahendused, milles energia saadakse heitveest. Kesk-Euroopas on päikesekuivatuse puhul levinud lahendus, et talvistes oludes ulatub põrandakütte osakaal 60–75%-ni kogu kuivatusenergiast.



Joonis 17.14. Huberi päikesekuivatusjaam [4]: A – suvistes oludes, mil peamine kuivatusenergia saadakse päikesekiirguselt ja õhuvahetusest; B – talvistes oludes, mil peab rakendama põrandakütet

Praktikas kestab kuivatustsükkel enamasti 6 kuni 14 päeva. Soojas kliimas või suviti parasvöötme laiuskraadidel piisab kuuest päevast, külmas kliimas pikeneb kuivamisperiood kahe nädalani. Eestis ega põhjanaabrite juures päikesekuivatust veel teadaolevalt rakendatud ei ole.

Olmereoveepuhastite settekuivatite juhise DWA M-379 [4] eelised ja puudused on kokku võetud tabelis 17.11.

Tabel 17.11. Reoveesettekuivatite eelised ja puudused [4]

Reoveesettekuivati	Eelised	Puudused
Plaatkuivati (ingl d*isk type dryer*)	Hea soojusülekanne. Kompaktne disain. Sobib hästi siis, kui läbilaskevõime peab olema suur.	Vahelduv töötamine ei ole soositud. Vajalik on kuivatatud sette osaline ringlus. Teatud tingimustel võib kaasneda suur tolmu- ja kiudainesisaldus.
Õhukese settekihi kuivati (ingl t*hin film dryer)*	Lihtne ja vastupidav tehnoloogia. Ei ole mõjutatud tahendatud sette kõikuvatest KA-sisaldustest. Liimifaasi probleemideta läbimine.	Täielik kuivatamine on energeetiliselt ebasoodne.
Kruvikuivati (ingl *centridry drier*)	Võimalikud on kiired sisse-ja väljalülitused. Liimfaasi probleemideta läbimine. Sobib keskmise suurusega jaamadele.	On tundlik KA kõikumise suhtes. Kuivatatud sette suhteliselt suur tolmusisaldus.
Lintkuivati (ingl *belt drier*)	Liimfaasi probleemideta läbimine. Väike kulumine. Toote kvaliteeti on lihtne reguleerida.	Suur ülekuumenemise ja tule oht. Settetahendus tuleb kohandada granuleerimisega.
Trummelkuivati (ingl *drum type dryer*)	Lihtne ja vastupidav tehnoloogia. Sobib hästi suure jõudlusega jaamadele. Toote kvaliteeti on lihtne reguleerida.	Vahelduv töötamine ei ole soositud. Väike soojusülekanne. Vajalik kuivatatud sette osaline ringlus.
Keevkihtkuivati (ingl *fluidised bed drier*)	Väike kulumine (pole liikuvaid osi). Liimfaasi probleemideta läbimine. Toote ühtne struktuur.	Suured rõhukaod. Piiratud (väike) jõudlus.

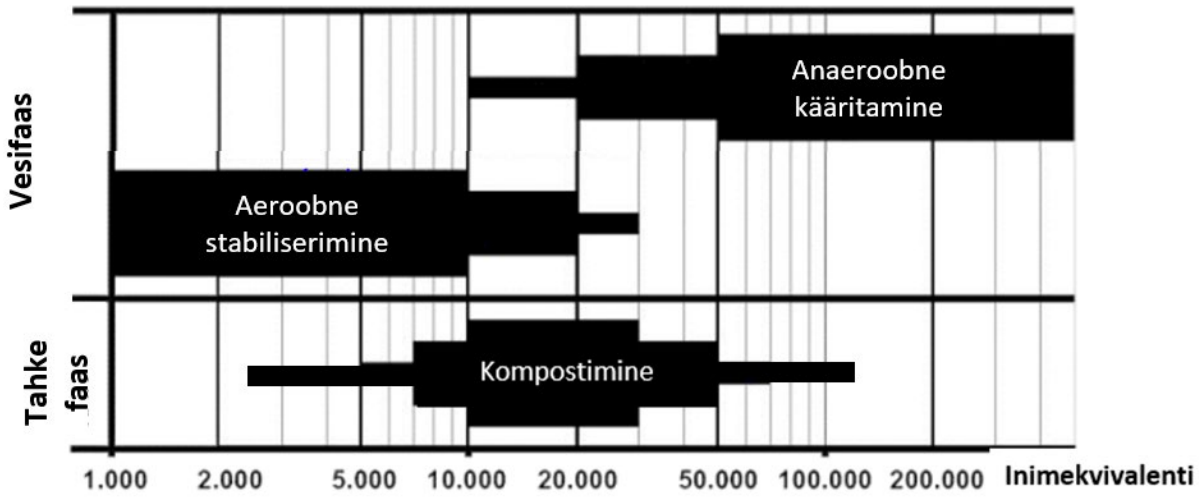
Reoveesettekuivati	Eelised	Puudused
Päikesekuivati (ingl *solar drier*)	Eriti väike energiakulu, lihtne tehnoloogia, lihtne hooldus, väike kulumine.	Suur ruumivajadus, väga pikad kuivamisajad, jõudlus sõltub ilmastikutingimustest.
Päikesekuivati koos lisaküttega (jääksoojuse ärakasutamine)		

17.3 Reoveesette stabiliseerimine ja hügieniseerimine

17.3.1 Stabiliseerimise ja hügieniseerimise ülevaade

Reoveesette stabiliseerimise all mõeldakse selles sisalduvate ühendite töötlemist viisil, mis muudab nad keskkonnale võimalikult ohutuks. Peaeesmärk on orgaanilise aine lagundamine ning sekundaarsed eesmärgid sette massi vähendamine, biogaasi saamine (ainult anaeroobsel töötlemisel), patogeenide vähendamine ja sette koostise ühtlustamine [13].

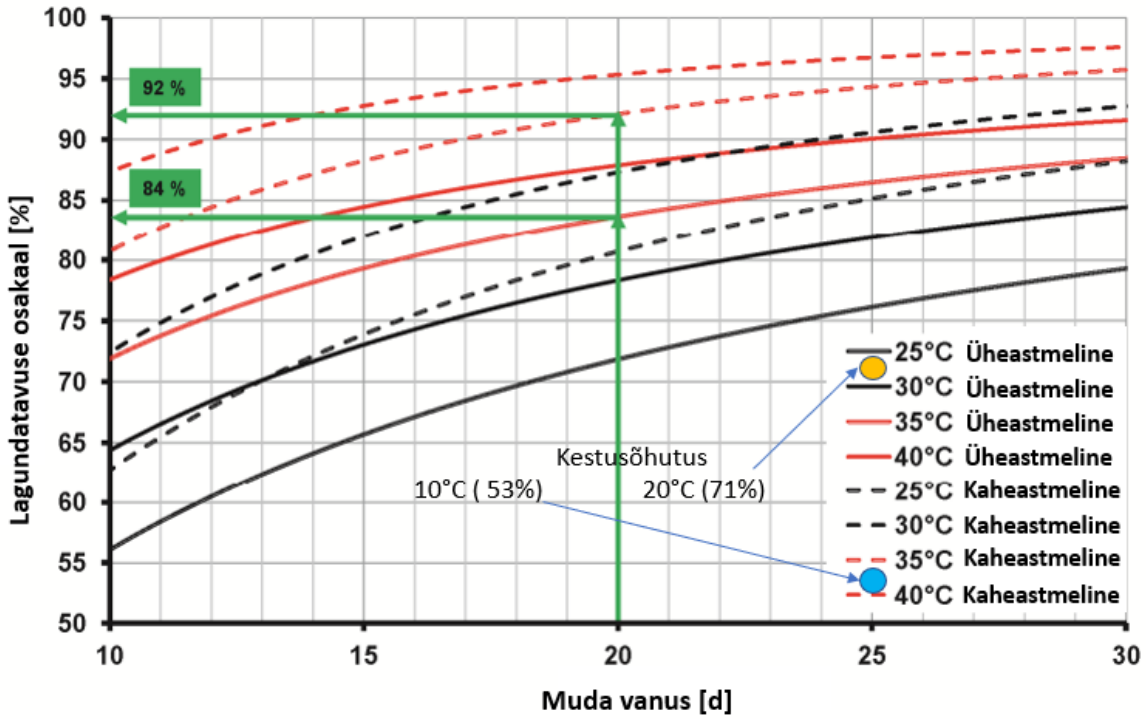
Stabiliseerimistehnoloogiaid on palju ning nende abil saavutatav tulem seetõttu erinev. Stabiliseerimismeetodite ja -eesmärkide tundmine on oluline seda enam, et eesmärgini võib viia mitme tehnoloogia järjestikune kasutamine. Stabiliseerimist on eelkõige vaja selleks, et reoveesetet saaks hiljem keskkonda häirimata kasutada. Joonisel 17.15 on ülevaade kõige rohkem levinud stabiliseerimisviisidest ja nende rakendamisest sõltuvalt puhasti suurusest nõnda, et tegevus oleks majanduslikult mõistlik.



Joonis 17.15. Eri settekäitlusviiside rakendamine sõltuvalt puhasti suurusest [13]

Sette bioloogilisel stabiliseerimisel lagundavad orgaanilist ainet bakterid, kusjuures lagundamiskiirust piirab hüdrolüüs, s.o biolagundamise esimene etapp. Hüdrolüüsi käigus lagundavad samad bakterid orgaanilised makromolekulid lahustuvateks monomeerideks nii anaeroobsetes kui ka aeroobsetes

tingimustes, mistõttu lagunemine ei sõltu keskkonnatingimustest (aeroobne/anaeroobne), vaid peamiselt ainesisaldusest ja hüdrolüüsi kiirusest (mis omakorda sõltub temperatuurist). Joonisel 17.16 on kujutatud hüdrolüüsi kiiruse alusel koostatud orgaanilise aine lagundamise graafikud läbivoolsete süsteemide (ühe-või kaheastmeline) jaoks, milles maksimaalseks (100%) lagundatavuseks on loetud kogu biolaguneva osa teoreetiline lagundatavus. Graafikul on rohelise joonega kujutatud metaantankide tavaline töörežiim (mudavanus 20 päeva, temperatuur 37–40°C), millega saavutatakse üheastmelisel käitamisel *ca* 84% ja kaheastmelisel 92% lagundatavus. Graafikul on näidatud ka Eestis levinud kestusõhustus (üheastmeline), millega 10°C puhul saavutatakse 53% ja 20°C korral 71% lagundatavus.



Joonis 17.16. Aine biolagunemine sõltuvalt temperatuurist ja muda vanusest olenevalt sellest, kas protsess on ühe- või kaheastmeline. Kehtib nii aeroobse kui anaeroobse stabiliseerimise kohta [13]

Reoveesette stabiliseerimine algab juba reovee puhastamise ajal, kusjuures kõige levinum meetod on **aeroobne vedelstabiliseerimine** (varem nimetati seda tehnoloogiat kestusõhustuseks). Tegemist on protsessiga, milles aktiivmuda vanus on aeroobsetes tingimustes (O_2 > 1,0 mg/l) üle 25 päeva, mille jooksul jõuab baktermassi seotud orgaaniline aine suures osas bioloogiliselt laguneda, s.o stabiliseeruda. Vedelstabiliseerimine kulgeb aerotankis (kui ruumi on) või omaette stabiliseerimismahutis (siis on tegemist teise astmega). Eesti tavapärastel madalatel temperatuuridel ehk psührofiilsetes tingimustes (temperatuur 10–15°C) laguneb nõnda umbes pool orgaanilisest ainest. Tulemusena vähenevad hapnikutarve, haisuteke ja haigustekitajate hulk. Väikepuhastites (nt soojas kliimas) stabiliseerimine sellega lõpebki ning sete võidakse vedelal kujul põllule viia ning orgaanilise aine lagunemine jätkub pinnases. Sellel ei ole erilist keskkonnamõju, sest vedela sette KA-

sisaldus on väike. Eesti tingimustes ei ole see küll reaalne, sest väga tõenäoliselt ei vasta see ühelegi kehtivale stabiliseerimise piirmäärale (nõnda stabiliseeritud sette hapnikutarve on *ca* 60 $mgO_2/gKA*d$ [13]). Seetõttu on meil levinud vedela sette vedu suurematesse puhastitesse edasiseks käitlemiseks.

Suuremates puhastites ei ole vedelsette stabiliseerimine mõistlik ning vedelstabiliseeritud sete tahendatakse. Tahendamisel biomass kontsentreeritakse ning bioloogilised laguprotsessid intensiivistuvad – muda baktermassi sees on piisavalt palju kergesti lagunevat orgaanilist ainet. Märksa suurema keskkonnamõju tõttu ei saa tahendatud setet otse põllule viia ning seda tuleb näiteks kompostimisega stabiliseerida.

Suurtes puhastites on tavapärane stabiliseerimismeetod **anaeroobne metaankääritamine** (vt jaotist 17.3.2). Sete tihendatakse ning kääritatakse vedelal (pumbataval) kujul kõrgematel temperatuuridel (mesofiilne protsess tavaliselt temperatuuril 37 °C ja termofiilne temperatuuril 55°C). Käärimise ajal laguneb peale bakterimassi vahelises settevees oleva orgaanilise aine (primaarsette) ka varasemates etappides aeroobselt stabiliseeritud bakterimass ning väheneb patogeenide hulk. Anaeroobselt käideldud sete on juba märksa stabiilsem (tulemus oleneb käärimistemperatuurist ja -ajast) ning lihtsamini kasutatav. Kasutamise hõlbustamiseks tahendatakse käärinud setet tsentrifuugimise teel. Kuna pärast anaeroobselt stabiliseeritud sette tahendamist on oodata teatavat mikrobioloogilise aktiivsuse tõusu, tuleb seda enne kasutamist järeltöödelda. Selleks segatakse sete tugimaterjaliga ja jäetakse kompostimisele sarnaneval moel järelvalmima. Peamine erinevus on selles, et temperatuuri tõusmist 60–65°C-ni enam ei eeldata (vt joonist 17.16), sest väga suur osa biolagunemisest on juba toimunud. Suurema bioogaasi toodangu saamiseks võib reoveesettele ka biolagunevaid jäätmeid lisada [1].

Eestis on kõige levinum sette stabiliseerimise meetod **kompostimine** (vt jaotist 17.3.1). Kompostida saab ainult tahendatud reoveesetet (KA tavaliselt 16–25 %), millesse tuleb segada üsna suur hulk tugimaterjali. Protsess on eksotermiline – kompostimise algfaasis tõuseb temperatuur (kui on piisavalt kergesti lagunevat orgaanilist ainet) 65 °C-ni või kõrgemalegi ning enamik tõvestavaid baktereid, soolenugiliste mune ja umbrohuseemneid hävib. Tabelis 17.12 on näidatud, millist temperatuuri ja viibeaega on vaja, et kompost hügieeniliseks muutuks.

Kompostimine kestab kaua – mõne nädala pikkusele termofiilsele faasile järgneb pikk, kümme või enamgi nädalat kestev stabiliseerumis- ja järelvalmimisfaas. Intensiivne ja kaua kestev protsess tagab selle, et kompost muutub nii stabiilseks, et see põllule laotatuna ei põhjusta muutuvates keskkonnatingimustes keskkonnahäiringuid. Samasuguse toimega on humifitseerimine (vt jaotist

17.3.3), ent see annab kompostimisele ligilähedase tulemuse alles mitu aastat kestval käitlemisel ning selles termofiilset faasi ei ole.

Tabel 17.12. Mõningate bakterite hävitamiseks vajalik temperatuur ja viibeaeg [5]

Bakterid	**Vajalik temperatuur ja viibeaeg**
Salmonella typhosa	Ei paljune temperatuuril üle 46 ^{0}C, surevad temperatuuril 55–60 ^{0}C kolmekümne ning 60 ^{0}C juures 20 minutiga; kompostis hävivad kiiresti
Salmonella sp.	Surevad 55 ^{0}C juures ühe tunni ning 60 ^{0}C juures 15–20 minutiga
Shigella sp.	Surevad 55 ^{0}C juures ühe tunniga
Escherichia coli	Enamik sureb 55 ^{0}C juures ühe tunni ning 60 ^{0}C juures 15–20 minutiga
Entamoeba histolytica cysts	Surevad 45 ^{0}C juures mõne minuti ning 55 ^{0}C juures mõne sekundiga
Taenia saginata	Surevad 55 ^{0}C juures mõne minutiga
Trichinella spiralis larvae	Hävivad 55 ^{0}C juures kiiresti, 60 ^{0}C juures kohe
Brucella abortus or Br. Suis	Surevad 62–63 ^{0}C juures kolme minuti ning 55 ^{0}C juures kiiremini kui tunni jooksul
Micrococcus pyogenes var. aureus	Surevad 50 ^{0}C juures kümne minutiga
Streptococcus pyogenes	Surevad 54 ^{0}C juures kümne minutiga
Mycobacterium tuberculosis var. hominis	Surevad 66 ^{0}C juures 15–20 minutiga, kuumutamisel 67 ^{0}C juures kohe
Corynebacterium diphtheriae	Surevad 55 ^{0}C juures 45 minutiga
Necator americanus	Surevad 45 ^{0}C juures 50 minutiga
Ascaris lumbricoides eggs	Surevad üle 50^0 C juures kiiremini kui tunni jooksul

Reoveesetet on võimalik stabiliseerida ka **termiliselt** – kuumutamise abil pastöriseerides, kuivatades, pürolüüsides või põletades. Need protsessid on väga energiamahukad ning pole Eestis seni kasutust leidnud. Nii mõnigi neist võib tulevikus rakendust leida järeltöötlusetapina siis, kui setet on vaja hügieniseerida, nt kui seda käideldakse koos loomsete kõrvalsaaduste (nt rasvade) või toidujäätmetega. Sette stabiliseerimismoodused on kokku võetud joonisel 17.17.

Sette töötlemist ning kasutamist haljastuses, rekultiveerimisel ja põllumajanduses reguleerib keskkonnaministri määrus [1]. Sete (määrus lubab nii reoveesette kui ka teatavate biolagunevate jäätmete kooskasutamist) loetakse stabiliseerituks, kui täidetud on vähemalt üks järgnevatest tingimustest:

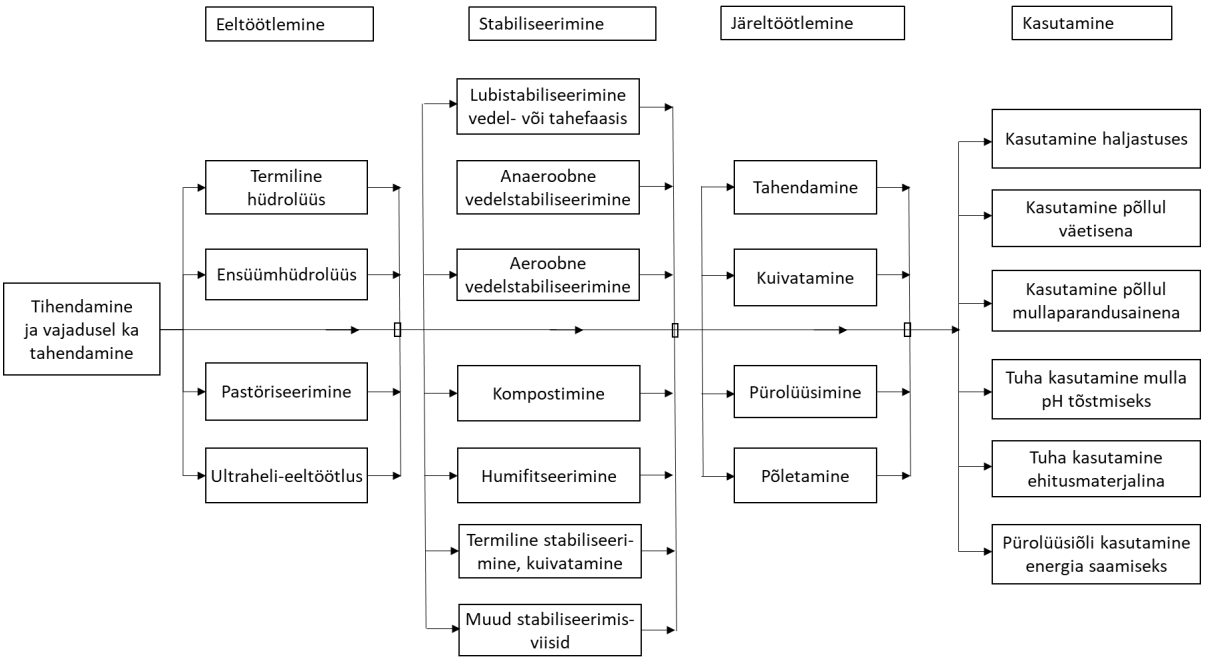
- hapnikutarve on alla 10 mg O_2/g kuivaine (KA) 96-tunnise mõõtmisperioodi järel (tselluloosi, paberi ja kartongi tootmise ja töötlemise tulemusel tekkinud sette korral, mis sisaldab üle 50% puitkiudu sisaldavaid jäätmeid ja milles on tugiainena kasutatud puukoort, on hapnikutarve alla 25 mg O2/g KA 96-tunnise mõõtmisperioodi järel);

• orgaanilise aine (KAL) sisaldus on vähenenud vähemalt 38% võrra;

• põletuskao ja kuivaine suhe KAL/KA on alla 0,6;

• lenduvate rasvhapete sisaldus on alla 0,43 g keemilist hapnikutarvet/g OA;

• biogaasi jääkpotentsiaal on alla 0,25 l/g OA.



Joonis 17.17. Sette stabiliseerimismoodused [6] järgi

Näitaja sette stabiilsuse hindamiseks tuleb valida stabiliseerimisprotsessist sõltuvalt. Keskkonnaministri määruse [1] järgi tuleb aeroobselt stabiliseeritud, sealhulgas kompostitud sette kvaliteedi hindamiseks kasutada kolme esimest näitajat. Anaeroobselt stabiliseeritud sette kvaliteedi hindamiseks tuleb kasutada nelja viimast näitajat. Reoveesette tootestamise uuringu [7] tulemused näitasid, et kompostide stabiilsuse hindamiseks sobib kõige paremini hapnikutarbe määramine. Katsekompostide stabiilsust ei olnud võimalik adekvaatselt hinnata orgaanilise aine vähenemise kriteeriumi ja põletuskao ja kuivaine suhte KAL/KA alusel. Komposti stabiilsuse hindamisel on Euroopas kõige laiemalt kasutusel hapnikutarbe määramisel põhinevad meetodid.

Enne stabiilsuse saavutamist peab sete muutuma hügieeniliseks eelkõige piisavalt kõrge temperatuuri abil, mille tulemusena haigusttekitavate patogeenide sisaldus settes vastab järgmistele tingimustele:

- *Esherichia coli* alla 1000 bakteri ühe grammi töödeldud sette märgkaalu kohta, väljendatuna ühikutes MPN (ingl *most probable number* ehk kõige tõenäolisem bakterite arv proovis), PMÜ (pesa moodustav ühik) või muus samaväärses ühikus;
- mitte üle ühe helmindimuna 10 grammi töödeldud sette märgkaalu kohta.

Ehkki enamik patogeene hukkub 45–55 °C juures juba kümnekonna minutiga (tabel 17.12), siis seadusnõuded [1] reguleerivad kompostimise kestust sõltuvalt kompostitava materjali temperatuurist järgmiselt:

- kompostimisel aunades temperatuuril ≥55 °C vähemalt kümme ööpäeva;
- kompostimisel aunades temperatuuril ≥65 °C vähemalt kolm ööpäeva;
- kompostimisel reaktoris temperatuuril ≥60 °C vähemalt kolm ööpäeva.

17.3.2 Reoveesette kompostimine

Setet eraldub reoveepuhastites rohkesti ning selle käitlemine on tülikas, kallis ja aeganõudev. Reoveesete on väga veerikas, sisaldab rohkesti kergesti lagunevat orgaanilist ainet, haiseb ning on mikrobioloogiliselt tugevasti saastunud. Käitlemise peamine eesmärk on stabiliseerida sete, st lagundada orgaaniline aine ja hävitada patogeensed organismid. Settes olev orgaaniline aine muutub kompostimise tulemusena huumuseks, süsihappegaasiks ja veeks:

$$\text{orgaaniline aine} + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + \text{huumus.} \qquad (17.4)$$

Jäätmeseaduse [8] kohaselt kuulub reoveesete jäätmete hulka ning seda peab käitlema selle seaduse nõudeid järgides. Reoveesette kompostimine loetakse jäätmekäitluseks ning selleks tuleb taotleda vastav luba.

Kompostimistehnoloogia valimisel tuleb läbi mõelda soovid ja võimalused. Vaja on selgeks teha, kas koos reoveesettega soovitakse kompostida ka muid orgaanilisi jäätmeid, sest sellest olenevad kehtivad nõuded. Kindlasti on vaja otsustada, kas komposti on kavas turustada tootena või jääb ta jäätmeks. Sette töötlemist ja haljastuses, rekultiveerimisel ja põllumajanduses kasutamist reguleerib keskkonnaministri määrus [1]. Kui eesmärgiks seatakse toote valmistamine, tuleb nii tootmiskorraldus kui ka kompost sertifitseerida [9]. Sertifitseerimine eeldab kompostimise seiret, dokumenteerimist ja temperatuuri sagedast mõõtmist. Sertifitseeritud komposti kasutamiseks jäätmeluba vaja ei ole.

Prügilasse setet ega settekomposti vedada ei ole võimalik, sest prügilad ei tohi ladestada orgaanilise aine rikkaid ega liiga niiskeid jäätmeid. Pealegi oleks sette ladestamine vastutustundetu, sest taimetoitained läheksid raisku. Setet käitlemata jätta ei tohi, sest hapniku kadumisel muutub see anaeroobseks ning siis tekib ja lendub kasvuhoonegaasina tuntud metaan.

Komposti lähtematerjalid

Reoveesete tahendatakse kruvipressi, pressfiltri või tsentrifuugi abil tihkeks (kuivainet 15–20 %) massiks, sest kompostida saab ainult tahedat setet. Kompostimiseks on vaja settele lisada liigset vedelikku siduvat ning segu poorsust suurendavat tugiainet, et aeroobseks lagunemiseks vajalik õhk kompostitavasse massi sisse pääseks.

Tugiaineks sobivad hakitud puukoor või oksapraht, pallitud põhk, hein vms. Tugiaine lisamisega soovitakse tavaliselt saavutada mitut eesmärki korraga – suurendada kompostitava massi poorsust, vähendada selle niiskust ning korrigeerida C ja N suhet. Et reoveesete on pärast tahendamistki üsna niiske, peab tugiaine kindlasti olema kuiv, seetõttu tuleb seda õigel ajal varuda ning varju all hoida.

Tugiainet peab olema piisavalt palju. Pahatihi püütakse settele lisada tugiainet nii vähe kui võimalik, sest see on kallis ning ülemäärane tugiaine suurendab oluliselt kompostitava massi hulka. Olukorda saaks leevendada nutika töökorraldusega – kompostisegu tuleks kokku segada tugiaine tugeva liiaga (setet algul pool kuni kolmandik soovitust) ning kui kompost on käima läinud (temperatuur hakkab tõusma), alles siis lisada setet juurde.

Tugiaine valimisel on vaja sõnastada eesmärk – kas tugiaine seob vett või mitte; kas ta muudab komposti poorsemaks ilma liialt sagedase läbisegamiseta või mitte; kas ta aitab tasakaalustada C/N suhet või pH-d; kas ta on kättesaadav ja taskukohase hinnaga; kas ta on puhas või sisaldab võõriseid; kas tugiaine jõuab ka ise laguneda või on välja sõelutav ja taaskasutatav ning kas ta on arvel jäätmetena või mitte. Tugiainete omadusi kirjeldab tabel 17.13.

Tabel 17.13. Komposti tugiainete omadusi (kohandatud [10] järgi)

Tugiaine	Head omadused	Halvad omadused
Puukoor	Aunas temperatuur tõuseb, ent mitte väga kiiresti. Puukoor on suhteliselt kergesti kättesaadav ja selle struktuur ilma täiendava purustamisetagi hea. C/N = 110–140.	Kvaliteet (tükisuurus, niiskus, pH) kõikuv. Ühtlase kvaliteediga kuiv puukoor on kallis. Kõdunenud puukoor sette kompostimisel tugiaineks ei kõlba.
Hakkpuit	Tänu sobivale ja ühtlasele struktuurile õhustab auna väga hästi ning ei lase seda laiali valguda. Aunas tõuseb temperatuur kiiresti ning püsib kaua kõrgena. Kuivainesisaldus 50–60%, C/N = 250–320. Parim materjal reoveesette kompostimiseks.	Suhteliselt kallis materjal, sest seda ostavad ka katlamajad. Sageli liigniiske ning seob siis halvasti vett.
Põhk	Põhk on parim hakituna. Pärast segamist on aunamaterjal õhuline ning temperatuur tõuseb selles kiiresti. C/N = 85–100, kuivainesisaldus (sõltuvalt aastaajast) 50–65%, kaaliumisisaldus suur.	Aun vajub kiiresti kokku ning seda on vaja tihti segada. Värske põhk seob halvasti vett. Põhupallide purustamine nõuab lisatööd. Pallinöörid tuleks käsitsi välja korjata, sest nad ummistavad aunapöörlit ja viivad mulda mikroplasti.

Tugiaine	Head omadused	Halvad omadused
Turvas	Kuivainesisaldus *ca* 75%, imab hästi vett. Valida on mitmesuguse struktuuri ja omadustega turvast. Annab kompostile hea väljanägemise.	Peen freesturvas ei lase õhku auna sisemusse ning seetõttu on massi vaja tihti segada. Happeline (pH < 7) ning C/N väike (45–50). Aunas ei tõuse temperatuur piisavalt, mistõttu haigusttekitavad bakterid hävivad aeglaselt. Külmunud aun sulab kaua. Turvas võib olla akumuleerinud õhust toksilisi aineid.
Puulehed	Struktuur ja niiskus stabiilsed. Odavad ning sügiseti hästi kättesaadavad. Kompost näeb hea välja.	Ei ole aasta ringi saadaval. Võivad sisaldada võõriseid, sh kilekotitükke. C/N väike (40–60). Et temperatuur tõuseb aunas aeglaselt, on seda vaja tihti segada. Suviste ja sügiseste puulehtede omadused ei ole ühesugused.
Hakitud lammutuspuit	Odavam kui puukoor või hakkpuit. Väga kuiv (kuivainesisaldus 80–85%). C/N ≈ 200.	Võib sisaldada ebasoovitavaid võõriseid, sh värvijääke. Struktuur ebaühtlane ning iga koorma omadused on erinevad. Tootena sertifitseerimisel ei ole lubatud.

Sageli kasutatakse kuivatamata puukoorepuru või hakkpuitu, mis suurendavad küll poorsust, ent vett ei ima ega lisa kergesti omastatavat süsinikku. Seetõttu on kompostitav mass liiga niiske ning süsinikku võib puudu jääda. Tugiaine peab olema kuiv ja imama tõhusalt vett, ilma et kompostimassi struktuur muutuks. Mida kõrgemaks tõuseb aunas temperatuur, seda rohkem aurustub vett ning ilmneda võib paradoks: kui algul oli reoveesettekompost liiga niiske ning vett püüti tugiainetega imada, siis lõpufaasis võib settekompost olla liiga kuiv ning vajada niisutamist. Liiga kuivas keskkonnas aeglustub mikroobide elutegevus ning kompostimine peatub. Niisutamisel tuleb silmas pidada, et:

- kastmisveena saab edukalt ära kasutada kompostimisväljakult ära juhitavat liigvett;
- alates sellest, kui kompost on läbinud termofiilse tsooni ja muutunud hügieeniliseks, tohib niisutamiseks kasutada ainult puhast vett.

Tugiainevajaduse saab määrata valemist 18.4 [11]:

$$G_t = \frac{M_j G_j - M_v G_j}{M_v - M_t} \quad (kg), \qquad (18.4)$$

kus G_t on tugiaine ja G_j sette märgmass (kg) ning M_t tugiaine, M_j sette ja M_v kompostitava segu soovitatav suhteline niiskus %.

Reoveesette kompostimiseks vajalikku tugiainehulka saab väljendada mahu või massi järgi (tabel 17.14).

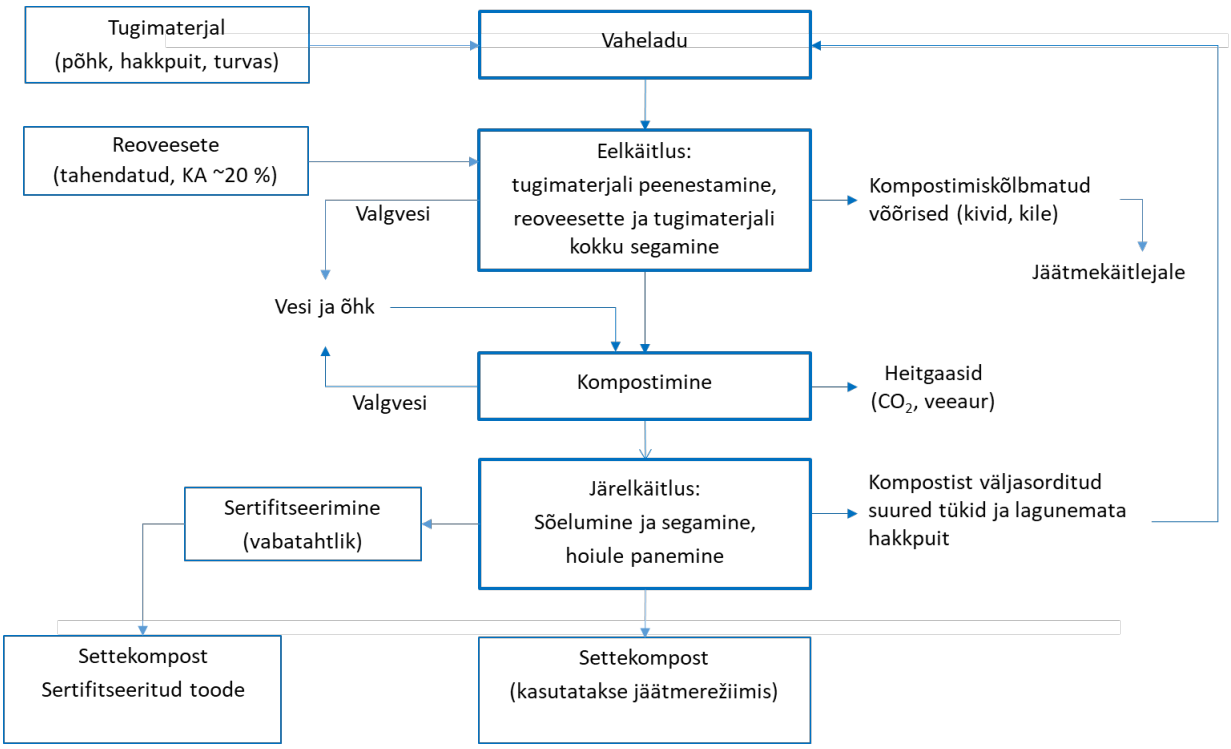
Tabel 17.14. Tugiainevajadus [10, 12]

Tugiaine	Minimaalne tugiainehulk	
	massi järgi %	mahu järgi (sete : tugiaine)
Põhk	20	1 : 2,5–3
Hakkpuit	30	1 : 1,5–2

Hakkpuidu mahumass on 0,25–0,35 t/m³, reoveesette mahumass 0,8–1,0 t/m³.

Kompostimistehnoloogia valik

Reoveesetet on võimalik kompostida mitmel moel. Aunkompostimine on kõige rohkem levinud, sest on paindlik ja kõige vähem investeeringuid nõudev. Trummelreaktorites valmib kompost kiiremini ning keskkonnaolud on paremini kontrollitavad, kuid see on kallim ning ei sobi suurte koguste jaoks. Kompostimise vooskeem, mis ei sõltu tehnoloogia valikust, on kujutatud joonisel 17.18.



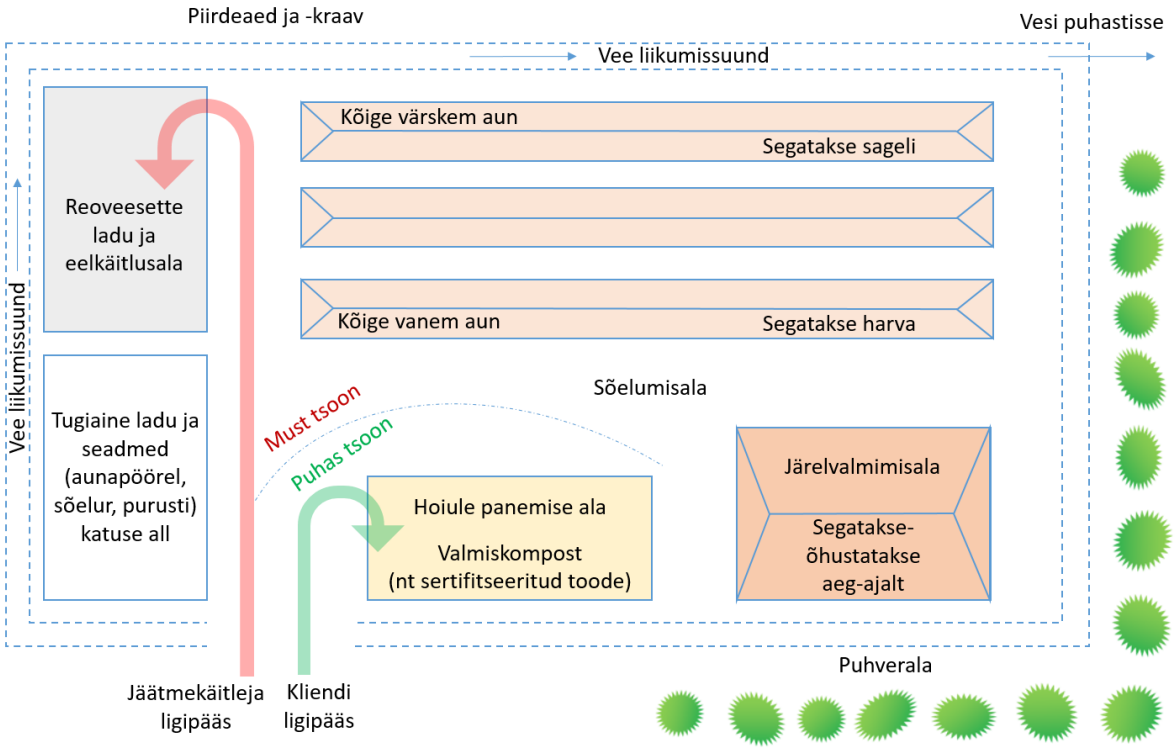
Joonis 17.18. Kompostimise vooskeem

Eelkäitlus seisneb kompostimiskõlbmatute võõriste väljasortimises tugimaterjalist, tugimaterjali peenestamises ja sõelumises (kui vaja) ning kompostimiseks soodsa koostisega (C/N, poorsus, niiskus) segu valmistamises. Peenestamine kiirendab lagunemist – temperatuur tõuseb ning kompost valmib kiiremini.

Kompostimise ajal on kompostimassi seisundit võimalik hinnata hapnikutarbe ja CO_2 lendumise kaudu või temperatuuri järgi. Kui massi soojenemine jätkub ka pärast auna segamist, on lagunemine aktiivne ning kompostimine kulgeb normaalselt. Kompostimise massibilanss oleneb lähtematerjalist. Valmiskomposti maht on algsest ligikaudu 50 % väiksem. See väheneb veelgi, kui kuivast ja koredast valmiskompostist kõdunemata tugiaine välja sõeluda ja uuesti kasutamiseks alles hoida.

Valmiskompost jäetakse **järelvalmima**. Järelvalmimisaunad anaeroobseks muutuda ei tohi ning seetõttu neid aeg-ajalt segatakse või puhutakse neisse aunaaluste torude kaudu õhku. Järelvalmimise kestuse kohta on õige mitmesuguseid soovitusi – mõnest nädalast kahe aastani.

Komposti väärtuse suurendamiseks võib valmiskompostist ka kasvusegusid valmistada. Silmas tuleb pidada, et kui komposti kavatsetakse sertifitseerida, siis segusid tohib teha alles sellest kompostist, mis on läbinud sertifitseerimise.



Joonis 17.19. Aunkompostimisplats [10] järgi

Tüüpilisel **aunkompostimisplatsil** (joonis 17.19) on:

- reoveesette ladu (kindlasti katuse all);
- tugiaine ladu (soovitavalt katuse või katte all);
- aunapöörli, sõeluri, hakkuri hoiuala;
- kompostimisala, kus paiknevad aunad;
- nõrgvee kogumissüsteem;

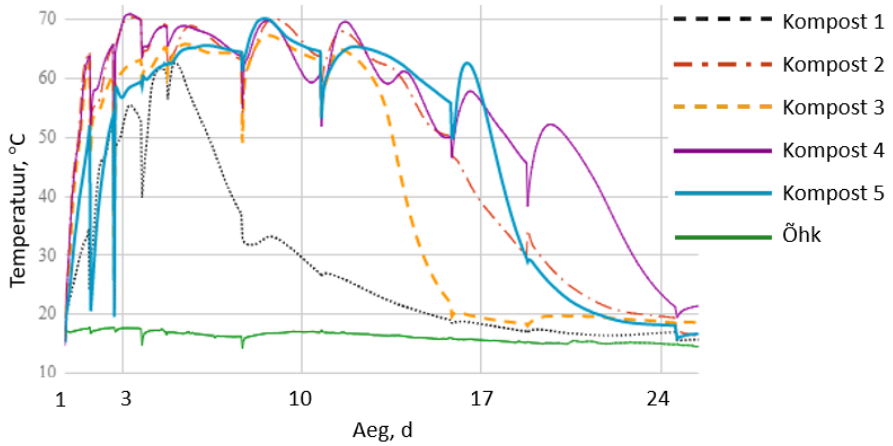
- järelvalmimisala: aunade ja järelvalmimisala jaoks on vaja ruumi 1,2–2,5 m^2/t aastas;
- juurdepääsu- ja liikumisteed (puhas ala kliendi jaoks, must ala reoveesette käitleja jaoks);
- piirded;
- kompostimisväljakut ümbritsev haljastatud puhverala (soovitatav).

Kompostimisplats on jäätmeseaduse mõistes jäätmekäitluskoht, s.o maa-ala, kus tegeldakse jäätmete taaskasutamisega ning kus ei pea tingimata hooneid olema.

- **Aunkompostimine**

Levinuim reoveesette kompostimise viis on aunkompostimine. Kompostiaunad tehakse tavaliselt 1,5–2 m kõrged ja alt 3–5 m laiad, pikkus oleneb väljaku suurusest. Mida koredam mass, seda suurem võib olla aun. Aun ei tohi olla nii kõrge, et ta omaenese raskuse all ülemäära tihedaks vajub. Valmiskompost õhku palju ei vaja ning selle aun võib olla kõrgem.

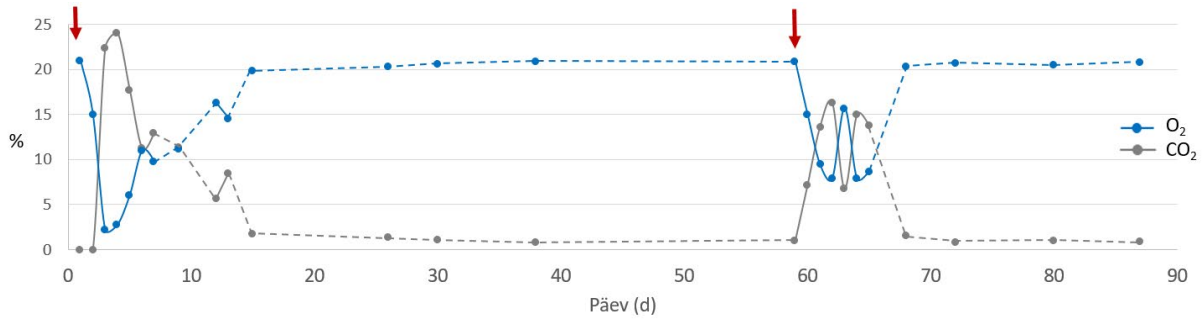
Komposti tuleb regulaarselt **segada** – mida sagedamini, seda kiirem on protsess. Segamine hajutab niiskuse ja lõhub klombid, aitab lagugaasil lenduda, rikastab komposti õhuhapnikuga ning soodustab bakterite elutegevust, mis omakorda hoiab kompostitava massi ühtlaselt soojana isegi jaheda ilmaga. Segamine küll algul jahutab massi (seetõttu tuleb talvel olla sellega ettevaatlik), ent siis hakkab temperatuur lisandunud õhuhapniku toel uuesti tõusma (joonis 17.20). See annab tunnistust sellest, et oligi puudus hapnikust ning ka seda, et reoveesete ei ole veel lagunenud ning kompost ei ole küps. Kui temperatuur ei tõuse enam ka pärast läbisegamist, viitab see orgaanilise aine stabiliseerumisele, nt joonisel 17.20 saabus see ka kõige ebasoodsama koostisega kompostil 25-ndal päevaks.



Joonis 17.20. Kompostimist iseloomustav temperatuurigraafik

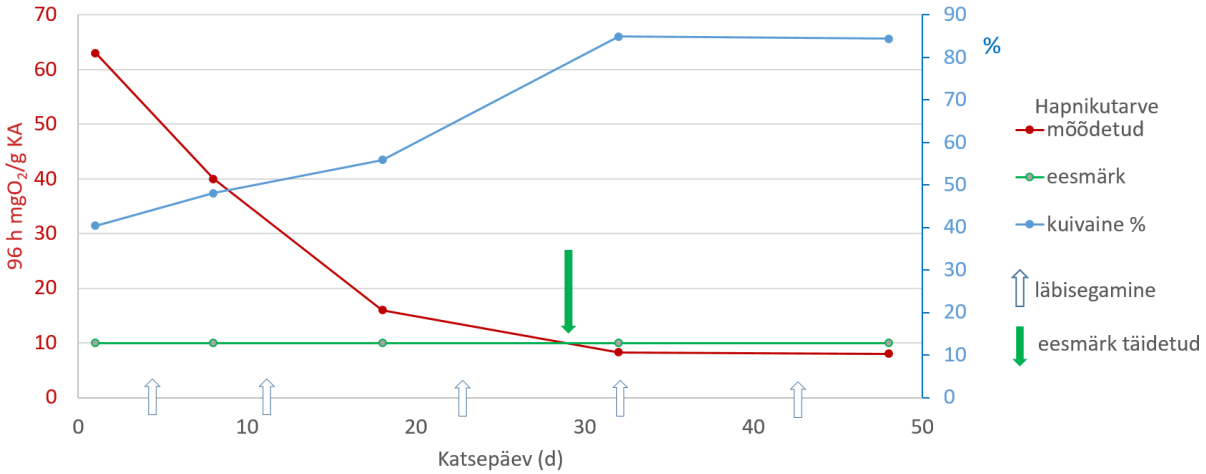
Segamisvajaduse üle võib otsustada ka pooride hapnikusisalduse järgi – kui see langeb alla 10–15 % (välisõhus on hapnikku 21 %), on vaja auna õhustada. Esimestel kompostimispäevadel langeb hapnikusisaldus väga kiiresti, seega võib olla vaja aunasid segada lausa iga päev. Kuna hapniku ja

süsihappegaasi sisaldus on pöördvõrdelised (joonis 17.21), piisab neist emma-kumma mõõtmisest, et segamise kohta otsuseid teha. Joonisel 17.21 näitab iga murdepunkt lagugaaside koostise mõõtmist ning noolega on osutatud sette lisamisele ja sellest tingitud muutustele gaaside koostises – hapnikusisaldus langeb kohe ja süsihappegaasi sisaldus tõuseb. Kompostimise algusnädalal võib seega olla vaja aunu segada iga päev, järgnevatel nädalatel kord nädalas ning küpsemisfaasis harvem. Kui setet kompostimise käigus juurde lisada, tuleb pärast seda aunu taas sagedamini segada.



Joonis 17.21. Hapnik ja süsihappegaas kompostiaunas, kuhu setet lisati kaks korda (tähistatud noolega)

Stabiilne kompost on selline, milles suurem osa orgaanilisest ainest on biolagunenud ning mikrobioloogilised protsessid aeglustunud. Stabiilse komposti bioloogiline aktiivsus ei tohi olla pöörduv ega suureneda ka nt niiskuse või hapnikusisalduse suurenemisel või vees lahustuva lämmastiku lisamisel. Orgaanilise aine stabiliseerimise käiku iseloomustab joonisel 17.22 kujutatud hapnikutarbe vähenemine kompostiaunas. Eesmärk 10 mg O_2/g KA täideti ligikaudu kuu aja möödudes. Hapnikutarve sealt peale enam oluliselt ei vähenenud ning komposti edasine töötlemine (läbisegamine) stabiilsust ei suurendanud. Selle aja jooksul vähenes ka veesisaldus ning kompost muutus kuivemaks.



Joonis 17.22. Hapnikutarve kompostimise käigus

Segada on kindlasti vaja ka siis, kui temperatuur auna sees tõuseb üle 60–70 °C. Liigne kuumus ei tule kasuks, sest kompostimine lakkab kuivuse tõttu. Seda tuleb ette siis, kui peale reoveesette hakkab aktiivselt lagunema ka tugimaterjal.

Kompostimiseks on vaja seadmeid. Frontaallaadur või koppekskavaator kõlbavad auna kokku kuhjamiseks, ent mitte segamiseks. Aunad tuleb pöörata „seest väljapoole“, et välimine jahe, niiske ja hapnikurikas kiht satuks uue auna südamikku ning auna kuumast keskosast saaks uue auna väliskiht. Kompostiaunu segatakse tavaliselt spetsiaalse aunapöörli abil. **Aunapöörel** (ingl *windrow turner*) segab, õhustab, peenestab ja, kui vaja, ka niisutab kompostitavat massi. Peenestamine on nii põhjalik, et valmiskompostiga seda enam tegema ei pea. Pöörel sõidab piki auna ja heidab komposti enda taha või kõrvale uude auna. Mõnega saab korraga ümber pöörata terve auna, mõni teeb seda kihiti. Lihtsamad masinad on järelveetavad, täiuslikumad liiguvad omal jõul (joonis 17.23).





Joonis 17.23. Aunapöörlid: a – järelveetav COMPOST and WASTE Technology ST-300 Võrus, b – liikurpöörel BACKHUS Tartu reoveepuhasti kompostimisväljakul (Fotod: M. Kriipsalu)

Ilmastiku mõju aunkompostimisele on väga suur. Vihma, tuule ja lume vastu aitab aunade katmine veekindla **kattekangaga**. Kangas või *Goretex*-membraan tõkestab sademevee juurdepääsu, piirab haisu ja bioaerosoolide levimist, vähendab soojuse kadu ja hoiab massi niiskena. Lagugaasid pääsevad kattest läbi.

- **Reaktorkompostimine**

Reaktorkompostimine sobib seal, kus aunade jaoks ei jätku maad ning kus peab hoiduma lagugaaside levimisest. Kompostitavat massi segatakse, õhustatakse, niisutatakse ja soojendatakse kinnises reaktoris seni, kuni termofiilne faas käima läheb. Protsess algab kohe ning kuigi kompostimine päris lõpuni ei jõua, laguneb suurem osa orgaanilisest ainest ligikaudu kahe nädalaga. Reaktorist välja võetud kompost pannakse mõneks ajaks aunadesse laagerduma.

Trummelreaktor (joonis 17.24) on pikk silinder, mille läbimõõt on 2,5–3 m ning maht 30–500 m^3. Kompostitavat massi segab aeglaselt pöörlev trummel, mille sees olevad labad tõukavad massi aegapidi tühjendusluugini. Eestis on trummelreaktorid Põlva, Võru ja Keila reoveepuhastitel.



Joonis 17.24. Põlva reoveepuhasti trummelreaktor (Foto: M. Kriipsalu)

Kompostimist mõjutavad tegurid

Kompostimisel kulgevate bioloogiliste, keemiliste ja füüsikaliste protsesside edukaks toimumiseks on vaja täita teatud nõudeid, mis võivad iga reoveepuhasti sette ja iga tugimaterjali jaoks olla pisut erinevad.

Niiskus. Kompostitav mass peab olema parajalt niiske. Kuivas keskkonnas mikroorganismid elada ei saa, liigne vesi tõrjub aga pooridest õhu ning muudab massi anaeroobseks. Massi suhteline niiskus peab olema vähemalt 30 %, soodne on 45–65 %. Kui see on vaid 12–25 %, bioloogiline lagunemine lakkab. Et kompost aja jooksul kuivab, peaks algne kompostisegu olema osutatust niiskem. Kompostitava materjali niiskus on paras, kui pihku pigistatud mass teeb käe märjaks, aga vett välja ei saa. Liigse vihmavee eest on mõistlik aunad kinni katta, kuivamise vältimiseks neid kastetakse. Valmiskomposti suhteline niiskus peaks olema 35–45 %, sest siis ta ei lähe laos hallitama.

Vesi aitab reguleerida protsessi soojusbilanssi. Osa soojusest kulub vee aurustamisele (ühe grammi orgaanilise aine lagunemisel aurustub 10 g vett). Kui vett on vähem, võib lagunemisel tekkida ülearust soojust. Siis on aunu vaja jahutamiseks segada või niisutada.

Kompostitava massi suhtelist niiskust saab arvutada valemist 18.6 [10, 13]:

$$M_{ks} = \frac{M_t G_t + 100 G_j}{G_j + G_t} \quad (\%) \ , \qquad (18.6)$$

kus M_{ks} on segu kompostimiseelne ja M_t tugiaine suhteline niiskus %, G_j – kompostitavate jäätmete ning G_t – tugiaine märgmass tonnides.

Reoveesete võib tahendatuna küll kuiv tunduda, ent rakkudes on rohkesti vett, mis rakustruktuuri lagunemisel vabaneb ning komposti liigniiskeks muudab.

Hapnik. Kompostitavas massis peab olema piisavalt õhuhapnikku. Sobiva poorsusega aunades on õhustus loomulik: soojad lagugaasid tõusevad üles ja altpoolt tuleb välisõhk asemele. Värskele kompostile on vaja rohkem hapnikku kui vanale. Komposti aitab õhustada korrapärane läbisegamine, kuigi sellega kaasneb soojuskadu. Segamine aitab aunast välja lasta ka lagugaase. Kuigi kompostiaunu võib ka sundõhustada, ei asenda see kompostimassi kobestamist.

Poorsus. Mida koredam on kompostitav materjal, seda paremini liigub selles õhk. Massi poorsust aitab suurendada tugiaine. Massi poorsus peaks olema 20–35 %. Kompostimist kiirendab tugiaine peenestamine, sest siis on selle eripind suurem, protsessid kiiremad ning kompost soojeneb kiiremini. Jäätmete peenestamiseks on mitmesuguseid seadmeid, kuid eelistama peaks haamerveskeid, mis jäätmeid ei lõika, vaid rebivad – karedat lõikepinda asustavad mikroorganismid kiiremini kui siledat. Et materjal kompostimise kestel kokku vajub, on vaja seda poorsuse taastamiseks kobestada.

Süsiniku ja lämmastiku suhe (C/N). Orgaanilist ainet lagundavad bakterid vajavad energiaallikana süsinikku ning valkude moodustamiseks lämmastikku kindlas vahekorras, soodne C/N = (20–30):1. Kui lämmastikku on liiga palju, tekib protsessi inhibeeriv ammoniaak, bioloogiline aktiivsus langeb ning kompostiaun hakkab haisema. Orgaanilise aine lagunemine aeglustub ka siis, kui lämmastikku on liiga vähe, sest siis jääb temperatuur auna sees madalaks ning tõuseb vajaliku tasemeni aeglaselt. Kompostisegu õigest C/N-suhtest siiski alati ei piisa – kui süsinik või lämmastik ei ole omastatav, võib tekkida energiapuudus ning ei vabane piisavalt soojust.

Kompostimise kestel massi lämmastikusisaldus tavaliselt ei muutu, süsinikku jääb aga vähemaks. Valmiskomposti C/N = (12–20):1. Kui see suhe on suurem, jätkub komposti orgaanilise aine lagunemine ka mullas ning sellega kaasneb mullalämmastiku kadu.

Inhibiitorid ja mürgid. Kompostitav segu ei tohi sisaldada bioloogilisi protsesse pidurdavaid aineid (inhibiitoreid) ega mürke, seetõttu ei kõlba selle hulka värvitud ja immutatud lammutuspuit, hakitud vineer ega puitlaastplaadid. Värvide ja kemikaalide koosseisus olevad raskmetallid akumuleeruvad kompostis ning kui nende hulk ületab piirväärtusi, muutub kogu kompostipartii kõlbmatuks.

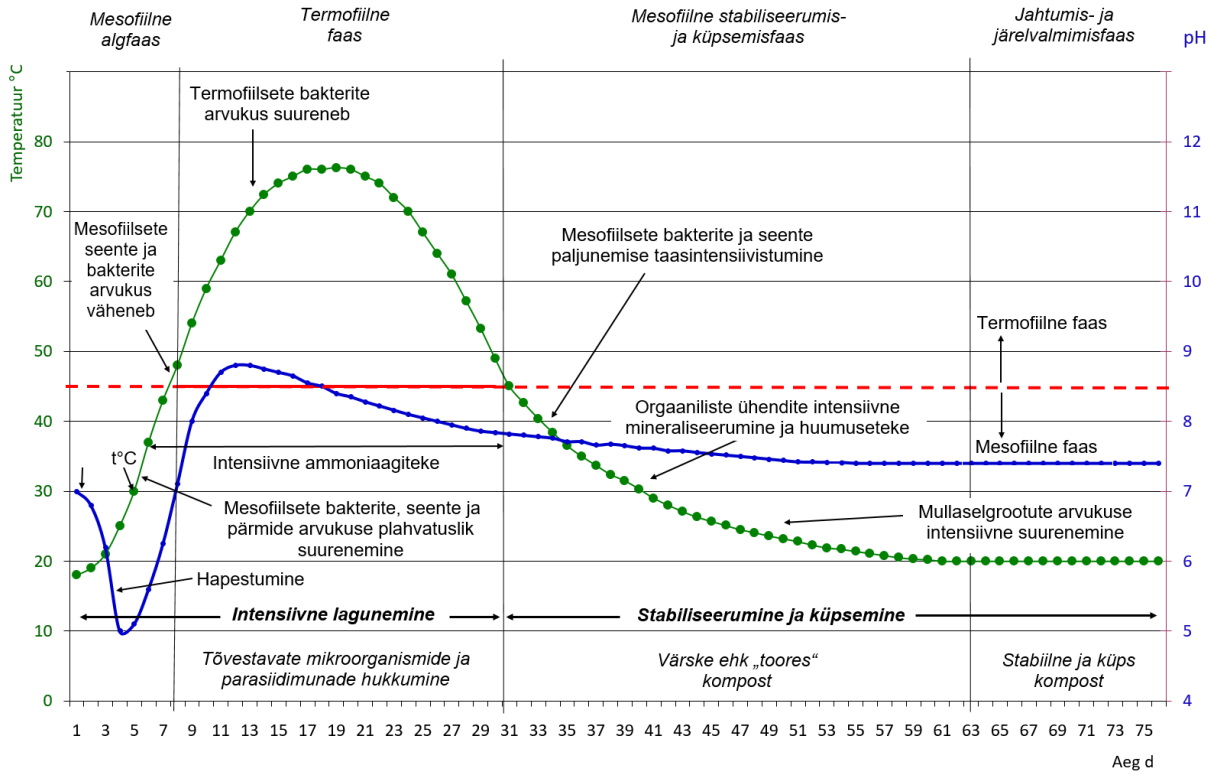
Kompostielustik. Kompostimises osalevad bakterid, seened ja muud mullaasukad (nt vihmaussid). Mikroobid saavad energiat ja toitaineid orgaanilisest ainest ning hapnikku kompostitükikeste vahele jäävast õhust. Seened, kes on võimelised lagundama hemitselluloosi, tselluloosi ja ligniini, ei talu hapnikupuudust ega kuumust ning elavad vaid küpsemas kompostis.

Temperatuur. Temperatuuri, mis on bioloogilise aktiivsuse olulisemaid tegureid, on vaja jälgida selleks, et olla veendunud komposti ohutuses, aru saada aunades kulgevatest protsessidest ning teha otsuseid aunade segamisvajaduse või komposti küpsuse kohta. Kui komposti soovitakse sertifitseerida ja tootena turustada, peab kompostimise kulgu tingimata jälgima ja dokumenteerima [9].

Kompostitav materjal soojeneb bakterite elutegevusega kaasnevate eksotermiliste reaktsioonide tulemusel iseenesest. Külmas (alla 5 °C) kompostiaunas elutegevus soikub ning on loid seni, kuni temperatuur tõuseb 20 °C-ni. Soojenevas keskkonnas mikroorganismide aktiivsus peaaegu kahekordistub iga kümne kraadiga. Eesti kliimas on otstarbekas aunad soojuskao vähendamiseks ja liigse vihmavee vastu külmal ajal kinni katta.

Temperatuuri kulg on kompostimise põhifaasides isesugune (joonis 17.25) [10]:

- **mesofiilses algfaasis** hakkavad orgaanilist ainet lagundavad bakterid intensiivselt paljunema, kompostitav mass soojeneb ning pH alaneb;
- **termofiilses faasis**, mille kestel temperatuur tõuseb ühe-kahe päevaga 60–70 kraadini, hukkub enamik jäätmeis leiduvatest tõvestavatest organismidest, taimekahjureist ja parasiitidest ning umbrohuseemned hävivad. Komposti kasutada veel ei saa, sest nii lühikese aja jooksul jõuavad laguneda ainult kergesti lagunevad orgaanilised ained;
  NB: Reoveesette puhul sõltub temperatuuri tõus otseselt kompostitava sette omadustest ja selle eelnevast stabiliseerimisastmest (vt ka joonist 17.17). Liiga kaua vedelfaasis stabiliseeritud sette puhul võib termofiilne faas kompostimisel saavutamata jääda.
- **mesofiilses küpsemisfaasis** püsib temperatuur vahemikus 35–55 °C ning hakkab siis toitainete ammendumise tõttu alanema. Raskesti lagunevate ühendite (nt vahad ja vaigud) sisaldus ajapikku väheneb. Mõne kuu pärast võib komposti kasutada, ehkki huumus moodustub ja taimetoitesoolad muutuvad kättesaadavaks alles järgmises faasis;
- **jahtumis- ja järelvalmimisfaasis** väheneb mikrobioloogiline aktiivsus veelgi. Temperatuur ei tõuse enam üle 40 °C isegi siis, kui kompostimass läbi segada. Komposti ilmuvad vihmaussid. Järelvalmimise ajal kompost küpseb ning moodustub komposti hinnatuim osa – huumus. Komposti väetusväärtus suureneb, sest toitesoolad muutuvad taimedele kättesaadavaks.



Joonis 17.25. Temperatuuri ja pH muutumine kompostimise kestel [10]

Eri jäätmete kompostimisel kehtivad temperatuuri ja selles viibimise aja suhtes eri nõuded:

- reoveesette aunkompostimisel peab temperatuur ≥ 55 °C püsima vähemalt kümme või ≥ 65 °C vähemalt kolm ööpäeva, reaktorkompostimisel ≥ 60 °C vähemalt kolm ööpäeva [1, 9]
- loomsete kõrvalsaaduste, mille tükisuurus ei tohi olla üle 12 mm, kompostimisel peab temperatuur tõusma 70 °C-ni ning püsima üks tund [14]. Sellised jäätmed on näiteks rasvapüüniste rasv.

Temperatuuri mõõdetakse auna sees, mitmes kohas ümber auna ning vähemalt 60 cm sügavusel, sest kogemuste kohaselt ulatub nii sügavale ilmastiku mõju. Termomeetri varras peaks olema meetri pikkune.

Liiga kuumaks kompost minna ei tohi, sest temperatuuril 75–80 °C mikrobioloogiline tegevus lakkab ning kompostitav mass kuivab.

pH. Kompostimisel on oluline massi pH. Enamikule baktereist sobib vahemik 6–7,5 ning seentele, kes taluvad pH kõikumist paremini, vahemik 5,5–8. Kui hapnik otsa saab, siis lagunemine jätkub hapnikuvaeses keskkonnas, kus tekivad lenduvad rasvhapped ning pH alaneb (joonis 17.25). Kompostitava massi pH-d on aunas raske reguleerida. Kui juba reoveesete ise on happeline, siis tugiainena happelist turvast kasutada ei ole mõistlik. Lubja ja tuha lisamine muudab massi küll

aluseliseks, ent pidurdab mikroorganismide tegevust. Tuhka soovitatakse segada vaid valmiskomposti hulka.

Keskkonnahäiringud

Kuigi kompostimine ei ole keskkonnaohtlik tegevus, võib see põhjustada keskkonnahäiringuid. Haisu, tolmu, müra ja õhku pääsevate aerosoolide vähendamiseks või vältimiseks ning lindude, näriliste ja putukate tõrjumiseks tuleb rakendada kõiki asjakohaseid meetmeid, kui nendega seotud kulud ei ole ilmselgelt ülemäärased. Tolmu ja pori vastu aitab kõvakattega kompostimisplatsi harjamine. Närilisi tõrjutakse mürgi abil.

Reoveesette kompostimisplatsilt valguv ja kompostist nõrguda võiv vesi (**valgvesi**) on kange, bakterioloogiliselt saastunud, sisaldab rohkesti orgaanilist ainet, lämmastikku ja fosforit ning tuleb reoveepuhastisse juhtida.

Haisu põhjustavad peamiselt aunades aegajalt tahtmatult tekkivast anaeroobsest keskkonnast pärit vahelagusaadused – lenduvad orgaanilised happed, aldehüüdid, alkoholid ja estrid, amiinid, indool, väävelvesinik, merkaptaanid ja ammoniaak. Lahtisel kompostimisplatsil haisu tavaliselt ei tõrjuta, küll on aga soovitatav aunade segamise ajal jälgida tuule suunda, et hais asula poole ei kanduks. Haisu vähendab oluliselt aunade sage läbisegamine.

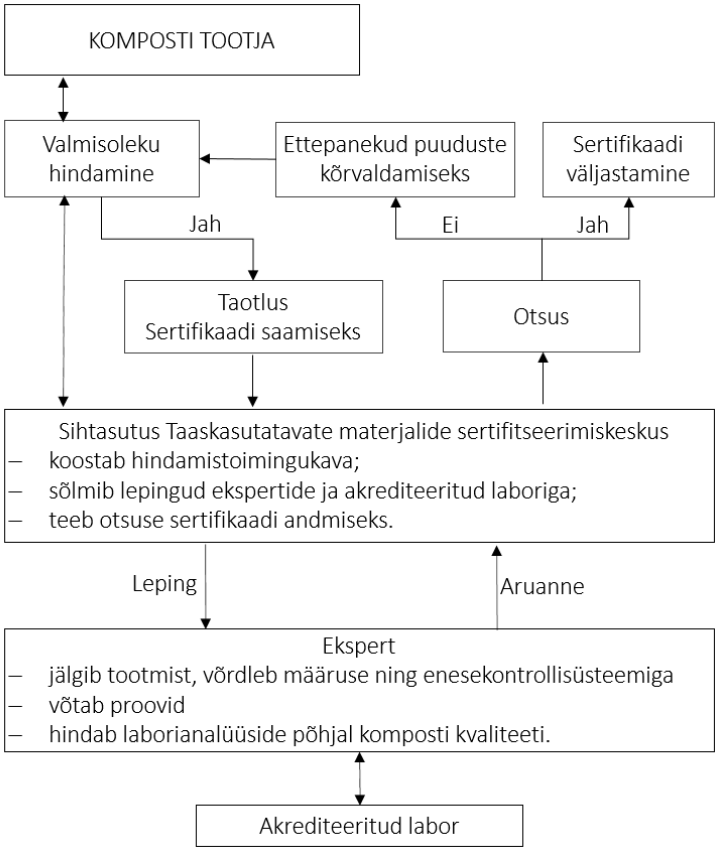
Aunakatte alt ja reaktoritest tulevat ventilatsiooniõhku on võimalik puhastada komposti, turba, hakkpuidu, kookoskiu vms loodusliku koreda materjaliga täidetud 1,5–2 m paksuses (koormus 100–150 m^3/m^2 tunnis) õhubiofiltris.

Komposti sertifitseerimise käik

Kui eesmärgiks seatakse toote valmistamine, tuleb nii tootmiskorraldus kui ka kompost sertifitseerida keskkonnaministri määruse [9] kohaselt, mille põhiseisukohad on järgmised:

- komposti kui toodet saab ainult reoveesettest ja teatud tugimaterjalist;
- kompostist saab toode vaid siis, kui sertifitseeritud on nii kompost kui ka komposti tootev ettevõte.

Valmiskomposti kui toote sertifitseerimiskorraldus, nii nagu soovitab seda sihtasutus *Taaskasutatavate Materjalide Sertifitseerimiskeskus*, on kujutatud joonisel 17.26.



Joonis 17.26. Reoveesettekomposti kui toote sertifitseerimise korraldus Eestis

Komposti kasutamine

Valmiskompost on peaaegu must, kore ning väetusainerohke ja tasakaalustatud huumusetaoline aine, mis sisaldab põhiväetusaineid ja mikroelemente. Toores kompost seevastu on kasutuskõlbmatu, sest see seob taimedele vajalikku lämmastikku, vähendab mulla hapnikusisaldust ning võib taimedele isegi toksiline olla. Valmiskompostis ei tohi olla liigselt raskmetalle. Põllumajanduses, haljastuses ja rekultiveerimisel kasutatava settekomposti raskmetallisisaldus peab jääma alla ametlikult kehtestatud piirväärtuste [1], kuid tootena kasutatava settekomposti raskmetallisisaldus peab olema veelgi väiksem [9].

Komposti kuivaines peab olema vähemalt 15 % orgaanilist ainet ning ei tohi olla üle 0,5 % võõriseid. Kompostiliitris ei tohi leiduda üle kahe idanemisvõimelise umbrohuseemne ning 25 grammis kuivas kompostis ühtki bakterit *Salmonella*. Teada peab olema komposti üldlämmastiku-, üldfosfori- ja üldkaaliumisisaldus (% kuivainest), mahumass (g/l), veesisaldus (g/l) ning pH. Soolsus (elektrijuhtivus) peab taimekasvatuses kasutamise korral jääma alla 3 mS/m. Raskmetallide piirväärtusi saab teada ametlikest dokumentidest. Üks reoveesette ja sellest valmistatud toote kvaliteedinäitajaid on stabiilsus, mis iseloomustab materjali bioloogilist aktiivsust ja orgaanilise aine lagunemise määra. Stabiilne kompost on selline, milles suurema osa orgaanilise aine biolagunemine on lõppenud ning

mikrobioloogilised protsessid aeglustunud. Seda näitab temperatuuri pöördumatu alanemine (joonis 17.25), mida ei muuda ka komposti läbisegamine, ning hapnikutarbe kahanemine. Stabiilsus on oluline, sest ebastabiilse komposti kasutamine võib olla kahjulik taimedele selles leiduda võivate mürgiste ühendite tõttu, põhjustada mullas hapnikupuudust või ladustamisel tekitada anaeroobse keskkonna, mis emiteerib keskkonda metaani.

Komposti head omadused ilmnevad aeglasemalt kui mineraalväetiste omad. Harrastusaianduses tuleb kompost kindlasti segada mineraalmullaga – seemneid puhta komposti sisse külvata ei maksa, sest selles on liiga palju taimetoitesooli. Kompost parandab mulla struktuuri – suurendab poorsust, õhustatust ja veejuhtivust ning vähendab tihenemist ja erosiooniohtu. Muld muutub kergemini küntavaks, mis väljendub väiksemas kütusekulus. Kompost muudab mullaelustiku arvukamaks – mikrobioloogilist biomassi on oluliselt rohkem kui kompostiga väetamata mullas ning see suurendab vastupanuvõimet taimehaigustele. Kompost lisab mulda väetusaineid, mis peavad olema taimedele kättesaadavad. Selles suhtes on reoveesettekompostil puudus – kui fosfor on reoveest kõrvaldatud keemiliselt, läheb kaua aega, kuni see taimedele omastatavaks muutub.

Kompost säilib pikka aega, ent mitte igavesti. Ära tuleks ta kasutada ühe aasta jooksul, sest ajapikku ta väetusväärtus langeb. Kvaliteetkomposti tuleks hoida varjul nagu muidki kaupu. Niiske komposti laotamiseks on vaja sõnnikulaoturit, kuiva saab laotada ka mineraalväetiselaoturiga. Settekomposti **kasutamist** kitsendavad nõuded kehtivad nii komposti valmistaja kui ka tarbija suhtes.

17.3.3 Reoveesette anaeroobne stabiliseerimine

Anaeroobne kääritamine (ka metaankääritamine, biogaasistamine) on üks levinumaid reoveesette stabiliseerimise mooduseid. Kääritamine toimub metaantankis ehk kääritis hapnikuvabas keskkonnas, kus settes olevad orgaanilised ühendid järkjärgult lagunevad. Laguprotsessi neli põhilist keemilist ja biokeemilist reaktsiooni on hüdrolüüs, atsidogenees, atsetogenees ja metanogenees. Nende protsesside tulemusena tekib biogaas ning järele jääb käärimisjääk ehk digestaat.

Anaeroobse kääritamise peamised eelised ja puudused võrreldes aunkompostimisega on kirjas tabelis 17.15.

Tabel 17.15. Sette anaeroobse käitlemise eelised ja puudused [7, 15]

Kääritamine	**Aunkompostimine**
Eelised	**Puudused**

• Käärimine toimub kinnises reaktoris, kust haisu ei levi. • Metaan on energiaallikas. • Reaktor ei võta palju ruumi. • Piisavalt pika viibeaja korral on muda stabiliseerumine tagatud aasta läbi. • Sette kuivainesisaldus väheneb ja tahenemisomadused paranevad.	• Aunkompostimine toimub lahtistes aunades, mis läbisegamisel haisevad. • Kompostimisel eralduvaid lagugaase ei saa ära kasutada. • Aunad võtavad palju ruumi. • Talvel aunad külmuvad ning lahtistes aunades kompostimine võib talvel võimatu olla. • Setet tuleb segada suure hulga tugimaterjaliga. See on kallis ja suurendab valmiskomposti hulka.
Puudused	**Eelised**
• Kallis rajada. • Käärimisel sete ei soojene, vaid reaktoreid tuleb kütta • Temperatuur on vaid 35–37 ^{0}C (mesofiilne), millest ei piisa tõvestavate organismide hävitamiseks. • Käärimissaadus (digestaat) on vedel ning vajab tahendamist ja mõnikord ka järelkompostimist, et ta oleks paremini kasutatav. • Seadmed ja protsessid on keerukad. käitamisvigade parandamine võib olla keeruline ja aeganõudev. • Plahvatusoht (ATEX-tsoonid) ja sellega kaasnevad piirangud tekitavad vajaduse eriseadmestiku ja ohutusega seotud tegevuste järele. • Metaankääritatud sette tahendamisel tekkiv settevesi sisaldab rohkesti ammooniumi, mis annab bioloogilisse puhastusse jõudes märkimisväärse lämmastikukoormuse. • Inhibeerivad ühendid või käitamisvead (nt reaktorite ülekoormamine) võivad rikkuda happemoodustajate ja metanogeenide omavahelist tasakaalu, viies lõpuks substraadi hapestumiseni ja biogaasi tekkimise lakkamiseni.	• Odav rajada. • Aunad soojenevad ise. • Temperatuur tõuseb 70 ^{0}C-ni, millest piisab tõvestavate organismide hävitamiseks. • Valmiskomposti saab kohe kasutada. • Aunkompostimine on lihtne ja arusaadav. Käitusvigu on lihtne parandada ja ära hoida. • Lagugaaside süttimise ohtu ei ole.

Sette stabiliseerumiseks peab viibeaeg olema piisavalt pikk. Mesofiilses režiimis (35–37 ^{0}C) on see ligikaudu kolm nädalat, termofiilses (50–55 ^{0}C) poole vähem [15] Eestis kehtivate normide alusel loetakse sete stabiliseerunuks, kui lenduvate rasvhapete sisaldus on alla 0,43 g KHT/gKAL või kui biogaasi jääkpotentsiaal on alla 0,25 l/gKAL. Biogaasi on võimalik kasutada soojuse või elektrienergia tootmiseks, kuid arvestama peab seda, et osa gaasist kulub reaktorite kütmiseks.

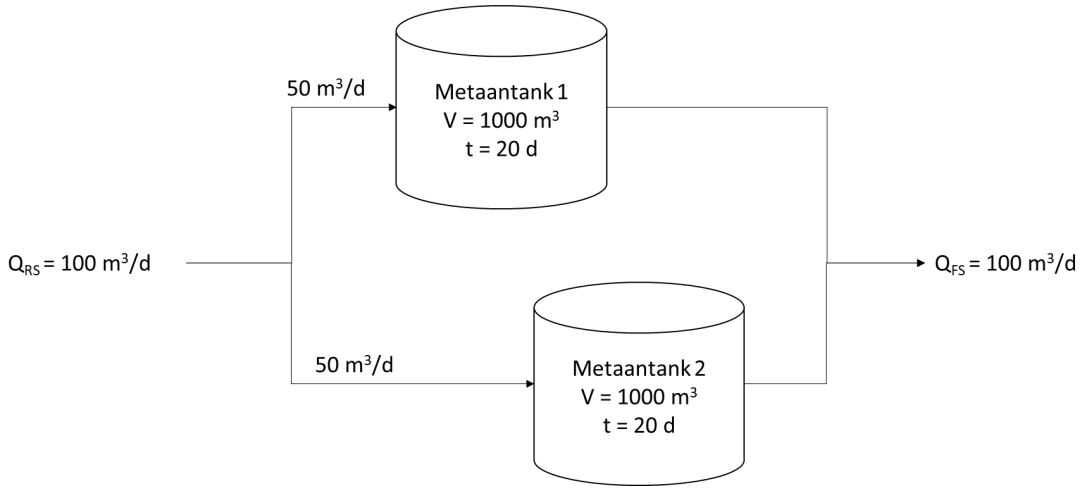
Kääriti (metaantanki) rajamise otstarbekus sõltub nii klimaatilistest teguritest kui ka reoveepuhasti suurusest ja vastu võetavate lisajäätmete (kui neid on) kogusest. Anaeroobset settekäitlust tasub kaaluda puhastites koormusega alates 50 000 ie-st (joonis 17.15), sest õhukindlate metaantankide rajamismaksus on üsna suur ning muda tuleb soojusvahetite abil soojendada. Seetõttu on majanduslikel kaalutlustel enamlevinud (sh Eestis) mesofiilne kääritus, kus temperatuuri hoitakse 35–37 °C juures.

Eestis on anaeroobset settekäitlust rakendatud vaid suuremates reoveepuhastites (Tallinnas, Tartus, Narvas ja Kuressaares). Nendest suurima koormusega on Tallinna reoveepuhasti kääritid (2 x 10 000 m^3), millesse juhitakse keskmiselt 36 tKA/d ning Tartu reoveepuhasti metaantank – 7 tKA/d.

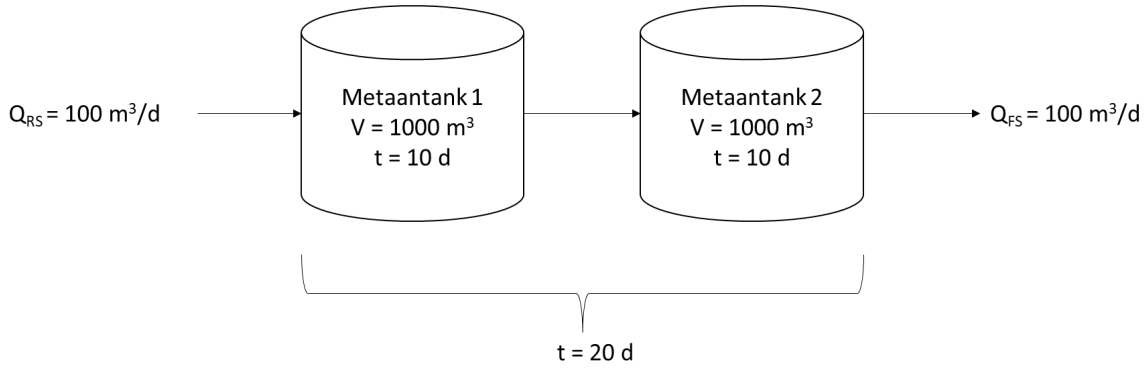
Metaantankide käitamine

Suurtes reoveepuhastites, kus on vähemalt kaks metaantanki, on võimalik kasutada kaht käitamisviisi: üheastmelist ehk paralleelset ning kaheastmelist ehk jadakäitust.

- Üheastmelise puhul koormatakse mõlemat liini võrdselt (joonis 17.27) ning kõik kääritusetapid toimuvad samas mahutis. Üheastmelist süsteemi on võrreldes kaheastmelisega mõnevõrra lihtsam käitada, sest et mõlemad metaantankid on võrdselt koormatud, on nii nende koormusnäitajad kui ka seadmete käitamine ühesugused. Selle käitamisviisi puhul jaotatakse sisendmuda kahe metaantanki vahel võrdselt, mistõttu on mõlemas võrdse mahuga metaantankis muda viibeaeg sama.
- Kaheastmelise ehk jadamisi käitusviisi puhul juhitakse kääritatav muda esmalt esimesse ja seejärel teise metaantanki, mistõttu esimene on teisest rohkem koormatud (joonis 17.28). Kaheastmelise käitamise korral toimub esimeses metaantankis reoveesette hüdrolüüs ning osaline atsidogenees ja metanogenees (vt jaotist 12) ning teises täiendav atsetogenees ja metanogenees. Kaheastmelise süsteemi eelised on sama mahuti suuruse juures suurem orgaanilise koormuse taluvus ja orgaanilise aine tõhusam lagundamine. Kuna metaantanki sisu on täielikult segunenud, on ka otsest läbivoolu vähem. Biogaasi tekib rohkem ja selle metaanisisaldus suurem. Kaheastmelist käitussüsteemi soovitatakse rakendada suurtes puhastites ning eriti madalamatel temperatuuridel ja väiksema mudavanuse korral. Väikeste puhastite kohta kehtivad samad eelised, ent sageli ei tasu kahe metaantanki rajamine majanduslikult ära.



Joonis 17.27. Metaantankide üheastmeline ehk paralleelne käitamine.



Joonis 17.28. Metaantankide kaheastmeline ehk jadamisi käitamine

Metaantanki töötingimusi on mõistlik siduda välisõhu ja toormuda temperatuuriga. Kõige turvalisem on töötada ühtlasel temperatuuril, ent kuna metaantankide tööks sobiva temperatuuri tagamine on talvel külmaga settekäitluse suurim kuluartikkel, on mõistlik alandada protsessi töötemperatuur 30 °C-ni, vähendades seeläbi oluliselt kulutusi reaktori kütmiseks. Talvel enda toodetud biogaasist kütmiseks ei piisa ja tarvitama peab muid energiaallikaid (maagaasi või kütteõli). See-eest jääb suvel biogaasi üle ning protsessi temperatuuri võiks tõsta 40 °C-ni [16].

Temperatuuri peab kääritis reguleerima sujuvalt, nädalas maksimaalselt 1–2 °C. Sealjuures tuleb käärituspротsessi näitajaid pidevalt jälgida, et võimalikule inhibitsioonile kiiresti jälile saada.

Metaantankide dimensioneerimine

Metaantankide peamised dimensioneerimisnäitajad on mudakoormus (nii metaantanki mahu kui ka selles töötava bakterimassi suhtes) ja hüdrauliline viibeaeg, mis on võrdne muda viibeajaga. Hüdrauliline viibeaeg sõltub kavandatud käärituspротsessi temperatuurist ja vajalikust stabiliseeritusastmest. Tabelis 17.16 on näidatud vajalik hüdrauliline viibeaeg sõltuvalt temperatuurivahemikust. Kui tegelik

viibeaeg on lühem kui vajalik minimaalne hüdrauliline viibeaeg, siis ei ole bakteritel piisavalt vajalikku kasvuaega, saadakse vähem biogaasi ning muda stabiliseerumine ei ole tagatud.

Levinum on mesofiilne kääritamine, sest sellega saavutatakse piisav stabiliseerituse aste, ent sette soojendamiseks ei kulu nii palju energiat kui termofiilse kärituse korral. Kui setet on vaja põhjalikumalt või kiiremini hügieniseerida, tuleb valida termofiilne käärimine.

Tabel 17.16. Reoveesette anaeroobse kääritamise tüüpilised temperatuurivahemikud ja viibeajad [16]

Temperatuurivahemik °C		**Soovitatav temperatuur kääritis** °C	**Muda hüdrauliline viibeaeg ($HRT_{kääriti}$), d**
Psührofiilne	< 25	ei soojendata	< 150
Mesofiilne	25–45	35–37	16–25
Termofiilne	45–60	50–55	12–15

Üldjuhul juhitakse metaantankidesse korraga nii eelsetitisetet (primaarmuda) kui ka bioloogilisest puhastusest pärit tihendatud liigmuda. Settesegu kuivainesisaldus võiks jääda vahemikku 4 kuni 7%, siis on muda hästi pumbatav ja segatav ning reaktorite maht ja vee soojendamiskulu väiksem.

Biogaasitoodangu suurendamiseks võib metaantank vastu võtta ka muid vedelaid substraate. Reeglina sobivad paljud kõrvalsaadused ja jäätmed (rasvapüünisesisu, flotomuda, vadak jms) reoveesettega kooskääritamiseks, ent sellegipoolest tuleks hoolt kanda, et:

- suure orgaanilise aine sisaldusega lisasubstraat oleks kergesti lagunev;
- lisasubstraat ei sisaldaks reoaineid (nt raskmetalle);
- lisasubstraat sisaldaks võimalikult vähe lämmastikku, sest bioloogilisse puhastusse juhitav settevesi koormaks puhasti üle;
- lisasubstraat oleks pumbatav (KA 6–7%) ning ei sisaldaks võõriseid (kive, pikki kiude jms).

Kui metaantanki kavatsetakse peale oma sette vastu võtta ka võõrast setet või lisajäätmeid, peab neid arvesse võtma juba alguses. Arvestada tuleb näiteks 3. kategooria loomsete kõrvalsaaduste käitlemisel rahuldada tulevate nõuetega, et jäätmete temperatuur peab olema 70 °C vähemalt ühe tunni jooksul ning osakeste suurus ei tohi ületada 12 mm. Võõrsette arvel suureneb ka voolululk. Seega võrdub dimensioneerimisel kavandatav päevane vooluhulk $Q_{AN,SV}$ primaarmuda (Q_{PM}), liigmuda (Q_{LM}) ja lisajäätmete ($Q_{jäätmed}$) vooluhulkade summaga:

$$Q_{AN,SV} = Q_{PM} + Q_{LM} + Q_{jäätmed}\ (\frac{m^3}{d}). \qquad (18.7)$$

Metaantanki mahu arvutamisel on peamised projekteerimisnäitajad toormuda päevane vooluhulk $Q_{AN,dim.}$ ja muda hüdrauliline viibeaeg ($HRT_{kääriti}$), mis valitakse sõltuvalt kääritustemperatuurist ja puhasti suurusest. Väiksemates puhastites kõigub toormuda hulk palju rohkem kui suurtes ning kääriti toimimist on võrreldes suurte puhastitega (>100 000 ie) oluliselt keerulisem optimeerida. Seetõttu pikendatakse väikestes puhastite metaantankides hüdraulilist viibeaega, korrutades seda varuteguriga. Soovitatav hüdrauliline viibeaeg olenevalt puhasti suurusest ja rakendatavat temperatuurist on kirjas tabelis 17.17. Kui on kavas rakendada kaheastmelist kääritamist, võib paremate hüdrauliliste tingimuste tõttu tabelis 17.17 esitatud viibeaegu vähendada 25% võrra.

Tabel 17.17. Muda soovitatavad hüdraulilised viibeajad sõltuvalt metaantanki suurusest ja kääritustemperatuurist [16]

Kääritustemperatuur	**Muda hüdrauliline viibeaeg [d], kui reoveepuhasti suurus [ie] on:**		
	< 50 000 ie*	**50 000 – 100 000 ie****	**>100 000 ie**
20 – 24 (°C)	51 – 64	41 – 51	34 – 43
25 – 29 (°C)	36 – 44	29 – 35	24 – 30
30 – 34 (°C)	29 – 34	23 – 28	19 – 23
35 – 40 (°C)	20 – 28	18 – 25	16 – 22

* temperatuuril 35–40 (°C) on varutegur 1.25 ning temperatuurivahemikus 20–34 (°C) 1.5
** temperatuuril 20–34 (°C) on varutegur 1.15 ning temperatuurivahemikus 20–34 (°C) 1.2

Metaantanki vajalik ruumala:

$$V_{AN} = HRT_{kääriti} \cdot Q_{AN,SV}\ (m^3) \quad , \qquad (18.8)$$

kus $Q_{AN,dim}$ on muda päevane vooluhulk (m^3/d) ja $HRT_{kääriti}$ – muda hüdrauliline viibeaeg (d).

Kuna hüdrauliline viibeaeg ei võta arvesse lagundatava sette orgaanilise aine sisaldust, tuleb arvesse võtta ka sette orgaanilise aine koormus ning kontrollida, kas see vastab kavandatava metaantanki mahule. Kui andmed kääritatava sette orgaanilise aine sisalduse kohta puuduvad, saab selle koormuse arvutada tabelis 17.18 leiduvaid andmeid setete keskmise orgaanilise aine sisalduse kohta. Maksimaalsed lubatud orgaanilise aine koormused sõltuvalt käitusviisist (tabel 17.19) kehtivad peale reoveesette ka muude substraatide kohta.

Tabel 17.18. Setete orgaanilise aine sisaldus, lagundatavus ja gaasi tootlikkus

Sette tüüp	Orgaaniline aine	Bioloogiliselt kergesti lagundatav orgaaniline aine	Lagundatav osa	Lagundatav osa	Gaasi-kogus	Biogaasi metaani-sisaldus
	%	% OA-st	% OA-st	% KA-st	l/kg OA	%
Eelsetiti-sete	75	70	60	45	570	60 – 70
Liigmuda	72	45	38	29	330	60 – 70
Settesegu	73	57	48	35	440	60 – 70

Tabel 17.19. Soovitatav maksimaalne orgaanilise aine koormus ja mahukoormus sõltuvalt metaantanki käitusviisist

Reoveepuhasti suurus (ie)	Ühik	Käitusviis	< 50 000 ie	50 000 – 100 000 ie	>100 000 ie
Orgaanilise aine koormus	kgOA/kgOA· d	Üheastmeline	0,05 – 0,06	0,05 – 0,07	0.06 – 0.07
		Kaheastmelise I aste	0,11 – 0,14	0,12 – 0,15	0,14 – 0,16
		Kaheastmelise II aste	0,04 – 0,06	0,04 – 0,07	0,05 – 0,08
Orgaanilise aine mahukoormus	kgOA/ m^3· d	Üheastmeline	1,0 – 1,4	1,1 – 1,5	1,2 – 1,7
		Kaheastmelise I aste	2,9 – 3,9	3,2 – 4,2	3,6 – 4,5
		Kaheastmelise II aste	0,8 – 1,3	0,9 – 1,4	1,1 – 1,6

Metaantanki soojusbilanss

Mesofiilses temperatuurivahemikus tuleb tagada, et metaantankis oleks stabiilselt 35–37 °C. Kuna sette temperatuur sõltub suuresti välisõhu temperatuurist, on vajaliku käärimistemperatuuri saavutamiseks vaja süsteemi lisada soojusenergiat, milleks kasutatakse soojusvaheteid. Vajaliku soojusenergia arvutamine põhineb eeldusel, et toormuda soojendamiseks vajalik erisoojus on võrdne vee erisoojusega: ühe m^3 vee soojendamiseks 1K võrra kulub 1,16 kWh soojusenergiat. Teades metaantanki juhitava muda vooluhulka $Q_{RS,d}$ ning kääriti töötemperatuuri ja sellesse juhitava sette temperatuuri vahet ΔT, saab muda soojendamiseks vajaliku soojusenergia hulga arvutada valemist:

$$E_{AN-soojus} = 1.16 \cdot \Delta T \cdot Q_{AN,SV} \left(\frac{kWh}{d}\right), \qquad (18.9)$$

kus $E_{RS\text{-}heat}$ on muda soojendamiseks vajaliku soojusenergia päevane hulk (kWh/d), ΔT – metaantanki ja sellesse juhitava sette temperatuuride vahe (°C või K) ning $Q_{AN,SV}$ – metaantanki juhitava muda vooluhulk (m^3/d).

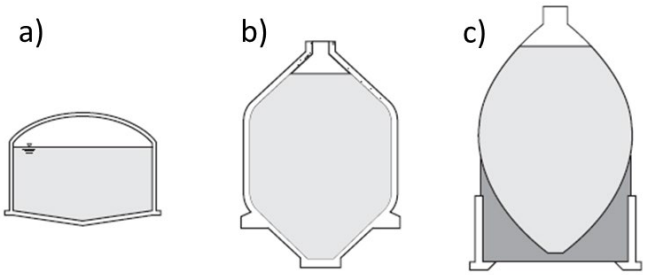
Arvesse tuleb võtta ka soojuskadu läbi metaantanki seina, mis sõltub nii reaktori soojustusmaterjalidest kui ka kääriti pinna suurusest. Soojuskadude arvutamisel tuleb arvestada nii mahuti soojustust kui ka ehituslikke ja tehnoloogilisi külmasildu (nt torustike läbiviike) ning seadmete vahelisi soojuskadusid. Lisades kõik soojuskaod muda soojendamiseks vajaliku soojusenergia hulgale saab metaantankide käitamiseks vajaliku soojusenergia hulga, mille järgi projekteeritakse soojusvahetid.

Metaantankid ja nende peamised komponendid

- **Reaktor**

Enamik metaantanke on silindrilised, munakujulised või (kõige rohkem levinud) koonilise põhja ja ülaosaga silindrilised mahutid (joonis 17.30). Raske anorgaaniline sete vajub mahuti põhjakoonusesse, mille kaldenurk on 45–60, kust ta kõrvaldatakse. Lihtsama konstruktsiooniga silindrilise mahuti eeliseks on väiksem ehitusmaksumus, ent selle sisu vajab oluliselt intensiivsemat segamist, et sete mahuti põhja ei koguneks. Munakujuline mahuti oleks kõige parem, sest mahuti geomeetria tõttu on seinapaksus kõige väiksem, massi läbisegamine tõhusam ning nn „surnud tsoone“ on vähem, ent keeruka konstruktsiooni tõttu on see kõige kallim.

Reoveepuhastite metaantankid on enamasti raudbetoonist. Gaasikupli ülemine osa soovitatakse teha plastist või katta plasti või muu korrosioonikindla materjaliga.



Joonis 17.29. Metaantankide reaktoreid: a – silindriline, b – koonilise ülaosa ja põhjaga silindriline, c – munakujuline [6]

- **Seadmestik**

Kuna biogaas on plahvatusohtlik, tuleb selle käitlemiseks kasutatavate seadmete juures seda arvestada ning nad jagada ohu tekkimise tõenäosuse alusel eri ATEX-tsoonidesse, millele tugineb kogu jaama ohutus. Tsoonide järgi peab projekteerija valima vastava ATEX-klassiga seadmestiku. ATEX-direktiivid on kaks EL direktiivi, mis kirjeldavad minimaalseid ohutusnõudeid töökohtadele ja plahvatusohtlikus keskkonnas kasutatavatele seadmetele. Nimetus pärineb prantsuskeelsest terminist *Appareils destinés*

à être utilisés en ATmosphères EXplosibles. Suurema plahvatusohutsoonidega jaamad vajavad täiendavat järelevalvet koos ohutus- kontrolli- ja juhtimisseadmetega.

- **Segamine**

Üks olulisemaid tegureid kääritusprotsessi optimaalse jõudluse saavutamiseks on hea segamistõhusus. Läbisegamisjõudlus olgu pigem üle- kui aladimensioneeritud ning peaks võrduma vähemalt kümnekordse metaantanki mahuga [15]. Metaantanki sisu läbisegamise eesmärgid on:

- substraadi kiire ja ühtlase jaotumise tagamine;
- sisaldus- ja temperatuurigradientide vältimine;
- soojusülekande kiirendamine;
- surnud tsoonide ja sette kuhjumise vältimine;
- sisendmuda väljavoolu (ingl *short-circuits*) vältimine.

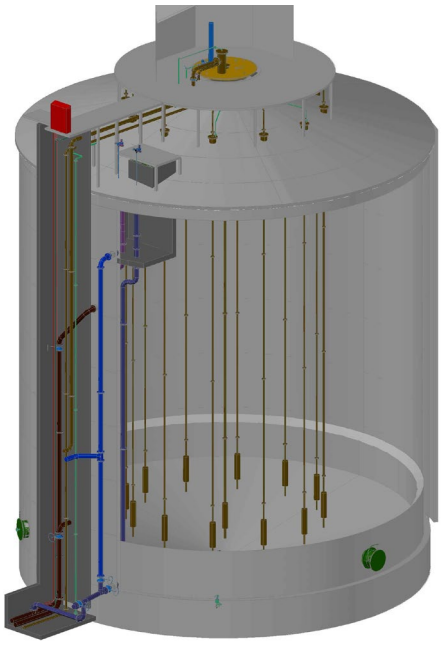
Metaantanki sisu segamiseks on palju lahendusi, millest peamised on:

- mehaaniline segamine labasegurite abil;
- vedeliku ringipumpamine;
- vedeliku läbisegamine biogaasimullide abil;
- torusegur (ingl *draft tube*).

Segamislahendus sõltub suuresti kääriti kujust ja suurusest. Mõnikord kombineeritakse eri lahendusi, nt vedeliku ringipumpamist koos gaasimull-segamisega või metaantanki keskosas torusegurit ning äärtes segamist gaasimullide abil.

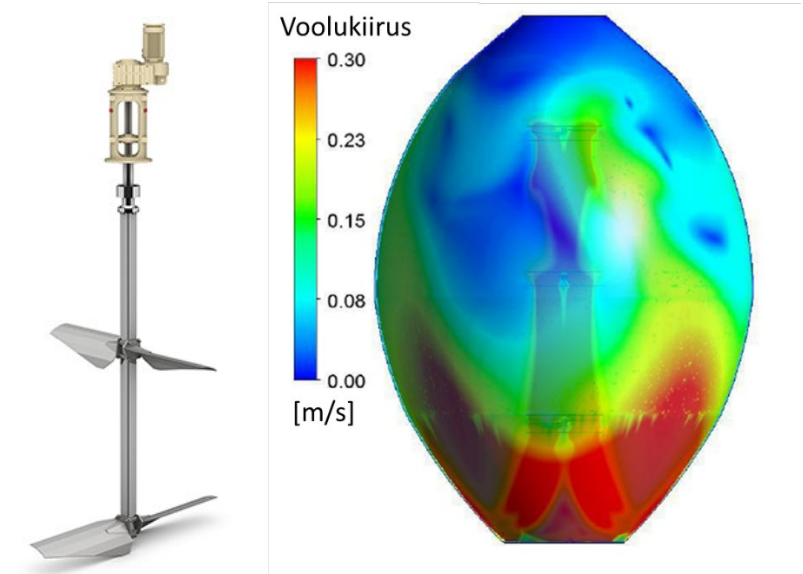
Läbisegamisest pumpamise teel piisab üksnes kuni 500 m^3 suurustes koonilise põhjaga metaantankides. Kui temperatuuri tagamiseks soojusvahetite abil on vaja segada vaid kord päevas, siis muda normaalseks kääritamiseks peaks seda segama vähemalt kümme korda päevas. Pelgalt pumpamisega ei ole võimalik vältida surnud tsoonide tekkimist. See ei ole ka energiatõhus, sest enamik pumpamiseks kuluvast energiast kulub survekadude ületamiseks.

Gaasiga segamine seisneb käärimisel tekkinud gaasi mullide tõusmises metaantanki pinnale. Gaasi võidakse kääriti eri punktidesse juhtida ka vertikaalsete gaasisisestustorude või põhjadifuuserite kaudu. Viimase miinus on kerge ummistumine, mistõttu seda tehnoloogiat peetakse aegunuks ja eelistatakse gaasisisestustorusid. Sisestatava gaasi kogus võiks olla 0,0045 kuni 0,005m^3 /m^3·min [6]. Eestis on gaasiga segamine sisestustorude kaudu kasutusel Tartu reoveepuhastis (joonis 17.30).



Joonis 17.30. Tartu reoveepuhasti metaantanki gaasiga segamise süsteem, mis koosneb 12-st ringikujuliselt paigutatud jaotus- ja ühest keskpunktis olevast gaasisisestustorust.

Segurid koosnevad peamiselt kahest vertikaalteljel asetsevast allapoole suunatud suhteliselt suure läbimõõduga labakomplektist (joonis 17.31).



Joonis 17.31. Vasakul vertikaalne segur ja paremal voolukiirus metaantanki eri kõrgustel (CFD) 6% kuivainesisaldusega sette puhul [17].

Seguri eelised on väike energiatarve, minimaalne hooldusvajadus ning mahuti sisu põhjalik segamine. Seguri võimsus sõltub peamiselt segatava sette mahust, mahuti geomeetriast ning sette viskoossusest, mis omakorda oleneb sette liigist ja KA-sisaldusest. Seguri segamisjõudluse määravad nii laba kuju kui ka läbimõõt, pöörlemiskiirus ja tekitatav tõukejõud. Saksa standard DWA-M 368 kohaselt on seguri võimsus 3–10 W/m^3. Suurematel metaantankidel võib see olla oluliselt väiksem, kuid seda tuleks kontrollida detailsemate arvutuste ja analüüsidega, näiteks vedeldünaamika analüüsiga (CFD), mis

näitab kui suur on voolukiirus metaantanki eri osades (joonis 17.32). Tuleb jälgida, et reaktori põhja lähedal oleks voolukiirus vähemalt 0,3 m/s, et liiv põhja ei setiks. Reeglina toodetaksegi segureid erilahendusena vastavaks metaantanki omadustele ja geomeetriale. Eestis on segurid kasutusel Tallinna ja Narva reoveepuhastite metaantankides.

- **Soojusvahetid**

Metaantanki töötemperatuuri tagamiseks tuleb sellesse lisada soojusenergiat. Reeglina kasutatakse selleks soojusvaheteid, millest levinumad on spiraal- ja toru-toru-soojusvahetid. Soojusvahetite käitamisel tuleb silmas pidada, et nendesse juhitava kuuma vee temperatuur oleks alla 68 °C, et sete torustikus ei tahkestuks [6]. Soojusvaheteid peaks läbima sisenev muda, kaheastmelisel kääritamisel ka ringlev muda. Soojusvaheti valik oleneb soojusvõimsusest (vt soojusbilanss) ning konkreetse ruumi eripärast, et seade oleks piisavalt kompaktne ja mugav hooldada. Soojusvahetite projekteerimisel tuleb arvestada ka nn ummistumistegurit, s.o torustiku sisekülgedele sadestunud materjali põhjustatud soojusülekande vähenemist.

Spiraalsoojusvaheti on kahest ühesuguse ristlõikega voolukanalist koosnev seade, millest soojendatav sete ja soojust üle kandev vesi läbi voolavad (joonis 17.32). Spiraalsoojusvaheti eelisteks peetakse head soojusülekannet ja kompaktsust. Soojusülekanne on suur vaid puhta sisepinnaga torudes ning praktikas esineb sageli soojusülekannet vähendavaid ummistumisi. Soojusvaheti lahti võtmine ja puhastamine on tülikas ja aeganõudev.



Joonis 17.32. Alfa Lavali spiraalsoojusvaheti tööpõhimõte [17]

Toru-toru-soojusvahetis (joonis 17.33) liigub sisemist toru pidi soojendatav muda ning mööda välimist toru küttevesi. Toru-torus-lahendus on ummistumiskindel, sest muda liigub torus, mitte kitsas kanalis, nagu spiraaltorustikus. Ka hooldus on lihtsam, sest torustiku läbipesuks tuleb avada vaid soojusvaheti otstes paiknevad käänakud.



Joonis 17.33. HRS Heat Exchangers Ltd DTR seeria toru-torus-soojusvaheti [18]

Metaantanke ei soovitata soojendada väljuva muda soojuse arvel. Nii oleks küll teoreetiliselt võimalik vähendada reaktorite soojatarbimist, kuid praktikas ei pruugi selline lahendus olla jätkusuutlik. Nimelt kipuvad need süsteemid kergesti ummistuma, sest kääritatud reoveesete sisaldab palju lämmastikku ja fosforit ning piisavalt magneesiumit, mis õiges vahekorras põhjustavad MAP-i (magneesiumammooniumfosfaadi) ehk struviidi iseeneslikku teket ning sadestumist mõlema toru seinale. See vähendab oluliselt soojusülekannet ja suurendab hoolduskulusid.

Kui siiski soovitakse väljuvale kääritatud settele panna soojusvaheti, on soovitatav kasutada kaheastmelist süsteemi, s.o muda-vesi- ja vesi-muda-soojusvaheteid. Sellise lahenduse puhul kantakse soojus väljuvalt mudalt pehmendatud veele ning teises astmes kannab sama vesi soojusenergia metaantanki sisenevale settele. Kuigi see lahendus on suhteliselt vastupidav, on hooldusvajadus märkimisväärne, sest struviidi tekkimist soojusvahetis ei saa välistada. Kaheastmelises süsteemis tekib struviit vaid sisemises torus, mida on lihtsam hooldada ja puhastada kui välimist (s.o kahe toru vahelist osa).

Struviit tekib siis, kui kääriti turbulentses tsoonis või väljundtorustike ja -seadmete sisepindadel tõuseb kergesti lenduva CO_2 tõttu pH (pH >7.5), mis koos kaasneva temperatuurimuutuse ja õige Mg^{2+}, PO_4^{3-} ja NH_4^+ vahekorraga põhjustab struviidi iseeneslikku sadestumist (joonis 17.34). See põhjustab torustike, pumpade, soojusvahetite ja teiste setteveega kokku puutuvate pindade ummistumist ja rikkeid [19].



Joonis 17.34. Näide struviidi sadestumisest kääriti torus [20]

- **Homogeniseerimine**

Nagu mujalgi settekäitluses kasutatakse metaantankides reeglina kruvi- või rootorlabadega (ingl *rotary lobe*) pumpasid, mis on ette nähtud viskoosse sette pumpamiseks nõutavale kõrgusele. Kasutusel on ka purustid, mis jahvatavad kiulise ja tükilise materjali homogeenseks massiks, et vältida seadmete ummistumist või materjali mähkumist ümber pöörlevate osade.

- **Metaantanki seiresüsteemid**

Käärimise jälgimiseks ja juhtimiseks on soovitatav varustada süsteem:

- pH-anduritega;
- temperatuuriandurite metaantanki temperatuuriprofiili saamiseks;
- vedeliku rõhu anduritega metaantanki sisu taseme mõõtmiseks;
- kuivaineanduritega metaantanki sisendil ja väljundil;
- gaasirõhuanduritega , sh ala- ja ülerõhuklappi rakendavatega.

Mõõta tuleb ka vedeliku ja gaasi kogused.

- **Kääritatud sette käitlemine ja kasutamine**

Nii nagu sette sissevool metaantanki toimub ka stabiliseeritud sette ehk digestaadi väljavool kääritist enamasti ühtlase voona, mis juhitakse ühtlustusmahutisse. Digestaadi ühtlustusmahuti suurus määratakse vastavalt settekäitluse edasistele etappidele. Tavapäraselt järgneb sette tahendamine ning sete viibib ühtlustusmahutis tahendusseadmete võimsusest olenevalt paar päeva.

Kuna orgaaniline materjal metaantankis 100%-liselt ei lagune, tuleb digestaadi hoiustamisel vältida metaani lendumist atmosfääri. Selleks on setteühtlustusmahutid tavaliselt varustatud

jämemullõhustusega, mille rakendamine võimaldab vältida edasist gaasiteket. Metaanitekke lõpetamine on oluline ka ohutuse seisukohast, et digestaadi edasisel töötlemisel plahvatusi vältida. CO_2 lendumise tõttu hakkab struviid ühtlustusmahutis sadestuma ning negatiivselt mõjutama settetahendusseadmeid (trumlile kleepumine ja vibratsioon).

Eestis on levinud reoveesette digestaadi järelvalmimine kompostiaunades, et seda saaks kasutada nt haljastuses või põllumajanduses ning pikemat aega hoiustada. Kui metaankääritus setet piisavalt ei stabiliseeri, saab seda jätkata (järel)-kompostimisega, arvestades seda, et digestaadi orgaanilise aine sisaldus on märksa väiksem kui sette oma.

17.3.4 Humifitseerimine

Humifitseerimiseks nimetatakse reoveesette looduslähedast stabiliseerimist, laotades seda õhukese kihina väljakule või basseini ning külvates settekihile taimi (nt raiheina *Lolium perenne L*). Taimed kasutavad oma elutegevuses settes sisalduvat vett ja taimetoitaineid ning aitavad lagundada orgaanilist ainet. Reoveesette bioloogilisele stabiliseerumisele ja mineraliseerumisele aitavad kaasa taimejuured, mis kobestavad setet, tõhustavad hapniku ligipääsu ja mikroorganismide elutegevust, kiirendavad vee vabanemist setteosakeste vahelt ning soodustavad vee liikumist aluskihti, kust see ära juhitakse. Et reoveesette orgaanikasisaldus väheneb, väheneb oluliselt ka reoveesette hulk. Pika töötlemisaja tõttu loetakse humifitseerimist tõhusaks mooduseks nii ravimijääkide lagundamisel kui ka patogeenide hävitamisel [21, 22]. Taimed võivad reoveesettest siduda ka raskmetalle. Taimede toime reoaine(te) kõrvaldamisel põhineb mõne taimeliigi võimel omastada orgaanilisi või anorgaanilisi reoaineid (fütoekstraktsioon), neid oma rakkudesse koguda (fütoakumulatsioon ehk taimladestamine) ning teatud juhtudel mõnda neist rakkudes osaliselt lagundada (fütodegradatsioon ehk taimlagundamine). Kaudselt võivad taimed reoaineid pinnasest kõrvaldada sel moel, et nad soodustavad mikroobide kasvu reoaineid sisaldavas settes oma juurestiku kaudu (risodegradatsioon ehk juurestiklagundamine) [10].

Humifitseerimine on tehnoloogia, mis võimaldab reoveesetet käidelda ilma keeruliste mehaaniliste seadmete ning kemikaalideta. Tehnoloogia on odav ja lihtne ning ei vaja sagedast ja kulukat hooldamist, arvestada tuleb aga selle väga väikest tõhusust, sest protsess on aeglane. Seetõttu kasutatakse seda piirkondades, kus muude mehaaniliste seadmete ning tööjõu kasutamise võimalused on majanduslikel kaalutlustel piiratud. Vaja läheb vaid vettpidava kattega (betoon, geomembraan) väljakuid või basseine, et settevesi ei jõuaks pinna- ega põhjavette.

Uuringud näitavad, et reoveesette tahendamise tõhusus humifikatsioonibasseinides on võrreldav mehaanilise tahendamisega – kuivainesisaldus on olnud kuni 40% [22] või isegi kuni 70% [23]. Basseinid võtavad väljakutest vähem ruumi (settekihi paksus on suurem). Kui setet ei ole eelnevalt tahendatud, siis ta ei sisalda ka polümeere. Nõrgvesi, mis sisaldab palju lämmastikku, tuleb alati juhtida tagasi reoveepuhastisse. Kuigi humifikatsioonibasseinidesse võib juhtida vedelat setet (nt järelsetitist, kus on kuivainet *ca* 1%), aitab tõhusust suurendada selle tihendamine ja tahendamine. Tahendamine on kasulik, sest:

- töötlemiseks kulub vähem maad;
- tahendatud settes areneb juurestik kiiremini ning seetõttu on ka haisu vähem;
- väheneb toitainete väljaleostumine settest;
- settest ei eraldu metaani ning välditakse „mullitavate basseinide“ tekkimist.

Tuleb arvestada, et kui vedel sete valgub ise ühtlaselt laiali, siis taheda sette peab käitaja laiali ajama.

Kuna setet kihtide kaupa üha juurde lisatakse, siis aja jooksul hakkavad raskmetallid humifitseeruvas settes kontsentreeruma (orgaaniline aine laguneb, raskmetallid aga jäävad). Samas on täheldatud, et see leiab aset pigem esimese aasta jooksul, seejärel hakkab aga vähenema, sest osa neist leostub drenaaživette.

Humifikatsioonitehnoloogiat hakati arendama 1990-ndatel, esimene pilootprojekt on teada 1998. aastast. Boliiviast on teada, et suurima humifikatsioonitehnoloogiat rakendava reoveepuhasti jõudlus on 150 000 ie, kuid üldjuhul nii suurtes reoveepuhastites seda suure ruumivajaduse tõttu siiski ei kasutata. Eestis humifitseeritakse setet rohttaimedega kaetud väljakutel vähemalt neljas reoveepuhastis. Neis kogetu põhjal on soovitatav [24]:

- kanda sete väljakule võimalikult õhukeste (*ca* 10–15 cm) kihtidena;
- madala aastakeskmise temperatuuri ja vähese aurumise tõttu piirduda väikese koormusega – 30–60 kg KA/(m^2·a), suurema korral peaks tsükkel pikem olema;
- väljaku settekoormus peaks olema talvel väiksem, sest vee loovutamine ja sette mineraliseerumine on siis aeglane;
- väljaku koormamist reoveesettega tuleks alandada ka siis, kui sademete aastahulk ületab 800 mm, aurumine on alla 500 mm või keskmine õhutemperatuur alla 13˚C;
- raiheina tuleks külvata 20–25 g seemet ruutmeetri kohta (külvamiseks võib suurte basseinide puhul kasutada nii tuule kui näiteks drooni abi);
- hariliku maltsa ülekasvamist raiheinast saab vältida/vähendada maltsa varajase niitmisega;

- enne järgmise settekihi lisamist humifikatsioonivälјakule on vaja veenduda, et eelmine kiht on muutunud ühtlaselt pruuniks, lõhnab huumuse järgi ning sellel ei ole anaeroobsetele oludele viitavaid musti alasid;
- taimestiku niitmine ei mõjuta oluliselt sette raskmetallisisalduse vähenemist – taimede kõrvaldamine vähendab seda vaid 0–6%;
- Eesti peaks setet stabiliseeritusnõuete rahuldamiseks väljakul hoidma vähemalt 2–3 aastat;
- reoveesettes olevate lipiidide lagundamiseks võib settele lisada bakterikultuure (nn „rasva söövaid baktereid“).

Humifikatsioon väljakutel

Eelnevalt tahendatud reoveesete laotatakse kõva kattega (nt asfalteeritud) väljakutele ja neile külvatakse kohe taimeseemned. Praktikas on levinud võte katta asfalt esmalt õhukese liivakihiga, et vähendada sette kleepumist selle külge ja hõlbustada sette kuivamist. Suve jooksul võib väljakule lisada teise kihi ning taas külvata seemned. Väljak peab olema piisava languga, et settevesi saaks selle põhja mööda ära valguda. Settevesi tuleb kokku koguda ja reoveepuhastisse juhtida.

Pärast aastast stabiliseerimist lükatakse tunduvalt õhemaks muutunud settekiht kokku ning viiakse järelvalmimisele. Seal ladustatakse sete tüsedama, kuni 1,3 m paksuse kihina, ning taas külvatakse taimed. Järelvalmimine kestab 1–2 aastat. Lõpuks on settekihil võimalik sisse vajumist kartmata kõndida ning taimi niita. Sete saab kasutusküpseks tavaliselt 2–4 aastaga.

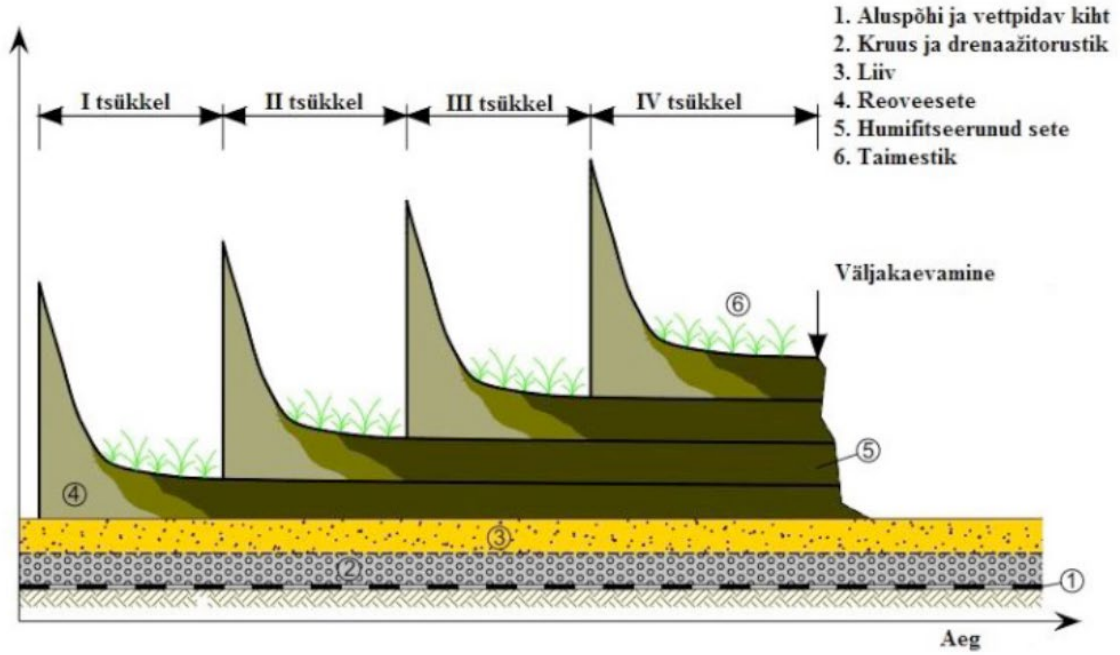
Humifikatsioon basseinides

Basseinid tehakse tavaliselt *ca* 1 m sügavused, kui on kavas kasvatada rohttaimi, või sügavamad, kui kasvatatakse pilliroogu. Arvestatakse, et tsükli kestus esimesest settekihist kuni basseini tühjendamiseni võib ulatuda isegi kümne aastani.

Basseinid tehakse betoonist või kaevatakse maasse ning muudetakse veetihedaks PE-geomembraani abil. Betoonbasseini saab laaduriga vabalt sisse sõita, ent geomembraanist voodriga basseini tühjendamisel tuleb olla ettevaatlik, et ei vigastataks membraani. Geomembraani all peaks olema nn kontrolldrenaaž, mis võimaldab hinnata membraani seisukorda (lekke korral on reoained drenaaživees tuvastatavad).

Basseini veekindla põhja peal paikneb kruusakiht ja drenaaž, mille kaudu juhitakse settevesi basseinidest välja. Järgneb liivakiht, mille peale laotatakse humifitseeritav reoveesete (joonis 17.35). Basseinidesse juhitav sete on tavaliselt vedel, tahedat on tülikam laiali ajada.

Esimese, umbes 20–30 paksuse kihi laotamise järel külvatakse sellele seeme (nt raihein) ning iga kahe nädala tagant (või vastavalt vajadusele) kaetakse taimestik uue õhukese settekihiga. Enamik külvatud taimi siis kärbub ja kõduneb. Igale settekihile külvatakse uued seemned. Tavaliselt kestab humifikatsioonitsükkel neli kuni kuus aastat, misjärel sete basseinist välja kaevatakse.



Joonis 17.335. Humifitseerimisbasseini lõige [24]

17.3.5 Lubistabiliseerimine

Lubistabiliseerimist nimetatakse ka reoveesette keemiliseks (aluseliseks, ingl *alkaline*) stabiliseerimiseks. Tegemist on puhtkeemilise protsessiga, milles sette pH tõstetakse lubja lisamisega 12-ni. Siis mikroorganismid hävivad ja orgaaniline aine ei lagune. Seetõttu kirjeldatakse seda tehnoloogiat ka kui hügieniseerimist võimaldavat.

Lubi on vees vähelahustuv valge aine, mida saadakse kaltsiumkarbonaati sisaldava kivimi (lubjakivi, dolomiidi, kriidi) kuumutamisel (nn põletamisel). Kaltsiumkarbonaadist eraldub siis süsinikdioksiid ning tekib kaltsiumoksiid CaO, s.o kustutamata lubi, mille reageerimisel settes oleva veega tekib kustutatud lubi – kaltsiumhüdroksiid $Ca(OH)_2$ ning sete kuumeneb eksotermilise reaktsiooni tõttu. Patogeenide hävitamiseks on vaja, et sette pH oleks 12 vähemalt kahe tunni kestel [6]. Vajalik lubjaannus on kirjas tabelis 17.20.

Lubistabiliseerimiseks on võimalik kasutada nii kustutatud kui kustutamata lupja ning töödelda on võimalik nii vedelat kui tahendatud setet. Kuna kustutamata lubja ja vee reaktsioonil moodustub kustutatud lubi, siis saavutatakse suure veesisaldusega sette stabiliseerimisel kustutatud lubjaga sama

efekt, mis kustutamata lupja kasutades, kuid väiksema kemikaalikogusega. Ometi kasutatakse kustutamata lupja selle keerulise käsitlemise tõttu vaid suuremates settekäitlusettevõtetes.

Tabel 17.20. Lubjaannus ($Ca(OH)_2$ hulk), mida on vaja, et sette pH tõuseks 30 minuti kestel 12-ni [6]

Sette liik	**Kuivainesisaldus %**		**Lubjaannus g $Ca(OH)_2$/kg KA**	
	Vahemik	**Keskmine**	**Vahemik**	**Keskmine**
Eelsete	3–6	4,3	60–170	120
Aktiivmuda	1–1,5	1,3	210–430	300
Septikusete	1–4,5	2,7	90–510	200

Lubja lisamisel toimub kaks sette keemilist koostist mõjutavat reaktsiooni [6]:

$$Ca_2^+ + HCO_3^- + CaO \rightarrow 2CaCO_3 + H_2O, \quad (18.10)$$

$$2PO_4^{3-} + 6H^+ + 3CaO \rightarrow Ca_3(PO_4)_2 + 3\ H_2O. \quad (18.11)$$

Esineb ka teisi reaktsioone, näiteks hüdrolüüsuvad polümeerid (proteiinid ja süsivesikud) ja aminohapped [6]:

Happed: $RCOOH + CaO \rightarrow RCOOCaOH$, (18.12)

Rasvad: *Rasvad* + $Ca(OH)_2$ → *glütserool + rasvhapped.* (18.13)

Lubistabiliseerimisse juhtimiseks mõeldud sete hakkab esmalt lagunema bioloogiliselt. Tekivad mitmed pH alanemist põhjustavad ühendid, nt orgaanilised happed ning CO_2. Bioloogilised protsessid püütakse lubja lisamisega maha suruda, lisades lupja pigem liiaga.

Lubistabiliseerimise puhul eristatakse eeltöötlust ja järeltöötlust. Eeltöötlemise puhul lisatakse lupja enne sette tihendamist ning stabiliseeritud sete laotatakse põllule. Vedela sette transportimise kulukuse tõttu tuleb see kõne alla peamiselt väikestes reoveepuhastites. Järeltöötlemise korral lisatakse settele lupja pärast tihendamist. Väga oluline on sete ja lubi korralikult läbi segada.

Sette lubistabiliseerimise eelised saab kokku võtta järgnevalt [25]:

- käidelda saab igat tüüpi setet (väga paindlik lahendus);
- hävitatakse patogeenid;
- vähendatakse haisuprobleeme.

Lubistabiliseerimine võib osutuda alternatiivseks settekäitlusviisiks siis, kui vajalikku stabiliseeritust või hügieeninõudeid ei õnnestu mingi muu bioloogilise töötlemisega saavutada.

Lubistabiliseerimise kahjuks räägib suur lubjakulu ja selle võrra suurenev reoveesette hulk ning see, et kõrge pH-ga setet saab kasutada ainult happelistel muldadel. Arvestada tuleb sedagi, et pH alanedes protsess pöördub ning orgaaniline aine hakkab jällegi lagunema. Kui see toimub põllumullas, on protsess siiski märksa aeglasem kui värske sette lagunemine, mistõttu keskkonnamõju (nt hapnikutarve, hais) on märksa väiksem. Arvestama peab ka lämmastiku osalist lendumist pH tõstmise ajal ning seda, et taimedele kergesti omastatava fosfori osakaal väheneb, sest fosfor seotakse kaltsiumfosfaadina [6].

Eestis ei ole lubistabiliseerimine levinud, ehkki Eesti põlevkivitööstusest pärineva lendtuha rohkus võimaldaks seda katsetada.

Viidatud allikad

[1] *Keskkonnaminster, Haljastuses, rekultiveerimisel ja põllumajanduses kasutatava reoveesette kvaliteedi piirväärtused ning kasutamise nõuded. 2019.*

[2] *DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V., "DWA-M 381E - Sewage Sludge Thickening," 2007.*

[3] *DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V., "DWA-M 366E Mechanical Dewatering of Sewage Sludge," 2013.*

[4] *DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V., "ATV-DVWK-M 379E Drying of Sewage Sludge," Hennef, 2004.*

[5] *G. Tchobanoglous, H. Theisen, S. Vigil, Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues. McGraw-Hill, 1993.*

[6] *G. Tchobanoglous, H. Stensel, R. Tsuchihashi, F. Burton, Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th ed. New York: Metcalf & Eddy, Inc, 2014.*

[7] *V. Lemmiksoo, T. Tenno, and E. Mölder, "Regionaalsete reoveesette käitlemise lahenduste väljatöötamine ja jäätmete lakkamise kriteeriumite väljatöötamine reoveesette kohta II osa aruanne," 2015.*

[8] *"Jäätmeseadus," 2004. [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/114062013006?leiaKehtiv (Oct. 09, 2022).*

[9] *Keskkonnaminster, Reoveesettest toote valmistamise nõuded. 2017.*

[10] *M. Kriipsalu, A. Maastik, J. Truu, Jäätmekäitlus ja pinnase tervendamine. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikooli Kirjastus, 2016.*

[11] *T. H. Christensen, Ed., Solid Waste Technology and Management, 1st ed. Wiley, 2010.*

[12] *F. Amlinger, "Kuidas kompostida lihtsalt ja targalt," 2017. [WWW] http://www.maheklubi.ee/upload/Editor/Amlinger_AgriComposting-2%20EST.pdf (Apr. 04, 2023).*

[13] *P. A. Vesilind, Wastewater Treatment Plant Design. Alexandria: Water Environment Federation, 2003.*

[14] *Euroopa Parlament ja Nõukogu, määrus (EÜ) 1069/2009 milles sätestatakse muuks otstarbeks kui inimtoiduks ettenähtud loomsete kõrvalsaaduste ja nendest saadud toodete tervise-eeskirjad ning tunnistatakse kehtetuks määrus (EÜ) nr 1774/2002 (loomsete kõrvalsaaduste määrus). 2009.*

[15] *DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V., "DWA-M 368 Biological stabilization of sewage sludge," 2014.*

[16] *DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V., DWA-Topics T4/2016 - Design of wastewater treatment plants in hot and cold climates (EXPOVAL). 2019.*

[17] *Alfa Laval Corporate AB, "How do spiral heat exchangers work." [WWW] https://www.alfalaval.com/products/heat-transfer/plate-heat-exchangers/welded-spiral-heat-exchangers/how-it-works/ (May 17, 2023).*

[18] *HRS Heat Exchangers Ltd, "Industrial double tube heat exchangers with removable tube." [WWW] https://www.hrs-heatexchangers.com/heat-exchangers/double-tube-heat-exchangers/industrial-double-tube-heat-exchangers-with-removable-tube/ (May 17, 2023).*

[19] *N. Palominos, A. Castillo, L. Guerrero, R. Borja, C. Huiliñir, "Coupling of Anaerobic Digestion and Struvite Precipitation in the Same Reactor: Effect of Zeolite and Bischofite as Mg2+ Source," Front Environ Sci, vol. 9, Dec. 2021, doi: 10.3389/fenvs.2021.706730.*

[20] *I. Urdalen, "Phosphorus recovery from municipal wastewater." Norwegian University of Science and Technology, 2013.*

[21] *S. Nielsen and N. Willoughby, "Sludge treatment and drying beds in Denmark," Water and Environment Journal, vol. 19, no. 4, pp. 296–305, Dec. 2005, doi: 10.1111/j.1747-6593.2005.tb00566.x.*

[22] *K. Kołecka, M. Gajewska, P. Stepnowski, and M. Caban, "Spatial distribution of pharmaceuticals in conventional wastewater treatment plant with Sludge Treatment Reed Beds technology," Science of The Total Environment, vol. 647, pp. 149–157, Jan. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.439.*

[23] *H. Pabsch, Batch Humification of Sewage Sludge in Grass Beds. Gõttingen: Cuvillier Verlag, 2004.*

[24] *Eesti Maaülikool and Tartu Ülikool, "Reoveesette tootestamise uuring. Lõpparuanne," Tartu, 2020.*

[25] *A. D. Andreadakis, "Treatment and disinfection of sludge using quicklime. ," in Proceedings of the Workshop on Problems around sludge, 18-19 November 1999, Stresa (Italy). 2000.*

[26] *Kleine Solutions GmbH, „Sludge water" [WWW] http://www.kleine.de/en/tas-automatic-sludge-water-discharge-system/sludge-water/*

[27] *A. W. Mumbi, L. Fengting, F. Mwarania, B. Uuganchimeg, „An assessment of multi-plate screw press in dewatering process of sludge treatment (the best option?)" Int. J. of Adv. Res. 5 (Dec). 740-747*

18 Õhupuhastus

Daisi Rist, Aimar Kivirüüt, Vallo Lemmiksoo, Taavo Tenno, Jaak Jaaku

18.1 Sissejuhatus

Reoveepuhastusjaamadest, pumplatest ja kanalisatsioonisüsteemist levib piirkonda paratamatult ebameeldivat lõhna. Tajutav lõhn sõltub nii inimese lõhnatundlikkusest, lõhna olemusest ja vastuvõetavusest, selle intensiivsusest, kestvusest, esinemissagedusest, kellaajast ja ilmastikuoludest. Reoveekäitlusrajatistel tuleb tegelda lõhnaprobleemidega ning nad peavad saasteainete piir- ja sihtväärtuste ja/või lõhnaainete häiringutaseme ületamisel korral rakendama meetmeid õhukvaliteedi parendamiseks.

18.2 Peamised õhku paisatavad saasteained

Reoveekäitluses võib lõhnahäiring tekkida orgaanilise aine lagundamisel mikroorganismide poolt anaeroobsetes tingimustes. Üldiselt eelistavad vees ja reovees leiduvad bakterid kasutada orgaanilise aine lagundamisel elektroni aktseptorina hapnikku, mille puudumisel võetakse kasutusele nitraatioonid (NO_3^-), seejärel raud(III)ioonid (Fe^{3+}) ning pärast seda sulfaatioonid (SO_4^{2-}). Septiliseks muutub reovesi, kui mikroorganismid on ära kasutanud reovees oleva lahustunud hapniku ja nitraadid. Seda kiirendavad reovee kõrge temperatuur, suur BHT-sisaldus ning redutseerivate kemikaalide olemasolu. Lõhnateket mõjutab ka reoveepuhastusjaama jõudev tööstusreovesi ning sellele iseloomulikud lõhnaained.

Peamised reovees esinevad gaasilised saasteained on [1]:

- vesiniksulfiid (H_2S);
- ammoniaak (NH_3) – lämmastiku ja vesiniku ühend, terava lõhnaga värvuseta gaas;
- orgaanilised väävliühendid, nt tioolid ehk merkaptaanid – vees lahustumatud ebameeldiva lõhnaga nõrgalt happelised orgaanilised ühendid;
- amiinid – ühendid, mille molekulis on ammoniaagi vesinikuaatomid asendunud süsivesinikradikaaliga;
- indool – lämmastikku sisaldav tugevalõhnaline tsükliline ühend;
- skatool – valkude lagunemisel tekkiv ebameeldiva lõhnaga orgaaniline ühend;
- lenduvad rasvhapped (nt äädikhape, n-butaanhape).

Nendest ainetest on peamine inimestele äratuntav lõhnatekitaja kanalisatsioonis ja reoveepuhastites vesiniksulfiid (H_2S) – värvitu ning õhust raskem mürgine gaas, millele on iseloomulik mädamuna lõhn. Selle gaasi keskkonnas viibimisel kurdavad tundlikumad inimesed peavalu, iiveldust või väsimust. Vesiniksulfiidid tekivad reovees olevate sulfaatioonide ärakasutamisel hapnikuvabas keskkonnas. Kohtades, kus pindadele hakkab moodustuma biokile, võib tekkida kolm keskkonda, millest anaeroobne on reoveetorustikuga seotud asjus kõige halvem:

- aeroobne: $BHT + O_2 \rightarrow H_2O + CO_2$; *(18.1)*
- anoksiline: $BHT + NO_3^- \rightarrow N_2 + CO_2$; *(18.2)*
- anaeroobne: $BHT + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + CO_2$. *(18.3)*

Vesiniksulfiidi reageerimisel õhus oleva hapnikuga tekib väävlibakterite (SRB, ingl *sulfur or sulfate reducing bacteria*) toimel väävelhape ($H_2S + 2O_2 \rightarrow H_2SO_4$), mis tekitab tugevalt happelise keskkonna. Väävlibakterid, kes suudavad taluda madalaid pH väärtusi, kasvavad pindade pooridesse ja õnarustesse. Biokile alumises kihis võivad bakterid tekitada madala pH toel korrodeeriva keskkonna. Sulfiidioonid (S^{2-}) reageerivad ka otse betooniga, põhjustades selle lagunemist. Vesiniksulfiidid tekivad ka mitmesugustes tööstuslikes protsessides, nt põlevkivi termilisel töötlemisel.

Amiinid ja tioolid on väga tugeva lõhnaga ühendid, mis tekivad orgaanilise aine lagunemisel anaeroobsetes tingimustes ning on tuntavad juba väga väikese sisalduse korral. Metaantiool on halvaks läinud kapsa lõhnaga värvuseta gaas. Metaantioolide kokkupuutel vee, auru või happega moodustub plahvatusohtlik gaas, mis on sissehingamisel ohtlik ning mille keskkonnas viibimine võib tekitada peavalu, iiveldust, silmade ärritust ja hingamisraskusi. Olmereovees võib olla tugeva lõhnaga ammoniaaki (NH_3), mis on värvuseta terava lõhnaga söövitav gaas ning võib ärritada silmi, nahka ning hingamisteid. Reoveekäitluses tekkivate lõhnaainete lõhnaläved on esitatud tabelis 18.1.

Tabel 168.1. Saasteainete lõhnaläved [2]

Saasteaine	Keemiline valem	Molekulmass	Lõhnalävi mahu-ppm	Lõhna kirjeldus
Anorgaanilised ühendid				
Ammoniaak	NH_3	17	46,8	Terav, ärritav
Dikloor	Cl_2	71,0	0,314	Terav, lämmatav
Vesiniksulfiid	H_2S	34	0,00047	Mädamuna
Vääveldioksiid	SO_2	64,07	0,009	Terav, ärritav
Amiinid				
Metüülamiin	CH_3NH_2	31	21,0	Roiskuva kala hais
Trimetüülamiin	$(CH_3)_3N$	59	0,0004	Terav kalahais
Tioolid				
Metaantiool	CH_3SH	48	0,0021	Halvaks läinud kapsa lõhn, küüslaugu lõhn

Saasteaine	Keemiline valem	Molekulmass	Lõhnalävi mahu-ppm	Lõhna kirjeldus
Etaantiool	CH_3CH_2-SH	62	0,00019	Halvaks läinud kapsa lõhn
Sulfiidid				
Dimetüülsulfiid	CH_3-S-CH_3	62	0,0001	Halvaks läinud kapsa lõhn
Difenüülsulfiid	$(C_6H_5)_2S$	186	0,0047	Ebameeldiv lõhn
Heterotsüklilised ühendid				
Indool	C_8H_6NH	117	0,0001	Väljaheite lõhn, iiveldama ajav
Skatool	C_9H_9NH	132	0,019	Väljaheite lõhn, iiveldama ajav
Tiokresool	CH_3-C_6H_4-SH	124	0,000062	Justkui skunk, ärritav

Tööstusreovees esinevad lõhnaained sõltuvad suurel määral ettevõtte tegevusvaldkonnast. Tekstiilitööstuse reovees võivad lõhnahäiringut tekitada fenüülmerkaptaanid ja fenoolsed ühendid, kummitööstuses sulfiidid ja tioolid, ravimitööstuses fermentatsiooni kõrvalsaadused, toiduainetööstuses äädikhape ja atseetaldehüüd, kalatoiduainetööstuses butüülamiin, tioolid, dimetüülsulfiid ja amiinid, tsemenditööstus- ja lubjaahjudes dibutüülamiin, tiool, vesiniksulfiid ja vääveldioksiid ning tselluloosi- ja paberitööstuses (jõupaber) redutseeritud väävliühendid (H_2S, merkaptaanid, dimetüülsulfiid) ja vääveldioksiid [3].

18.3 Õhusaaste regulatsioon ning seadustest tulenevad kohustused

Väliõhu kvaliteedi säilitamine ja parandamine kuulub atmosfääriõhu kaitse seaduse reguleerimisealasse. Järjepidevalt tuleb piirata ja seirata ettevõtete tegevuse tulemusena keskkonda heidetavaid saasteaineid ja nende koguseid. Seaduses osutatakse, milline peab olema piirkondade ja linnastute õhu kvaliteet, millal on vajalik taotleda õhusaasteluba ning koostada lõhnaineheite vähendamise kava.

18.3.1 Õhukvaliteedi tagamine ning heitkoguste reguleerimine

Eesti riigi territoorium on õhukvaliteedi taseme järgi jaotatud piirkondadeks ja linnastuteks, kus tuleb säilitada parim võimalik välisõhu kvaliteet ning rakendada meetmeid õhukvaliteedi parendamiseks teatud saasteainete piir- ja sihtväärtuste ületamise korral. Piirväärtuste kehtestamise eesmärk on vältida, ennetada või vähendada saasteainete ebasoodsat mõju inimese tervisele või keskkonnale. Õhu kvaliteedi parendamiseks rakendatakse heite piiramist, saasteaine hajumistingimuste parandamist, saasteaine leviku takistamist või muid asjakohaseid meetmeid. Eestis korraldab õhukvaliteedi juhtimist ja hindamist Keskkonnaministeerium. Õhukvaliteedi piir- ja sihtväärtused leiduvad Keskkonnaministri vastu võetud määruses nr 75.

Üks võimalikke piiravaid meetmeid on heitkoguste reguleerimine, mille tagamiseks väljastatakse käitise heiteallikate kohta õhusaaste- või keskkonnakompleksluba. Õhusaaste- või keskkonna-kompleksluba väljastatakse taotluse ja sellele lisatud lubatud heitkoguste projekti alusel. Lubatud heitkoguste projektis kirjeldatakse ettevõtet, selle tegevusalasid, heiteallikaid, saasteainete aastast ja maksimaalset hetkelist heitkogust tegevusalade kaupa ning antakse hinnang lõhnaaine võimaliku esinemise ja võimalike keskkonnahäiringute kohta. Väljastatavas loas määratakse kindlaks igast heiteallikast välisõhku väljutatava saasteaine lubatud maksimaalne hetkeline heitkogus ning iga saasteaine lubatud heitkogus tonnides teataval ajaperioodil.

Praegu on Eesti suurematele reoveepuhastusjaamadele väljastatud õhusaaste- ja keskkonna-komplekslubasid protsessi eri astmetele (nt eelsetiti, aerotank, järelseltiti, biofilter, settetahendus) järgmiste saasteainete seiramiseks: vesiniksulfiid, ammoniaak ja mittemetaansed lenduvad orgaanilised ühendid (LOÜ-d). Kompostimisväljakuga reoveepuhastusjaamadel tuleb peale loetletud saasteainete seirata ka tahkete osakeste koguhulka, peeneid osakesi (PM 10) ja eriti peeneid osakesi (PM 2,5). Biogaasijaamaga reoveepuhastusjaamades määratakse eraldi jääkgaasipõletitest ja biogaasikateldest välisõhku paisatavad saasteained, seirates lämmastikdioksiidi, süsinikmonooksiidi, mittemetaanseid lenduvaid orgaanilisi ühendeid, vääveldioksiidi ja süsinikdioksiidi, summaarseid tahkeid osakesi, peeni osakesi (PM10) ning eriti peeni osakesi (PM 2,5). Sõltuvalt reoveepuhastusjaama jõudva reovee eripäradest võidakse seirata ka fenoole, metüülmerkaptaane jm saasteaineid.

18.3.2 Lõhnaaine määramine

Ettevõtetes on vaja täiendavalt jälgida ka ebameeldiva või ärritava lõhnaga aine (edaspidi lõhnaaine) esinemist õhus. Piirkonna lõhnaainehäiringu taseme kindlakstegemiseks hinnatakse käitiste koosmõju. Lõhnaaine häiringutaseme ületamiskahtluse korral kutsutakse kokku ekspertrühm ning hinnatakse õhukvaliteedi vastavust häiringutasemetele. Lõhnaine esinemise häiringutase on aasta lõhnatundide osakaal kogu aasta tundidest. Kui see osakaal on suur, loetakse lõhnaaine esinemine oluliseks keskkonnahäiringuks.

Lõhnaaine häiringutase oleneb rakendatavast standardist. Standardi EVS 886-1 kohaselt loetakse lõhnaainesisaldus häirivaks, kui selle tunnikeskmine väärtus 0,25 OU/m^3 ületatakse üle 15% aasta lõhnatundidest. Standardi EVS 888 kohaselt loetakse üheks lõhnatunniks ühe hindamisruudu ühes mõõtepunktis ühekordsel hindamisel saadud positiivsete mõõtmistulemuste 51% suurust osakaalu [4].

Häiringutaseme ületamise tuvastamise korral tuleb ettevõttel esitada lõhnaaine esinemise vähendamise kava, mille täitmist kontrollib Keskkonnaamet. See kava sisaldab tegevusalade ja heiteallikate ja ümbritseva piirkonna kirjeldust, lõhnaaine esinemise vähendamise varem rakendatud ning kavandatavate meetmete loetelu, meetmete rakendamisel saavutatava lõhnaaine heitkoguse vähendamise arvutust, meetmete maksumust ja nende rakendamise tähtaegu.

Lõhna tugevuse väljendamiseks on kasutusel Euroopa lõhnaühik (OUe), mis on lõhnaainete kogus, mille aurustumine 1 m^3 neutraalsesse gaasi kutsub lõhnaeksperdis esile lõhna tuvastamise (lõhnaaine 1 OUe/m^3 suurust kogust tuvastab 50% lõhnaekspertidest) [4]. Lõhnainesisalduse suurust väljendab määramispiiri tuvastamiseks vajalik lahjendustegur, näiteks kui proovi on vaja lahjendada 300 korda, on proovi lõhnaainesisaldus 300 OUe/m^3.

Lõhnaaine hetkelise heitkoguse arvutuslikuks hindamiseks lõhnaine modelleerimise puhul kasutatakse reoveekäitluses peamiselt pindallikate valemit ning punktallikate korral käitise spetsiifilise lõhnaaine hetkelise heitkoguse leidmise valemit [5]. Lõhnaaine hetkeline heitkogus:

$$Q_{lõhnaaine} = q_i \cdot \mathrm{A}\ (OU/s,) \qquad (18.4)$$

kus q_i on valdkonna eriheide, A on pindallika pindala (m^2). Valdkonna eriheite suurus on Keskkonnaministri määruse nr 81 kohaselt: mehaaniline puhasti 5466 OU/m^3, õhustatud bassein 1616,2 OU/m^2·s, õhustamata bassein 21,4 OU/m^2·s, setiti 45,7 OU/m^2·s, mudatahendus 1093 OU/m^3 ning komposteerimine 66,9 OU/m^2·s.

Punktallika korral, kui on teada emissioonigaaside mahtkulu, on käitise spetsiifilise lõhnaaine hetkeline heitkogus [5]:

$$Q_{lõhnaaine} = c \cdot V_{R,20}\ (OU/s,) \qquad (18.5)$$

kus c on väljuvate gaaside lõhnaainesisaldus vastava valdkonna eriheite või akrediteeritud labori määratu kohaselt (OU/m^3) ning $V_{R,20}$ – ventilatsiooni- või emissioonigaaside mahtkulu (m^3/s).

18.4 Lõhnaainete tekkekohad ning nende määramine

Reoveekäitluses lenduvad lõhnaained atmosfääri turbulentsetes või suure õhu ja vee kokkupuutepinnaga kohtades:

- ebasoodsa keskkonnaga (pikad viibeajad, halb hooldustöö, tööstusreovesi) kanalisatsioonisüsteemis;

- pikkades reovee survetorustikes;
- reoveepuhastite suure koormusega osades (nt pumplas, eelsetitis, järelsetitis);
- mudamahutites ja settekäitlemisel (eriti stabiliseerimata sette korral);
- anaeroobsetes biotiikides.

Lõhnaaine kvantitatiivne mõõtmine korraldatakse piirkonnas leviva lõhna põhjuse ja tekkekoha kindlakstegemiseks ning lõhnaallika mõju hindamiseks. Lõhna kvantitatiivseid mõõtmisi tehakse:

- olfaktomeetriat rakendades – lõhnaühikud määratakse inimese haistmismeele abil, mida tehakse üksikute ühendite ning tundmatu koostisega lõhnaainete tuvastamiseks;
- konkreetsete ühendite mõõtmise teel.

Kõikide lõhnaallikate korral on võimalik hinnata lõhnaaine levimiskiirust, mis leitakse ajaühiku ja maa-ala läbiva lõhnaaine koguse põhjal. Õhu vooluhulkade mõõtmiseks konkreetse õhuvooluhulgaga asukohas (nt sundventilatsioon, tuulutusava) arvutatakse väljatõmbega protsessiosa lõhnaemissioon vooluhulga ning lõhnakontsentratsiooni alusel. Konkreetse mõõtepunkti puudumisel kasutakse kaudseid meetodeid (nt Lindvall-kast meetod, mikrometeoroloogiline lähenemine).

18.5 Õhupuhastussüsteemi kavandamine ja lõhnaaine leviku vähendamine

Reoveepuhastite projekteerimisel on oluline arvestada võimalikke lõhnahäiringuid ning nende mõju puhastuse eri etappides. Lõhnaaine emissiooni vähendamiseks on mitu moodust [1]:

- arvestada selle võimalikkust protsessi kavandamisel ning seadmete paigutamisel ja käitamisel;
- tööstusreovee eelnev analüüsimine ja juurdevoolu piiramine;
- kemikaalide lisamine septilise keskkonna tekkimise ennetamiseks või selle mõju leevendamiseks;
- lõhnaallikate kinnikatmine ja ventileerimine ning saastunud õhu puhastamine.

18.5.1 Protsessi kavandamine, paigutamine ja toimimine

Reoveepuhasti projekteerimisel on oluline hinnata saastunud õhu võimalikke koguseid, saasteainesisaldust ning nõudeid, mida peab rahuldama puhastatud õhk. Õhusaastet on otstarbekas arvutada ja modelleerida, võttes hajuvusarvutuses arvesse kõik saasteallikad ning vaadeldava piirkonna ilmastikutingimused (tuule suund ja kiirus, päiksekiirgus, pilved, turbulents). Saadud tulemuste põhjal on võimalik valida eesmärgi saavutamiseks sobilik tehnoloogia. Olemasolevate

reoveepuhastite puhul võib arvestada ka piirkonna elanike lõhnakaebusi. Reoveepuhasti kavandamisel on oluline seada eesmärgiks minimaalne lõhnateke, mida on võimalik saavutada [1]:

- paigutades lõhnaaineid tekitavad saasteallikad tundlikumatest piirkondadest võimalikult kaugele, arvestades tuule suundi ja kiirust (nõrga tuulega ning tuuleta piirkondades tuleks arvestada kohaliku tuule suunda);
- kavandades tagasivoo tugeva lõhnaainega puhastiosast võimalikult lähedale aeroobsele puhastusprotsessi osale;
- minimeerides lõhna tekitavaid allikaid, nt turbulentseid kohti, suuri hüdraulilisi koormusi;
- kavandades terviklahendusi õhu töötlemiseks: puhastiosade katmine, ventileerimine ja õhu puhastamine;
- kavandades võimalikult kompaktseid lahendusi, kui puhastiosi ei ole võimalik kinni katta;
- juhtides kokku ning töödeldes ühiselt mitme potentsiaalse lõhnaallika protsessiosad või kasutades ühes puhastusprotsessi osas tekkivat õhku teises protsessiosas;
- kavandades puhastisse sobilikku tehnoloogiat, näiteks õhustamist;
- vähendades septilisuse teket, nt arvestades kanalisatsioonisüsteemi seisundit, lühendades viibeaega sette akumuleerumise vältimiseks;
- vähendades stabiliseerimata sette kokkukuhjamist sette töötlemisel ja ladustamisel;
- tehes betoonkonstruktsioonide pinnad võimalikult siledad, mis aitab vältida sette kleepumist betoonile ning lihtsustab selle puhastamist ja hooldamist;
- kavandades kanalisatsioonisüsteemi värske õhu sisselaskepunkte.

Reoveepuhasti osades tuleb silmas pidada nende omapärasid ning rakendada meetmeid neis tekkivate lõhnaainete vähendamiseks. Oluline on minimeerida **survekanalisatsiooni** pikkust ning hoolitseda selle eest, et kanalisatsioonikaevud oleksid piisavalt lõhnapidavad, isevoolsekanalisatsioonil oleksid piisavad kalded ning välditaks suurt hüdraulilist langu või kukkumist ja järske torupõlvesid. **Reoveepumplates** on vaja vähendada sumpa kukkumise kõrgust, vältida reovee intensiivset turbulentsi, tagada piisavad kalded setete kogunemise vältimiseks ning võimaldada rasva kõrvaldamist pumplast. **Mehaanilises puhastuses** tuleb vältida liiva kogunemist, rakendada võreprahi pesu, hoolitseda isevoolukanalisatsiooni langud oleksid piisavad, vältida suurt hüdraulilist langu ja järske torupõlvi ning vähendada väljalaskepunkti kõrgust (võimalikult allpool veetaset). **Eelsetitites** olgu võimalik koormuse alanemise korral lülitada vajaliku viibeaja tagamiseks välja osa eelsetiteist, kõrvaldada toormuda siis, kui selle kontsentratsioon on väike (2%) ning hoolitseda ujuprahi tõhusa koristamise eest. **Õhustusmahutites** on vaja tagada piisav õhustus ja segamine ning lõhnatundlikes piirkondades eelistada põhjapaigaldusega õhustussüsteemi. **Settemahuteid** on pritsmete vältimiseks

vaja tühjendada madala settetaseme juures, segada muda väikesel kiirusel ning tagada selle minimaalne hoiustamisaeg enne juhtimist järgmisse käitlusetappi. **Setet** on vaja **mehaaniliselt tihendada ja veetustada** siis, kui see on võimalikult värske. **Biotiikide** kaldad tuleb puhastada taimkattest, vältida tiikide ülekoormamist ning kõrvaldada neist põhjamuda [6].

Kavandamisel on oluline arvestada mahutite hilisema katmise või ventilatsioonisüsteemi rajamise võimalust. Mahutite ja puhastiosade katmisel tuleb arvestada plahvatusohtu, korrosiooni ja kondensaadi võimalikku tekkimist, hoolitseda operaatorite tervise ja ohutuse eest ning et juurdepääs hooldustööde tegemiseks oleks vaba.

18.5.2 Ainete lisamine puhastusprotsessi

Lõhnaainete tekke vältimiseks on oluline, et vees oleks piisavalt hapnikku. Samas ei ole selle saavutamine reoveekäitluses lihtne, sest reovesi viibib puhastis ja kanalisatsioonis pikka aega. Üks võimalusi on lisada protsessi anaeroobse keskkonna tekkimist takistavaid ja lõhnateket vähendavaid kemikaale, mille kasutamisega ei kaasneks muude kahjulike ainete teke. Kemikaale on kahesuguseid: ühed piiravad igasugust bioloogilist aktiivsust ning peatavad sel moel lõhnaainete tekke ning teised töötlevad lõhnaained pärast nende tekkimist. Reoveepuhastisse lisatakse [1]:

- hapnikuallikaid: õhku, vedelat hapnikku või nitraate;
- metallisoolasid: tavaliselt rauasooli;
- tugevaid oksüdante: vesinikperoksiidi, naatriumhüpokloritit;
- kangemaid, haisu varjutavaid lõhnaaineid.

Hapnikuallikana on võimalik protsessi lisada suruõhku või puhast hapnikku, et kiirendada saasteainete lagunemist ning vähendada anaeroobsete mikroorganismide vohamist. Anaeroobse keskkonna tekkimise vältimiseks võib puhastisse või kanalisatsiooni lisada mitmesuguseid soolasid. Lahustunud hapnikuta keskkonnas hakkavad bakterid tarbima nitraate ning tekib vesiniksulfiidi moodustumise oht. Hästi toimivad nitraadisoolad, mille kasutamine vähendab ka reoveepuhasti orgaanilise aine koormust. Sobivaid nitraadisoolasid on mitu: kaltsium-, naatrium-, alumiinium- ja raudnitraadid. Oluline on täpne annustamine, sest ülemäärane nitraadikogus võib viia lämmastikgaasi eraldumiseni ja survekanalisatsiooni töö võib saada häiritud. Nitraatioonide mõju kirjeldab reaktsioonivõrrand:

$$5H_2S + 8NO_3^- \rightarrow 5SO_4^{2-} + 4N_2 + 4H_2O + 2H^+ . \qquad (18.6)$$

Rauaioonid reageerivad sulfiidioonidega hästi ja moodustavad raskelt lahustuvaid sooli. Kui reoveele lisada kahe- või kolmevalentset rauasoola, siis see reageerib vees vesiniksulfiidiga, mille tulemusena see gaasifaasi ei jõuagi:

$$Fe^{2+} + S^{2-} \rightarrow FeS \; ; \; 2Fe^{3+} + 3S^{2-} \rightarrow 2FeS + S_0. \qquad (18.7)$$

Bakterid eelistavad (elektroni aktseptorina) kolmevalentset rauda sulfaadile:

$$Fe^{3+} + BHT \rightarrow Fe^{2+} + CO_2 . \qquad (18.8)$$

Rauasoolad on nitraatsooladest valdavalt säästlikumad. Nende täpne annustamine ei ole väga oluline, sest liigne raud tuleb reoveekäitluses kasuks vee fosforisisalduse vähendamisel. Rauasoolade (peamiselt raud(III)nitraadi ($Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$), mida kulub kõige vähem) kasutamise üheks miinuseks on muda mahu suurenemine. Annustamisel on oluline arvestada, et reoveekäitluses sõltub sulfiidide moodustumine mitmest näitajast, millest olulisemad on temperatuur, redokspotentsiaal ja viibeaeg.

Reovettele on võimalik lisada ka tugevaid oksüdante, mida kasutatakse keemilise reaktsiooni saavutamiseks lahustunud sulfiidiga või mõne muu lõhnaainega, et muuta need vähem lõhna tekitavateks ühenditeks. Näiteks muundatakse lahustunud sulfiid vesinikperoksiidi annustamisel sulfaadiks või väävliks. Reoveekäitluses on oksüdeerivatest ainetest kasutusel vesinikperoksiid (H_2O_2), naatriumhüpoklorit (NaOCl), naatriumhüdroksiid (NaOH) ja kaaliumpermanganaat ($KMnO_4$). Tuleb arvestada, et oksüdeerivate ainete lisamine võib toimida baktereid hävitavalt ning pärssida bioloogilist protsessi.

Lõhna on võimalik tõrjuda ka nõnda, et õhku pihustatakse lõhna- või muid aineid, mis muudavad tajutava lõhna intensiivsust või omadusi. Kasutatakse keemilisi ühendeid, mis tugevama meeldiva lõhna abil varjutavad ebameeldivat lõhna selle koostist muutmata, või lõhna neutraliseerivad, vähendades selle tugevust. Lisatavad ained võib jagada maskeerivateks (terpeenid, kumariin), pindaktiivseteks (alkoholid, glükoolid, estrid) või neutraliseerivateks (alifaatsed ja aromaatsed aldehüüdid, ensüümid, taimeekstraktid). Tõrjeainete pihustussüsteemid pannakse tavaliselt kohtadesse, kus õhuvooluhulgad on väga muutlikud, heiteallikad paiknevad hajusalt või kus ei ole võimalik teha suuri investeeringuid. Pihustussüsteeme ei soovitata rajada pikaajaliseks kasutamiseks.

18.5.3 Õhusaaste levimise piiramine ja kõrvaldamine

Õhusaaste levimist piiratakse reoveepuhastites puhastiosade katmise või saastunud õhuga ruumide ventileerimise teel. Ventilatsioonisüsteemi on kindlasti vaja, kui kattealuseid puhastiosi sundõhustatakse.

Puhastiosade katmine

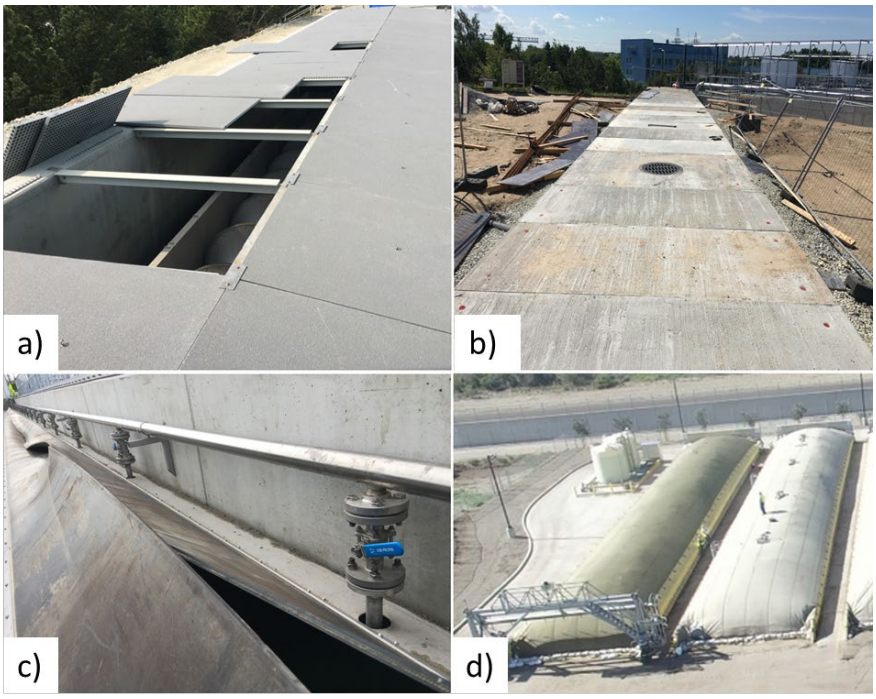
Puhastiosade katmine ilma saastunud õhu väljatõmbesüsteemi rajamata sobib väikese õhuheitega kohtadesse (nt kinnistele kaevudele) ning suurematele puhastiosadele, kus võib eeldada vähese õhusaaste teket. Saastunud õhu kõrvaldamata jätmine kaetud mahutitest võib probleeme põhjustada. Nendesse tekkida võivat agressiivset keskkonda tuleb arvestada materjalide valimisel, hooldustööde tegemisel ning seire korraldamisel. Kui puhastiosa järgmine mahuti on avatud, siis võib sealt lenduda rohkesti saasteaineid. Mahuti katmine on vajalik, kui on oodata saasteainete bioloogilist või muud viisi lagunemist ja sidumist. Vähem lõhnaainet tekitavates kohtades võib piisata heitõhu osalisest kogumisest, s.o mahuti osalisest katmisest ja pindõhustite rakendamisest.

Suure õhuheitega kohad on vaja võimalikult tihedalt kinni katta, et lõhnaained välja ei pääseks. Kate tuleb kavandada nõnda, et selle alla jääks võimalikult vähe õhku. On vaja püüda vältida suure kaetud kompleksi rajamist, sest hea hoonesisese õhukvaliteedi tagamine suurendab puhastiosade eraldi katmise vajadust võrreldes välitingimustes toimuvaga. Kavandamisel tuleb vältida kinniste puhastiosade rajamist, kuhu personal peab pidevalt ligi pääsema. Võimalikult palju töid peab olema võimalik teha väljaspool katteid, rajades selleks piisavalt juurdepääsuteid ja -avasid.

Puhastiosade katete kavandamisel on vaja teada [1]:

- kas katte all on üle- või alarõhk;
- milline on kaetava puhastiosa suurus ja geomeetria (nt toestuseta ala suurus, mehaanilistele seadmetele vajalik pind);
- katete talutavaid koormusi (nt lume- ja tuulekoormust) ning kuidas inimesed nende alla pääsevad, käiguteede vajadust;
- ehitusmaterjale – nende sobivust söövitavasse keskkonda ja vastupidavust päikesevalgusele;
- juurdepääsuvõimalusi igapäevaste tööde tegemiseks, hooldamiseks, remontimiseks või millegi asendamiseks.

Katteid võib teha betoonist, metallist, klaaskiuga tugevdatud plastist või kavandada plastmembraanina. Joonisel 18.1 on kujutatud näiteid reoveepuhastis rakendatavatest katetest.



Joonis 18.1. Reoveepuhastiosade katteid: a – betoonmahuti fiiberplastkate, b – kanalit katvad betoonplaadid, c – liivapüüniste liikuvat seadmeosa kattev kummist kattematerjal, d – kompostisaunade GORE-katted. (Fotod: a, b, c Tallinna reoveepuhastusjaam, d [7])

Ventilatsioonisüsteemi rajamine

Ventilatsioonisüsteemi ülesanne on saastunud õhk ruumist või vedeliku/sette pealt kokku koguda ja juhtida atmosfääri või õhupuhastisse. Süsteem kavandamisel on oluline määratleda käideldava õhu optimaalne vooluhulk, millest suurema kõrvaldamine oleks kulukas ja keeruline. Õhu vooluhulka on võimalik vähendada, kattes mahutid/seadmed kinni. Õhk peab ruumides standardi ATV-M204E kohaselt vahetuma:

- puhasti ligipääsuta kinnises osas 3–4 korda tunnis;
- puhasti ligipääsetavas paiksete töökohtadeta osas või ruumis 4–6 korda tunnis;
- ligipääsetavas püsivate töökohtadega ruumis 6–12 korda tunnis.

Samas tuleb arvestada, et õhuvahetuse kordsus võib muutuda nii üles- kui allapoole vastavalt saastunud õhu eripäradele.

Ruumide ja puhastiosade õhku on võimalik vahetada nii loomuliku kui ka mehaanilise ventilatsiooni abil. Loomuliku ventilatsiooni korral vahetub õhk 0,5 kuni 1 korda tunnis, sagedasemaks õhuvahetuseks ja õhu juhtimiseks puhastisse on vaja sundventilatsiooni. Reoveepuhastites rakendatakse peamiselt mehaanilist sundventileerimist ventilaatorite abil, mille pöörlev tööratas kasutab mehaanilist energiat õhu või muu pideva gaasivoolu tekitamiseks. Tööpõhimõtte järgi võib ventilaatorid jagada kahte gruppi:

- tsentrifugaal- ehk radiaalventilaator, millesse õhk siseneb tiiviku telje suunas ning väljub radiaalsuunas;
- telg- ehk aksiaalventilaator, millesse õhk siseneb ja väljub piki tiiviku pöörlemistelge.

Ventilatsioonisüsteemi kavandamisel tuleb:

- saastunud õhk kõrvaldada võimalikult tekkekoha lähedalt, mis vähendab ventileeritava õhu kogust ning seeläbi ka tarbitavat energiat;
- hoolitseda selle eest, et vahetatava õhu kogus oleks optimaalne, s.o arvestaks nõutavat vahetuskordsust, lisaseadmete vajalikkust (nt soojendamiseks, jahutamiseks, niisutamiseks) ning võimalikke energiakulusid (nt talveperioodil õhu eelsoojendamiseks, suvel õhu väljatõmbe intensiivistamiseks);
- hoolitseda selle eest, et ventilatsiooni tõmmataks puhast õhku;
- vältida ruumis seisva õhuga tsoonide teket ning tagada piisav õhujaotus (õhuvahetuskordsus, rõhk, puhtus, temperatuur, niiskus, õhu liikumiskiirus ja müratase) ning vajadusel paigaldada õhuhajutid;
- rajada kergesti ligipääsetavad mõõtepunktid õhu vooluhulga mõõtmiseks ja analüüside tegemiseks;
- tekitada kaetud mahutites või seadmetes pidev alarõhk, et õhk ei pääseks ebatihedatest katetest ja avadest välja;
- hoolitseda selle eest, et saastunud õhu kontsentratsioon oleks piisavalt väike, et vältida toksilise, söövitava või plahvatusohtliku keskkonna teket.

Ventilatsioonisüsteemi rajamisega on võimalik vähendada korrosiooni teket, ent tuleb arvestada, et seda ei ole võimalik täielikult vältida ning et on vaja rakendada korrosioonitõrjemeetmeid.

18.6 Õhu puhastamine

Saastunud õhk juhitakse ventilatsioonisüsteemi kaudu puhastusetappi. Puhastamine on vajalik, kui õhu saastamist ei ole võimalik vältida või ei suudeta lõhnaaineid lahjendada või lõhna meeldivamaks muuta. Reoveepuhastusjaamadest ning kinnistest rajatistest pärit saastunud õhu puhastamiseks rakendatakse mitmesuguseid tehnoloogiaid:

- bioloogilisi lahendusi: bioloogiline heitõhufilter, bioskraber, juhtimine aktiivmudapuhasti õhustuskambrisse;

- füüsikalisi ja keemilisi lahendusi: keemiline skraber, termiline oksüdatsioon, katalüütiline oksüdatsioon, ionisatsioon, osoonimine, aktiivsöe filtrid.

Bioloogilise meetodi eelised on toimumine mõõdukate temperatuuride (10–40°C) juures ning atmosfäärirõhul, väikesed käituskulud ning väiksem mõju ümbritsevale keskkonnale (ei kasutata kemikaale ega lisakütust, tekib vähem kõrvalsaadusi. Füüsikaliste ja keemiliste meetodite plussid on saastunud õhu lühem viibeaeg puhastusprotsessis, väiksem maa-ala vajadus ning protsessi kiire käivitamise võimalus.

Õhupuhastuse kavandamisel on oluline määratleda saastunud õhu väljatõmbekohad ja näitajad (õhu vooluhulgad, õhuvahetuse kordsus ning saastunud õhu ainesisaldus, omadused ja esinemisemustrid). Selle teabe põhjal tuleb valida õhupuhastusviis, arvestades selle sobivust, maksumust, ruumipiiranguid (maa-ala suurust, kõrguslikke piiranguid), hooldustööde tegemist, kemikaalide mõju, ressursside (vesi, elekter) kasutust ning puhastatud õhu soovitavaid näitajaid. Eri puhastusmeetodite tõhusused on esitatud tabelis 18.2.

Tabel 18.17. Õhupuhastusmeetodite tõhusus (%) [8–12]

Meetod	Vesiniksulfiid (H_2S)	Ammoniaak (NH_3)	LOÜ*	Lõhnaained
Bioloogiline heitõhufilter	>99	>90	Kuni 95	>90
Bioskraber	>99	Vaevumärgatav	Vaevumärgatav kui vees lahustumatu	75–90
Juhtimine aktiivmudapuhasti õhustuskambrisse (peenmull)	>99,5	Vaevumärgatav	Andmed puuduvad	>99,5
Keemiline skraber	>95	>95	50–95**	<80–99
Termiline oksüdatsioon	98	98	98	>95
Adsorption (aktiivsüsi)	98–99	60–70	>95	>90

* LOÜ – lenduvad orgaanilised ühendid,
** väiksem väärtus käib õhu nende vooluhulkade kohta, mis sisaldavad suhteliselt lahustumatuid ühendeid ning suurem väärtus kergesti lahustuvaid ühendeid sisaldava õhu kohta.

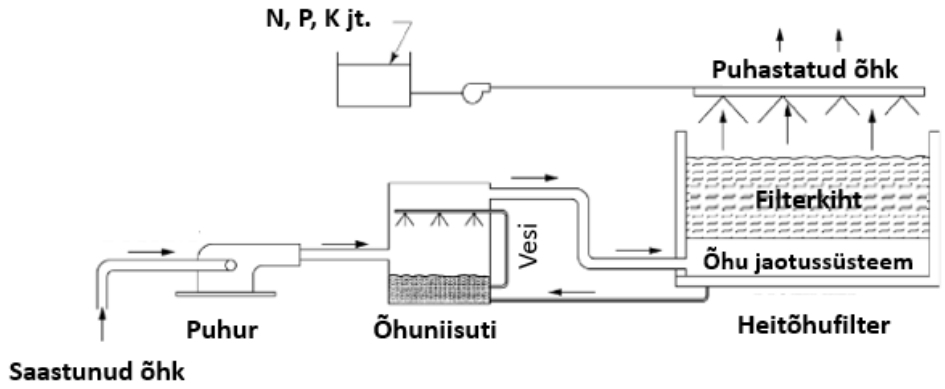
18.6.1 Õhu bioloogiline puhastus

Bioloogiline heitõhufilter

Bioloogiline heitõhufilter on enim kasutatav seade õhu puhastamiseks. Saastunud õhu voog juhitake läbi orgaanilisest või inertsest materjalist filterkihi, milles mikroorganismid lagundavad ebameeldivat lõhna põhjustavad saasteained. Õhupuhastus jaguneb kaheks etapiks:

- lõhnaainete ja muude orgaaniliste saasteainete lahustumine (kandumine gaasifaasist vedelasse faasi);
- mikroorganismid lagundavad vees lahustunud saasteained.

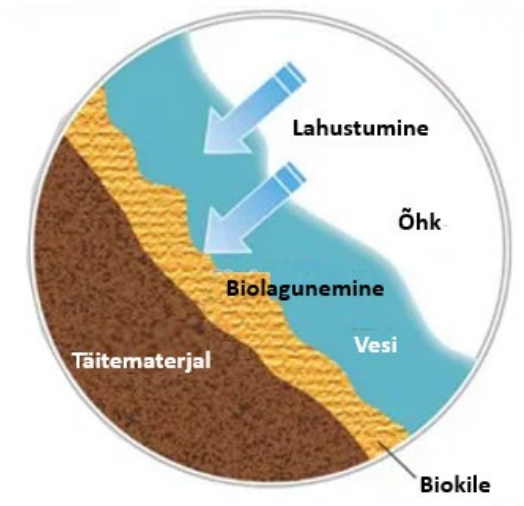
Tehnoloogiliselt koosneb heitõhufilter kolmest osast: puhurisüsteem, jaotustorustik ning filterkiht (joonis 18.2). Saastunud õhk puhutakse läbi niisuti (õhu niiskus peab olema vähemalt 95%) filterkihi all olevasse jaotustorustikku ning sealt läbi filtri, kus õhk jahtub ja tolm kinni peetakse.



Joonis 18.2. Avatud tüüpi heitõhufiltri tööpõhimõte [13]

Filtris elutseb spetsiifiline bakteriaalne floora, mis kinnitub õhukese kihina väikese puistetiheduse, hea puhverdusvõime ja suure saasteainetaluvusega, aeglaselt lagunevale ning suure eripinna, veepidavuse ja poorsusega täitematerjalile (joonis 18.3), milles saasteained lõplikult lagunevad ning millest puhastatud õhk atmosfääri lendub. Täitematerjaliks võib olla multš, hakkpuit või puukoor, mis tavaliselt pannakse 0,8–1,5 m kõrgusele õhujaotustorustikust. Materjali valimisel tuleb arvestada, et kõigil neil on omapärane lõhn (vahemikus 20–100 OU/m^3) [14]. Heitõhufilter võib mikroorganismidele optimaalsete elutingimuste loomiseks olla varustatud toitainete (N, P, K, S jt) annustamise süsteemiga.

Bioloogilisi heitõhufiltreid on nii avatud kui kinnist tüüpi, vertikaalse või horisontaalse paigutusega, tõusu- või vajuvoolu põhimõttel toimivaid. Avatud filtrid on üldiselt katmata ning mõjutatavad ilmastikutingimustest (vihm, temperatuur, lumi). Leidub ka lahendusi, milles avatud filtrit katab varikatus. Kinnised filtrid paiknevad mahutis, millest puhastatud õhu väljalaskmine on piiratud ning neid rajatakse kohtadesse, kus maad on vähe. Heitõhufiltrid jagunevad õhuvoolu suuna poolest tõusu- ja vajuvoolseteks, millest tõusuvoolne on ehituskulude poolest eelistatum variant. Seevastu on niisutusvee seisukohalt on eelistatav vajuvoolne filter, sest vesi pihustatakse filtri pealmistesse kihtidesse, kus täitematerjal tikub kiiresti kuivama.



Joonis 18.3. Täitematerjali biokile [15]

Bioloogiliste heitõhufiltrite tavalised projekteerimisnäitajad on koondatud tabelisse 18.3. Mahuti suuruse määramisel on ühed olulisemad näitajad saastunud õhu vooluhulk ning selle viibeaeg heitõhufiltris. Saastunud õhu viibeaeg heitõhufiltris [2]:

$$HRT_{õhk,filter} = \frac{A_{täitekiht} \cdot H_{täitekiht} \cdot \alpha}{Q_{õhk}} \ (sek), \qquad (18.9)$$

kus $A_{täitekiht}$ on täitekihi pindala (m^2), $H_{täitekiht}$ – täitematerjali kõrgus (m); α – täitematerjali poorsus ning $Q_{õhk}$ – saastunud õhu vooluhulk (m^3/s).

Saastunud õhu viibeaeg filtris sõltub täitematerjali võimest lagundada orgaanilist ainet ning õhu optimaalsest liikumiskiirusest, mis mõjutab õhu puhastamist, ning rõhukadu filtris. Bioloogilise heitõhufiltri pinnakoormus $q_{A,BÕF}$ [16]:

$$q_{A,BÕF} = \frac{Q_{õhk}}{A_{täitekiht}} \ (m^3/m^2 \cdot h), \qquad (18.10)$$

kus $A_{täitekiht}$ on täitekihi pindala (m^2) ning $Q_{õhk}$ – saastunud õhu vooluhulk (m^3/s).

Bioloogilise heitõhufiltri täitematerjali kasulik olelusiga on tavaliselt 5–10 aastat ning see sõltub peamiselt filtrit läbiva õhu tunnisest vooluhulgast ja saastunud õhu koostisest. Bioloogilise heitõhufiltri eelised on käitamislihtsus, väikesed käitus- ja hoolduskulud ning kõrvalsaaduste (v.a nõrgvee) ja lisakemikaalide vajaduse puudumine. On ka puudusi: suur maa-ala- ja protsessi pideva jälgimise vajadus ning väiksem kohastuvus muutlike ainesisalduste suhtes. Bioloogilise heitõhufiltri avatud ja kinniseid lahendusi on kujutatud joonisel 18.4.

Tabel 18.18. Heitõhufiltri käitusnäitajad ja nende väärtused [17]

Näitaja	Ühik	Tüüpiline väärtus
Heitõhufiltri kihi kõrgus	m	1–1,5
Heitõhufiltri pindala	m^2	1–3000
Saastunud õhu vooluhulk	m^3/h	50–300 000
Heitõhufiltri pinnakoormus	$m^3/m^2 \cdot h$	50–100
Heitõhufiltri mahukoormus	$m^3/m^3 \cdot h$	50–100
Täitematerjali poorsus	%	35–50
Saastunud õhu keskmine viibeaeg biofiltris	s	30–60
Rõhulang täitematerjali kõrguse kohta	mbar	10–100
Sisendõhu saasteainesisaldus ja/või lõhna tugevus	g/m^3 OU/m^3	0,01–5 500–50 000
Käitustemperatuur	°C	15–40
Siseneva õhu suhteline niiskus	%	>98
Tugimaterjali veesisaldus	massi%	60
pH	-	6– 8



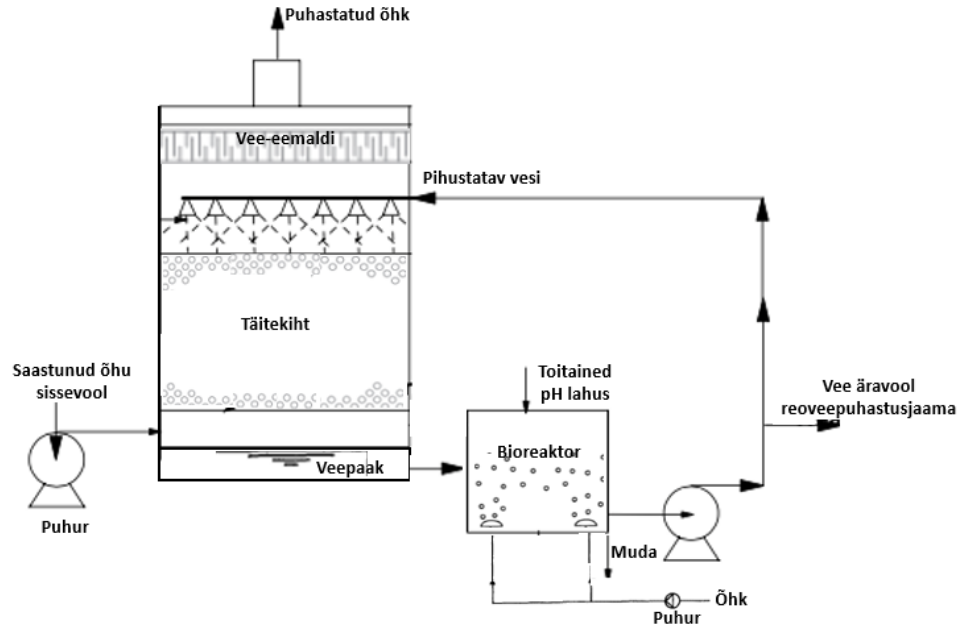
Joonis 18.4. Heitõhu avatud (vasakul) ja kinnine (paremal) bioloogiline filter [18,19]

Bioskraber

Bioskraber (ingl *bioscrubber*) on õhupuhastusseade, milles mikroorganismidega rikastatud vedelik vajub läbi täidisekihi ning millesse samal ajal surutakse vastupidises suunas õhku (joonis 18.5). Õhus olevad saasteained absorbeeruvad ja lagunevad bioloogiliselt bioskraberi vedelikus. Et mikro-organismid kasvavad eraldi mahutis, pikeneb saasteainete kinnitumiseks ja kõrvaldamiseks vajalik reaktsiooniaeg. Bioskraber erineb bioloogilisest heitõhufiltrist peamiselt selle poolest, et absorbtsioon ja bioloogiline lagunemine toimuvad seadme eraldi osades.

Osa bioskraberis kasutatavast pesuveest asendatakse puhta veega või mõne muu vedelikuga ning sellesse lisatakse toitaineid ning pH-d reguleerivaid lahuseid. Kui bioskraber ei tööta, on vaja vette lisada mikroorganismidele vajalikke toitaineid, et nende populatsioon ei väheneks.

Bioreaktor on varustatud õhustussüsteemiga ning sellest tuleb kõrvaldada aktiivmuda. Täidiseks on soovitatav kasutada võimalikult suure eripinnaga (100–300 m^2/m^3) materjali. Et puhastus oleks tõhus, peab vedelik täpselt ja piisaval hulgal jaotuma täitekihile. Bioskraberisse juhitavat saastunud õhku ei ole vajalik eelnevalt puhastada ega niisutada.



Joonis 18.5. Bioskraber [20]

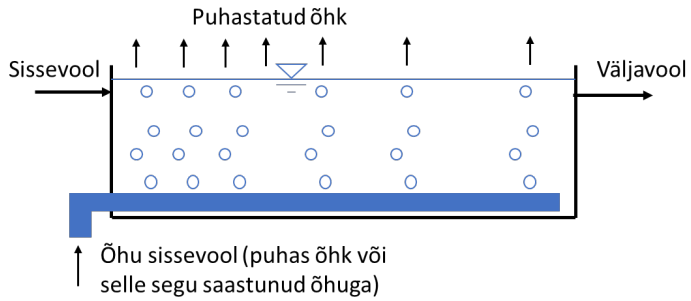
Bioskraberi eelised on väike ruumivajadus ja ummistumisrisk, hästi kontrollitavad käitustegevused (pH kontrollimine, toitainete annustamine, õhustamine) ning suhteliselt väike rõhulangus protsessis. Puudusteks võib lugeda muda kõrvaldamisvajadust, saastunud vedeliku teket ja aeglasemalt kasvavate mikroorganismide väljauhtumist. Bioskraberi (joonis 18.6) rajamis- ja käituskulud on tunduvalt suuremad ning käivitamine keerulisem kui bioloogilisel heitõhufiltril.



Joonis 18.6. Bioskraber [21]

Saastunud õhu juhtimine aktiivmudapuhasti õhustuskambrisse

Saastunud õhu aktiivmudapuhasti õhustuskambrisse (ingl *activated sludge diffusion)* juhtimise korral kogutakse reovee puhastamisel saastunud õhk kokku ja juhitakse õhustuskambrisse tagasi (joonis 18.7). Halba lõhna põhjustavad ühendid difundeeruvad siis gaasifaasist vedelfaasi ning muundatakse aktiivmudas olevate mikroorganismide poolt. See õhupuhastusmeetod on odav lahendus õhujaotus-torustikuga varustatud reoveepuhastusjaamadele. Kuigi selliste süsteemide kohta leidub suhteliselt vähe informatsiooni, võib eeldada, et investeeringukulud on suhteliselt väikesed ning süsteem ei kuluta tarbevett, kemikaale ega vaja lisamaad. Peamine probleem on korrosioonioht, mistõttu õhupuhastussüsteemile võib olla vaja niiskusepüüdurit ning tolmu- ja rasvafiltreid [9].



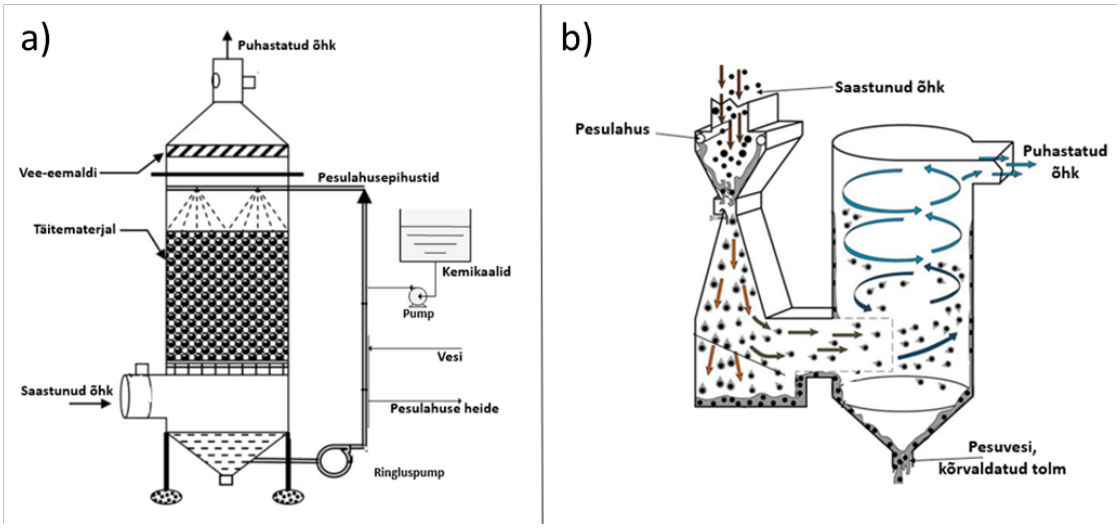
Joonis 18.7. Saastunud õhu puhastamine aktiivmudapuhasti õhustuskambris [14] järgi

18.6.2 Füüsikaline ja keemiline õhupuhastus

Keemiline skraber

Keemiline skraber (ingl *chemical scrubber*) on üks peamisi õhu füüsikalise ja keemilise puhastamise vahenditest. Keemilised skraberid jagunevad kuiv-, poolkuiv- ja märgskraberiteks. Kuiv- ja poolkuiv-skraberites (ingl *dry and semi-dry scrubber*) puhastatakse saastunud õhk kuiva sorbendi või püdela massi lisamisega, misjärel tahked osakesed kõrvaldatakse. Märgskraberis (ingl *wet scrubber*)

pihustatakse õhku saasteaineid siduvat vedelikku, millesse on lisatud oksüdeerivat ainet. Märgskraberite ärastustõhusus on väga suur ning nad taluvad siseneva õhuvoo kõrget temperatuuri. Kuivskraberid vajavad neist vähem ruumi, ei ole nii korrosioonitundlikud ning nende investeeringu- ja käituskulud on väiksemad.



Joonis 18.8. Täitekihiga märgskraber (a) ja Venturi skraberi protsessiskeem (b) [23, 24]

Märgskraberis absorbeeritakse õhusaasteaine vedelikku kahes etapis: lõhnaainete lahustatakse puhastuslahusesse ja seotakse seejärel keemiliselt. Lahendusi on erinevaid [22]:

- täitekihiga pihustustorn (ingl *packed tower scrubber*), milles saastunud õhk juhitakse läbi pesulahusega niisutatava sünteetilise täitematerjali (puudused on suur rõhukadu, ummistumis- ja saastumisoht ja suured hoolduskulud);
- pihustustorn (ingl *spray tower scrubber*), milles pesulahust pihustatakse düüside kaudu saastunud õhku (puudused on suur vee retsirkulatsiooni vajadus ning väga väikeste osakeste kõrvaldamise ebatõhusus);
- Venturi skraber (ingl *venturi scrubber*), milles saastunud õhk ning pesulahus juhitakse seadme üla- või keskossa, kus vesi ja õhk segunevad ning veepiisad väiksemaks muutuvad. Seejärel õhu- ja vedelikuvood lahutatakse tsüklonseparaatoris (puudused on suur rõhulangus ja energiatarve ning gaasi ja vedeliku lühike kokkupuuteaeg).

Saasteaine ärastamiseks lisatakse pesuvette sobivat kemikaali ning pH reguleerimiseks hapet või aluselist ainet. Oksüdeerivad ained peavad olema vedelikus lahustunud ning võimalik on kasutada nii hapnikul (aktiivne hapnik O_2, O_3, H_2O_2), metallil ($KMnO_4$) kui ka klooril (Cl_2, ClO_2, OCl-) põhinevaid oksüdante. Nende valimisel tuleb arvestada õhu saasteainesisaldust ja -liiki, nende mõju saasteaine lagunemisele, oksüdeerimisvõimet, reaktsiooni kiirust, oksüdeerijate reaktsioonisaadusi ning nende mõju välisõhule ja heitveele, oksüdeerivate ainete ja energia kulu. Pesulahus on vaja teatud perioodi

tagant välja vahetada. Oluline on kemikaalide õige annustamine, et nad ei põhjustaks lõhnaheidet ümbruskonda.

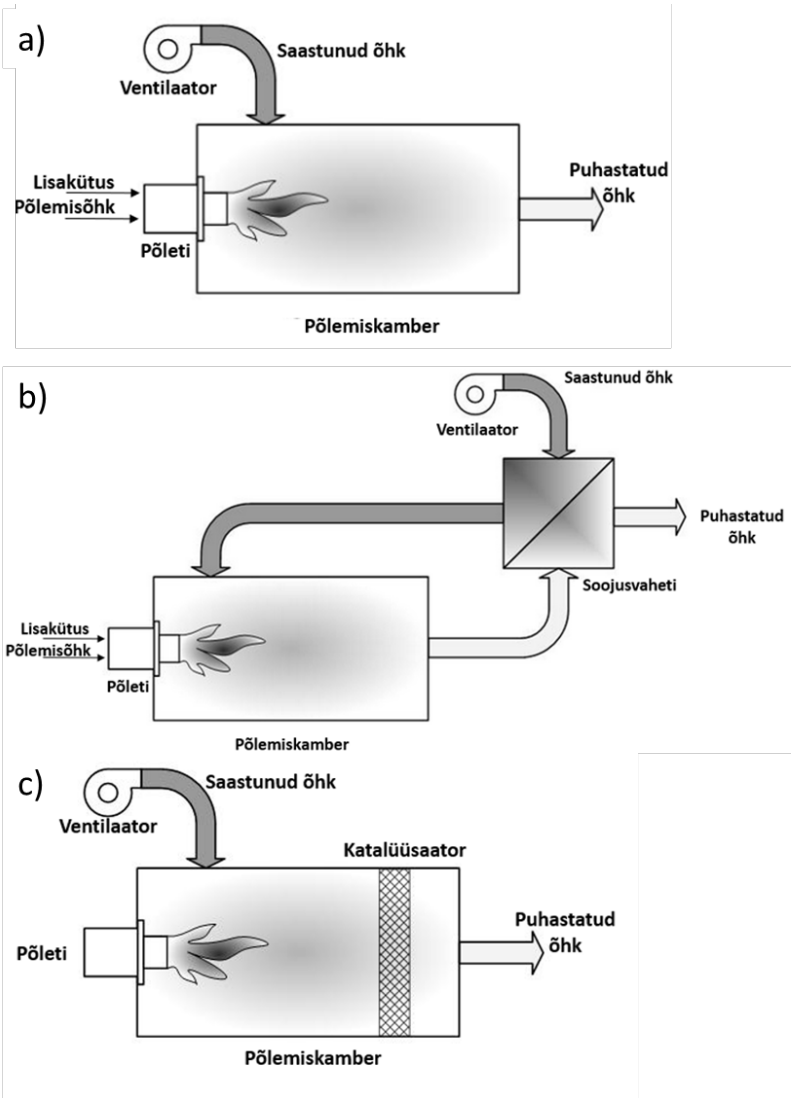
Skraberid võib liigitada aluselisteks ja happelisteks. Aluselises skraberis reageerib alus happeliste gaasidega ning hapet moodustuvad ühendid neutraliseeritakse. Tavaliselt hoitakse pH vahemikus 8,5–9,5 ning ärastatakse peamiselt H_2S, HCl, HF, SO_2, Cr_2O_7, Cl_2, fenoolid ja orgaanilised happed. Happelises skraberis hoitakse pH vahemikus 3–6, mille tulemusena aluselised ühendid moodustuvad soolasid. Ärastatakse peamiselt NH_3, amiinid, estrid ning leelisega reageerivad ühendid [25]. H_2S ärastamiseks lisatakse skraberis pesuveele vesinikperoksiidi ning pH neutraliseerimiseks NaOH.

Keemilise skraberi ärastustõhusus on vees lahustuvate lõhnaainete (nt H_2S) korral tavaliselt kuni 99%, ent väga hüdrofoobsete ühendite puhul võib see olla kuni 50% [9]. Keemiliste skraberi eelised on suure ja muutliku lõhnaainesisaldusega õhuvoolu tõhus puhastamine ning protsessi hea kontrollitavus, puudused aga suured käituskulud ning kemikaalide hoiustamise vajadus.

Termiline oksüdatsioon

Termiline oksüdatsioon (ingl *thermal oxidation*) on õhupuhastusmeetod, milles õhu lõhnaainete või lenduvate orgaaniliste ühendite sisaldus vähendatakse kõrge temperatuuri (vähemalt 800°C) juures. Selleks on vaja protsessi lisada põlevaid reaktiive ning hoolitseda piisava hapniku olemasolu eest, et vältida osaliselt oksüdeerunud ühendite (nt süsinikmonooksiid, aldehüüdid, ketoonid) tekkimist. Energiaallikana kasutatakse tavaliselt maagaasi, kütteõli või LPG-d. Lisatava energiaallika kogus sõltub saastunud õhu süsivesinike- ja niiskusesisaldusest. Energiakulu on võimalik vähendada soojustagastussüsteemi rakendamisega, eelsoojendades saastunud õhku enne põletuskambrisse juhtimist või katalüsaatori lisamisega (nn katalüütilise oksüdatsioon), vähendades sel moel oksüdatsiooni jaoks vajalikku temperatuuri (260–315°C) [27]. Termilise oksüdatsiooni skeemid on kujutatud joonisel 18.9.

Termilise oksüdatsiooni kavandamisel on oluline võtta arvesse põletusseadmes rakendatavat temperatuuri, põlemisreaktsiooni aega ning turbulentsi. Põlemisreaktsiooni kiirus ja tõhusus on suuremad kõrgema temperatuuri rakendamisel. Tuleb arvestada, et protsessi käigus tekib iseloomulik lõhn, mida põhjustab põletamata süsivesinike ja anorgaaniliste ühendite ning põlemissaaduste sisaldus. Termilise oksüdatsiooni eelised on ebameeldivat lõhna põhjustavate ainete kõrvaldamise sõltumatus nende ainete omadustest, lõhna intensiivsusest ja õhu vooluhulgast ning see, et protsessi ei ole vaja pidevalt jälgida, puudused on aga põlemisprotsessis tekkivad heitmed ning kõrge korstna rajamise vajadus. Termilise oksüdatsiooni seade on kujutatud joonisel 18.10.



Joonis.18.9. Termiline oksüdatsioon (a), rekuperatiivne termiline oksüdatsioon (b) ja katalüütiline oksüdatsioon (c) [25]



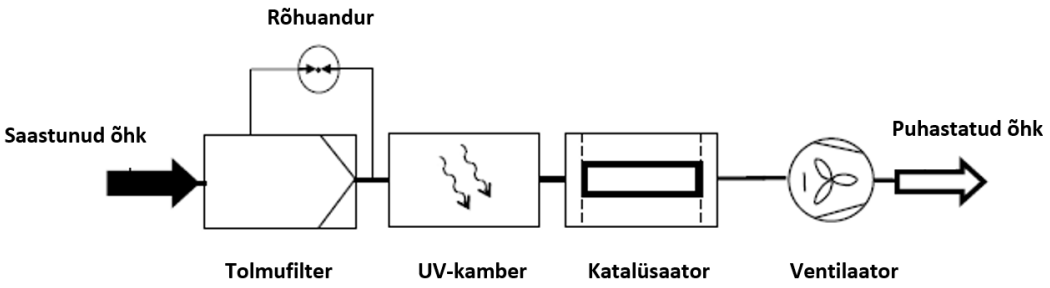
Joonis 18.10. Termilise oksüdatsiooni seade [28]

Ionisatsioon

Ionisatsioon (ingl *ionisation*) on õhupuhastusmeetod, milles reoveepuhastis tekkiv saastunud õhk kogutakse kokku ning juhitakse reaktsioonikambrisse, milles õhk liigub läbi elektroodide tekitatava elektrivälja ning mille toimel moodustuvad ioonid, vabad elektronid, radikaalid ja muud reaktsioonivõimelised osakesed. Ionisatsiooni võib tekitada lühiajaline elektromagnetkiirgus (fotoionisatsioon), elektriväljas kiiresti liikuvate elektronide põrkumine aatomite või molekulidega (põrkeionisatsioon) või kõrge temperatuur (termoionisatsioon).

Fotoioniseerimistehnoloogia põhineb UV-kiirguse ja katalüsaatorite kasutamisel. Seade koosneb korpusest, tolmufiltrist, UV-kambrist ja katalüsaatoritest (joonis 18.11). Protsessis rakendatakse mitmesuguse lainepikkusega ultraviolettkiirgust (UVA 315–400 nm, UVB 280–315 nm ning UVC 100–280 nm). Elektromagnetilise kiirguse ja aine kokkupuude põhjustab energia ülekandumise aatomstruktuurile. Footon eraldab aatomist või molekulist ühe või mitu elektroni ning tekivad elektriliselt laetud osakesed ehk ioonid. Protsessis võivad tekkida positiivsed (aatomist/molekulist lahkub elektron) või negatiivsed ioonid (neutraalse aatomiga/molekuliga liitub elektron). UV-kiirgus käivitab katalüütiliselt tõhustatud reaktsiooni ning lõhna tekitavate ja teiste ainete molekulide sidemed katkevad. UV-kiirguse ja õhu koostisosade vahelise reaktsiooni toimel tekib oksüdante, mis soodustavad lõhnaainete lagunemist.

Reaktsiooni võimendavad katalüsaatorid, mis aitavad kaasa lõhnaühendite edasisele lagunemisele ning takistavad oksüdantide sattumist atmosfääri. Katalüsaatorina kasutatakse peamiselt pooljuhtmaterjale ning paljudes seadmetes titaandioksiidil (TiO_2) põhinevaid katalüsaatoreid.



Joonis 18.11. Fotoionisatsiooni protsessiskeem [29]

Fotoionisatsooni rakendamisel peab ionisaatorisse juhitava saastunud õhu temperatuur jääma vahemikku 20–80°C, tolmusisaldus olema suhteliselt väike ning kondensatsiooniohu tõttu ei tohi õhk olla liiga niiske. Fotoionisatsiooniseadet on võimalik sisse/välja-lülitamisega lihtsasti käitada ning protsessi toimimiseks ei ole vaja lisada kemikaale ega vett. Hooldustööde tegemiseks on vaja arvestada

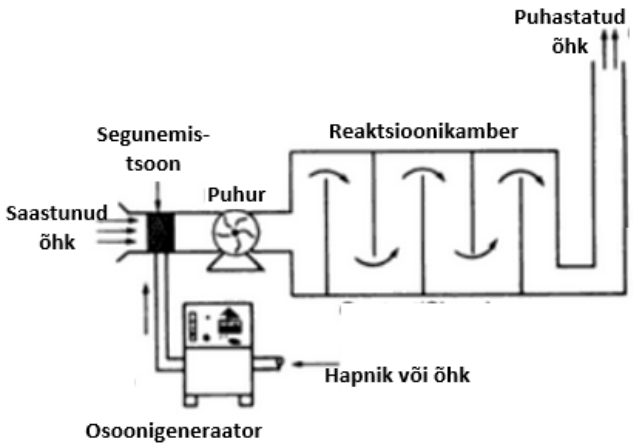
tolmufiltrite, katalüsaatorimaterjali ja UV-lampide väljavahetamise vajadust. Fotoionisatsiooniseade on kujutatud joonisel 18.12.



Joonis 18.12. Fotoionisatsiooniseade [29]

Osoonimine

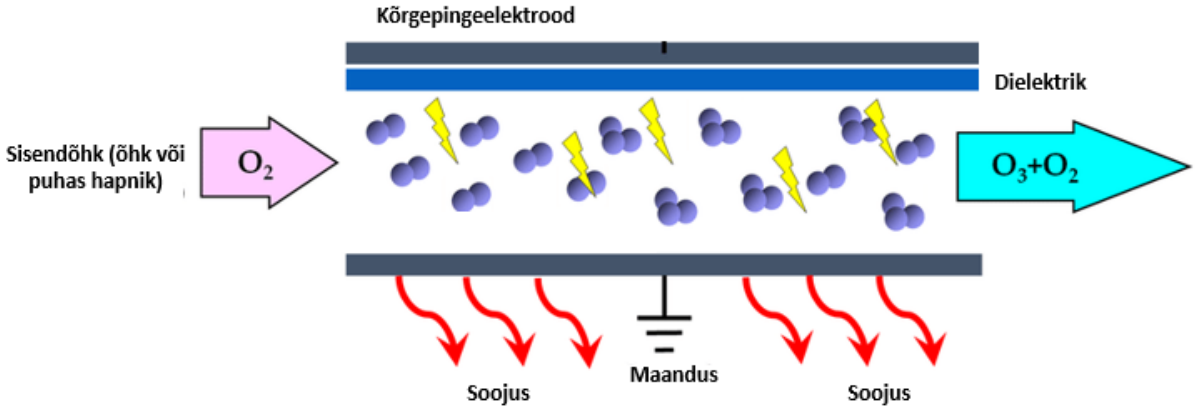
Osoonimine (ingl *ozonation)* on meetod õhu puhastamiseks osonaatorite abil osoonkatalüüsi teel. Osonaatoris rikastatakse osa õhus sisalduvast hapnikust osooniks ning osoon ja saastunud õhk segunevad ning saasteained lagunevad reguleerimiskambris (joonis 18.13). Osoon on anorgaaniline molekul, mis koosneb kolmest hapnikuaatomist. Et osoon on väga ebastabiilne ühend ning toatemperatuuril kiiresti laguneb, on see vaja tekitada kohapeal. Seda tehakse peamiselt kõrgepinge-osoonigeneraatori või UV-osoonigeneraatori abil.



Joonis 18.13. Osoonimisseade [30]

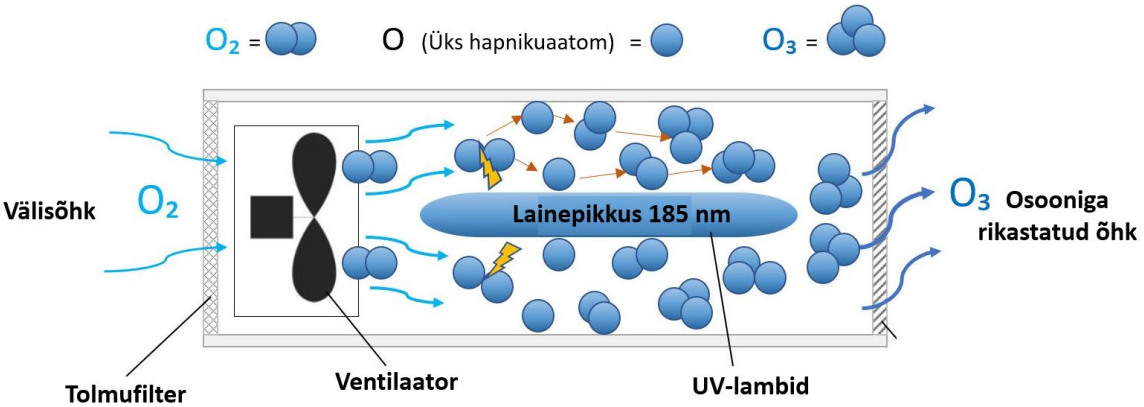
Kõrgepinge-osoonigeneraatori tööpõhimõte seisneb elektrilaengu loomisel kahe erineva kujuga elektroodi abil (nn koroonalahendus). Laeng läbib õhuga täidetud ruumi, milles molekulaarne hapnik

ioniseerub ning tekkinud ioonid liituvad lagunemata hapnikuga, moodustades osooni (joonis 18.14). Õhu osoonimisel tekib ka lämmastikoksiide. Seadme kasutamisel kulub vaid 4–12% energiast osooni tootmiseks. Ülejäänu muutub soojuseks, mistõttu generaatorit on vaja jahutada, et osoon ei laguneks ega ülekuumeneks. Jahutus aitab ka vähendada elektroodidele kuluvat energiat. Kõige otstarbekam on kasutada sellises seadmes 200–650 Hz ja 8 500–10 000 V vahelduvvoolu. Protsessi juhitav õhk ei tohi olla niiske, et ei tekiks lämmastikhapet, mis võib söövitada ning põhjustada seadme tõhususe vähenemist ja hooldusvajaduse suurenemist [31].



Joonis 18.14. Osooni tootmine koroonalahendusega kõrgepinge-osoonigeneraatori abil [32]

UV-osoonigeneraatori tööpõhimõte seisneb teatava lainepikkusega valguskiirguse kasutamisel, mille toimel hapnikumolekul lõhutakse, hapnikuaatom liitub hapnikumolekuliga ning moodustub osoon (joonis 18.15). Tõhusaimaks on osutunud lühema kui 200 nm lainepikkusega valgus, suuremate lainepikkuste korral hakkab osoon lagunema. Suurim osoonisisaldus (ligikaudu 0,2 massi%) saavutatakse 185 nm puhul − 10% kogusest, mida on võimalik keskmiselt saada koroonalahendusega. Seetõttu sobib see lahendus pigem väikese osoonikoguse saamiseks. UV-osoonigeneraatorite rakendamisel on vajalik arvestada, et lampe on vaja regulaarselt välja vahetada ning elektrikulu on suurem kui koroona-lahenduse korral [31].



Joonis.18.15. Osooni tootmine UV-osoonigeneraatoriga [33]

UV-osoonigeneraatori rakendamisel ei ole vaja lisasisendeid ning protsessis ei teki lisajäätmeid. Süsteemi puudus on see, et osoon on väga tugev oksüdant ja reageerib peaaegu kõigi tavaliste ehitus-materjalidega (v.a roostevaba teras 316). Tuleb arvestada ka seda, et osoon on kirbe lõhnaga sinakas gaas ning kui õhus on seda palju, võib see põhjustada hingamiselundite tugevat ärritust, raskendatud hingamist ning tugevat rögaeritust ja köha. Osoneerimisseadmeid on kujutatud joonisel 18.16.



Joonis 18.16. Osoneerimisseadmed [*34]*

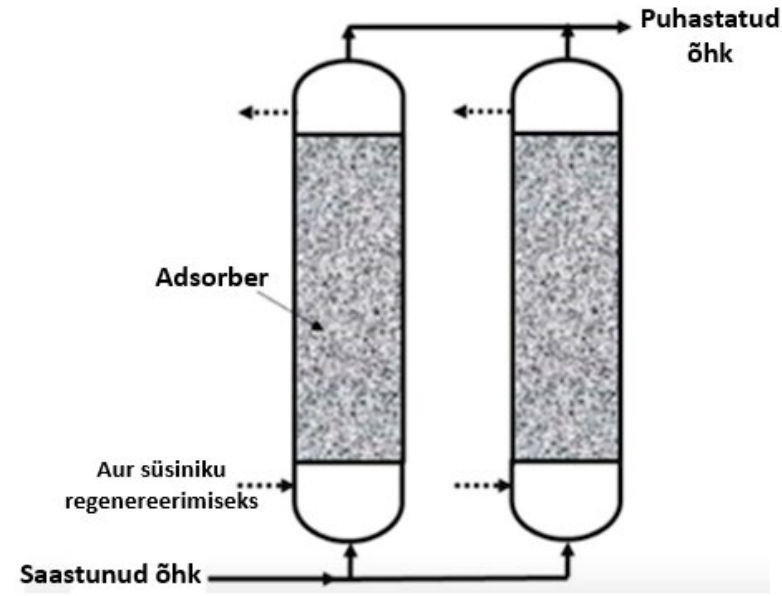
Adsorptsioon

Adsorptsioon on õhupuhastustehnoloogia lenduvate orgaaniliste ühendite, ebameeldivate lõhnaainete ja muude kahjulikke gaasiliste saasteainete kõrvaldamiseks õhust adsorbendi toimel. Õhk filtreerub läbi adsorbendikihi, milles gaas, gaasisegu- või lahuseosis kleepub adsorbendi välispinnale või reageerib mingi muu adsorbeerunud ühendiga. Adsorbent (adsorbeeriv aine) on suure eripindalaga vees lahustumatu aine, mis koondab oma pinnale teist ainet. Võimalikud adsorbendid on aktiivsüsi, tseoliid, silikageel, naatrium-alumiiniumsilikaat ja polümeerid. Nad võivad olla nii pulbrilised, graanulid, pelletid kui ka kangad, mida kasutatakse puistematerjali või kassettide täitematerjalina.

Enimkasutatav absorbent on aktiivsüsi, mis on karbonisatsiooni ja aktivatsiooni teel valmistatud orgaanilistest ainetest (turvas, pähklikoored, suhkur, kivisüsi). Aktiivsütt on võimalik immutada või keemiliselt töödelda selleks, et kiirendada keemilist reaktsiooni või kõrvaldada saastunud õhust mingit konkreetset saasteainet. Happeliste ühendite kõrvaldamiseks kasutatakse immutamiseks aluselist ainet, vesiniksulfiidi vähendamiseks kaaliumjodiidi ning lõhnaainete kõrvaldamiseks oksüdante (nt $KMnO_4$). Seejuures tuleb arvestada, et immutatud aktiivsütt on raske regenereerida ning see võib isesüttida.

Aktiivsüsiadsorptsioonis (ingl *activated carbon adsorption*) juhitakse saastunud õhk läbi aktiivsöekihi kuni selle küllastumiseni. Küllastanud aktiivsüsi vahetatakse välja või regenereeritakse kohapeal. Regenereerimisel taastatakse aktiivsöe lähteomadused, mis on umbes 50% halvemad kui uuel

aktiivsöel [25]. Kõige kasutatavam on fikseeritud kihiga adsorptsioon (ingl *fixed bed adsorption*), mida rakendatakse perioodiliselt või pidevalt töötavas režiimis. Protsess kulgeb peamiselt 0,5–1,5 m kõrgustes paralleelsetes tornides (joonis 18.17), milles saastunud õhk viibib 1,5–10 sekundit. Tornid töötavad vaheldumisi: ühes toimub lõhnaainete adsorptsioon ning teises küllastunud aktiivsöe regenereerimine.



Joonis 18.17. Aktiivsüsiadsorptsioon [35]



Joonis 18.18. Aktiivsüsiadsorptsiooniseade [36]

Adsorbeeritud lõhnaainete desorptsioon toimub temperatuuri tõstmise, rõhu alandamise või aktiivsüsipesemise teel. Aktiivsöekihi regenereerimiseks juhitakse sellest läbi auru, mille toimel orgaanilised ühendid lenduvad ning väljuvad auruna protsessist. Aur juhitakse seejärel kondensaatorisse, milles auru ja lenduvate orgaaniliste ühendite segu kondenseerub. Sõltuvalt lenduvate orgaanilise ainete lahustuvusest vees võib kondensaadi juhtida edasi dekantrisse või destillaatorisse,

kus LOÜ ja vee kihid lahutatakse. Protsessis tekkiv vesi juhitakse tavaliselt tagasi reoveepuhastisse. Aktiivsöe olelustsükli lõppedes on vaja see välja vahetada.

18.7 Õhupuhastussüsteemi käitlemine

Lõhnahäiringu tuvastamise korral on vaja kindlaks teha selle allikad, saastunud õhu vooluhulgad ning lõhna põhjustavad ained ja nende sisaldus õhus. Igal õhupuhastusmoodusel on omad eelised ja puudused. Tabelis 18.4 on võrreldud eri meetodite rajamis- ja käituskulusid ning nende keskkonna-hoidlikkust ning seadmete töökindlust (tööseisakute tekkimise tõenäosus ja mõju lõhna vähendamisele).

Tabel 18.19. Õhupuhastusmeetodite võrdlus [9]

Õhupuhastusmeetod	Rajamiskulud	Käituskulud	Keskkonna-hoidlikkus	Töökindlus
Biofilter	+	++	++	-
Biopesur	-	+++	++	+
Juhtimine õhustuskambrisse	++	+++	+++	++
Keemiline skraber	++	-	-	+
Termiline oksüdatsioon	-	-	-	+++
Adsorptsioon	++	-	-	+++

+ soodne lahendus, positiivne mõju
- kallis lahendus, negatiivne mõju

Õhupuhastusmeetodi valimisel on oluline võtta arvesse sellega seotud riskid ja hooldustööd. Kõigi puhul on vaja objekt pidevalt üle vaadata, kontrollida seadme korrasolekut ning andurite väärtuseid. Tabelis 18.5 on kirjeldatud õhupuhastite käitus- ja hooldustegevusi sõltuvalt rakendatavast tehnoloogiast ja selle eripäradest.

Tabel 18.20. Õhupuhastusmeetoditega kaasnevad riskid ning käitus- ja hooldustööd

Õhupuhastusmeetod	Peamised riskid ja hooldustööd
Bioloogiline heitõhufilter	Heitõhufiltri käitamisel on oluline hoolitseda täitematerjali piisava niiskuse, temperatuuri, pH-väärtuse, väikese vasturõhu (pooride ummistumise vältimiseks), saastunud õhu temperatuuri ja niiskuse eest. Heitõhufiltri tõhususe saavutamiseks on oluline tagada järgnevad tingimused [14, 37]: • täitematerjali niiskus 40–60% (mikroobide aktiivsus kõige suurem). Väiksema niiskuse korral hakkab täitematerjal kuivama ning õhk pääseb lihtsamini liikuma. Suurema niiskuse puhul lagunemisprotsess aeglustub ning tekivad niisked alad, mis soodustavad hapnikuvaese keskkonna tekkimist; • biofiltri temperatuur olgu 15–40°C, sest siis on mikroorganismide aktiivsus kõige suurem. Kui temperatuur on üle 45°C, tuleb kaaluda õhu

Õhupuhastusmeetod	Peamised riskid ja hooldustööd
	jahutamist ning kui see on alla 0°C, on vaja kontrollida, ega õhku ole vaja soojendada (täitematerjal võib külmuda ja takistada õhu liikumist); • pH väärtus olgu 7–8, et võimaldada orgaanilise aine lagunemist; • lagunemisprotsesside toimumiseks on vaja piisavas koguses toitained ning lisada toitainelahuseid: ammooniumnitraati (NH_4NO_3), ammooniumkloriidi (NH_4Cl), magneesiumkloriidi ($MgCl_2$), kaltsiumkloriidi ($CaCl_2$) või dikaaliumvesinikfosfaati (K_2HPO_4); • peab olema piisavalt hapnikku (vältida anaeroobset keskkonda); • vooluhulk ja koormus olgu stabiilsed. Lõhnaaine väikese sisalduse suhtes on bioloogiline heitõhufilter tundlik, sest toitaineist ei pruugi piisata, suure sisalduse korral suureneb aga biomassi kogus, mis omakorda suurendab rõhukadu; • rõhukadu olgu optimaalne - suur rõhukadu filtris viitab täitematerjali ummistumisele ning siis on vaja see kobestada või välja vahetada. Hooldustöödest: vaja on täitematerjali väiksemas koguses umbes kahe aasta tagant lisada ning täies mahus 5−10 aasta tagant välja vahetada. Kontrollida on vaja ka vedelikujaotust filterkihile.
Bioskraber	Bioskraberi käitamisel on oluline: • tagada pesuvee hea kvaliteet ning õigeaegne väljavahetamine. Jälgida ringlusvee värvust (tume värvus viitab küllastumisele mikroorganismidega). • hoolitseda mikroorganismide elutegevuseks piisava toitainesisalduse ja sobiliku pH-väärtuse eest, sh ajal, kui seade ei tööta. Hooldustöödest: vaja on kontrollida pihustussüsteemide ja täitekihi seisukorda (ummistuse vältimine) ning vedeliku jagunemist täitekihile.
Suunamine õhustuskambrisse	Saastunud õhu juhtimisel aktiivmudapuhasti õhustuskambrisse on oluline: • hoiduda süsteemi ülekoormamisest. Hooldustöödest: tuleb kontrollida difuuserite toimivust (ummistumise vältimine).
Keemiline skraber	Keemilise skraberi käitamisel on oluline: • hoolitseda kemikaalide täpse annustamise ja sobilike hoiustamistingimuste eest; • jälgida pidevalt skraberi pH-taset. Hooldustöödest: pesulahus on vaja õigel ajal välja vahetada ning kontrollida veejaotussüsteemi korrasolekut ja vedeliku ühtlast jaotust. Keemiliste skraberite rakendamisega kaasneb riske kemikaalide kasutamisel ja hoiustamisel.
Termiline oksüdatsioon	Termilise oksüdatsiooni korral on oluline käitamisel: • hoolitseda ohutusjuhiste järgimise eest; • hoolitseda kütuse korrapärase hoiustamise ning ohutustingimuste täitmise eest; • hoolitseda, et kütus täielikult ära põleks. Peamine risk kaasneb kõrgel temperatuuril töötava seadme ning lisakütuse kasutamisega.
Fotoionisatsioon	Fotoionisatsiooni korral on oluline käitamisel: • jälgida UV-lampide seisukorda. Hooldustöödest: vaja on (umbes kord aastas) tolmufiltrite ja katalüsaatori materjal välja vahetada. Vahetada võib olla vaja ka UV-lambid (eeldatav olelusiga 8000 tundi).

Õhupuhastusmeetod	Peamised riskid ja hooldustööd
Osoonimine	Käitamisel on oluline: • osooni täpne annustamine ja jääkosooni jälgimine/ärakasutamine protsessis; • jälgida UV-lampide seisukorda; • hoolitseda selle eest, et sissepuhkeõhk oleks puhas. Seadme kasutamise põhiline risk seisneb osooni sattumises siseruumi. Hooldustöödest: välja on vaja vahetada UV-lambid.
Adsorptsioon	Adsorptsiooniseadme käitamisel on oluline: - jälgida adsorbendi seisukorda ning tagada selle maksimaalne kasutusaeg; - tagada õhuvoo optimaalne õhuniiskus. Hooldustöödest: aktiivsüsi on vaja välja vahetada ning hoolitseda selle kui ohtliku jäätme edasise käitlemise eest.

Viidatud allikad

[1] *"EVS-EN 12255-9:2002 Wastewater treatment plants- Part 9: Odour control and ventilation," Eesti Standard, 2002.*

[2] *Inc. Metcalf & Eddy, G. Tchobanoglous, H. Stensel, R. Tsuchihashi, F. Burton, Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, Fifth Edition. McGraw Hill, 2013.*

[3] *K. Das Tapas, Industrial Environmental Management: Engineering, Science, and Policy. John Wiley & Sons, Inc., 2020.*

[4] *Lemma OÜ, "Eksperthinnang Viru Rand OÜ projekteeritava reoveepuhasti ja uue tootmishoone välisõhku eralduvate saasteainete heitkoguste ja lõhnaainete esinemise osas," 2021.*

[5] *"Lõhnaaine esinemise hindamise kord, hindamisele esitatavad nõuded ja lõhnaaine esinemise häiringutasemed," Riigi Teataja.*

[6] *R. Stuetz, F.-B. Frechen, Odours in Wastewater Treatment. Measurement, Modelling and Control. IWA Publishing, 2001.*

[7] *"Cost- and eco-efficient composting with GORE® Cover System Technology," Recovery. [WWW] https://www.recovery-worldwide.com/en/artikel/cost-and-eco-efficient-composting-with-gore-r-cover-system-technology-3801122.html*

[8] *"Biosolids and Residuals Management Fact Sheet Odor Control in Biosolids Management," United States Environ. Prot. Agency, 2000.*

[9] *V. Belgiorno, V. Naddeo, T. Zarra, Odour Impact Assessment Handbook. Wiley, 2013.*

[10] *I. Wysocka, J. Gębicki, J. Namieśnik, "Technologies for deodorization of malodorous gases," Environ. Sci. Pollut. Res., 2019.*

[11] *N. . Hansen, K. Rindel, "Bioscrubbing, an effective and economic solution to odour control at wastewater treatment plants," Water Sci Technol, 2000.*

[12] *U.S. Environmental Protection Agency, "Monitoring by Control Technique - Wet Scrubber For Particulate Matter."*

[13] *Woodard & Curran Inc., Industrial Waste Treatment Handbook, 2nd Edition. Butterworth-Heinemann, 2006.*

[14] *German ATV rules and standards, "ATV-M-204E Status and Application of Emission Reduction Technology with Sewage Treatment Plants - Odours, Aerosols," 1996.*

[15] *C. Coker, "Odor Treatment At Composting Facilities," BioCycle, 2015. [WWW] https://www.biocycle.net/odor-treatment-at-composting-facilities/*

[16] *C. Easter, C. Quigley, P. Burrowes, J. Witherspoon, "Odor and air emissions control using biotechnology for both collection and wastewater treatment systems," Chem. Eng. J., 2005.*

[17] A. Tiwari, T. Alam, A. Kumar, A. . Shukla, "Control of Odour, Volatile Organic Compounds (VOCs) & Toxic Gases through Biofiltration-An Overview," 2019.
[18] "Biofilter," Abionik Air Water Life. [WWW] https://abionik.com/en/products/waste-gas-waste-air/biofilter
[19] "Bioteg Biofilter Products," Bioteg. [WWW] https://bioteg.us/
[20] U.S. Environmental Protection Agency, "Using bioreactors to control air pollution."
[21] "Biological Scrubber for odour control at award-winning WWTP," Armatec Environmental, 2015. [WWW] https://www.armatec.co.nz/projects/biological-scrubber-for-award-winning-wwtp
[22] J. L. Sorrels, "Wet and Dry Scrubbers for Acid Gas Control," 2021.
[23] M. J. Jafari, R. Ghasemi, Y. Mehrabi, A. Yazdanbakhsh, M. Hajibabaei, "Influence of liquid and gas flow rates on sulfuric acid mist removal from air by packed bed tower," Iran. J. Environ. Heal. Sci. Eng., 2012.
[24] "Venturi Wet Scrubber," SLY Inc. [WWW] https://www.slyinc.com/products/wet-scrubbers/venturi-wet-scrubber/
[25] "LUSS- Emis Vito." [WWW] https://emis.vito.be/en/node/33563
[26] "Chemical scrubber," Ecotec. [WWW] https://www.ecotec.es/en/chemical-scrubber-ecotec.php
[27] "Catalytic oxidizers (CATOX)," Air Clear. [WWW] https://www.airclear.net/catalytic-oxidizers-catox/
[28] "Industrial Thermal Oxidizer Applications & VOC Emission Solutions," Ship & Shore Environmental, Inc. [WWW] https://shipandshore.com/industrial-thermal-oxidizer-applications/
[29] "Photoionisation," Neutralox Umwelttechnik GmbH. [WWW] https://www.neutralox.com/en/procedure/photoionisation.html
[30] U.S. Environmental Protection Agency, Odor and Corrosion Control in Sanitary Sewage Systems and Treatment Plants. 1985.
[31] G. Lillipuu, "Osoonimisseadmed," Tallinna Tehnikaülikool, 2016.
[32] E. Sarron, P. Gadonna-Widehem, T. Aussenac, "Ozone Treatments for Preserving Fresh Vegetables Quality: A Critical Review," Université d'Artois, 2021.
[33] R-Filter, "UVO OZONIZER." [WWW] https://r-filter.hu/en/uvo/
[34] Chemtronics, "Air Ozonator." [WWW] https://www.ozonegeneratorindia.com/air_ozonation.htm
[35] V. Senatore et al., "Full-Scale Odor Abatement Technologies in Wastewater Treatment Plants (WWTPs): A Review," 2021, doi: 10.3390/w13243503.
[36] "Carbon Adsorption Systems," KCH Surface Finishing. [WWW] https://kchservices.com/products/carbon-adsorption-systems
[37] I. Showqi, F. A. Lone, M. Ashraf, M. A. Mehmood, A. Rashid, "Biofilters in Mitigation of Odour Pollution - A Review," Nautre Environ. Pollut. Technol., 2016.

19 Reoveepuhasti kavandamine

Vahur Värk, Enn Tõnisberg, Vallo Lemmiksoo, Vallo Kõrgmaa, Mait Põldemaa, Aimar Kivirüüt

Reoveepuhasti ülesanne on puhastada olmes või tootmises tekkinud reostunud vesi enne selle juhtimist suublasse, hoolitsedes heitvee kohta kehtestatud piirväärtustest kinnipidamise eest. Reoveepuhasti kavandamisel tuleb lähtuda olukorrast – kas on tegemist uue puhasti rajamise või olemasoleva täiustamisega. Esimesel juhul tuleb läbi käia kõik käesolevas jaotises kirjeldatud sammud alates reovee omaduste ja koguse kaardistamisest kuni ehitamiseni välja, teisel juhul saab osa sammudest vahele jätta.

19.1 Ettevalmistavad tegevused

19.1.1 Osapooled ja nende tingimused

Veeseaduse kohaselt on asulareovee puhastamine enne selle heitveena suublasse juhtimist kohaliku omavalitsuse ülesanne. Asulareovee hulka ei arvata tööstuse või muu tootmise reovett, mida käideldakse tööstusreoveepuhastis.

Otsus reoveepuhasti rajamise kohta oleneb tellijast. Kui tellija on eraettevõte, saab seda teha vastavalt ettevõttes kasutusel olevale otsustuskorrale. Omavalitsusele kavandatava reoveekäitlussüsteemi peab heaks kiitma omavalitsuse volikogu, lähtudes näiteks omavalitsuse ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arengukavast, mis peab omakorda olema eelnevalt kooskõlastatud Terviseametiga ning Põllumajandus- ja Toiduametiga.

Peale tellija osaleb reoveekäitlussüsteemi kavandamises sageli ka rahastaja, kes võib selle kohta seada oma tingimusi, näiteks muuta reoveekäitlustasu, mis toob omakorda kaasa vajaduse kooskõlastada tariifimuudatus hindu reguleeriva Konkurentsiametiga. Rahastaja võib esitada ka nõudeid rahastamistaotlusele lisatavate dokumentide kohta, näiteks nõuda variantide võrdlust ja sotsiaalmajanduslikku hinnangut. Seetõttu on soovitatav kavandada projekti rahastamist juba üsna alguses, et hoida kokku aega ja ressursse.

Kavandamises osaleb ka olemasoleva ning kavandatava käitlussüsteemi operaator, kes seab puhasti kohta oma tehnilised tingimused. Tingimusi, mida tuleb projekteerimisel ja ehitamisel arvestada, võivad lisada ka muud taristuettevõtted. Eraldi teema on reoveesette käitlus, mille kohta on vaja kindlaks teha lõppkäitleja, kes seab oma tingimused sette omaduste kohta.

19.1.2 Asukoha valik

Reovesi puhastatakse kas koha peal, juhitakse reoveepuhastisse või kogutakse kogumismahutisse ja veetakse purgimissõlme. Kui reoveepuhastit koha peal pole või lähim puhasti on kaugel ning reovett ei ole otstarbekas sellesse vedada ega torustikku pidi juhtida, tuleb rajada uus puhasti. Enne uue reoveepuhasti kavandamist tuleb valida sellele asukoht.

Reoveepuhasti tuleb rajada kohta, kus see põhjustaks võimalikult vähe keskkonnahäiringuid, näiteks valdavate tuulte suhtes allatuult. Eelistatavad on alad, mida ei ohusta üleujutused ning kus reovesi ei saa ohustada puhasti avarii korral põhja- ega pinnavett.

Reoveepuhasti asukoha valimisel on vaja arvestada [3]:

- olemasolevat kanalisatsiooni ja selle seisukorda;
- suubla ja asukoha keskkonnatingimusi ning piiranguid (sh kujasid);
- asukoha ehitustingimusi (sh geotehnika, hüdrogeloogia, hüdroloogia);
- maaomandiga seotud piiranguid ja maksumusi;
- võimalikke häiringuid (nt müra, hais, linnud/loomad, kemikaalireostus, plahvatusoht);
- ühendusi taristuga (nt elekter, vesi, soojusvarustus, side);
- ühendusi teedega, ka ühistranspordiga;
- sette- ja jäätmekäitluse korraldamist;
- valve korraldamist;
- laiendamisvõimalusi.

Puhasti asukoha valimisel lähtutagu looduslikest tingimustest ning arvestatagu ka piirkonna üldplaneeringut. Asukoht peab võimaldama paigutada kõiki hooneid ja ehitisi kompaktselt, et tehnovõrgud oleksid võimalikult lühikesed ja puhastit oleks mugav hooldada. Puhasti seadmete paigutamisel tuleb arvestada kujasid [3], mille suurused olenevad reostuskoormusest ja valitud tehnoloogilisest lahendusest ning mida arvestatakse igale seadmele eraldi.

19.1.3 Projekteerimistingimused

Puhasti ehitamiseks on vaja taotleda ehitusluba või esitada ehitisteatis, mille väljastamise eelduseks on ehitusprojekt. Ehitusluba antakse, kui ehitusprojekt vastab õigusaktides sätestatud nõuetele, sh detailplaneeringule või projekteerimistingimustele ning ehitise ja ehitamise kohta kehtivatele nõuetele.

Detailplaneeringu eesmärk on eelkõige üldplaneeringu elluviimine ja planeeringualale ruumilise terviklahenduse loomine. Detailplaneeringu koostamine on nõutav, kui soovitakse linnades kui asustusüksustes, alevites ja alevikes ning nendega piirnevas avalikus veekogus püstitada ehitusloakohustuslikku hoonet, olemasolevat hoonet laiendada üle 33 protsendi selle esialgu kavandatud mahust, püstitada olulise avaliku huviga rajatist või ehitada olulise ruumilise mõjuga ehitist. Detailplaneeringu olemasolul või detailplaneeringu koostamise kohustuse korral on detailplaneering ehitusprojekti koostamise alus.

Kui detailplaneeringut ei ole koostatud ning puudub ka selle koostamise kohustus, on ehitusloakohustusliku hoone või olulise avaliku huviga rajatise ehitusprojekti koostamiseks vaja projekteerimistingimusi.

Pädev asutus võib detailplaneeringu olemasolul väljastada projekteerimistingimused ka siis, kui detailplaneeringu kehtestamisest on möödas üle viie aasta, või on muutunud kas õigusaktid, kehtestatud planeeringud või on ilmnenud muid asjaolusid, mis mõjutavad olemasoleva detailplaneeringu elluviimist. Seega tuleb enne projekteerimise alustamist suhelda pädeva asutuse ja kohaliku omavalitusüksusega ning teha kindlaks nõuded puhasti asukoha kohta.

Projekteerimistingimuste taotlemiseks on vaja esitada avaldus, milles peab kirjeldama kavandatavat rajatist, milleks sobib eskiis koos keskkonnamõju eelhinnanguga. Projekteerimistingimuste menetlemisel saab omavalitsus reoveepuhasti ehitamise asjus konsulteerida Keskkonnametiga ning teha otsuse keskkonnamõju hindamise vajalikkuse suhtes.

Pärast projekteerimistingimuste väljastamist lülituvad kavandamisprotsessi projekteerijad ja uurijad, kes teevad puhasti rajamiseks vajalikud uuringud ning koostavad ehitusprojektid. Ehitusprojekte ja uuringuid saavad teha vastavaid registreeringuid omavad ettevõtted, millel on vastutatavate spetsialistidena nõutava pädevusega insenere. Hüdrogeoloogilised ja veekvaliteedi uuringud eeldavad peale nende keskkonnaministeeriumi väljastatavaid tegevuslubasid ja atesteerimistunnistusi.

19.1.4 Keskkonnamõju või keskkonnamõju strateegiline hindamine.

Reoveepuhasti rajamisega kaasneb suurem või väiksem keskkonnamõju. Keskkonnamõju all mõeldakse kavandatava tegevuse või strateegilise planeerimisdokumendi elluviimisega eeldatavalt kaasnevat vahetut või kaudset mõju keskkonnale, inimese tervisele ja heaolule, kultuuripärandile või varale. Keskkonnamõju on oluline, kui see võib ületada reoveepuhasti mõjuala keskkonnataluvust.

Keskkonnamõju hindamine (KMH) on kohustuslik suurte (üle 150 000 ie) või väiksemate puhastite rajamise korral, kui puhasti asub Natura alal, looduskaitsealusel objektil või selle läheduses või veekaitsevööndis või kui sellega seoses on esitatud kaebusi [10]. Kui reoveepuhasti rajamisega seotud tegevused ei kuulu määruses [11] nimetatud tegevuste hulka, peab otsustaja kaalutlema või andma eelhinnangu selle kohta, kas arendustegevusega kaasneb oluline keskkonnamõju või mitte.

KMH algatab loa andja (ehitusloa korral KOV, veeloa korral Keskkonnaamet), aga selle teeb reoveepuhasti arendaja. KMH tehakse ehitus- või kasutusloa, projekteerimisloa või vee-erikasutusloa menetlemise ajal.

Sageli võib osutuda lisaks detailplaneeringule vajalikuks ka keskkonnamõju strateegiline hindamine, mille algatamise vajalikkust tuleb kaaluda ning anda selle kohta eelhinnang, kui detailplaneeringu alusel kavandatakse reovee ja sette käitlemist. Kui on vaja hinnata ka keskkonnamõju, on võimalik koostada mõju hindamise dokument – keskkonnamõju strateegiline hindamine KMH täpsuses. Kui vajalikuks osutub nii detailplaneeringu koostamine kui ka keskkonnamõju hindamine, on otstarbekas need protseduurid ühendada, koostades nad samaaegselt, millega saab kokku hoida aega.

Nii keskkonnamõju kui ka keskkonnamõju strateegiline hindamine eeldavad litsentseeritud juhteksperdi kaasamist. Detailplaneeringu koostajal peab olema ruumilise keskkonna planeerija kutse.

19.1.5 Projekteerimiseelsed uuringud

Enne projekteerimise alustamist on tellijal soovitatav teha projekteerimiseelsed uuringud, mis antakse koos lähteülesandega projekteerijale.

Reovee hulga ja koostise uuring.

Reoveepuhasti heitvee saasteainesisalduse piirväärtused ning reovee puhastusastmed sõltuvad reovee liigist, reoveekogumisala koormusest ja suubla keskkonnaseisundist, seega tuleb enne puhasti kavandamist hinnata reoveekogumisala reoveekogust ja reostuskoormust, mille alusel määratakse heitvee piirmäärad.

Reoveepuhastisse jõudev reovesi ja selle omadused olenevad reoveekogumisalast ning koosneb kolmest komponendist:

- olmereovesi;
- asutuste, ettevõtete ning tööstuse reovesi;
- võõrvesi, sademevesi, infiltratsioonivesi, kuivendusvesi.

Olmereovesi pärineb peamiselt asumite elanikelt ning selle hulk on suures osas võrdne nende tarbitud joogiveega. Olmereoveega sarnaneb asutustes ja ettevõtetes tekkiv olmereovesi, erinevus on tarbimisrežiimis. Elanikud tarbivad vett 365 päeva aastas, asutused ja ettevõtted aga olenevalt töökorraldusest 100−365 (tüüpiline on 225−275) päeva, ning nende veekasutus on erinev nii ööpäeva kui ka nädalapäevade lõikes. Näiteks koolid on avatud vaid tööpäevadel ja töö ajal ning koolivaheaegadel on nende veekasutus minimaalne.

Tööstusreovesi pärineb tootmisettevõtetest ning selle omadused olenevad toodangust ja toorainest. Seda tekib peamiselt tööpäevadel ja töö ajal, ent paljud ettevõtted töötavad ka mitmes vahetuses ja 365 päeva aastas. Seega tuleb tööstusreovee puhul uurida ettevõtte töörežiimi ja -korraldust. Näiteks tekib paljudes tööstusettevõtetes suur osa reoveest vahetuste lõpus, kui liine pestakse.

Võõrvee hulk ja omadused olenevad päritolust. Sademevesi jõuab kanalisatsiooni enamasti sademete ajal, lumesulamisvesi aga sulaperioodil, infiltratsioonvett võib aga tulla ka 365 päeva aastas, kui torustikud on rajatud allapoole põhjaveetaset. Kuival perioodil, kui põhjavee tase on torustiku rajamissügavusest madalamal, võib reovesi torustikust ka välja lekkida.

Reoveepuhasti kavandamiseks on vaja teada reovee hulka ööpäevas, tunnis ja sekundis. Selleks tuleb enne reoveepuhasti kavandamist vähemalt nädala kestel uurida reovee hulka ja koormust. Tõeste andmete saamiseks tuleb mõõtmisi teha eri aastaaegadel ja võimalusel ka erinevates ilmastiku-tingimustes, mis võimaldab saada parema ülevaate ebaühtlusest ja võõrvee kogustest. Mõõtmisandmete puudumisel saab ebaühtluse arvutada jaotistes 2 ja 3 kirjeldatud viisil.

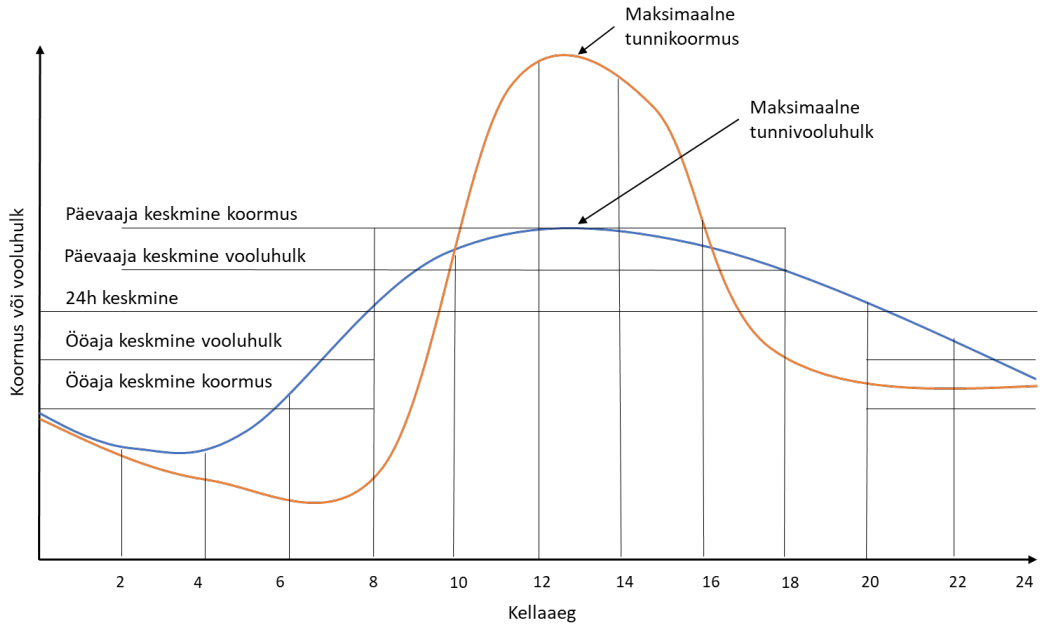
Kui kavandatakse uut asumit, tuleb puhasti jõudlus arvutada. Elanike veetarbimine arvutakse lähtuvalt asumi elanike arvust ja *ca* 120 l/d suurusest vee-erikasutusest elaniku kohta [1]. Asutuste ja ettevõtete veekasutuseks võib võtta 10−30% elanike omast. Kui asumi kanalisatsiooniga kavandatakse ühendada ka tööstusettevõtteid, tuleb nende reoveekogus ja -koormus täiendavalt kindlaks teha. Võõrvee hulga määramisel loetakse infiltratsioonivee suurimaks vooluhulgaks olemasolevas torustikus 3 l/s kilomeetri kohta, kavandatavas kuni 0,33 l/s·km. Arvutusi on täpsemalt kirjeldatud jaotistes 2 ja 3. Peale asulareovee tuleb arvesse võtta ka reoveepuhastisiseseid reoveehulki, nt settekäitlusest tagastuvat vett, reovett puhasti olmeruumidest, kompostimisväljaku sademevett, purgimissõlme toodavat vett jm, mis kõik mõjutavad puhasti jõudlust.

Peale vooluhulga tuleb arvestada reoveepuhasti jõudluse olenevust reostuskoormusest. Reoveepuhasti koormus [2] on aasta jooksul reoveepuhastisse jõudva suurima nädalakeskmise saasteainehulga järgi arvutatud ööpäevane saasteainehulk inimekvivalentides (vt jaotist 3). Reoveepuhasti projekteeritud reostuskoormus [3] on aga koormus, mida mõõdetakse

inimekvivalentides ja mis näitab suurimat reoveehulka, mida reoveepuhasti suudab ööpäevas puhastada.

Elanike reostuskoormuse hindamiseks piisab elanike arvu korrutamisest inimekvivalendi väärtusega. Tööstuskoormust saab ligikaudset hinnata eri allikates leiduvate koormuste kaudu toodanguühiku kohta. Sageli pole teavet väikeste ettevõtete (kohvikud, kulinaariad jms) koormuse kohta, mistõttu soovitatakse asumite reostuskoormuse hindamisel suurendada elanike koormust 10–30% võrra, hõlmates sel moel ka asumites paiknevat väikeettevõtlust.

Peale tavaliste saasteainete võib reovees leiduda jämeheljumit, rasva, õli jm, mille sisaldust on vaja teada reoveepuhasti mehaanilise osa – võrede, liiva- ja õlipüüdurite kavandamisel. Sarnaselt vooluhulgale varieeruvad ka reovee omadused ja reostuskoormus (vt joonist 19.1), mida on oluline arvestada reoveepuhastuse kavandamisel. Kuigi sellekohast teavet eri allikates leidub, on soovitatav teha mõõtmisi, sest eri riikides ja kultuuridel on eluviisid ja tarbimisharjumused, mis määravad suuresti reovee omadusi, erinevad. Eesti elanikud kasutavad nt oluliselt vähem vett kui teiste arenenud maade inimesed, mistõttu meie kuivaaja reovesi on sageli märksa „kangem“ kui kirjanduses näidatakse.

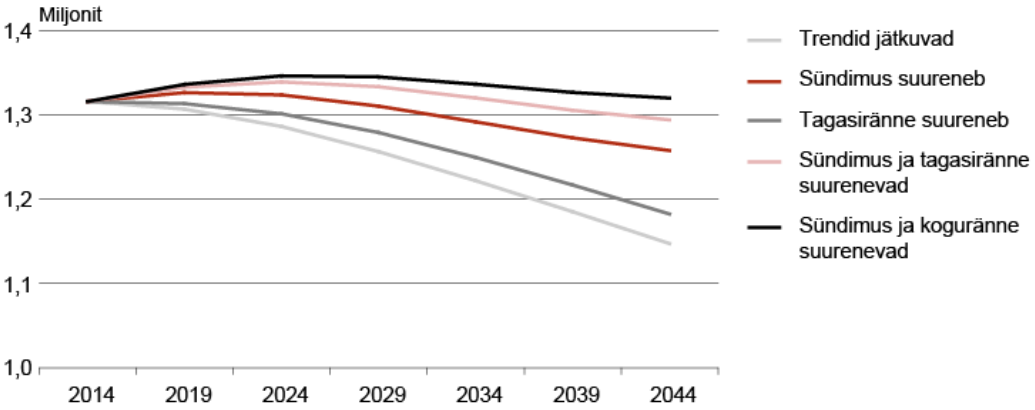


Joonis 19.1. Reovee ebaühtlus [5] järgi

Reovee vooluhulga ja reostuskoormuse ööpäevase ebaühtluse tasandamiseks on soovitatav rajada ühtlustusmahuteid (vt jaotist 5).

Reoveepuhastid kavandatakse pikale perioodile (ehitiste olelusiga 50 aastat), seega tuleb arvestada ka perspektiivset olukorda. Eestis on prognoositud elanike arvu kasvu Tallinnas ja Harjumaal, mujal jätkub langus (vt joonist 19.2). Et rahvaarv väheneb, on otstarbekas puhastid dimensioneerida vähemalt

elanike projekteerimisaegsest arvust lähtuvalt (v.a Harjumaal). Asumite elanike arvu muutumist ja selle prognoose on võimalik vaadata statistikaameti andmebaasist [4].



Joonis 19.2. Eesti elanike arvu prognoos 2014-2044 [4]

Geodeetiline alusplaan

Ehitusliku projekteerimise aluseks on kehtiv geodeetiline alusplaan, mis võimaldab kavandada rajatisi arvestades asukoha eripära ja naabruses paiknevaid ehitisi ning teha põhimõttelisi otsuseid projekti teostatavuse kohta enne lõpliku projektlahenduse koostamist. Uuringu tegemisel ja vormistamisel tuleb lähtuda topo-geodeetilisele uuringute kohta kehtivatest nõuetest.

Geotehnilised uuringud

Asukoha geotehniline uuring peab võimaldama hinnata:

- pinnase omadusi;
- pinnase- või põhjavee taset, liikumist ning agressiivsust;
- varasemat maa kasutust (nt kaevandusalad);
- pinnase püsivust, pinnasekoormusi torudele ja rajatistele;
- alternatiivseid ehitusmeetodeid jms.

Uuringud tuleb teha vastavalt seaduses kehtestatud nõuetele.

19.2 Reoveepuhasti projekteerimine

Üldjuhul projekteeritakse reoveepuhastid kahes etapis. Esimese etapina koostatakse lähteandmete analüüs ja eskiis ning seejärel ehitusprojekt. Reoveepuhastis rakendatav tehnoloogiaskeem sõltub reovee omadustest ja suubla nõuetest. Puhasti tuleb projekteerida tervikuna, pidades silmas nii

puhastusseadmeid, kanalisatsioonitorustikku kui ka suublat. Reoveepuhasti kavandamisel tuleb arvestada võimalikku hilisemat laiendamist.

Reoveepuhasti tuleb projekteerida vastavalt kehtivatele õigusaktidele ja asjakohastele standarditele. Ehitusprojekti koostamisel tuleb arvesse võtta ehitise kohta kehtivad nõudeid, sealhulgas kasutusotstarbest tulenevaid erinõudeid, ehitise asukohaga seonduvaid avalik-õiguslikke kitsendusi ning ehitamisprotsessist lähtuvaid vajadusi. Ehitusprojekti koostamise eest vastutav isik peab olema kehtiva seadusandluse mõistes pädev.

19.2.1 Eskiisprojekt

Reoveepuhasti esimene projekteerimisetapp on eskiis, milles hinnatakse puhasti rajamise või ümberehitamise teostatavust ning valitakse vähemalt kaht tehnoloogilist lahendust (varianti) võrreldes reoveepuhasti tehniline lahendus. Kas rajada uus puhasti või hoopis torustik naabruses oleva puhastini ning suurendada selle jõudlust? Variantide võrdlemiseks on vaja koostada nende põhimõttelised kirjeldused, milles näidatakse reoveepuhasti võimalik asukoht koos ühendus-torustikuga, puhastusseadmete jõudlus (sh esmased dimensioneerimisarvutused), puhasti rajamiseks vajalik taristu, kavandatavate ehitiste eeldatavad ehitusmahud, tehnoloogilised seadmed jne, et oleks võimalik hinnata maksumusi ja kasutuskulusid. Tehnoloogiaskeemi valikul tuleb maksumus ja käituskulu (30-aastase perioodi jooksul) anda sellise detailsusega, et oleks võimalik hinnata nende vastavust reaalsusele.

Teostatavusuuringu tegemisel on vaja hinnata variantide ehitusmaksumust, teostamise ajakava, lahenduste toimivust ja jätkusuutlikust, keskkonnamõjusid ja kasutuskulusid. Kulude hindamisel arvutatakse reoveepuhasti investeeringu- ja käituskulud. Võrdlemiseks arvutatakse variantide muutuv- ja püsikuludest koosnevad aastased käituskulud. Reovee käitlemise aastaste kulude alusel arvutakse 1 m^3 reovee puhastamise maksumus, mis peab olema tarbijale vastuvõetav.

Muutuvkulud on reovee käitlemisel tehtavad kulud, millede suurus oleneb puhastatud reovee kogusest ja koormusest, kemikaalide ja elektrienergia kasutusest, saastetasust jms. Püsikulud on reovee käitlemisel tehtavad kulud, mis ei olene käideldud reovee kogusest, kuid on vajalikud süsteemi toimimiseks (nt töötajate palk, hoonete küte, side, valve, hoolduskulud jms).

Hoolduskulud on reoveekäitluse toimimiseks vajalikud kulud (seadmete korraline kooldus, lume koristamine, muru niitmine jms). Aastaste hoolduskulude arvutamiseks on soovitatav lähtuda investeeringute ehitusmaksumusest. Keskmiselt kulub aastas kogu kasutusaja (vt tabelit 19.1) jooksul

ehitiste hooldamisele 0,5% ehitusmaksumusest, seadmetele 2% ja torustikele 0,25% soetus-maksumusest [5].

Tabel 19.1. Ehitiste ja seadmete arvestuslik kasutusaeg

Jrk	Kasutatavad objektid	Kavandatav kasutusaeg aastates
1	Tootmishooned sh pumbajaamad: hooned, konstruktsioonid elektri- ja automaatikaseadmed, pumbad, masinad jt seadmed	 40 15
2	Reservuaarid ja mahutid	40
3	Toorveetorustikud, tüvitorustikud, peatorustikud	50

Eesti oludes, kus elanike arv on jätkuvas languses, on oluline võrrelda püsi- ja muutuvkulude suurussuhet eri kasutusperioodidel, mis põhinevad lühi- (kuni kümme aastat) ja pikaajalistel (10 – 40 aastat) prognoosidel. Sageli osutub otstarbekaks eelistada mitme väikese reoveepuhasti rajamisele suuremat puhastit koos pikemate tüvitorustikega, mis vähendaks nii investeeringu- kui ka käituskulusid ning seeläbi reoveekäitluse hinda tarbijale. Elanike arvu vähenedes käideldava reovee kogus väheneb, kuid süsteemi püsikulud jäävad samaks. Suuremal reoveekogumisalal on reoveekoormus ühtlasem, mis võimaldab optimeerida reoveepuhasti rajatisi ning seega vähendada maksumust.

Puhasti variantide võrdluses valituks osutunud lahendus tuleks vormistada eskiisina, s.o kavandina koos selgitustega, mille eesmärk on anda planeeritava ehitise, ehitise osa või objekti idee ja terviklahenduse üldpõhimõtted [6]. Tellija poolt kooskõlastatud eskiis on lähtekohaks esitusprojekti koostamisele. Eskiisi alusel on võimalik koostada ka keskkonnamõju eelhinnang (vajadusel ka täiemahuline KMH), mis on oluline hilisemal lubade menetlemisel. Eskiisis määratakse kindlaks reoveepuhasti asukoht, jõudlus, puhastusprotsessi tüüp jms.

19.2.2 Ehitusprojekt

Eestis on ehitusprojekti kirjeldatud standardis EVS 932 [6], milles käsitletakse ehitusprojekti staadiumites ehk arengujärkudes tehtavat projekteerimistööd, esitatavat teavet ja selle detailsust. Ehituslikul projekteerimisel on Eesti õigusloome kohaselt kolm staadiumi – eel-, põhi- ja tööprojekt. Projekteerimine ja ehitusprojekti koostamine toimub üldisest detailsema suunas. Eelprojekti eesmärk on kavandatava kirjeldamine ja selle kooskõlastamine osapooltega ning ehitusmaksumuste määramine, põhiprojektil aga ehitushanke korraldamiseks vajaliku dokumentatsiooni koostamine. Ehitustööd tehakse tööprojektijärgi. Reoveepuhastite puhul on soovitatav sooritada kõik kolm projekteerimisetappi, mis kõik esitakse tellijale kooskõlastamiseks.

Ehitusprojekt peab olema koostatud nõnda, et see on loetav, vastuoludeta, erialaspetsialistile arusaadav ja üheselt mõistetav. Ehitusprojekt koosneb joonistest ja seletuskirjast ning vajalikest lisadest. Ehitusprojekti juurde kuuluvad ka muud dokumendid, mis seonduvad ehitamise, ehitise kasutamise ning korrashoiuga (kasutus- ja hooldusjuhend jäetakse paraku sageli koostamata). Ehitusprojekt peab sisaldama ehitise tehnilisi andmeid, mida nõutakse:

- ehitusloa taotlemisel või ehitusteatise esitamisel;
- kasutusloa taotlemisel või kasutusteatise esitamisel.

Ehitusprojektis sisalduvat teavet täiendatakse ja täpsustatakse järgmiste staadiumite kaupa:

• **eelprojekt** – ehitusprojekti esimene staadium, milles töötatakse välja ja valitakse ehitise projektlahenduse põhimõtted ja üldine kvaliteeditase. Eelprojekti eesmärk on ehitise võimalike lahendusvariantide, nii ehituslike kui ka tehnoloogiliste, kaalumine ning ehitusprojekti tellija, ametiasutuste ja puudutatud isikute jaoks aktsepteeritava projektlahenduse väljavalimine, mida hakatakse ehitusprojekti järgmistes staadiumites detailiseerima. Eelprojekt peab võimaldama määrata ehitise energiatõhusust ja orienteerivat ehitusmaksumust. Eelprojekt koostatakse ehitusprojekti tellija kinnitatud projekteerimise lähteülesande ja, kui see on olemas, ka eskiisi alusel. Ehitusprojektide, mille tuumaks on tehnoloogia, nt reoveepuhastus, puhul moodustab lähteülesande keskse osa tehnoloogiaprojekt (vt jaotist 19.2.4);

• **põhiprojekt** – ehitusprojekti teine staadium, milles detailiseeritakse eelprojekti staadiumis välja valitud projektlahendust ja kvaliteedinõudeid ulatuses, mida on vaja ehituskulude määramiseks, ehitushanke korraldamiseks ja ehituspakkumuse koostamiseks. Põhiprojekti eesmärk on ehitushanke korraldamiseks kasutatava projektdokumentatsiooni koostamine;

• **tööprojekt** – ehitusprojekti kolmas staadium, milles detailiseeritakse eel- ja põhiprojektis kirjeldatud projektlahendust ning kvaliteedinõudeid täpsuseni, mida on vaja ehitustöö tegemiseks ehitusplatsil. Tööprojektistaadiumi eesmärk on ehitustöö ja omanikujärelevalve tegemise aluseks oleva projektdokumentatsiooni koostamine. Tööprojektis esitatakse kasutatavate ehitustoodete, -materjalide ja -seadmete margid ning nende tootjad või valmistajad ning, kui vaja, juhised nende seadistamiseks.

Ehitusprojekti koostamise aluseks on **projekteerimise lähteülesanne**, millega määratakse tehniline ülesanne ning mis jääb ehitusprojekti lähtedokumendiks [6]. Selle koostab reeglina rajatise tellija, kaasates pädeva konsultandi, kes peab hoolitsema selle eest, et lähteülesanne oleks korrektne ja üheselt mõistetav ning tellija soove ja võimalusi arvestav.

Lähteülesandega määratakse rajatise funktsioon, kavandatav kasutusaeg, rajatise nõutavad tehnilised näitajad ja muud tellija poolt rajatise kohta esitatavad nõuded.

Ehitusprojekti lähteandmed

Ehitusprojekti lähteandmed esitab projekteerijale üldjuhul ehitusprojekti tellija. Võimalik on, et projekteerija hangib lähteandmed konsultatsiooniteenusena, milles peavad tellija ja projekteerija eraldi kokku leppima. Tulenevalt projekteerimise olemusest täpsustatakse ja täiendatakse projekteerimise lähteülesannet projekteerija ja ehitusprojekti tellija koostöös nii enne ehitusprojekti koostamise algust kui ka töö ajal.

Eelprojekti lähteandmed on üldjuhul:

- kirjalik lähteülesanne;
- teave ja nõuded tehnoloogia kohta, nt **tehnoloogiaprojekt ja/või eskiis**;
- detailplaneering ja/või kohaliku omavalitsuse projekteerimistingimused;
- tehnovõrkude valdajate seatud tehnilised tingimused koos teabega liitumispunktide kohta;
- ametkondade seatud tehnilised tingimused ja erinõuded;
- projekteerimise eritingimused – muinsuskaitse- ja keskkonnatingimused vms;
- ehitusuuringute ja muude projektlahenduste kavandamiseks oluliste uuringute tulemused;
- olemasoleva ehitise ehitusprojekt, teostusdokumendid ja mõõdistusandmed.

Põhiprojekti lähteandmed on üldjuhul:

- ehitusprojekti tellija heaks kiidetud eelprojekt;
- vajaduse korral ehitusprojekti detailne lähteülesanne;
- vajaduse korral tehnoloogia detailne lähteülesanne (tehnoloogiaprojekt);
- eelprojektistaadiumis nõutud lisauuringute tulemused.

Tööprojekti lähteandmed on üldjuhul:

- ehitusprojekti tellija heaks kiidetud põhiprojekt;
- ehitusprojekti tellija või ehituse töövõtja teave ehitise rajamisel kasutatavate põhiprojektis esitatud nõuetele vastavate ehitustoodete ja ehitisse paigaldatavate seadmete tootjate, markide ja mudelite kohta;
- vajaduse korral ehituse töövõtja teave ehitustööde organiseerimise kohta.

Kui tööprojekti koostamise ajal ei ole ehituse töövõtja teada, valib ehitustoodete ja seadmete mudelid ning margid projekteerija, kooskõlastades seda ehitusprojekti tellijaga.

19.2.3 Ehitusprojekti koosseis

Ehitusprojekt koosneb järgnevatest osadest:

- asendiplaan;
- reoveepuhastuse ja settekäitluse tehnoloogiaprojekt;
- arhitektuurne lahendus, sealhulgas sisearhitektuur ja maastikuarhitektuur, kui vaja;
- konstruktsioonid;
- tehnosüsteemid: küte ja ventilatsioon, jahutus ja soojusvarustus, gaasivarustus, veevarustus ja kanalisatsioon;
- elektripaigaldised (tugevvoolu-, nõrkvoolu- ja automaatikapaigaldised);
- tuleohutus;
- energiatõhusus.

Asendiplaan

Asendiplaani koostamisel lähtutakse asjakohastest ehitus- ja planeerimisala õigusaktidest ja standarditest. Plaanile kantakse kõik hooned ja ehitised, tehnovõrgud, teed ja haljastus ning tähistatakse piire koos pääslaga. Plaani koostamisel tuleb arvestada võimalikke laiendusi ja protsessi täiendamise vajadusi tulevikus.

Plaanis ringikujulisi mahuteid (eel- ja järelsetitid) projekteeritakse siis, kui kasutatav krunt on piisavalt suur. Nelinurksed mahutid võimaldavad aga teha ühiseid vaheseinu ja pinnakasutust sel moel minimeerida, mis alandab ehitusmaksmust.

Võimaluse korral on vaja koondada kõik seadmed, tootmis- ja abiruumid ja kemikaalide käitlus ühte hoonesse või lähestikku asetsevatesse hoonetesse, et vähendada torustike jt ühenduste pikkust. Seadmete (nt jäätmekäitlus, kemikaalide transport, sette kõrvaldamine, tuletõrje) paigutamisel tuleb neile tagada hea ligipääsetavus.

Enne läbivoolse puhasti mahutite plaanile märkimist tuleks koostada hüdrauliline profiil, millel on näha puhasti kõrgeim ja madalaim punkt, et kasutada ära asukoha topograafiat.

Arvestama peab kemikaalide ja mürgiste ainete ladude ning nende käitlemisseadmete ja ehitiste kohta kehtivaid erinõudeid.

Seadmete paigutamisel tuleb järgida kujasid, mis tuleb määrata igale tehnoloogilise protsessi osale eraldi [3]. Kui kujade ja haisu- või mürahäiringute tagamisega on probleeme, tuleb kaaluda puhasti rajamist kinnisesse mahutisse või hoonesse, kus on võimalik õhku puhastada.

19.2.4 Tehnoloogiaprojekt

Reoveepuhastite projekteerimine toimub üldjoontes sarnaselt muude ehitiste ja taristuga, oluliselt erinev on ehitusprojekti keskse osa moodustav tehnoloogiaprojekt. Selles kirjeldatakse kavandatud tehnoloogilisi protsesse, seadmeid, kemikaalide ja jäätmete ladustamise ning transpordi korraldust vms, esitatakse ehituslikud nõuded tehnoloogilisi seadmeid sisaldavate ehitiste ning paigaldist teenindavate tehnosüsteemide ja tehnovõrkude kohta [6]. Tehnoloogiaprojekti kuuluvad ka kavandatud tehnoloogia kasutus- ja hooldusjuhendid.

Tehnoloogiaprojekt koosneb seletuskirjast ja joonistest, sh protsessiskeemidest, mis on olulised töövahendid kogu projekti elluviimise vältel ning puhasti käitamisel. Eri projekteerimisstaadiumites koostatakse erineva täpsusastmega skeeme. Eelprojektis piisab funktsionaalskeemidest, milles kirjeldatakse puhastusprotsessi üldist toimimist protsessiosade kaupa koos neid ühendavate aine- ja vooluliinidega ning ainevooge (kogus/maht). Tööprojektis esitatakse aga protsessi vooluskeemid koos valitud seadmete tehniliste näitajate, sisendi/väljundi voolusuunade kiiruste/kogustega, mõõte- ja juhtimisseadmed ning märgitakse torustikele läbimõõdud ja materjal. Läbivoolupuhastitele on oluline koostada ka hüdrauline profiil.

Tehnoloogia eelprojekt peab sisaldama vähemalt esmaseid puhastusprotsessi ja hüdraulilisi arvutusi, tehnoloogilist skeemi, massibilansse, seadmete paiknemist plaanil ja reoveepuhasti üldisi juhtimis- ja kasutuspõhimõtteid.

Tehnoloogia põhiprojektis täpsustatakse eelprojektis tehtud projektlahendust, arvestades valitud tehnoloogiat ja seadmeid, koostatakse puhastusprotsessi detailsed arvutused ning seadmete ja materjalide loetelud ja puhastusseadmete kasutusjuhendid.

Tehnoloogia tööprojekti koostamisel võetakse detailselt arvesse lõplikult valitud (tarnitavad) seadmed ja kasutatavad materjalid. On oluline rõhutada, et paljud reoveepuhastuses kasutatavad seadmed ei ole laotooted, vaid komplekteeritakse konkreetse projekti/töö põhiselt. Seega saabub lõplik tooteinfo alles pärast seadmete tarne kinnitamist. Seadmete lõpliku tooteteabe (seadmete tööpunktid) põhjal tehakse lõplikud dimensioneerimisarvutused, kavandatakse hüdraulika ning koostatakse spetsifikatsioonid. Selles staadiumis antakse ka automaatika detailne töökirjeldus, mille alusel programmeeritakse jaama juhtimisautomaatika (SCADA).

Reoveepuhastuse tehnoloogia valimisel tuleb käsitleda puhastit kui tervikut ning kindlasti arvestada:

- puhastusprotsessi rakendatavust, mida saab hinnata varasemate kogemuste, pilootkatsete tulemuste või ka teaduskirjanduse põhjal;
- sobivust vooluhulkadega – valitud tehnoloogia peab olema rakendatav reoveepuhastisse juhitavate vooluhulkade puhul;
- sobivust koormuse kõikumisega – enamik seadmeid või puhastusprotsesse on rakendatavad eri vooluhulkade ja koormuste puhul, kuid valdav osa protsessidest annab parima tulemuse ühtlase vooluhulga ja stabiilse koormuse korral. Kui hüdraulilise ja/või reostuskoormuse kõikumine on liiga suur, tuleb võtta kasutusele meetmed nende ühtlustamiseks;
- reovee omadusi – need mõjutavad tehnoloogia valikut ja seavad tingimused käitamisele. Kui reoveepuhastisse juhitakse tööstusreovett, tuleb hinnata ka selle mõju;
- inhibeerivaid ja raskesti kõrvaldatavaid komponente – tuleb kindlaks teha, kas ja kui palju on reovees aineid, mis pärsivad bioloogilist puhastust või mida on raske kõrvaldada;
- klimaatilisi tingimusi – külmas vees on mikroorganismide kasvukiirus ja reoainete kõrvaldamine ebatõhus, mistõttu keemilised reaktsioonid võivad pärsitud olla. Seadmed ja mahutid võivad külmuda;
- tõhusust, mida tavaliselt hinnatakse heitvee kvaliteedi ja selle muutlikkuse järgi. Heitvesi peab kogu aeg vastama veeloa tingimustele;
- reoveesetet ja muid tahkeid jäätmeid, mis tekivad reovee mehaanilisel ja bioloogilisel puhastamisel ning vajavad edasist käitlemist või mida on vaja taaskasutada või ladestada;
- keskkonnast olenevaid piiranguid – peale suublast olenevate piirangute on olulised ka kujad;
- kemikaalivajadust – vajalikud kogused ning nende hind, kasutustingimused ja vedu;
- energiakasutust ja selle varustuskindlust – reovee puhastamiseks kuluv energia sõltub suuresti kasutatavate seadmete tõhususest ja valitud käitusrežiimist. Suured puhastid peavad energiat saama mitmest allikast;
- operaatorit, kelle kaasamine puhasti kavandamisse suurendab tema kompetentsust ja aitab valida kõige sobilikumat puhastustehnoloogiat;
- puhasti käitamis- ja hooldamistingimusi – tähelepanu on vaja pöörata nii seadmete hooldustingimustele (et seadmete korraliseks hooldamiseks oleks piisavalt ruumi ning et tegevused oleksid ohutud) kui ka varuosade kättesaadavusele;
- puhasti komplekssusele – suurem puhastusetappide arv loob sageli eelduse tõhusaks reoveepuhastuseks (nt liiv ja rasvad ei pääse bioloogilisse puhastusse), kuid ei pruugi anda teavet kõigi reoveepuhasti tööd mõjutavate tegurite, sh seadmete hooldamise, aktiivmuda pundumisilmingute ja settimisprobleemide kohta;

- töökindlusele – suurtes puhastites jagatakse protsess rööpseteks liinideks, väikepuhastitel peavad olema möödavoolud. Tähelepanu tuleb pöörata seadmete ja materjalide valikule, et nad sobiksid kasutamiseks reovees ning toimimiseks agressiivsetes tingimustes, vajadusel tagada plahvatuskindlus. Elektri-, automaatika- ja juhtimisseadmed on vaja paigutada sobivatesse tingimustesse, nt eraldi ruumidesse, kus valitsevad õiged temperatuuri- ja niiskusolud ning on välistatud agressiivsed gaasid;
- kokkusobivust ja kohandatavust – kaaluma peab, kuidas kavandatavad puhastusprotsessid sobivad olemasolevasse süsteemi, võttes arvesse ka seda, et puhastit võib olla vaja laiendada või protsesse optimeerida;
- kulukust – kulude hindamiseks arvutatakse reoveepuhasti investeeringu- ja käituskulud. Sageli võib kulude võrdlemisel selguda, et suuremaid investeeringuid nõudev lahendus osutub käitlemisel odavamaks.

Igale puhastile sobilik reoveekäitluseskeem tuleb valida variante võrreldes, kaaludes erinevad puhastusskeeme, arvestades reovee omadusi ja koormust ning heitvee kohta kehtivaid nõudeid. Valitud lahendus peab olema majanduslikult otstarbekas ning sobima valitud kohta. Puhastit peab olema lihtne käitada ning töökindlus peab olema tagatud.

Reovee vooluskeem

Reoveepuhasti projekteeritakse kas vabavoolse või survevoolse skeemi kohaselt. Tavaliselt on läbivoolupuhastid vabavoolsed ja annuspuhastid survevoolsed, kuid esineb ka kombineeritud lahendusi.

Reoveepuhasti sissevool tuleb kavandada vett kanalisatsioonisüsteemist puhastisse juhtivate pumpade jõudluse järgi. Eelpuhastus kavandatakse reovee neljakordse kuivaaja vooluhulga läbilaskmiseks, seda ületav veehulk juhitakse möödavoolu ning reoveepuhastuse põhiprotsess kavandatakse reovee kahekordsele kuivaajahulgale.

Reoveepuhasti peapumpla on vaja kavandada nii, et kogu reovesi pumbataks puhastisse võimalikult ühtlase vooluna. See on eriti oluline väiksemate puhastite korral, kus juurdevool on ebaühtlasem ning aktiivmuda väljakandumise oht on suurem ning see raskendab puhastusnõuete täitmist. Soovitatav on puhastisse pumbatava reovee hulk ühtlustada, et vältida puhasti ülekoormamist tipptundidel. Sagedusmuundureid ühtlustamiseks ei tasu kasutada, sest väiksemate vooluhulkade ajal võib reovees oleva heljum tõusvas torustikus välja settida ning ummistusi põhjustada.

Kuna vee vooluskeem määrab kogu reoveekäitluse tehnoloogilise lahenduse, projekteeritakse see esimeses järjekorras. Reovee vooluskeemis pannakse kirja:

- puhasti vooluhulgad/ainevood: keskmine, maksimaalne ja nimivooluhulk kogu veevooluskeemi ulatuses, sh alguses ja lõpus;
- kõigi puhastusseadmete hüdraulilised näitajad: jõudlus, pinnakoormus, tõusukiirus jms;
- seadmete iseloomulikud näitajad seadmete kaupa, nt pindala, maht, viibeaeg jms;
- torustike läbimõõdud ja voolukiirused;
- kasutatavad kemikaalid ja nende annustuskogused;
- kasutatavad mõõteseadmed.

Vabavoolse veevooluskeemi korral peab reoveekäitlusseadmete kõrguslik paiknemine tagama vee vaba liikumise kõrgeimast punktist (tavaliselt sissevoolust) suublani. Veetasemed seadmetes määratakse lähtudes nendes ja nendevahelistes ühendustes tekkivatest rõhukadudest. Rõhukaod tuleb määrata varuga, et tagada suurema võimaliku vooluhulga läbilaskmine. Veevooluskeemi nulltasandiks võetakse maksimaalne veetase suublas.

Veevoolu pikiprofiil

Vooluskeemi koostamisel tuleb silmas pidada, et:

- voolukiirused puhastusprotsessis ja settimistingimused oleksid õiged;
- veetasemete vahest piisaks vabaks vooluks ja vee jaotumiseks;
- rõhu- ja energiakadu;
- välditaks settimist ja sette tahenemist torustikes ja rennides;
- välditaks erosiooni ja kavitatsiooni;
- oleksid olemas vajalikud tingimused mõõtmisteks ja mõõteseadmetele;
- oleksid olemas laiendamisvõimalused;
- oleksid olemas tingimused seadmete hooldamiseks ja heakorra tagamiseks.

Vooluskeem tuleb kavandada nii, et rõhukaod oleksid võimalikult väikesed, vältides äkilisi suunamuutusi, ülevoole, kitsendusi ja laiendusi. Vee liikumise pikiprofiili ehk kõrgusskeemi koostamisel tuleb arvestada rõhukadusid seadmetes, nende vahelistes torustikes ning rennides ja armatuuris, mille suurus on [9]:

- võres 0,15–0,2 m, ülevoolu kõrgus paisutuse korral 0,5–1 m;
- liivapüünises 0,2–0,5 m,

- mehaanilistes segistites ja helvestuskambrites 0,1–0,2 m;
- setitites 0,25–0,4 m;
- õhustusmahutis 0,2–0,5 m;
- desinfitseerimisseadmetes 0,2–0,4 m.

Rõhukadu kogu puhastusprotsessis, mis on normaaltingimustel 1–2 m, täpsustakse hüdrauliliste arvutustega.

Kanalite ja rennide dimensioneerimine

On soovitatav, et torudes ja rennides oleks voolukiirus:

- sissevoolus enne mehaanilist puhastamist vähemalt kord ööpäevas:
  - minimaalselt 0,6 m/s;
  - keskmiselt 0,5–1,5 m/s;
  - maksimaalselt 2 m/s;
- mehaanilise ja eelkäitluse järel vähemalt kord ööpäevas:
  - minimaalselt 0,4 m/s;
  - maksimaalselt 2 m/s;
- mujal vähemalt kord ööpäevas:
  - minimaalselt 0,2 m/s;
  - maksimaalselt 3 m/s;.
- simultaansadestusõhustuse järel:
  - maksimaalselt 0,4–0,6 m/s;
- keemilisel sadestamisel pärast helvestamist olenevalt puhasti projekteeritud jõudlusest:
  - Fe-helves 0,2 –0,3 m/s;
  - Al-helves 0,1–0,2 m/s;
- setterennides:
  - keskmiselt 0,7 –2,0 m/s;
- reovesi torudes
  - maksimum survetorudes 2,5 m/s;
  - maksimum imitorudes 1,5 m/s.

Kiirus võib neist miinimumväärtustest ka erineda: olla aegajalt suurem, kui renne puhtaks uhutakse või neis kemikaale segatakse.

Voolamise energia võib sageli põhjustada häireid vee ja heljumi ühtlasel jaotumisel liinide vahel, mistõttu tuleb kõrgusskeemi koostamisel arvestada järgmist:

- vabavoolsetes süsteemides tuleb vee jagamine puhastusliinide ja osade vahel jaotustornide või ülevooludega korraldada nõnda, et veejaotus oleks hästi jälgitav ja juhitav. Mitme liiniga seadmetel peab vähemalt ühe liini vooluhulk olema katsete tegemiseks lihtsalt reguleeritav;
- mahutitel tuleb vee sisse- ja väljavool projekteerida nõnda, et ei tekiks otsest läbivoolu. Setitite sisse- ja väljavool peab olema võimalikult ühtlane.

Kõik torud ja rennid tuleb kavandada isetühjenevatena, Venturi kanal peab vooluhulga puudumise korral olema alati tühi.

U- ja V-kujulistes rennides on ülal öeldut lihtsam saavutada kui neljakandilistes, neljakandilisi on aga kergem ehitada. Rennide põhjad peavad settimise vältimiseks olema võimalikult siledad.

Kõikidel mahutitel on tühjendamise hõlbustamiseks soovitatav kavandada tühjendussüvendid, mille põhjad on süvendi suunas kaldu.

Avad, luugid ja ülevoolud on vaja kavandada nõnda, et rõhukaod, paisutused ning kaltsude ja muda kogunemine oleksid minimaalsed. Reovee ja muda jaotamise avad, luugid ja ülevoolud tuleb paigutada nii, et jaotus oleks võimalikult ühtlane.

19.3 Tööstusreovee käitlemine

Tootmisreovee omadused ja selle ebaühtlus teevad reoveepuhasti projekteerimise ning käitluse sageli keeruliseks. Kui asulas on tööstusettevõtteid, mille reovee osakaal on olmereoveega võrreldes märkimisväärne (üle 30 % reostuskoormusest), tuleb kaaluda neile eraldi reoveepuhasti rajamist või nende reovee eelnevat käitlemist enne ühiskanalisatsiooni juhtimist. Õiguslikud alused selleks on ühisveevärgi- ja kanalisatsiooni seaduses ning omavalitsuse kinnitatud ühisveevärgi- ja kanalisatsiooni kasutamise eeskirjas olemas.

Tootmisreovee korral:

- tuleb teha põhjalikud reoveeuuringud: omadused, koormus ja tekkedünaamika (vooluhulk, temperatuur, reostusnäitajad, pH, biolagundatavus, võimalikud inhibiitorid);
- võib reovesi sisaldada ohtlikke saasteaineid, mis mõjutavad puhasti heitvee kvaliteeti või kogunevad settesse, mida ei pruugi olla võimalik tavalisel moel kasutada;

- toitlustusasutuste ja toiduainetööstus ettevõtete rasvarikas reovesi võib ummistada kanalisatsiooni ja põhjustada aktiivmuda pundumist reoveepuhastis, mistõttu peab selliste asutuste või ettevõtete reovesi enne ühiskanalisatsiooni juhtimist läbima rasvapüünise;
- tuleb arvestada võimalust, et tootmisettevõtte reostuskoormus võib ootamatult ära langeda, mistõttu reoveepuhasti koormus ja reovee hulk vähenevad ning võib tekkida raskusi reoveepuhasti käitamisel. Tööstuse sulgemine võib tekitada olukorra, kus reoveepuhastile tehtud investeeringuid peavad katma teised tarbijad;
- on soovitatav tööstusreovee mõju leevendamiseks vähendada ühiskanalisatsiooni juhitava reovee reostuskoormust tekkekohas. Selle esmaseks lahenduseks on vähendada reostunud vee teket tootmises vett taaskasutades või tehnoloogiat uuendades, mistõttu kanalisatsiooni jõuab vähem reovett. Levinuim moodus reoveepuhasti koormuse vähendamiseks ja ühtlustamiseks on tööstuste reovee kohtpuhastamine enne juhtimist ühiskanalisatsiooni.

19.3.1 Tööstusreovee kohtpuhastid

Kohtpuhastus on levinud reovee eeltöötlemismeetod siis, kui tööstusettevõtte reovett ei ole võimalik kehtestatud piirväärtuste või muude näitajate tõttu ühiskanalisatsiooni juhtida. Reovee piirväärtuste pideva ületamise ning kõrgendatud reoveetasu maksmise korral tuleks tööstusettevõtetel kaaluda tootmiskulusid vähendava kohtpuhasti rajamist. Kohtpuhastamise asemel võib tootmise ümber korraldada, et sel moel vähendada reostunud vee teket, või rakendada vee taaskasutust. Kohtpuhastust on vaja, kui tootmisreovesi võib põhjustada kanalisatsiooniummistusi, mürgiste gaaside teket, tööohutusriske, ohustada kanalisatsioonisüsteemi või pärssida reoveepuhastust.

Tööstusreovee negatiivsed mõjud reoveepuhastitele on tavaliselt:

- rasvade ja/või pindaktiivsete ainete kogunemine reaktoritesse ja reoveesette käitlusse;
- bioloogilise puhastusprotsessi peatamine või häirimine (pärssimine, tahkete ainete edasikandumine) või õhustussüsteemi ülekoormamine;
- pumpade ja muude seadmete enneaegne kulumine (korrosioon, erosioon);
- hüdrauliline ülekoormus.

Kohtpuhastuse rajamiseks on olemas mitu võimalust, sõltuvalt selle eesmärgist. Tabelisse 19.2 on koondatud kohtpuhastuse võimalikud variandid, mida on võimalik sõltuvalt tööstusest kombineerida, et puhasti jõudlusest piisaks nõutavate piirväärtuste saavutamiseks.

Tabel 19.2. Tööstusreovee võimalikud käitlusviisid ja nende eesmärk [7]

Käitlusviis	Eesmärk
Ühtlustamine	Tööstusreovee hulga ja koormuse ühtlustamine
Võreprahi eraldamine	Suuremate tahkete osakeste kõrvaldamine
Neutraliseerimine	Happe või leelise lisamine pH neutraalseks muutmiseks
Liiva eraldamine	Mineraalse peenhõljumi (liiva) kõrvaldamine
Setitamine, flokuleerimine	Kolloidide neutraliseerimine ja heljumi sidumine flokulantide/koagulantide abil suurematekshelvesteks ning kõrvaldamine reoveest raskusjõu toimel
Flotatsioon	Heljumi ja rasva kõrvaldamine, sageli flokulantide/koagulantide kaasabil, helveste ujutamine gaasimullidega vedeliku pinnale
Rasva, muda ja/või õli kõrvaldamine	Rasva, muda ja/või õli kõrvaldamine tagab parema puhastustulemuse reoveepuhastil ning aitab vältida ummistusi kanalisatsioonis.
Filtreerimine	Heljuvaine- ja BHT-koormuse vähendamine mikro- või membraan-täidisfiltrite abil.
Bioloogiline puhastamine	BHT-koormuse vähendamine, lämmastiku kõrvaldamine (aeroobne või anaeroobne protsess)
Defenoolimine	Vees lahustuvate fenoolide kõrvaldamine reoveest
Degaseerimine	Gaaside kõrvaldamine reoveest, et vähendada gaasiohtu ja haisuprobleeme.
Keemiline oksüdeerimine	Orgaaniliste ja anorgaaniliste saasteainete lagundamine ja desinfitseerimine
Adsorbeerimine	KHT ja toksilisuse vähendamine aktiivsöe abil

19.3.2 Tööstusreovee käitlemine asulareoveepuhastis

Tööstusreovee vastuvõtmine asulareoveepuhastisse sõltub suurel määral selle osakaalust olmereovee suhtes. Kui tööstusest (nt toiduainetetööstusest) pärit reovees on orgaanilist ainet vähe (< 20%), võib selle mõju lugeda väheoluliseks ning täiendavaid meetmeid üldjuhul rakendama ei pea. Kui aga tegu on tööstusreoveega, mis sisaldab mittelagunevaid, toksilisi või ohtlikke aineid või mille toiteainesisaldus on suur, on vaja seda arvestada.

Juhul kui asulareoveepuhasti võtab vastu toiduainetetööstuse reovett või reovett, milles BHT_7 osakaal N või P suhtes on olmereoveega võrreldes oluliselt suurem, lihtsustab see toiteainete ärastust reovee-puhastis. Seega võivad tööstusreovee lisandumisel puhasti reaktorimahud jääda muutmata ning ei ole vaja teha olulisi lisainvesteeringuid.

Tööstusreovee vastuvõtmisel asulareoveepuhastisse on vaja:

- **ühtlustamist** – kuna tööstusreovee hulk ja omadused on väga muutlikud, ei piira sageli selle vastuvõttu keskmise koormuse suurenemine, vaid löökkoormused ja pH kõikumine. Ühtlustamine on sageli odavaim moodus löökkoormuste tekitatud probleemide lahendamiseks. Ühtlustusmahuti suurus sõltub löökide määrast ja iseloomust, kuid tavaliselt jäävad ühtlustusmahud 12–48 h viibeaja juurde;

- **avariimahuteid** – kogu reovee ühtlustamine on sageli majanduslikult ebaotstarbekas, seetõttu kasutatakse tööstusettevõtetes löökkoormuste või avariiliste reostustippude jaoks avariimahuteid, mis nõuab head sensoritel põhinevat löökkoormuse avastamise süsteemi;
- **tööstusreovee seiret** – reoveepuhastusprotsessi kaitsmiseks kasutatakse anduritel ja mõõteseadmetel põhinevaid *online*-seiresüsteeme, mis tuvastavad kõrvalekaldeid tavapärasest ning mis võivad soodsalt mõjutada puhastusprotsessi toimimist. Kasutusel on väga erinevaid seirelahendusi, mis on sageli kallid ning mida peab järjepidevalt hooldama. Pelgast seirest ei piisa, vaid vaja on ka lahendust üle normi reostunud vee käitlemiseks, mistõttu tuleb seda kasutada koos avarii- või ühtlustusmahutiga;
- **õhustuse reguleerimist** – aktiivmudaprotsessi toimimine oleneb suuresti aeroobsete tingimuste tagamisest reaktoris, tööstusest pärit löökkoormused võivad aga põhjustada hapniku puudujääki. Seetõttu on asulareoveepuhastis otstarbekas õhustusseadmed mõnevõrra üledimensioneerida või tööstusreovett ühtlustusmahutis eelnevalt õhustada;
- **seostada setitite käitust ja aktiivmudasisaldust** – sageli põhjustab tööstusreovee suur orgaanilise aine sisaldus asulareoveepuhasti ülekoormamist, samas on olmereoveepuhastisse jõudva tööstusreovee hulk võrreldes valinguaegsete reoveehulkadega enamasti väike. Seetõttu on asulareoveepuhastis võimalik mõnevõrra suurendada aktiivmudasisaldust ning sel moel vähendada mudakoormust ja tagada protsessi toimimist suurenenud koormuse korral. Seejuures on vaja luua tasakaal aktiivmudasisalduse suurendamise, muda settimisnäitajate ning järelsetiti koormuse vahel. Selline lahendus vajab puhasti väga täpset käitamist ning ei sobi väikepuhastitele, kus ei ole tagatud pidev operaatori sekkumine näiteks vihma ajal;
- **optimeerimist ja modelleerimist** – reoveepuhastid projekteeritakse tuginedes arvutustele, milles rakendatakse mitmesuguseid varukoefitsiente selleks, et tagada puhasti toimimist muutuvates oludes. Kui puhasti operaatoril on olemas kogemus ja vahendid puhasti täppiskäitamiseks, võib ta puhasti tööd optimeerida ning kasutada modelleerimistarkvara puhastuse piirtingimuste määratlemiseks (vt ka jaotist 20). Mudelipõhise käitamise tagamiseks tuleb koostada mudel, mis lähtub konkreetse puhasti iseärasustest ja reovee omadustest ning on puhastustulemuste alusel kalibreeritud.

Loetletud meetmetest on kõige rakendatavam tööstusreovee ebaühtluse kompenseerimine ühtlustus- või avariimahutite abil. Väikepuhastid võib mõningal määral üledimensioneerida, suuremate puhul on mõistlik rakendada tööstusreovee reaalajas jälgimist. Puhastusprotsessi näitajate muutmine tööstusreovee vastuvõtmiseks optimeerimise ja modelleerimise abil nõuab operaatorilt suurt täpsust ja kogemust ning on otstarbekas eelkõige > 10 000 ie koormusega puhastite puhul.

Sageli on soovitatav bioloogiliselt hõlpsasti puhastatav tööstusreovesi, nt toiduainetetööstusest, otse või pärast eelpuhastust juhtida asulareoveepuhastisse. Tööstusreovee käitlemine koos asulareoveega võimaldab käituskulusid võrreldes eraldi käitlemisega kokku hoida. Kui aga tööstusreovesi sisaldab aineid, mis biopuhastust pärsivad, põhjustavad haisuhäiringuid või võivad ohtlike ainetena puhasti heitvette jõuda või reoveesettesse koguneda, on otstarbekas tööstus- ja olmereovesi käidelda eraldi.

19.4 Kompaktpuhasti (valmispuhasti) – tehases valmistatud reoveepuhasti

Kompaktpuhasti on tehases valmistatud reoveepuhasti. Suuruse ja jõudluse poolest võib kompaktpuhastite hulka arvata nii omapuhastid kui ka üle 1500 ie suuruse koormusega puhastid, mille valmidusaste ja konstruktsioon oleneb puhastustehnoloogiast ja tehnilisest lahendusest. Pärast paigaldus- ja häälestustöid ehitusplatsil võiks kompaktpuhastit nimetada ka tervikpuhastiks.

Kompaktpuhasti kasutusotstarve on sama, mis muudelgi reoveepuhastitel, ning sellel on üldjuhul samad puhastustehnoloogilised sõlmed. Neis kulgeb sageli sama mehaaniline eelpuhastus ja bioreaktoris põhipuhastus, millele võivad järgneda täiendavad puhastusastmed. Kompaktpuhastites on kasutusel kõik eelpool kirjeldatud tehnoloogilised protsessid.

Kompaktpuhasti:

- on valmistajatehases arendatud ja konstrueeritud reoveepuhastuskompleks, mis valmistatakse terviku või moodulitena tehases ja transporditakse ehituskohta;
- sisaldab peale reaktori elektri- ja automaatikasüsteemi, õhustusseadmeid ning vajaduse korral ka kemikaaliannustusseadmestikku;
- koosneb kas ühte korpusesse mahutatud tervikpuhastist või on n.ö legosüsteemne, s.o ehitusobjektil mitmest eraldi sõlmest/moodulist kokku liidetav;
- on üldjuhul kindlatest tehnoloogilistest ja tehnilistest sõlmedest koosnev standardlahendus, mille sõlmed või kambrid paiknevad võimalikult kompaktselt jadamisi või rööpselt;
- on lihtsasti ehituskohale transporditav;
- on moodulsüsteemne, st et selle puhastusjõudlust on mooduleid lisades lihtne muuta;
- konteinerpuhasti on teatud juhtudel teisaldatav uude asukohta;
- on tänu tehasevalmidusele väga kiiresti paigaldatav;
- on tänu standardsõlmedele ja -seadmestikule lihtne hooldada ning tootja tehniline tugi on tagatud.

Kompaktpuhastite konstruktiivne lahendus oleneb:

- rakendatavast puhastusprotsessist ja selle komponentidest (võred, setitid, reaktor);
- tehnoloogilistest lisanõuetest (lämmastiku- või fosforiärastus, sette käitlemine);
- puhasti jõudlusest/suurusest;
- ehituslikust paigalduslahendusest – maa-alune või maapealne;
- kas soojustatud või soojustamata, st sise- või välispaigaldus;
- puhasti korpuse ja mahutite materjalist – teras, plast, raudbetoon.

Kompaktpuhasti konstruktiivse eripära määrab peamiselt jõudlus. Väikese jõudlusega kompaktpuhastites on kõik puhastussõlmed (eelsetiti, bioreaktor, järelsetiti) paigutatud ühte korpusesse/moodulisse või on nad omavahel konstruktiivselt kindlalt ühendatud, st et tegemist on tervikpuhastiga. Ehitusplatsil on selline valmispuhasti vaja vaid ühendada sisse- ja väljavoolutorustiku ning elektritoitekaabliga. Samasse moodulisse võib olla sisse ehitatud ka õhupuhur, mis paikneb komplektis olevas väikeses teeninduskonteineris koos elektri-automaatikakilbi ja kemikaali-annustusseadmestikuga. Näiteks nõrgbiofiltritel, mille õhustustarve on väike, paikneb ventilaator biofiltri küljes olevas kambris.

Suurema jõudlusega kompaktpuhastid koosnevad eraldi moodulitest, mis ehitusplatsil kokku liidetakse. Tavaliselt on eraldi moodulites eelsetiti või septik, õhustusmahuti ja järelsetiti. Veelgi suurema jõudlusega kompaktpuhastitel jaguneb ka õhustusmahuti mitmeks mooduliks ning lisaseadmed, nagu õhupuhur, elektri- ja automaatikakilp ja kemikaaliannustusseadmestik, võivad paikneda tootja tarnitavas puhasti kõrvale paigutatavas teeninduskonteineris. Suurtel kompaktpuhastitel on väikesed (5–8 m^2) teenindushooned, milles paiknevad ülalmainitud lisaseadmed. Sageli on kompaktpuhastites kasutusel ka nn uputatud puhurid, mille tööosa paikneb kompaktsuse ja väiksema müratasemе huvides õhustusmahutis.

Kompaktpuhastis toimuvad samad protsessid, mis suurteski puhastites: mehaaniline eelpuhastus, bioloogiline puhastus ja järelpuhastus, mis olenevad heitvee kohta seatud piirväärtustest, sh kemikaaliannustus fosforiärastuseks või jääksette kogumine või tahendamine. Puhastisõlmede tehnilised lahendused võivad tootjapõhiselt erineda nii konstruktsiooni kui ka tehnoloogiliste võtete poolest.

Kompaktpuhasti kavandamisel peab arvestama, et reoveepuhastuse kohta kehtivad nõuded, mis sõltuvad nii reovee omadustest kui ka heitveesuublast, on Euroopa Liidu siseselt erinevad. Läänemere keskkonnakaitse konventsioonist lähtuvalt on Eestis nõuded rangemad juba ka väikepuhastitele. Seetõttu on oluline, et kompaktpuhasti kavandamises osaleks pädev projekteerija, kes hindab

konkreetse toote töökindlust ja sobivust kavandatavasse asukohta, milleks tal on kontrollarvutuste tegemiseks vaja piisavalt täpset ja detailset tooteteavet.

Viidatud allikad

[1] *Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS 835 Hoone veevärk," 2022.*

[2] *Riigikogu, Veeseadus. Riigi Teataja, 2019. [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/129062022012*

[3] *Keskkonnaminister, Kanalisatsiooniehitise planeerimise, ehitamise ja kasutamise nõuded ning kanalisatsiooniehitise kuja täpsustatud ulatus. 2019. [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/106082019008*

[4] *Statistikaamet, „Eesti rahvastikuprognoos 2040: neli positiivset stsenaariumi". 2015 [WWW] https://www.stat.ee/et/uudised/2015/10/06/eesti-rahvastikuprognoos-2040-neli-positiivset-stsenaariumi*

[5] *H. Kiuru, R. Laukkanen, T.Heinonen, E.Kajosaari, E.Laakso, E. Karttunen, M.Viitasaari, and T. Tuhkanen, RIL 124-2 Vesihuolto II. Helsinki: Suomen rakennusinsinöörien liitto RIL, 2004.*

[6] *Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, "EVS 932: Ehitusprojekt," 2017.*

[7] *D. Rist, T. Tenno, A. Kivirüüt, V. Lemmiksoo, "Tööstusreovee käitlemise juhend," Tartu, 2020. [WWW] https://evel.ee/wp-content/uploads/2020/11/Toostusreovee-kaitlemise-juhend.pdf*

[8] *P. Aarne Vesilind, R.L. Rooke, „Wastewater treatment design design". Water Environment Federation. 2003*

[9] *Jäteveden puhdistamoiden suunnittelu. Kaupinkiliiton julkaisu B 87*

[10] *Riigikogu, Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. Riigi Teataja, 2005. [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/867983?leiaKehtiv*

[11] *Vabariigi Valitsus, Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb anda keskkonnamõju hindamise vajalikkuse eelhinnang, täpsustatud loetelu. 2005. [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/105072023187*

20 Reoveepuhasti käitamine

Erki Lember, Vallo Kõrgmaa, Aser Sikk

Reoveepuhasti käitamisel on kaks peamist eesmärki – puhastuskvaliteedi tagamine ja tegevuste optimeerimine. Arvestades reovee pidevalt muutuvaid näitajaid, puhastusprotsesside iseloomu (avatud süsteemid) ning rangeid kvaliteedinõudeid heitvee kohta, võib mõlema eesmärgi üheaegne saavutamine osutuda omaette probleemiks. Süsteemse lähenemise korral on see siiski saavutatav.

20.1 Osapooled ja nende rollid

Sarnaselt muudele ettevõtlusvaldkondadele saab ka vee-ettevõtluses eristada protsessi juhtimist (ingl *process management*) ja tegevuste juhtimist (ingl *management of processes*). Neist esimene keskendub nii tegevustulemuste kui ka protsessi toimivuse parendamisele, teine võtab aga vaatluse alla üksiktegevused [1]. Reoveepuhasti puhul tähendab see seda, et peale konkreetsete puhastusetappide peab tähelepanu pöörama ka protsessi kui terviku toimimisele, unustamata sealjuures reovee päritolu (tööstusreovesi erineb olmereoveest), reovee kulgu (kanalisatsiooni seisukord mõjutab nii reovee kogust kui ka kvaliteeti), puhastusprotsessi (millistest etappidest see koosneb ja kuidas need on omavahel seotud) kui ka lõpptulemust (mõju keskkonnale ja/või ühiskonnale).

Kuigi esmapilgul tundub, et reoveepuhastuse lõpptulemuse eest vastutab üksnes käitaja, pole see tegelikkuses päris nii. Osapooli on rohkem ning kõigil neil on oma kohustused ja vastutus:

- kohaliku omavalitsuse ülesanne on tagada ühiskanalisatsiooni olemasolu oma haldusala piires ning korraldada asulareovee kogumise ja puhastamise enne heitveena suublasse juhtimist. Omavalitsuse ülesanne on ka halduspiirkonna reovee ärajuhtimis- ja kohtkäitluseeskirja kehtestamine, valla territooriumil tegutseva vee-ettevõtja tegevuspiirkonna määratlemine ning ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kava koostamine. Kohalik omavalitsus peab kinnitama ühisveevärgi ja -kanalisatsiooniga liitumise ja nende kasutamise eeskirjad [2]. Sageli on kohalik omavalitsus ka taristu omanik.
- Keskkonnaameti ülesanne on ellu viia keskkonna kasutamise, looduskaitse ja kiirgusohutuse poliitika ning osaleda keskkonnaalaste õigusaktide ja muude ametlike dokumentide koostamises ning täiustamises. Keskkonnaamet annab välja ka keskkonnalubasid, sh reoveepuhasti keskkonnaloa, ning kontrollib nende tingimuste täitmist [3]. Keskkonnaamet

võib seada neile vee-ettevõtte klientidele, kes on kompleksloa kohuslased, piiranguid ka ühiskanalisatsiooni juhitava reovee kohta [4];

- ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni kasutajad saab jagada olmeklientideks ja tööstusklientideks. Mõlemal on õigus liituda ühiskanalisatsiooniga ning liitumislepingu olemasolu korral sellesse reovett juhtida. See toimub vee-ettevõtja ja kliendi vahelise lepingu alusel ning on sageli reguleeritud ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni kasutamise eeskirjaga. Johtuvalt kliendilt tuleva reovee omadustest võib vee-ettevõte (või kompleksloa olemasolu korral Keskkonnaamet) nõuda reovee kohtpuhastust, et vältida probleeme reoveepuhastis;
- vee-ettevõtja kohustus on reovesi kokku koguda ja puhastada. Selleks peab ta korraldama oma teenuseid nii, et tal on selleks olemas nii vahendid, inimesed kui ka võimekus. Vee-ettevõtjal on õigus keelduda kliendi ühendamisest ühiskanalisatsiooniga, kui reovee ohtlike ainete sisaldus ei vasta nõuetele ning vett ei ole võimalik juhtida ühiskanalisatsiooni seda kahjustamata, kuid see reeglistik peab olema kajastatud ka eeskirjades ja lepingutes [3]. Vee-ettevõtja ülesanne on tagada suublasse juhitava heitvee vastavus määratud piirväärtustele;
- reoveepuhasti käitajad vastutavad reovee puhastamise eest ja nad on suubla ökosüsteemide olulised kaitsjad. Suubla seisund võib mõjutada inimeste tervist – ühe asula heitvesi võib mõjutada teise asula joogiveepuhastusjaama sissevooluvett. Reovee käitlejad pakuvad ühiskonnale väärtuslikku ja elutähtsat teenust.

Reoveepuhasti käitaja vastutab reoveepuhastusprotsessi ja puhasti seadmete töö juhtimise ning reguleerimise eest, sh:

- tagab protsessi tõrgeteta kulgemise ja kvaliteetse puhastuse;
- optimeerib ja reguleerib seadmeid ja seadmete töörežiime protsessi maksimaalse kulutõhususe saavutamiseks;
- dokumenteerib tegevused, töörežiimi muudatused jm;
- käitleb nõuetekohaselt protsessis kasutatavaid kemikaale jm materjale;
- hindab protsessis tekkida võivaid riske ja tegevuste tagajärgi;
- tagab protsessiga seotud töötajate ja seadmete ohutuse (nt seadmete isekäivitus, üleujutus, plahvatusoht, elektrilöök);
- teostab ja/või tellib teenusena seadmete regulaarset hooldust.

20.2 Reoveepuhasti pideva töö tagamine

20.2.1 Seadmete hooldamine

Selleks, et reoveepuhasti töötaks tõrgeteta, on vaja kõiki selle seadmeid korralikult hooldada. Hooldustegevusi on kahesuguseid – ennetavaid ja tagajärgedega seotuid. Reoveepuhasti pikaaegseks tõrgeteta tööks on vaja kindlat hooldusgraafikut. Seadme korrektsest määrimisest, õhufiltrite vahetamisest jms oleneb selle olelusiga ja tõhusus. Kõik andurid peavad pidevalt andma korrektseid näite. Tagajärgedega tegelemine saab sageli alguse kas õnnetusjuhtumist või puudulikust hooldusest, mille mõjud on kumulatiivsed. Näiteks kui õhustusseadmete tööd kontrollitakse hooldamata andurite abil, suurenevad nende käituskulud (elektrikulud).

Kui operaatoril on vajalikud teadmised ja oskused, võib ta seadmete hooldus- ja remonditöid ise teha, vastasel korral kutsutakse appi asjatundja. Kui mingi seade vahetatakse garantiiajal välja mõne muu margi vastu, peab seda projekteerijaga eelnevalt kooskõlastama ja, kui vaja, läbi tegema täiendusõppe. Operaator peab jälgima, et iga seade toimiks nõnda, et heitvee reostusnäitajad vastaksid nõuetele, ning töötaks soodsaimas režiimis, et käituskulud oleksid võimalikult väikesed (nt reguleerima aktiivmudapuhastis tagastusmuda pumpamist niiviisi, et sete ei viibiks liiga kaua järelsetiti põhjas).

Selleks et hooldustöid lihtsamini korraldada ning tööde kvaliteeti tagada, tuleb igale puhastile koostada käitus- ja hooldusjuhend, mis arvestab selle puhasti iseärasusi. Juhend peab olema piisavalt detailne, et reoveepuhastit oleks võimalik mõistliku ajakulu ja pingutusega käitada või seadmeid demonteerida, ümber komplekteerida, seadistada ja remontida. Hooldustöid tuleb teha puhasti kasutus- ja hooldusjuhendi kohaselt.

Kasutus- ja hooldusjuhendis peavad olema kajastatud nii puhasti ettevalmistamine käitamiseks kui ka selle seadistamine ja seiskamine. Juhendile tuleb lisada tarnijailt saadud toote- ja materjalispetsiifilised juhendid paigaldatud seadmete ja kasutatud materjalide kohta.

Korralik reoveepuhasti käitus- ja hooldusjuhend peab sisaldama:

- üldteavet – puhasti projektkoormus ja -vooluhulk, nõuded heitvee ning teave projekteerija ja ehitaja kohta;
- vooskeemi, mis kirjeldab tehnoloogiaoperatsioonide kulgu ja omavahelisi seoseid. Skeem peab hõlmama kõiki puhastusetappe ja neid läbivaid vooge. Korralikult koostatud vooskeem aitab operaatoril aru saada iga seadme otstarbest ja juhtimisloogikast (nt kuhu tagastusmudapump muda toimetab, või kui seade on automaatselt juhitav, siis millest selle juhtimine sõltub);

- puhastustehnoloogia täpset kirjeldust;
- puhasti tehnoloogilise osa käitust – kirjeldatakse üksikasjalikult tegevusi orgaanilise aine (väljendatuna BHT_7 ja KHT kaudu), üldlämmastiku, üldfosfori ja heljumi ärastamiseks. Osutatakse ka võimalikele asjaoludele, mis võivad põhjustada mõne heitvee piirnormi ületamist. Kirjeldatakse tehnoloogiliste osade (automaatvõre, liivapüünise, järelsetiti, settetihendi, tahendusseadmete vm) käitamist;
- proovivõtmise korraldust – kust ja kuidas on kõige õigem võtta sissevoolu- ja väljavooluvee proove puhasti eri osade töö hindamiseks;
- seadmete kirjeldust – paiknemine, täpne mark, otstarve ja töö optimeerimisvõimalused ning andmed pumpade ja õhupuhurite seadistatud jõudluse, pumpade tõstekõrguse ja töögraafikute kohta;
- seadmete käitamise ja hooldamise korda;
- seadmete varuosade nimekirja ja jooniseid.

Reoveepuhasti käitaja on kohustatud pidama puhasti hoolduspäevikut, millesse tuleb kirja panna:

- tehtud hoolde- ja remonditööd (nt puhasti sõlmede vahetamine või rikete kõrvaldamine);
- andmed reovee puhastamisel kõrvaldatud võreprahi, liiva ja sette ning kasutatud kemikaalide kohta;
- andmed vee erikasutusloaga määratud reostusnäitajate analüüsitulemuste ja reovee mõõdetud vooluhulkade kohta.

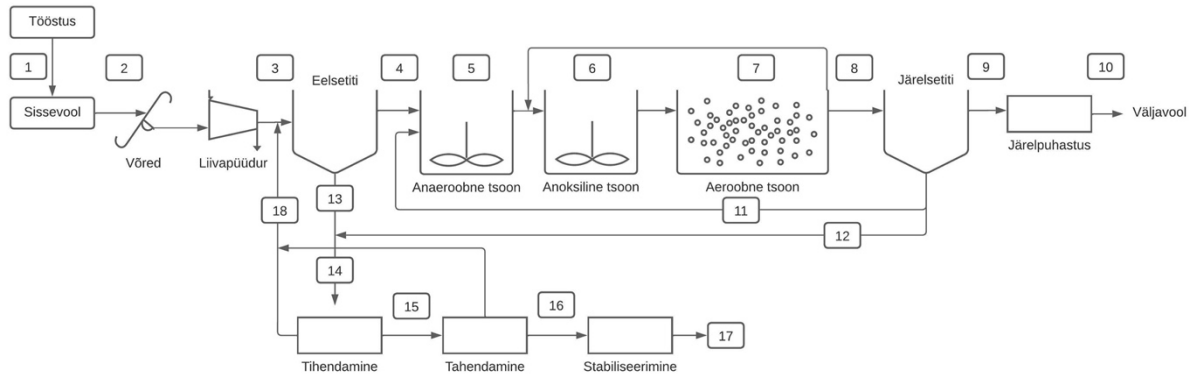
Hoolduspäevikusse, mida peab säilitama vähemalt viis aastat, on soovitatav kanda võimalikult rohkesti informatsiooni, mis võimaldab operaatoril oma tegevust analüüsida. Kasulik on kirja panna kõik seadmeseadistamised ning see, kas seade on töös või miski on rikkis. Hoolduspäeviku pidamine aitab tagada töödistsipliini ning seadmete regulaarne hooldamine rikkeid ennetada.

20.2.2 Seire ja andmete kogumine

Puhastusprotsessi juhtimine eeldab reoveepuhasti töö pidevat jälgimist ja selle omapärade tundmaõppimist. Mida suurem on reoveepuhasti, seda olulisem on pidevalt mõõta mitmesuguseid näitajaid, mis võimaldab kõrvalekallete korral kiiresti reageerida. Igasugune seire on küll seotud kuludega, samas mittetöötava reoveepuhasti kulud võivad osutuda kordades suuremaks, kui näiteks kaks aastat korrektset seiret. Põhjalike andmete olemasolu reoveepuhasti kohta tagab selle, et probleemidele suudetakse varasemaid kogemusi arvestades reageerida enne nende avaldumist. Seireandmed peavad iseloomustama nii reovee karakteristikuid (vt ka jaotist 2.3, kusjuures seire

korraldamisel tuleb arvesse võtta nii reovee kujunemise eripärad – vt ka jaotist 2.4 ja [3]), puhastusprotsessi eri etappe kui ka neis toimuvaid protsesse ja puhastuseesmärkide saavutamist ning võimaldama hinnata puhastis toimuvate protsesside tõhusust.

Joonisel 20.1 ja tabelis 20.1 on osutatud mõningatele seirepunktidele koos soovituslikult määratavate näitajatega. Keemilise seire puhul tasub kombineerida eri lähenemisi – kaasaja tehnika on piisavalt arenenud, et lisaks laboratoorsetele analüüsidele (nõutavad heitvee kvaliteedi tõendamisel) on võimalik protsessi tõhususe hindamiseks kasutada sensoreid ja automaatanalüsaatoreid ning kiirteste (vt ka lisa 4).



Joonis 20.1. Võimalikud seirepunktid.

Tabel 20.1. Soovitusi seireks

Asukoht joonisel 20.1	**Seiratavad näitajad**	**Roll käitamisel**
1	Tööstusest tuleva koormuse (sh vooluhulga) analüüsimine olenevalt ettevõtte spetsiifikast: üldnäitajad, ohtlikud ühendid. Kinnipidamine riiklikest nõuetest reovee ühiskanalisatsiooni juhtimise kohta.	Kui reovesi sisaldab ohtlikke aineid nende mõju puhasti tööle: inhibitsioon, akumulatsioon liigmudasse. pH ja temperatuuri mõju bioloogilisele puhastusele.
2	Vee-erikasutusloas sätestatud näitajad (sh vooluhulk). Keskmistatud proovid peavad olema vooluhulgaga proportsionaalsed.	Reoveepuhasti reostuskoormuse hindamine. Puhastusprotsessi juhtimine (näiteks talvisel ajal mudavanuse suurendamine), fosforidoosi korrigeerimine.
3	Vee mineraalisisalduse muutus liivapüüdurist üles- ja allavoolu.	Liivapüüduri töö hindamine, kuigi esinduslikke proove on raske võtta.
4	Üldnäitajad (KHT, BHT_7, $N_{üld}$, $P_{üld}$, HA)	Oluline bioreaktori koormuse hindamiseks ning eelsetiti töö juhtimiseks. Mida pikem on viibeaeg eelsetitis, seda rohkem kõrvaldatakse orgaanilist ainet ning see vähendab denitrifikatsiooni tõhusust.
5	Käitusnäitajad: ei ole lahustunud ega seotud hapnikku (DO = 0 mg/l, NO_3-N = 0 mgN/l).	Anaeroobses tsooni kasutatakse bioloogiliseks fosforiärastuseks. Seal ei tohi olla lahustunud ega seotud hapnikku.

Asukoht joonisel 20.1	Seiratavad näitajad	Roll käitamisel
	ORP -100 kuni -250 mV. PO_4-P sisaldus tõuseb.	
6	Käitusnäitajad: ei ole lahustunud hapnikku (DO= 0 mg/l). ORP -50 kuni +50 mV. NO_3-N sisaldus väheneb. NO_3-N (mgN/l) mõõtmine	Anoksilises tsoonis toimub denitrifikatsioon (kõrvaldatakse NO_3), mille käigus väheneb mõningal määral BHT_7 ning tagastatakse osa nitrifikatsioonis tarbitud leelisusest. NO_3-N-sisalduse mõõtmine võimaldab reguleerida ringluspumba tööd.
7	Käitusnäitajad: lahustunud hapniku olemasolu (DO= 1−2,5 mg/l). ORP +100 kuni +350 mV. Väheneb järgmiste saasteainete sisaldus: NH_4-N, NO_3-N, BHT_7, KHT, leelisus, PO_4-P. Aktiivmudasisalduse ja mudaindeksi määramine, proovivõtmine settivuskatseks.	Aeroobses tsoonis toimub nitrifikatsioon, orgaanilise aine kõrvaldamine ning bioloogilise fosforiärastuse korral selle tõhustatud ärastamine. Nitrifikatsiooni käigus tarbitakse leelisust, mis võib ebapiisava puhverdusvõime korral vähendada pH-d sel määral, et inhibeerib mikroorganismide elutegevust. Aeroobsest tsoonist on mõistlik võtta mudaindeksi määramiseks ja settivuskatseks aktiivmudaproove. NB! SBR-i puhul tuleb jälgida, et aktiivmudasisalduse ja settivuskatse proove võetaks õhustusetapi lõpus.
8	Bioloogilise puhastuse väljavooluvee seire. Olulised näitajad on lahustunud hapniku, NO_3-N, NH_4-N ning PO_4-P sisaldus.	Kasutatakse tihti keemilise fosforiärastuse automatiseerimiseks: mõõdetakse järel-setiti sissevooluvee fosforisisaldust ning vajadusel korrigeeritakse koagulandi doosi. Kuna aeroobse tsooni lõpust juhitakse läbivoolse protsessi puhul nitraadirikast vett tagasi anoksilisse tsooni, on oluline, et aerotanki lõpus oleks vee lahustunud hapniku sisaldus võimalikult väike, et vältida selle liigset kandumist anoksilisse tsooni.
9	Järelpuhastuse puudumise korral rahuldab järelsetiti väljavooluvesi enamasti suublasse juhitava heitvee kohta keskkonnaloas sätestatud nõuded. Siiski on soovituslik seirata eraldi kõiki lämmastikunäitajaid. Eelistada tuleb keskmistatud proove.	Analüüsides peale väljavooluvee nõuetele vastavuse ka selle NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N, N_{org} sisaldust saab lämmastikuärastuse kõrvalekalletele täpsemalt reageerida. NH_4-N ja NO_2-N suur näit iseloomustab probleeme nitrifikatsiooniga, NO_3-N aga denitrifikatsiooniga.
10	Kui reoveepuhastil on järelpuhasti, siis hinnatakse selle väljavooluvee vastavust vee-erikasutusloa nõutele. Eelistada tuleks keskmistatud proove.	Järelpuhastuse sisse- ja väljavooluvee seire on oluline selle puhastusetapi töö hindamiseks.
11	Tagastusmuda seire on oluline puhasti igapäevasel käitamisel. Jälgida on vaja	Järelsetiti juhtimiseks peab teadma tagastusmuda vooluhulka ning aktiivmudasisaldust (tihti määratakse

Asukoht joonisel 20.1	Seiratavad näitajad	Roll käitamisel
	vooluhulka, aktiivmudasisaldust ja lahustunud hapniku sisaldust.	automaatselt kuivaineanduri kaudu). Tagastusmuda suur lahustunud hapniku sisaldus võib pärssida bioloogilist fosforiärastust või denitrifikatsiooni.
12	Kõrvaldatud liigmuda kogus on oluline reoveepuhastuse üldise bilansi, sh SRT juhtimiseks, mistõttu on oluline määrata järelsetitist (sh annuspuhastist) kõrvaldatud liigmuda maht ja selle aktiivmudasisaldus.	Liigmuda kõrvaldamise kaudu juhitakse reoveepuhasti mudavanust. Mida täpsemalt suudetakse seda juhtida, seda energiatõhusam on reoveepuhasti.
13	Eelsetiti ülesanne on kõrvaldada orgaaniline aine settimise teel, misjärel see juhitakse toormudana edasisse stabiliseerimisse. Vaja on hinnata toormuda kuivaine- (TSS) ja orgaanilise aine (VSS) sisaldust ning kõrvaldatud toormuda kogust.	Kuivainesisalduse kaudu (lisaks mudapadja mõõtmisele) juhitakse toormuda kõrvaldamist. Projekteerimisel seatakse eesmärgiks kindel toormuda kuivainesisalduse vahemik, mis muda kogunedes ajapikku suureneb. Liiga pikk viibeaeg viib aga kuivainesisalduse vähenemiseni, sest mikroorganismide ainevahetuse tulemusena tekivad muda heljuma panevad gaasid. Pikk viibeaeg võib muuta toormuda kuivainesisalduse nii suureks, et muda takistab kraapide ja pumpade tööd.
14	Kui tegemist on kestusõhustuse või aeroobse stabiliseerimisega, on enne tihendamist oluline mõõta settetihendisse voolava vee liigmuda hulka ja selle orgaanilise aine sisaldust.	Tihendi seadistamiseks on vajalik teada selle sisendandmeid, mille järgi saab valida sobiva tahendamisvahemiku.
15	Tihendist välja voolava vee seire on vajalik tihendi töö hindamiseks. Selleks tuleks seirata samu näitajaid, mis sissevooluvee puhul, sh kogust ja orgaanilise aine sisaldust.	Paljud mehaanilised tihendid on seadistatavad ning korrektsete andmete põhjal saab leida nende optimaalsed töörežiimid. Ka staatilise mudatihendi töö on õhustamise, mudakõrvalduse või viibeaja juhtimise kaudu teatud määral juhitav. Orgaanilise aine sisaldust on vaja teada sette stabiliseerituse hindamiseks.
16	Tahendist kõrvaldatava sette kuivaine- ja orgaanilise aine sisaldus.	Tahendi töö oleneb valitud tehnoloogiast ja seadistusest. Suur mõju on ka flokulandil ja selle doosil. Seetõttu on oluline pidevalt jälgida tahendi tõhusust: sette kuivainesisaldust enne ja pärast veetustamist.
17	Stabiliseeritud settele on sätestatud kindlad kriteeriumid, mis olenevad selle kasutusotstarbest.	Kui reoveesetet stabiliseeritakse anaeroobselt, siis on hea näitaja selle töö hindamiseks kuivaine orgaanilise aine sisalduse vähenemine. Kompostimisel oleneb stabiliseerituse näitaja kasutatavast tugiainest.

Asukoht joonisel 20.1	Seiratavad näitajad	Roll käitamisel
18	Sette tihendamisel ja tahendamisel tekib rejektvesi (fugaat, kompostimisväljakute nõrgvesi), mis juhitakse tagasi puhastus-protsessi. Selle olulised näitajad on KHT, BHT_7, $N_{üld}$, $P_{üld}$ ja HA.	Olenevalt valitud stabiliseerimismeetodist võib settekäitlusest tulenev koormus avaldada olulist mõju kogu reoveepuhasti tööle.

Keemilise seire pideval kombineerimisel visuaalse kontrolli, mikroskopeerimise (vt lisa 2) ja vooluhulgaandmetega (vt tabelit 20.2) kujuneb suhteliselt hea ülevaade puhastusprotsessist ja seda mõjutavatest teguritest, mis edasisel analüüsil võimaldab:

- teha järeldusi puhasti ja selle eri etappide tõhususe kohta;
- analüüsida probleemide avaldumise aega, sagedust ja nende tekkepõhjuseid;
- hinnata puhastusprotsessi kulutõhusust ning
- teha kindlaks investeerimisvajadused.

Tabel 20.2. Tegevused reoveepuhasti töö käitamisel ja nende soovituslikud miinimumsagedused (1 x n – üks kord nädalas, 2 x n – kaks korda nädalas, 3 x n – kolm korda nädalas, tp – igal tööpäeval, 2 x k – kaks korda kuus; 2 x a – kaks korda aastas)

Tegevus	< 300 ie	300–1999 ie	2000–9999 ie	> 10 000 ie
Kontrolli, kas mehaaniline puhastus töötab korrektselt: võre ei ole umbes ning pumbad ja muud seadmed töötavad.	1 x n	2 x n	tp	tp
Septikut on vaja regulaarselt tühjendada, muidu suurendab anaeroobne lagunemine aeroobse reoveepuhasti koormust.	2 x a	–	–	–
Biokilepuhasti puhul hinda bioreaktori puhtust, ega sinna ole kogunenud liigselt heljumit. Ära kunagi pese biokilekandjaid survepesuriga.	1 x n	–	–	–
Mõõda bioreaktori aktiivmudasisaldust kas settimiskatse abil või üle 10 000 ie reoveepuhastite puhul ka heljumi või kuivainena. Kui aktiivmuda on liiga palju, suurenda liigmuda kõrvaldust ning kui vähe, siis vähenda seda.	1 x n	2 x n	3 x n	tp
Kui reoveepuhastil on probleeme aktiivmuda settimisega, siis on oluline mõõta mudaindeksit. Selleks on vaja teha 30 min (lahjendatud) settimiskatse ja mõõta aktiivmuda heljumisisaldust. Pidev seire võimaldab muutustele kiiresti reageerida.	–	–	–	1 x n
Mõõda käsimõõdikuga vee (annuspuhastis aeroobse tsükli ajal) lahustunud hapniku sisaldust bioreaktori aeroobses tsoonis. Kui see ei ole piisav, siis hoolda lahustunud hapniku	1 x n	2 x n	3 x n	tp

Tegevus	< 300 ie	300–1999 ie	2000–9999 ie	> 10 000 ie
statsionaarset andurit ja veendu, ega ole tegemist ülekoormusest tingitud hapnikupuudusega.				
Kui reoveepuhastile on sätestatud lämmastikuärastusnõuded, siis kontrolli hapniku-anduriga, ega anoksilises tsoonis ole denitrifikatsiooni pärssivat lahustunud hapnikku. Tihti põhjustab seda orgaanilise aine väike koormus sademeterohkel perioodil või üleõhustamine, mille puhul hapnik jõuab anoksilisse tsooni tagastusmudaga või ringluse kaudu.	–	–	1 x n	1 x n
Kui reoveepuhastis kasutatakse fosforiärastuseks koagulanti, siis kontrolli, ega doseerimissüsteem ole ummistunud ning et koagulant jõuab soovitud punkti.	1 x n	2 x n	tp	tp
Mõõda väljavooluvee ortofosfaatide sisaldust ning korrigeeri vajaduse korral koagulandi doosi.	1 x n	2 x n	2 x n	2xn
Mõõda väljavooluvee ammooniumi-, nitriti- ja nitraadisisaldust ning veendu, et lämmastikuärastus toimib. Suur ammooniumi- ja nitritisisaldus iseloomustavad probleeme aeroobse ning nitraadisisaldus anoksilise protsessiga.	–	–	2 x k	1xn
Läbivoolse aktiivmudaprotsessi puhul on oluline järelsetiti mudapadja kõrgus, mis võiks olla alla ühe meetri. Seda tuleb regulaarselt mõõta kas mudapadjamõõturi või Secchi ketta abil. Vajadusel korrigeeri liigmudaärastust või tagastusmuda kogust.	1 x n	1 x n	3 x n	3 x n
Annuspuhastis kontrolli visuaalselt väljavooluvett. Kui väljavoolu alguses on märgata suurt heljumisisaldust, võib puhastusprotsessis olla liiga palju muda või väljavooluvee dekanter ei sulgu korralikult.	1 x n	1 x n	1 x n	1 x n
Liigmudamahutis on vaja visuaalselt kontrollida ülevooluvee heljumisisaldust, et see oleks väike (näiteks alla 1000 mg/l). Tühjenda liigmudamahutit vähemalt kord kvartalis (väikepuhastite puhul), et ülevoolu kaudu ei suureneks reoveepuhasti koormus.	1 x n	1 x n	2 x n	tp
Kontrolli visuaalselt tsentrifuugitud/pressitud liigmuda kuivust. Üle 10 000 ie koormusega reoveepuhastites mõõda liigmuda kuivainesisaldust kord nädalas. Oluline on hinnata ka rejektvee puhtust. Kui see on must või väga hägune, võib arvata, et probleeme on pressi või polümeerilahusega.	–	1 x n	2 x n	tp
Kontrolli visuaalselt väljavooluvett, ega see ei ole hägune või ega muda välja kandu.	1 x n	1 x n	tp	tp

Kõik olulisemad andmed (nii tabelites 20.1 ja 20.2 kirjeldatud analüüsitulemused ja tähelepanekud kui ka näiteks energiatarve ja kemikaalikulud) on soovitatav koondada andmebaasi, mille abil on hiljem võimalik analüüsida reoveepuhasti tööd. Andmebaasi koostamisel tuleb silmas pidada, et selle andmed peavad olema standardiseeritud ja võrreldavad (nt tuleb vältida erinevate ühikute kasutamist – nitraati võib ju esitada nii mg/l kui ka mgN/l). Reoveepuhasti töö analüüsi saab lihtsustada, rakendades statistilise analüüsi võtteid, mis võimaldavad kergemini kujutada eri suundumusi, seoseid jm olulist (graafikuid, diagramme, korrelatsioonianalüüse) või modelleerimist (vt ka jaotist 20.5). Sellise analüüsi abil on võimalik hinnata puhasti kulutõhusust ning ühtlasi kindlaks teha tegurid, mis võivad reoveepuhasti tõhusust pärssida.

20.3 Reoveepuhasti toimivust piiravad tegurid, nende kaardistamine ja ohjamine

Eelmises jaotises viidatud andmete põhjal on võimalik hinnata reoveepuhasti toimivust. Hinnang hõlmab kõiki tegureid (nt seadmete hooldamist, aktiivmuda pundumisilminguid, settimisprobleeme), mis võivad oluliselt mõjutada reoveepuhasti tõhusat tööd. Puhasti toimivust piiravad tegurid võib liigitada nelja kategooriasse – puhasti tehniline lahendus, protsessijuhtimine, hooldus ja administreerimine [5, 6]. Toimivuse hindamisel reoveepuhasti tööd piiravad tegurid (tabel 20.3) kaardistatakse ja prioritiseeritakse.

Tabel 20.3. Eesti reoveepuhastite toimivust piiravad tegurid [7].

Kategooria	**Toimivust piiravad tegurid**
Puhasti tehniline lahendus	• Mehaanilise puhastusetapi või selle osade puudumine. • Reoveepuhasti projekti alusandmete puudulikkus, mille tagajärjel puhasti või selle osad on kas üle- või alladimensioneeritud. • Puhasti dimensioneerimisel ei ole arvestatud talviseid olusid. • Puhasti kavandamisel ei ole arvestatud nõudeid heitvee kohta. • Anoksilisesse ja anaeroobsesse kambrisse pääseb soovimatu õhk. • Reaktorite ehitus soodustab aktiivmuda pundumist ja/või vahu kogunemist. • Järelsetiti dimensioneerimisvead. • Seadmetele ei pääse ohutult ligi ja/või nende hooldamine on üleliia keerukas. • Valesti paigaldatud seadmed. • Purunenud mahutid. • Reovee omadusi või vooluhulka ei ole võimalik ühtlustada.
Reovee omadused	• Võõrvee suur osakaal. • Tööstusreovee omadused ja osakaal. • Toitainete suhted, rasvad. • Inhibeerivad ja ohtlikud ained.

Kategooria	Toimivust piiravad tegurid
Protsessijuhtimine	• Operaatori teadmised on puudulikud. • Puudulik seire. • Puudub ülevaade olulistest puhasti tööd mõjutavatest (tööstus)klientidest ja nende reovee näitajatest. • Infiltratsiooni- ja/või sademevee suur osakaal. • Puuduv või puudulik käitus- ja hooldusjuhend. • Aktiivmuda pundumine ja vahutamine. • Biokile liigne irdumine. • Probleemid mudatagastuse ja -kõrvaldusega. • Kemikaalikasutusvead. • Mudavanus (SRT) jäetakse talvistes tingimustes lämmastikuärastuse tagamiseks muutmata.
Hooldus	• Seadmete vanus. • Seadmete rikked. • Seadmete puudulik hooldussagedus. • Raskused varuosade kättesaadavusega. • Operaatori teadmised on puudulikud.
Administreerimine	• Tööjõudu pole piisavalt. • Majanduslikud piirangud. • Puudulik andmete kogumine. • Operaatorit ei ole koolitatud.

Oluline on mõista, et toimivust piiravad tegurid võivad avalduda otseselt (nt automaatikarikke tõttu juhitakse reovesi puhastist mööda otse suublasse) või kumulatiivselt (nt suur võõrvee osakaal vähendab F/M suhet, mis omakorda põhjustab niitbakterite vohamist ja heljumi väljakannet järelsetitist). Selleks et protsessi paremini juhtida ning probleeme ennetada, on võimalik kasutada kolme meetodit:

- **tõrkeliigi ja mõju analüüs** (ingl *failure modes and effects analysis*, FMEA) hindab reoveepuhastussüsteemi iga osa võimalikke tõrkeid ning nende põhjuseid ja tagajärgi. Selleks jagatakse uuritav süsteem või protsess koostisosadeks või sammudeks, määratakse igaühe funktsioon ning selgitatakse, millised on selles mõeldavad tõrked. Iga tõrkeliik klassifitseeritakse vastavalt selle olulisusele. Sealjuures arvestatakse ka tõrgete avastamisraskust. Nii inimeste kui ka seadmete toimimistõrgete hindamise meetodi nõrkus on tõrkeliikide isoleeritud k äsitlemine [8]. FMEA-le võib järgneda kriitilisusanalüüs, mis määratleb iga tõrkeliigi olulisuse selle kriitilisuse poolest (ingl *failure modes and effects and criticality analysis*, FMECA) [9]. Nii FMEA-d kui ka FMECA-d kasutatakse sageli sisendina HACCP- ja HAZOP-analüüsides, kuid ka eraldi tööriistana võimalike tõrgete väljaselgitamiseks. Oluline on, et neile kavandatakse vastumeetmed;

- **ohuanalüüs ja kriitiliste kontrollpunktide meetod** (ingl *hazard analysis and critical control points*, HACCP), millega luuakse struktuur riskide või ohtude tuvastamiseks ja ohjemeetmete kehtestamiseks kõigi asjakohaste protsessiosade kaitsmiseks [9]. Kuigi HACCP-lähenemine on kohustuslik ainult toidukäitlejatele, on see reoveepuhasti puhul ülimalt asjakohane siis, kui toodetakse taaskasutusvett või stabiliseeritakse reoveesetet;
- **ohu- ja toimivusuuring** (ingl *hazard and operability study,* HAZOP) – kavandatud või toimiva protsessi struktureeritud ja süstemaatiline uurimine, et tuvastada ja hinnata probleeme, mis võivad ohustada töötajaid või seadmeid või takistada protsessi tõhusat toimimist. Kui kõrvalekalded on tuvastatud, hinnatakse nende võimalikke tagajärgi ja püütakse leida võimalusi neid ära hoida [8]. HAZOP-meetodit kasutatakse tööstustes ning on sobilik ka reoveepuhastile.

Kirjeldatud meetoditele on ühine see, et terviksüsteem lahutatakse osadeks ning iga puhastusetappi kaardistab ekspertrühm (nt operaator, konsultant ja projekteerija), mis hindab selle (võimalikke) kriitilisi kõrvalekaldeid ning nende esinemistõenäosust ja mõju. Mõõta või kontrollida võib ka toimuvat sündmust. Kui reoveepuhasti toimivust piiravad tegurid on kindlaks tehtud ja prioritiseeritud, tuleb asuda kavandama meetmeid nende mõju leevendamiseks ning (taasesinemise) vältimiseks.

Kriitilist sündmust defineeritakse riskianalüüsis keskse sündmuse või protsessina, millest võivad alguse saavad kahjulikud tagajärjed või nendeni viivad sündmuseahelad (stsenaariumid). Ohtlike tagajärgedega sündmuste tekke ärahoidmiseks või nende ohjamiseks kavandatakse ja võetakse süsteemis kasutusele ennetavad kontrollmeetmed või juhttegevused ehk kriitilised kontrollpunktid (KKP). Nende kaudu hoitakse suurte riskidega seotud ohud aktsepteeritaval riskitasemel ning hinnatakse ja kontrollitakse nende meetmete tõhusust ja toimimist. Reoveekäitlusprotsessis tervikuna võib see hõlmata protsessi eri etappe, seadmeid või tegevusi, aga ka kanalisatsioonisüsteemi komponente. Riske aitavad maandada ka KKP-dega otseselt mitte seotud kontrollmeetmed.

Meetmete kavandamisel on oluline määratleda:

- tööparameetrid, mida saab mõõta ja jälgida protsesside korrektse toimimise või hälvete (vt ka tabelit 20.2) hindamiseks;
- näitajad, mille kaudu saab hinnata protsessi tõhusust (vt ka tabelit 20.1);
- korrigeerivad tegevused juhuks, kui protsessid väljuvad kavandatud töönäitajate piiridest.

HACCP- ja HAZOP-lähenemiste eelis on see, et kriitiliste sündmuste kaardistamisel ja prioritiseerimisel seatakse neile ka lihtsalt mõõdetavad väärtusvahemikud, millest väljaspool hinnatakse heitvee

kvaliteedi halvenemise ohtu piisavalt suureks, et rakendada vastumeetmed. Näiteks kui aktiivmuda-puhasti õhustuskambris toimuvate protsesside eesmärk on nitrifitseerimine ning mudavanus langeb alla 10 päeva, tuleb vähendada liigmuda kõrvaldamist seni, kuni saavutatakse nitrifikatsiooniks vajalik mudavanus. Kui paduvihma ajal jõuab reoveepuhastisse suur hulk sademevett (vooluhulk tõuseb üle kriitilise väärtuse), tuleb liigne vesi juhtida kas avariimahutisse või möödavoolu.

HACCP- või HAZOP-lähenemisi tasub rakendada ka siis, kui koostatakse toimetulekuplaane, mille eesmärk on valmistuda kriisideks ja avariideks ja need võimalikult kiiresti lahendada. Selleks koostatakse tegevusjuhised eri situatsioonidega (nt ulatuslik elektrikatkestus) toimetulekuks ja kavandatakse meetmed (nt elektrigeneraatori kasutamine) võimalike ohtude maandamiseks. Oluline on, et kõik asjaosalised teaksid, millised on nende ülesanded kriisisituatsioonis.

Kaasajal võimaldavad automaatikasüsteemid, nt SCADA (ingl *supervisory control and data acquisition*), protsessijuhtimist lihtsustada. Nende süsteemide ülesanne on anda ülevaade puhastusprotsessi kulgemisest ja seadmete seisundist ning kogutud informatsiooni põhjal protsesse juhtida. Automaatikasüsteemid koosnevad informatsiooni koguvatest anduritest ning täitevseadmetest – kontrolleritest. Puhastite kaugjälgimiseks ja juhtimiseks ning toimunu arhiveerimiseks kasutatakse arvuteid. Üldjuhul sõltub automaatikasüsteemi keerukus puhasti suurusest, väiksematel on see primitiivsem. Erijuhtudel võib siiski ka väikepuhastil vaja minna keerukamat automaatikasüsteemi. Automaatika tööprintsiip on olemuselt lihtne – anduritelt edastatakse informatsioon kontrollereisse, mis vastava näitaja seadistuste ületamisel annab vajalikele seadmetele töökorraldusi (näiteks reovesi juhitakse suure hüdraulilise koormuse korral automaatselt puhastist mööda).

Automatiseerimine ja kaugjälgimine avaldavad suurt positiivset mõju reoveepuhasti toimivusele, reguleerides puhastusprotsessi. Automatiseerimine aitab tagada heitvee stabiilselt head kvaliteeti, kuigi kaugjälgimise positiivne toime ei pruugi olla igal ajal tajutav – teatavate probleemide tekkimisel annab kaugjuhtimissüsteem operaatorile häireteate, kuid probleemi ennast (seadme riket) ~~see~~ ei lahenda, sest see vajab inimese sekkumist [7]. Rõhutada tuleb siiski seda, et suurimad probleemid seisnevad andurite töökorras hoidmises (näiteks on hapnikuanduririketega probleeme olnud 34 %-l puhastitest, kus neid kasutatakse [7]). Üldjuhul vajavad andurid regulaarset puhastamist või lausa tööorganite vahetamist. Näiteks kui lahustunud hapniku andurid on puhastamata, võib see põhjustada üleõhustamist ja asjatut energiakulu.

20.4 Reoveepuhasti töö optimeerimine

Reoveepuhasti töö optimeerimine ei ole "ühekordne" projekt, mida töövõtja vee-ettevõtte nimel rakendab, vaid pigem tegevusfilosoofia, mille üldine eesmärk on töö parendamine [5]. Seda võib pidada mitmeastmeliseks protsessiks, mille tulemuseks on olemasoleva infrastruktuuri maksimaalne ärakasutamine konkurentsivõimelise tegevuskuluga, võttes arvesse jätkusuutlikkuse põhimõtteid. Optimeerimise eesmärgid võivad olla:

- olemasoleva jõudluse suurendamine;
- protsessi tõhususe suurendamine;
- tegevuskulude vähendamine energia, kemikaalide või tööjõu tõhusama kasutamise kaudu;
- investeerimiskulude optimeerimine alternatiivide võrdlemise kaudu.

Kulude optimeerimine ei ole lihtne ülesanne. Tegevuskulude puhul kehtib reegel, et mida väiksemale reostuskoormusele on puhasti mõeldud, seda suurem on reovee puhastamise ühikkulu. Väikepuhastites (alla 300 ie) on ühikkulud tööjõule kõige suuremad. Energiakulude osakaal võib kõigis puhastites küündida 50%-ni tegevuskuludest [7]. Jaotises 20.5 on kirjeldatud mõningaid viise, kuidas on võimalik energiakulu vähendada. Reoveepuhasti töö optimeerimine näeb sageli ette peale kulutõhususe ka parema puhastustõhususe saavutamise. Viimase saavutamiseks on vaja head ülevaadet nii reoveepuhastisse sisenevast reoveest, protsessi käigus toimuvatest muutustest kui ka tõhusust piiravatest teguritest. Kui see on olemas, on võimalik otsustada, kas parema tulemuse annab suurem automatiseeritus ja kaugjälgimissüsteemide kasutuselevõtt, protsessisisesed muudatused (tabel 20.4) või mõlema kombineerimine. Üle tasub vaadata ka muud kuluartiklid – reoveepuhasti tarbeveena ei pea tingimata kasutama joogivett, energiat on võimalik toota nii biogaasist kui ka tuulegeneraatorite või päikesepaneelide abil.

Tabel 20.4. Võimalikud lahendused reoveepuhastusetappide optimeerimiseks [5, 6]

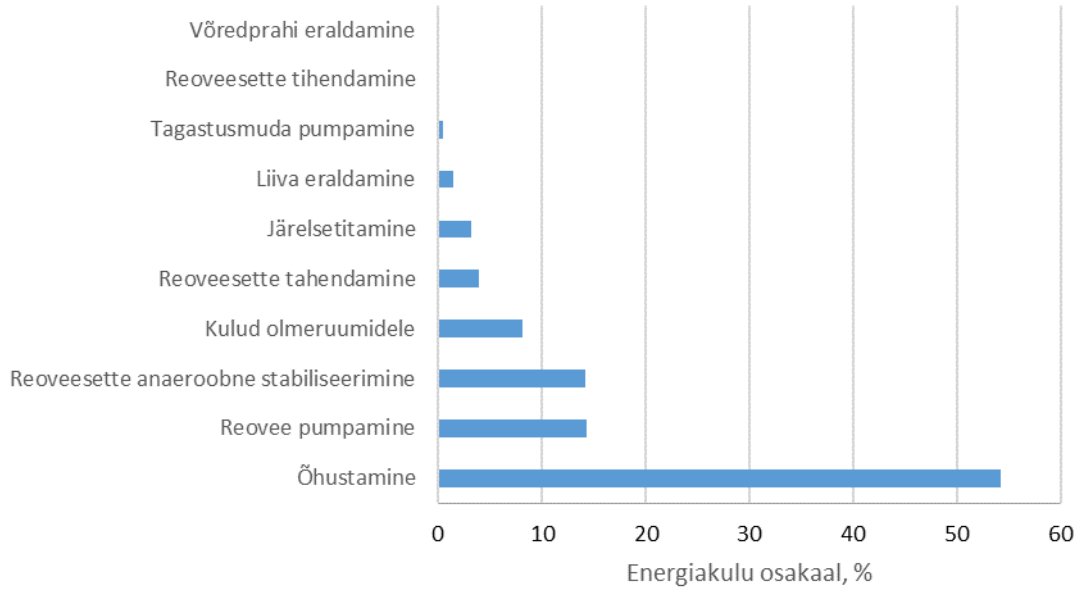
Protsess	**Võimalused optimeerimiseks**
Reoveepuhasti hüdraulika	• pumpla põhjustatud suurte vooluhulgakõikumiste kõrvaldamine • ühtlustus- ning avariimahutite kasutuselevõtt
Eelpuhastus	• paremate eelpuhastusseadmete kasutuselevõtt • rasvapüünise kasutuselevõtt • liivapüünise kasutuselevõtt • hüdrauliliste tingimuste parendamine • liiva- ja rasvapüüduri töö parendamine • kemikaalikasutuse optimeerimine • jääkmuda hoiustamine settemahutis, mitte septikus • septiku käärimisprotsesside negatiivse mõju minimeerimine piisava tühjendamissageduse teel

Protsess	Võimalused optimeerimiseks
Bioloogiline puhastus	• protsessi paindlikkuse suurendamine • orgaanilise aine ärastuse optimeerimine • nitrifikatsiooni optimeerimine • denitrifikastiooni kasutuselevõtt /optimeerimine • bioloogilise fosforiärastuse kasutuselevõtt • õhustussüsteemide optimeerimine • toitainedefitsiidi kõrvaldamine • keskkonnatingimuste optimeerimine (nt reaktorite soovimatu õhustumise vältimine) • reaktorite kuju muutmine F/M suhte parendamiseks • reovee puhastisse juhtimise muutmine F/M suhte parendamiseks • meetmete rakendamine vahutamisest ja/või muda pundumisest vabanemiseks
Järelsetiti	• voolujaotuse parendamine • hüdrauliliste tippkoormuste vältimine • meetmete rakendamine vahutamisest ja/või muda pundumisest vabanemiseks • mudakõrvalduse ja -ringluse paindlikkuse suurendamine
Järelpuhastus	• kemikaalikulu optimeerimine • segamistingimuste parendamine • seadmete puhastustsüklite optimeerimine • automaatika kasutussevõtt
Settekäitlus	• kemikaalikulu optimeerimine • paremate kemikaalide kasutuselevõtt • toorsette ja jääkmuda eraldi käitlemine • õhustusseadmete töö optimeerimine • segamistingimuste parendamine • hea temperatuurirežiimi tagamine • biogaasi kasutamine energia tootmiseks

Lisaks tabelis 20.4 osutatule tasub erilist tähelepanu pöörata seadmetele. Paljud reoveepuhastid kasutavad ebatõhusaid pumpasid ja mootoreid, mis projekteeriti ja paigaldati aastaid tagasi siis, kui süsteemi piirangud ja nõuded olid praegustest väga erinevad. Seadmete energiatõhusus on oluliselt paremaks muutunud ja seetõttu võimaldab vanade mootorite väljavahetamine saavutada märkimisväärset energiasäästu [5]. Sagedusmuundurite kasutuselevõtt võimaldab optimeerida kulusid – pumba töökiirus kohandatakse vastavaks reaalsele vajadusele. Sagedusmuundurite asemel võib rakendada seadmete tsüklilist tööd (pumpade perioodiline sisse- ja väljalülitamist), ent siis tuleb hoolega jälgida seadme tootjapoolseid nõudeid. Kuna vooluhulgaandmed on sisendiks paljude protsesside (nt kemikaalikasutuse, mudaringluse, filtripesu) seadmestamisel, on väga tähtis, et vooluhulgamõõturid oleksid täpsed ja nõuetekohaselt paigaldatud.

20.5 Reoveepuhasti energiatõhus juhtimine

Kulud elektrile moodustavad olulise osa reoveepuhasti käituskuludest ning võivad sõltuvalt elektri hinnast moodustada üle poole kuludest. Rusikareegel on, et mida suurem puhasti, seda väiksem on reovee puhastamisel elektrienergia ühikkulu (kWh/m^3). Peale puhasti suuruse mängivad energiatarbe puhul rolli ka tehnoloogia valik ja reovee käitlemistingimused. Looduslähedased puhastusmeetodid vajavad energiat reeglina vaid reovee liikuma panemiseks ning eelpuhastamiseks, aktiivmuda- ja biokilepuhastid aga ka õhustusseadmetele. Olulist rolli mängib ka see, kas reoveepuhasti reaalne jõudlus vastab projekteeritule – üledimensioneeritud puhastites on energiakulud suuremad. Joonisel 20.2, millel on näitlikustatud aktiivmudapuhasti elektrikulude jaotus, on selgelt näha, et aktiivmudapuhastis kulub kõige rohkem elektrienergiat õhustamisele ja vee liikumapanemisele.



Joonis 20.2. Aktiivmudapuhasti energiakulude jagunemine [10].

Reoveepuhastite energiatõhususele pööratakse üha rohkem tähelepanu. Elektrienergia kulu reovee puhastamiseks sõltub suuresti kahest tegurist:

- kasutatavate seadmete tõhususest;
- valitud käitusrežiimist.

Käitusega saab juhtida ja optimeerida eriti bioloogilist puhastust ning õhustusele kuluvat elektrienergiat märkimisväärselt kokku hoida. Õhupuhurite osakaal võib kogu energiabilansis olla kuni 70%, seetõttu on oluline, et hapnikku kuluks võimalikult vähe. Selleks on vaja, et:

- õhupuhurite tööd juhitaks lahustunud hapniku anduri abil;

- õhupuhuritel oleksid sagedusmuundurid, mis võimaldavad töörežiimi optimeerida.

On oluline, et õhupuhurite tööd oleks võimalik juhtida nõnda, et aktiivmudapuhastis oleks reaktori vee lahustunud hapniku sisaldus 1,5−2,5 mg/l (biokilepuhastis on orgaanilise aine ärastusel soovitatav hoida vahemikus 2–4 mgO_2/l, nitrifikatsioonil vähemalt 5 mgO_2/l). Vajalikust suurem hapnikusisaldus ei taga paremat puhastustõhusust, vaid suurendab energiakulu ja võib päädida probleemidega denitrifikatsioonis või bioloogilises fosforiärastuses, sest liigne lahustunud hapnik kandub etappidesse, kus on vaja hapnikuvaba keskkonda.

Annuspuhastite energiakulu vähendamiseks on hea lahendus nende mitmes osas täitmine. See tagab parema denitrifikatsiooni ja tõhusama energiakasutuse, sest protsess saavutab kiiremini aeroobsed tingimused ning õhupuhurid töötavad võimalikult soodsal režiimil (oleneb muidugi õhupuhurist). Kui täita ühekorraga, suureneb hetkeline õhukulu, sest õhupuhurid töötavad pikemat aega maksimaalsel võimsusel, et saavutada reovee seadistatud lahustunud hapniku sisaldus. Selline õhupuhuri käitamine ei pruugi olla kõige tõhusam. Õhukulu väheneb ka tänu tõhusamale denitrifikatsioonile, milles orgaanilise aine lagundamiseks kasutatakse seotud hapnikku.

Teine oluline võimalus õhukulu optimeerimiseks on mudavanuse ja aktiivmudasisalduse juhtimine. Mudavanus, mis on üks olulisemaid näitajaid tõhusa lämmastikuärastuse saavutamiseks, sõltub otseselt bioreaktori aktiivmudasisaldusest: mida suurem see on, seda vanem on muda. Tihti arvatakse, et mida rohkem on puhastusprotsessis aktiivmuda, seda tõhusam on saasteainekõrvaldus. See võib nõnda olla küll lämmastikuärastuse poolest, ent suurel mudavanusel on ka miinuseid:

- suur aktiivmudasisaldus suurendab järelsetiti ja annuspuhasti settimisfaasi koormust ning heljumi väljakannet. Suureneb ka muude saasteainete, eriti fosfori sisaldus. Mida suurem on aktiivmudasisaldus, seda aeglasemini see settib;
- aktiivmuda vajab hapnikku, mistõttu mida suurem on mudasisaldus, seda rohkem kulub õhku. Puhastusprotsessi endogeense hingamise suurenemine tähendab seda, et osa hapnikust kulub mikroorganismide eluspüsimiseks, mitte saasteainete kõrvaldamiseks.

Arvestada tuleb ka seda, et kogu aktiivmuda ei ole bioloogiliselt aktiivne, vaid mudavanuse suurenemisega suureneb selle passiivne osa.

Optimaalse režiimi leidmiseks kasutatakse üha rohkem reoveepuhastimudeleid ehk simulatsioone. Kõige tuntumad tarkvarad on Hydromantis GPS-X, Dynamita SUMO ja EnviroSim BioWin, mis võimaldavad hea kalibreerimise korral luua reaalset olukorda hästi iseloomustavaid mudeleid. Reoveepuhasti kavandamisel saab hinnata, kuidas see töötaks eri koormuste ja reaktorimahtude korral

ning leida nende optimaalsed suurused. Igapäevasel käitamisel on mudelitest palju kasu just otsuste vastuvõtmisel:

- kuidas mõjutab puhastusprotsessi see, kui teatud reoveepuhastiosad tuleb hooldamiseks sulgeda;
- kas olemasolev reoveepuhasti tuleb toime uue tootmisettevõtte liitumise korral;
- milline on puhasti parim käitamisrežiim (mudavanus, aktiivmudasisaldus vm) teatud koormuse puhul;
- kuidas valitud käitamisrežiim mõjutab energiakulu, kemikaalikulu vm.

Oluline on puhastit käitada nii väikese mudavanusega, et oleks tagatud lämmastikuärastuse nõutav tõhusus. Enamasti on see reoveepuhasti projekteerimisel korrektselt määratud. Selle võib puhasti käitamisel leida eri aastaaegade jaoks ka ise, mõõtes 2−3 korda nädalas väljavooluvee NH_4^- ja NO_2^- sisaldust, mis võiks kevad-suveperioodil olla < 1 mg/l, ning vähendada tasapisi aktiivmudasisaldust. Kui reovee temperatuur alaneb, tuleb aktiivmudasisaldust aegamööda suurendada, s.o suurendada mudavanust, et aeglase kasvuga nitrifitseerijad paljuneda saaksid.

Viidatud allikad

[1] T. Tammaru, R. Arvola, A. Perens, Organisatsiooni käsiraamat : kontseptsioonid ja vahendid. Tallinn, 2004.

[2] Riigikogu, Veeseadus. Riigi Teataja, 2019. [WWW]. https://www.riigiteataja.ee/akt/129062022012

[3] D. Rist, T. Tenno, A. Kivirüüt, V. Lemmiksoo, "Tööstusreovee käitlemise juhend," Tartu, 2020. [WWW] https://evel.ee/wp-content/uploads/2020/11/Toostusreovee-kaitlemise-juhend.pdf

[4] Riigikogu, Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni seadus. Riigi Teataja, 1999. [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/130122021020

[5] Federation of Canadian Municipalities and National Research Council, "Wastewater Treatment Plant Optimization," 2003. [WWW] www.infraguide.ca.

[6] G. Wheeler, D. Burke, D. Flancher, B. Barbara, S. Martin, Self-assessment for wastewater treatment plant optimization : partnership for clean water. 2017.

[7] V. Kõrgmaa et al., "Aastatel 2004-2014 EL ja KIK abirahaga rajatud ja rekonstrueeritud reovee-puhastite tõhususe hindamine Lõpparuanne," 2016. [WWW] https://envir.ee/media/4291/download

[8] T. Põder, Keskkonnariski hindamine. Hindamiskäik ja ühildamine keskkonnamõju hindamisega. 2015.

[9] Eesti Standardikeskus, "EVS-EN IEC 31010 Riskijuhtimine. Riskihindamismeetodid," 2019.

[10] G. Crawford, J. Sandino, Energy efficiency in wastewater treatment in North America : a compendium of best practices and case studies of novel approaches. 2010.

21 Ohutus ja tervishoid

Andra Villers, Aser Sikk, Vallo Kõrgmaa

Kuna reoveepuhasti on sisuliselt tehas, kus püütakse kinni ja tehakse ohutuks inimtegevusest põhjustatud veereostus, peab operaator peale tavapäraste töökohaga seotud ohtude (nt libisemine ja kukkumine) pöörama eraldi tähelepanu tööspetsiifikast tulenevatele teguritele. Eri ohtusid leidub igal töökohal, kuid reoveepuhasti amet kuulub maailma ohtlikemate hulka ning võib olla tervist kahjustav või isegi surmav. Peale reovees leiduvatele ohtlikele keemilistele ainetele puutuvad reoveepuhasti operaatorid oma töös kokku ka kemikaalidega, mis võivad põhjustada ägedat mürgistust, nahapõletusi, hingamisteede kahjustusi, allergiaid, dermatiiti või kroonilisi haigusi. Üsna tavalised on vigastused − libisemine, komistamine, kukkumine ja sisselõiked. Võimalikud on ka elektrilöögid, plahvatused ning takerdumine liikuvatesse masinatesse. Suurt tähelepanu tuleb pöörata isiklikule hügieenile, sest reovees leidub rohkesti patogeene.

Reoveekäitluses tuleb riskijuhtimisel pöörata tähelepanu kahele omavahel seotud teemale – protsessijuhtimisele ja tööohutusele. Neist esimene keskendub peamiselt kvaliteedi tagamisele, teine aga töötaja ohutusele.

21.1 Ohtude identifitseerimine ja riskide hindamine

Selleks, et saada ülevaadet valitsevatest ohtudest ning kavandada neile vastumeetmeid, tuleb teha ohuanalüüs. Nii töö- kui ka keskkonnaohutuse seisukohalt tuleb koostada süsteemne ülevaade kogu kanalisatsioonisüsteemist alates klientidest kuni heitvee väljalaskmeni. Süsteemi osasid tuleb iseloomustada lähtuvalt vee kvaliteedist, seda mõjutavatest teguritest ja kanalisatsioonisüsteemi terviklikkusest. Oluline on analüüsimisse kaasata reoveekäitluseksperte, riskihindajaid ja vee-ettevõtet. Soovitatav on selleks kasutada mõnda jaotises 20.3 kirjeldatud meetodit. Probleemi formuleerimine ja ohu tuvastamine on riski hindamise esimene etapp, mis peab andma vastuse, kas käsitletava probleemi puhul on riski hindamine asjakohane. Kui jah, siis määratletakse nn kontseptuaalse mudeli või süsteemikirjelduse abil hindamise käsitlusala ning koostatakse tegevuskava [1]. Kindlaks tuleb teha kõikvõimalikud ohud, mis konkreetse töökohaga (operaatori jaoks on ka reoveepumpla või proovivõtukoht kliendi juures töökohad) seonduvad.

Riskide tõhusaks ohjamiseks (nende vähendamiseks või vastuvõetaval tasemel hoidmiseks) on oluline kõik võimalikud ohud ja ohuallikad (sh kahjulikud sündmused, mis võivad viia kahjulike tagajärgedeni) identifitseerida ning hinnata nendest lähtuda võivaid tervise- või keskkonnariske. Ohte ja riske tuleb

käsitleda nõnda, et tähelepanu ja ressurssid oleksid suunatud eelkõige riskide hindamisele (nende edasisele maandamisele), mitte üksnes ohtude endi määratlemisele.

- *Oht (*ingl *hazard)* – bioloogiline, keemiline, füüsikaline või radioaktiivne mõjur, millel on võime või tekitada kahju inimestele, loomadele, taimedele, vee- ja maismaa taimestikule/elustikule, pinnasele, keskkonnale tervikuna või selle osadele. Tulenevalt mõjuri omadustest võib selle kahjustamisvõime olla väga erinev ning näidata, milles seisneb konkreetse mõjuri omaduse ohtlikkus, nt toksilisus.
- *Kahjulik sündmus (*ingl *hazardous event)* – juhtum või olukord, mille tagajärjel võib mõjur ohuallikast vallanduda ning selle kahjutekitamise potentsiaal rakenduda. Mis võib juhtuda ja kuidas?
- *Risk (*ingl *risk)* – tähendab peamiselt kahjuliku tagajärje ilmnemise tõenäosuse või esinemissageduse ning kahju suuruse funktsiooni või mõõtu. Näitab ~~ära~~ identifitseeritud ohtude kahju tekitamise tõenäosust sihtobjektide või keskkonnakomponentide suhtes ja kahju tagajärgede tõsidust või ulatust.
- *Keskkonnariski hindamine (*ingl *environmental risk assessment)* – tegevus, millega hinnatakse riskiallikast lähtuva mõjuri poolt mingile keskkonnaosale (keskkonnakomponendile) või viimase kaudu inimeste tervisele või varale (sihtobjektile/retseptorile) tekitatava negatiivse mõju tõsidust ja tõenäosust.

Oluline on iseloomustada nii ohuallikaid (nt kemikaalihoidlas olevate või veetavate kemikaalide kogused) kui ka mõjureid, millest nende ohtlikkus (s.o kahju tekitamise võime) tuleneb [1]. Vaja on ka kirjeldada, mis võib juhtuda ja kuidas, nt indentifitseerides kahjulikud sündmused ja nende tekke põhjused.

Riski teke on alati seotud riskiallikaga/ohuallikaga, s.t ohtliku objektiga, kust saab pärineda mõjur. Riskiallikas võib olla nii inimtekkeline (kemikaalihoidla, prügila) kui ka looduslik (suur torm), olemasolev või ajalooline (seda enam pole) või kujutletav. Vahet tuleb teha tuleb konkreetse mõjuri (nt kemikaal, kiirgus, mikroorganism) ja riskiallika/ohuallika ohtlikkuse vahel: kui ohtlikkuse mõistet rakendatakse konkreetsetele objekti või tegevuse, nt kemikaalihoidla või veose suhtes, tuleb arvestada nii selles oleva kemikaali omadusi kui ka kogust [1].

21.1.1 Ohtude ja ohtlike sündmuste tuvastamine

Võimaluste piires tuleb tuvastada kõikide reoveepuhastussüsteemi põhikomponentidest lähtuvad ohud ja ohtlikud sündmused, sõltumata sellest kas süsteemi komponendid on süsteemi haldaja kontrollitavad/juhitavad või mitte. Tuvastamine peab hõlmama järgmisi ohuallikaid:

- üksiksündmuseid (nt tööstuste reovee juhtimine puhastitesse);
- pidevaid, vahelduvaid ja hooajalisi sündmuseid;
- ekstreemseid ja harvaesinevaid sündmuseid (torme, juhuslikke lekkeid ning tööstusreovee illegaalset juhtimist ühiskanalisatsiooni).

Reovesi võib sisaldada mitmesuguseid mõjureid – mikroobseid, keemilisi, füüsikalisi ja radioaktiivseid ühendeid ning toitaineid, mis võivad kanalisatsiooni mööda eri puhastusetappidesse edasi kanduda, lagunemata jääda ning lõpuks keskkonda jõuda. Arvestada tuleb tööstustest pärit reovee mitmesuguse iseloomuga omadusi.

Reoveega seotud terviseriski põhjustavad eelkõige mikroorganismid, ent arvestada tuleb ka keemilisi ja füüsikalisi mõjureid.

Reoveepuhasti operaatori seisukohast on olulised:

- **füüsikalised** ohutegurid – müra, vibratsioon, ioniseeriv ja mitteioniseeriv kiirgus (ultra-violettkiirgus, laserkiirgus, infrapunane kiirgus) ja elektromagnetväli, masinate ja seadmete liikuvad või teravad osad, ebapiisav valgustus, kukkumine ja elektrilöögioht;
- **keemilised** ohutegurid – ettevõttes käideldavad ohtlikud kemikaalid ja neid sisaldavad materjalid;
- **bioloogilised** ohutegurid – mikroorganismid (bakterid, viirused, seened jm), sealhulgas geneetiliselt muundatud mikroorganismid, rakukultuurid, inimese endoparasiidid ning bioloogiliselt aktiivsed ained, mis võivad põhjustada nakkushaigusi, allergiat või mürgistust;
- **füsioloogilised** ohutegurid – füüsilise töö raskus, ühesuguste liigutuste pidev kordumine ning üleväsimust põhjustavad sundasendid ja -liigutused ning muud samalaadsed tegurid, mis võivad aja jooksul viia tervisekahjustuseni;
- **psühholoogilised** ohutegurid – monotoonne või töötaja võimetele mittevastav töö, halb töökorraldus, pikaajaline töötamine üksinda ning muud samalaadsed tegurid, mis võivad aja jooksul mõjutada töötaja psüühilist seisundit.

Hinnata tuleb kõikide tuvastatud ohtude ja ohtlike sündmuste esinemistõenäosust ja nende tagajärgedega seotud riske.

Täpsemate ohutegurite kindlakstegemiseks tuleb uurida kemikaalide ohutuskaarte (vt ka jaotist 2.1.6) ja masinate töökirjeldusi. Lihtsamate juhtumite korral (nt treppidest tulenevat ohtu) on ohutegureid võimalik hinnata ka vaatluse teel.

21.1.2 Riskide hidamine

Peale potentsiaalsete ohtude, ohtlike sündmuste ja ohuallikate tuvastamist tuleb hinnata neist lähtuvaid riske ja need prioriseerida (olulisuse poolest järjestada). Kõik identifitseeritud ohud ei vaja ühesugust tähelepanu ning riskide prioriseerimine aitab tõhusamalt juhtida tähelepanu ja ressursse ohtudele, mis on kõige ohtlikumad ja võivad suurt kahju põhjustada.

Riskide eelhindamine (ingl *screening-level risk assessment*).

Riskide eelhindamine võimaldab määratleda olulisemaid probleemikohti ning anda hinnangu täpsema riskihindamise vajalikkuse suhtes. Eelhindamise käigus määratletakse/eristatakse väikese ja suure riskiga seotud ohud või sündmused.

Riski kvalitatiivne ja poolkvantitatiivne hindamine

Ohtude ja ohtlike sündmustega seotud riske saab hinnata nende võimaliku esinemistõenäosuse ja tagajärgede tõsiduse/ulatuse kaudu. Juhendis [2] on esitatud riski kvalitatiivse hindamise kriteeriumid (tõenäosuse ja tagajärgede või võimalike mõjude kvalitatiivsed mõõdud/klassid), mille kombineerimise kaudu antakse ohtude kohta kvalitatiivsed riskihinnangud. Riskimaatriksi (tabel 21.3) kasutamisel peab iga tõenäosuse ja tagajärje kategooriad olema selgelt defineeritud ja kokku lepitud. Riski tase leitakse tõenäosuse ja tagajärgede korrutise kaudu. Riske hinnatakse esinemistõenäosuse (tabel 21.1) ja tagajärje või mõju järgi (tabel 21.2).

Eesmärgiks on vähendada riske võimalikult madalale tasemele, alustades kõrge ja väga kõrge tasemega riskide maandamisest. Väga suure riskiga ohtude/sündmuste puhul keskendutakse ohtlike sündmuste ning nende tagajärgede väljaselgitamisele ja hindamisele, millele omakorda peab järgnema maandamismeetmete kirjeldamine ja nende rakenduskava koostamine

Riskide hindamise käsitlemisel tuleb arvesse võtta, et ohtude tuvastamine ja riskide hindamine on ennetavad tegevused, mis sisaldavad subjektiivseid hinnanguid, millega paratamatult kaasneb ka

määramatus. Riski hindamise tulemusena peaksid välja sõeluma ka need asjaolud, mille kohta on vaja hankida täiendavat infot või teha uuringuid olemasolevate teadmiste täiendamiseks.

Tabel 21.1. Riski esinemistõenäosuse mõõdud (kvalitatiivsed) [2]

Tase	Hinnang	Kirjeldus
A	Harv	Võib esineda väga erakordsetel põhjustel 1 kord 100 aasta jooksul
B	Ebatõenäoline	Võib esineda kord 20 aasta jooksul või ebatavalistel tingimustel
C	Võimalik	Võib esineda või peaks eeldatavalt esinema 5 kuni 10 aastase perioodi jooksul
D	Tõenäoline	Tõenäoliselt esineb 1 kuni 5 aasta jooksul
E	Kindel	Eeldatavalt esineb mitu korda aastas

Tabel 21.2. Riski tagajärje või mõju mõõdud (kvalitatiivsed) [2]

Tase	Hinnang	Kirjeldus
A	Ebaoluline	Ebaoluline või mittemääratav mõju
B	Vähene	Tervis – vähene mõju väikesele osale elanikkonnast; Keskkond – potentsiaalselt kahjulik regionaalsele ökosüsteemile ja mõjud jäävad vaid piirkonnapõhiseks.
C	Keskmine	Tervis – vähene mõju suurele osale elanikkonnast; Keskkond – potentsiaalselt kahjulik regionaalsele ökosüsteemile ja mõjud jäävad peamiselt piirkonnapõhiseks.
D	Oluline	Tervis – oluline mõju väikesele osale elanikkonnast; Keskkond – potentsiaalselt surmav kohalikule ökosüsteemile. Mõju on peamiselt lokaalne, ent võimalik on selle edasikandumine piirkonnast.
E	Väga oluline	Tervis – oluline mõju suurele osale elanikkonnast; Keskkond – potentsiaalselt ja laialdaselt leviv surmav regionaalsele ökosüsteemile või ohustatud liikidele.

Tabel 21.3. Näide kvalitatiivne riskimaatriksist [2]

	Tagajärjed				
Esinemistõenäosus	**Ebaoluline**	**Vähene**	**Keskmine**	**Oluline**	**Väga oluline**
A Harv	Väike	Väike	Väike	Suur	Suur
B Ebatõenäoline	Väike	Väike	Keskmine	Suur	Väga suur
C Võimalik	Väike	Keskmine	Keskmine	Suur	Väga suur
D Tõenäoline	Väike	Keskmine	Suur	Väga suur	Väga suur
E Kindel	Väike	Keskmine	Suur	Väga suur	Väga suur

Oluliste riskide tuvastamine ja nende maandamine

Riski hindamine loob sisendi riskide ohjamisele ja nende maandamismeetmete kasutuselevõtuks. Kui võimalik, peaks riske hindama kahel tasemel:

- maksimaalne riskitase – kui riski vähendamise meetmeid ei ole rakendatud. Osutab suure prioriteediga riskikohtadele, millele tuleb tähelepanu pöörata ja olla valmis nende realiseerumiseks;
- jääkrisk – riski, mis säilib pärast ennetavate meetmete rakendamist. Risk on siis kontrollitud ja süsteemi toimimine on jätkusuutlik ja ohutu. Jääkrisk loetakse vastuvõetavaks.

Ohtude ja ohtlike sündmustega seotud määramatuse hindamine

Määramatuse analüüs peab võimaldama otsusetegijal ning huvipooltel mõista, kui kindlal alusel on tehtud järeldused, ning vältida kindluse ülehindamist. Määramatus kaasneb kõigis riskihindamise etappides ning selle allikad tuleks võimaluste piires identifitseerida ning kvantifitseerida. Määramatuse võib laiemalt jagada kahte klassi: muutlikkus ja teadmiste puudulikkus:

- **muutlikkus** (ingl *variability*) on objektiivne omadus või näitaja, nt organismide tundlikkuse individuaalsed erinevused mõjuri suhtes, kehakaalu varieeruvus või ainesisalduste muutlikkus ajas, mis võivad mõjutada riski suurust. Määramatus seostub näiteks sisendandmete (näitajate) valikuga: millised neist on aluseks võetud ja miks? Selgelt tuleb eristada, kas objektiivsete mõõtmisandmete asemel on tegemist sisendandmete varieeruvusega, nende lahknevusega või subjektiivsete hinnangutega. Näiteks võib veekvaliteedi muutlikkuse vähendamiseks pikendada puhastatava vee hoidmist puhastusseadmetes;
- **teadmiste puudulikkus** (ingl *knowledge uncertainity*) on andmete vähesusest tulenev määramatus, mis võib nõuda edasisi uuringuid. Määramatus võib tuleneda teoreetiliste teadmiste piiratusest, kasutatud mudelite struktuurist või olemasolevate andmete ja meetodite puudulikkusest (sobimatusest) ning nende lahknevustest. Määramatuse käsitluses tuleks need selgelt eristada, näidates nende põhjusi, nt andmete puudumisest tulenevad ekstrapoleerimised.

Riskide hindamise kokkuvõte

Riskianalüüsi tulemusena saab teha otsuseid:

- kasutatavate kemikaalide ja nende koguste kohta;
- kasutatavate tehnoloogiate kohta;
- reoveekäitlusrajatise sobivuse kohta;
- asjakohaste kaitsemeetmete ja õnnetusteks valmisoleku kohta;
- reoveekäitluse planeerimise kohta (minimaalne töötajate arv, kes puutuvad kokku kemikaalidega, kemikaalide hoiutingimused);

- riskide vähendamise võimaluste kohta (identifitseerimine, klassifitseerimine, märgistamine, ohutuskaardid, ohtlike kemikaalide asendamine ohutute või vähem ohtlikega, õiged käitlemismeetmed, kaitsemeetmed, alade piiritlemine, hügieenimeetmed, koolitus).

21.2 Tööohutus vee-ettevõttes

Tööohutus (ka töökaitse või tööturvalisus) on töökorralduslike abinõude ja tehnikavahendite süsteem töökeskkonna sellise seisundi saavutamiseks, mis võimaldab töötajal teha tööd oma tervist ohtu seadmata. Tööandja on kohustatud tagama tööohutusnõuete täitmise igas tööga seotud olukorras, rakendama ennetustegevusi riskide vältimiseks või vähendamiseks töökeskkonnas, jälgima tööohutuse olukorda ettevõttes, korraldama töökeskkonna riskianalüüsi selle ohutegurite väljaselgitamiseks ning selle alusel koostama ja rakendama tegevuskava tööohutuse suurendamiseks. Järelevalvet tööohutuse nõuete täitmise üle teeb Tööinspektsioon.

Heas töökeskkonnas on tagatud töötajate tervise ja töövõime säilimine ning edendamine, töökorralduse ning töökultuuri arendamine sellises sihis, mis toetab tööohutust ja -tervishoidu, edendab ettevõttes positiivset psühhosotsiaalset töökeskkonda ja ladusat tööd, luues eelduse töö tootlikkuse suurendamiseks [3]. Selleks, et hinnata töökeskkonna võimalikku mõju tervisele, on otstarbekas kasutada tervisemõjuga seotud ohutegurite mõisteid. On oluline teada, millised on töökeskkonnas esinevad ohutegurid ja kuidas nad võivad kahjustada tervist, põhjustades kroonilisi haigusi ja traumasid. Tööst põhjustatud tervisehäirete süvenemine võib viia kutsehaigestumisteni.

Reoveekäitluses esineb hulgaliselt tervist kahjustavaid tegureid, nagu saasteained, müra ja vibratsioon masinate ja seadmete kasutamisel või bioloogiline ohutegur haigustekitajatega kokkupuutel, avariid, tööd välitingimustes ja ebaühtlane töökoormus, tööasendid ning psühhosotsiaalsed tegurid. Üsna tavalised on vigastused (libisemine, komistamine, kukkumine, sisselõiked jm). Ohtlike kemikaalide käitlemine, korduvate liigutuste tegemine või töövägivallaga kokku puutumine võivad kahjustada füüsilist või vaimset tervist. Peale reovees leiduvatele ohtlikele keemilistele ainetele puutuvad reoveepuhasti operaatorid oma töös kokku tervist kahjustada võivate kemikaalidega, mis võivad põhjustada ägedat mürgistust, nahapõletusi, hingamisteede kahjustusi, allergiaid, dermatiiti ja kroonilisi haigusi ~~jne~~. Võimalik on ka kokkupuude elektrilöögi ja plahvatuste ning takerdumine liikuvatesse masinatesse. Isiklikule hügieenile tuleb pöörata suurt tähelepanu, sest reovees leidub rohkesti patogeene.

Ohuteguritest tuleneva riski vähendamiseks ning töötaja füüsilise ja vaimse ülekoormuse vältimiseks peab muutma töö töötajale võimalikult sobivaks, arvestades töökoha kujundamisel ja töö

korraldamisel tema kehalisi, vaimseid, soolisi ja ealisi iseärasusi. Arvestama peab ka töötaja töövõime muutumist tööpäeva või vahetuse kestel. Vältida tuleb pikaajalist üksinda töötamist.

Kõikide tööde korral, kus esineb ohuteguritega kokkupuute oht, peab tööandja töökeskkonna riskianalüüsi käigus kindlaks määrama kokkupuute laadi, suuruse ja kestuse, hindama sellest tulenevat riski töötaja tervisele ja võtma tarvitusele vajalikud ennetusabinõud [3]. Riskianalüüs on soovitatav korraldada **töökohapõhiselt**, otsides vastust küsimusele, missugused ohutegurid võiksid konkreetset töötajat selles töökohas ohustada. Riskianalüüsi tehes tuleb kindlasti arvestada seda, milline on töötaja **ohuteguriga kokkupuute aeg,** sest vaid niiviisi saab objektiivselt hinnata riski suurust. **Ohtlik võib olla mis tahes ese või protsess, mis võib tekitada kahju**, nt materjalid, seadmed, töömeetod või -tava. **Risk on mis tahes võimalus, et oht kellelegi kahju tekitab**. Seadus sätestab põhinõuded, kuid jätab toimingute metoodilised ja praktilised lahendused lahtiseks, mis võimaldab igal reoveekäitlusrajatisel leida selleks sobivaimad. Õnnetuste ärahoidmine saab alguse riskivõimaluste vähendamisest ja, kui võimalik, nende täielikust kõrvaldamisest. Kui riske vähendada või kõrvaldada ei saa, algab kollektiivsete ennetusmeetmete rakendamine ja vajalike isikukaitsevahendite kasutuselevõtt. Tööandja kohustus on ka töötajate juhendamine ja väljaõpe, tervisekontrolli korraldamine, ohumärguannete ja isikukaitsevahendite kasutuselevõtu tagamine. Töötaja omakorda peab järgima tööohutuse nõudeid ning tagama, et tema töö ei ohustaks teda ennast ega teisi.

Iga vee-ettevõte peab koostama oma töötajate kaitseks töötervishoiu- ja tööohutusalase tegevuskava, mille aluseks on riskianalüüs ning mille koostamisel tuleb lähtuda põhimõttest: mida on vaja teha tervisekahjustuste vältimiseks. Tegevuskava koostamise aluseks on riskianalüüs ning selle koostamisel tuleb:

- lähtuda töökeskkonna riskianalüüsi tulemustest;
- tugineda töötajate tervisekontrolli tulemustele;
- kaasata pädevad töötajad, spetsialistid ja juhid;
- kaasata vajadusel töötervishoiuspetsialiste väljastpoolt ettevõtet.

Tegevuskava eesmärk on leida parimad lahendused vastavalt reoveekäitlusrajatise võimalustele. Vältida tuleb ajutisi lahendusi, näiteks pelgalt isikukaitsevahendi kasutamist. Selliseid töid, mille puhul tehnoloogia ei võimalda 100% ohutuid tingimusi ilma isikukaitsevahendit kasutamata, on tegelikult väga vähe. Eelistada tuleb selliseid lahendusi, mille rakendamisest võidab rohkem töötajaid. Eelisjärjekorras tuleb maandada tõsisemaid tervisehäireid põhjustada võivad tegurid.
Tegevuskavas peavad sisalduma juhised käitumiseks hädaolukorras ja eri liiki ohusituatsioonides (nt tuleoht, plahvatusoht, füüsikalised ohud), kusjuures:

- **hädaolukord** on sündmus või sündmuste ahel või elutähtsa teenuse katkestus, mis ohustab paljude inimeste elu või tervist, põhjustab suure varalise või keskkonnakahju või tõsiseid ja ulatuslikke häireid elutähtsa teenuse toimepidevuses ning mille lahendamiseks on vaja mitme asutuse või nende kaasatud isiku kiiret kooskõlastatud tegevust, rakendada tavapärasest erinevat juhtimiskorraldust ning kaasata tavapärasest oluliselt rohkem isikuid ja vahendeid;
- **tuleohutusealast** tegevust reguleerib tuleohutuseeskiri. Selles on kirjas, kus asuvad tulekustutusvahendid ja saasta maha pesemiseks vajalikud dušid ning kuidas neid õnnetuse korral kasutada, kus asuvad avariiväljapääsud, mida on võimalik tulekahju, bioloogilise või radioaktiivse saastuse vm õnnetuse korral kasutada ohutuks väljumiseks reoveekäitlusrajatisest;
- on vaja kirjeldada, millised on füüsikalised, keemilised ja bioloogilised ohutegurid ja kuidas maandada nendega seotud riske.

21.3 Kuidas saab reoveepuhasti operaator ennast ja teisi kaitsta

Reoveekäitluse automatiseerimine on vähendanud inimeste otsest tegevust tööprotsessis ja see on asendunud nende objektide jälgimisega, kus võib aset leida lausa vigaseid toiminguid. Vaja on teha ka mitmesugused remondi-, hoolde- ja parandustöid. Ülevaate tavapärastest töökeskkonnaga seotud riskidest ja nende ennetamisvõtetest saab käsiraamatust [3], kuid reoveepuhastite puhul peab suuremat tähelepanu pöörama füüsikalistele, keemilistele ja bioloogilistele ohuteguritele.

Töökoht peab olema kujundatud ja sisustatud nii, et oleks võimalik vältida tööõnnetusi ja tervisekahjustusi ning säilitada töötaja töövõime ja heaolu. Hädaolukorras peab olema võimalik kiiresti töökohalt lahkuda. Töökoha, mille moodustavad seadmed ning nende juurde kuuluvad elektri- ja automaatikaseadmed ning neid ümbritsev töökeskkond sinna kuuluvate kütte- ja jahutusseadmete, akende ja liikumisteedega, organiseerimisel tuleb nõuda puhtust ja korda. See peab olema kujundatud nii, et töötaja saaks oma tööasendit muuta ja valida (seadme hooldamiseks peab olema piisavalt vaba ruumi).

Reoveekäitluses puutuvad töötajad (operaatorid, proovivõtjad, mehaanikud) välitingimustes pidevalt kokku tuule, niiskuse, vihma, lume, UV-kiirguse ja muutuva temperatuuriga. Töötingimused sõltuvad aastaaegadest ja muutlikest ilmastikuoludest. Tervise huvides tuleb välitöödel riietuda vastavalt ilmastikuoludele. Külmal aastaajal tuleb korralikult süüa ja kindlasti peab olema kaasas kuum jook või olema võimalik seda soojakus või olmeruumis valmistada.

Töötajatele peab olema tagatud kvaliteetne joogivesi ja ühekordsed või pestavad jooginõud. Kõigil reoveekäitlusrajatistel, kus dušš ei ole töö laadist tulenevalt vajalik, peavad nad saama kasutada külma ning vajaduse korral sooja veega varustatud valamuid. Talvel külma ning kevad-sügisel jaheda ja niiske ilmaga peab olema võimalus kusagil end soojendada ja vajadusel riideid kuivatada. Välitingimustes töötajate kasutada võiks olla saun. Vajalik on tualett ja koht tööriiete hoidmiseks.

21.3.1 Töö kemikaalidega

Reoveekäitlusrajatisel töötamisel tuleb rangelt järgida ohutusnõudeid, töötamine peab olema ohutu nii kemikaalidega tegelevatele kui ka teistele isikutele. Operaator peab tundma nende kemikaalide, millega töö käigus kokku puutub, füüsikalisi ja keemilisi omadusi ning füsioloogilist toimet, olema teadlik nendega kaasneda võivatest ohtudest ja tarvitusele võtma ohutusabinõud. Kemikaalidega määrdunud kinnastega ei tohi katsuda pindu ega esemeid. Päevikut täita ning arvutit või telefoni kasutada tuleb puhaste kätega.

Kõikide kemikaalide kohta peavad olemas olema Kemikaaliseadusega kooskõlas olevad ohutuskaardid, kus peale rombikujuliste hoiatuspiktogrammide, mis näitavad ohtliku aine või segu kasutamisega kaasneva(te) ohu/ohtude iseloomu (vt tabelit 21.4) ning kirjas tunnussõnad, ohu- ja hoiatuslaused ning toote ja tarnija andmed. Kõik kasutusel olevad kemikaalid peavad olema märgistatud ning nende kasutamise üle tuleb pidada arvet (sissetulek/väljaminek). Kemikaalide märgistamine ja pakendamine peab vastama nõuetele. Mistahes kemikaal peab olema märgistatud nii, et teave pakendi sisu kohta oleks üheselt mõistetav ja arusaadav, nõuetele vastavalt tuleb märgistada ka originaalpakendist ümber valatud või teise taarasse pakendatud kemikaal. Mitte kasutada puuduva või mitteloetava etiketiga kemikaali. Happeid tuleb alati valada vette, mitte vastupidi. Söövitavaid aineid ei tohi hoida kergestisüttivate materjalide läheduses. Pärast kemikaalide kasutust korrastada töökoht ja pesta käed.

Tabel 21.4. Kemikaalide jagunemine ohtlikkuse alusel

Ohu laad	Piktogrammi tähendus	Piktogramm
Süttiv (tuleohtlik)	Eriti tuleohtlik gaas; tuleohtlik gaas; eriti tuleohtlik aerosool; tuleohtlik aerosool; väga tuleohtlik vedelik ja aur; tuleohtlik vedelik ja aur; tuleohtlik tahke aine.	
Mürgine	Allaneelamisel surmav; nahale sattumisel surmav; sisse hingamisel surmav; alla neelamisel mürgine, nahale sattumisel mürgine; sisse hingamisel mürgine.	
Oksüdeerija	Võib põhjustada süttimise või soodustada põlemist; oksüdeerija. Võib põhjustada süttimise või plahvatuse; tugev oksüdeerija.	

Ohu laad	Piktogrammi tähendus	Piktogramm
Rõhu all olev gaas	Sisaldab rõhu all olevat gaasi; kuumenemisel võib plahvatada. Sisaldab külmutatud gaasi; võib põhjustada külmapõletusi või külmakahjustusi.	
Plahvatusohtlik	Ebapüsiv lõhkeaine; plahvatusohtlik; massiplahvatuse oht; plahvatusohtlik; suur laialipaiskumisoht; plahvatusohtlik; süttimis-, plahvatus- või laialipaiskumisoht; süttimise korral massiplahvatusoht.	
Söövitav	Võib söövitada metalle; põhjustab rasket nahasöövitust ja silmakahjustusi.	
Tõsine oht tervisele	Allaneelamisel või hingamisteedesse sattumisel võib olla surmav; kahjustab organeid; võib kahjustada viljakust või loodet; võib põhjustada vähktõbe; võib põhjustada geneetilisi defekte; sisse hingamisel võib põhjustada allergia- või astmasümptomeid või hingamisraskusi.	
Oht tervisele	Võib põhjustada hingamisteede ärritust; võib põhjustada unisust või peapööritust; võib põhjustada allergilist nahareaktsiooni; põhjustab tugevat silmade ärritust; põhjustab nahaärritust; alla neelamisel kahjulik; nahale sattumisel kahjulik; sisse hingamisel kahjulik; kahjustab rahvatervist ja keskkonda, hävitades kõrgatmosfääri osoonikihti	
Oht keskkonnale	Väga mürgine veeorganismidele, pikaajaline toime; mürgine veeorganismidele, pikaajaline toime	

Keemilised ohutegurid on reoveekäitlusrajatisel käideldavad kemikaalid ja neid sisaldavad materjalid. **Ohtlik on kemikaal, mis oma omaduste tõttu võib kahjustada tervist, keskkonda või vara.** Kemikaalide kasutamisel on oluline, et töötajad oleks teadlikud, millega nad tööd teevad. Töötajad, kes puutuvad kemikaalidega tööprotsessis kokku, peavad käima teistest töötajatest sagedamani töötervishoiuarsti kontrollil.

Kemikaaliriskide vähendamiseks tuleb:

- kasutada isikukaitsevahendeid. Nende valikul tuleb lähtuda konkreetse kemikaali ohutuskaardist ja mõõtmistulemustest. Info vajalike isikukaitsevahendite ja nende kaitseomaduste kohta (nt kinda materjal, hingamisteede kaitsevahendi tüüp) on ohutuskaardil kirjas. Mõnel juhul võib selleks olla tolmumask, kuid mõnikord on ainsaks võimaluseks värske õhu juurdevoolu tagavad isikukaitsevahendid. Kasutada tuleb kaitseprille või näokaitset, kemikaalikindlaid kindaid ja kaitseriietust, mille valikul lähtuda materjali vastupidavusest. Kui reoveekäitlusel kasutatakse ohtlikke kemikaale, võivad nende osakesed ladestuda tööriietele, keskkonda pääseda ja töötajate organismi jõuda. Kui tööriietega siseneda söögiruumi, võivad neilt eralduvad osakesed ladestuda sööginõudele ja söögile või hingamisteede kaudu organismi sattuda. Seetõttu tuleks tööriided enne sööma minekut ära võtta. Pärast kemikaalidega kokkupuudet peab kindlasti korralikult käsi ja nägu pesema isegi siis, kui töö tegemisel kasutatakse isikukaitsevahendeid.

- pöörata tähelepanu kemikaalide ohutule ladustamisele ja transpordile. Tuleb kindlaks teha, millised kemikaalid kokku ei sobi ning kuidas neid hoiustada nii, et oleks tagatud tuleohutus ja lekete vältimine. Vaja on ka teada, millised ained on tuleohtlikud. Olemas peavad olema kirjalikud juhised, kuidas kemikaale ladustada, transportida ja mida keemiliste jäätmetega ette võtta. Tuleb kontrollida, et pakendid ja konteinerid oleksid terved;
- hoolitseda selle eest, et kemikaalilao kasutamine oleks ohutu. Puhtus ja koristamine töökohal tagab ohutu ja tõhusa töö ning vähendab töötajate kokkupuute võimalust saasteainetega. Kui ohtlikke aineid ei saa asendada ohutumatega, tuleb töötajat kaitsta, vältides tema kontakte kemikaalidega. Tõhus meetod on protsessi hermetiseerimine (nt kasutada kemikaali automaatseid doseerimissüsteeme, annustuspumpasid);
- kaitsta kemikaalimahuteid võimalike mehaaniliste ohtude või keskkonnamõjude eest. Kemikaalimahuti lekkest peab teada andma häirealarm. Lekkinud kemikaalid tuleb ohutult kokku koguda ja utiliseerida. Kemikaalide ohutustamiseks vajalikke vahendeid (nt adsorbente) tuleb hoida kemikaalide juures. Töötamisel söövitavate ühenditega tuleb alati kasutada kaitsekindaid, -prille ja tööriietust;
- kui võimalik, asendada ohtlikud kemikaalid vähemohtlikega. Ohtlike kemikaalide käitlemisel kasutatavad seadmed, nõud ja muud töövahendid tuleb märgistada;
- hoolitseda selle eest, et ventilatsioon oleks tõhus – kohtäratõmme tuleb paigutada võimalikult saasteallika lähedale, et kõrvaldada saasteained tekkekohas, eriti kui seda on vaja kiiresti teha (nt kasutades kemikaalivanne);
- valida võimalikult ohutud töömeetodid. Vältima peab ainete sattumist suhu. Kindlasti ei tohi kiirustada ning töötama peab ettevaatlikult. Tuleb püüda vähendada kokkupuudet kemikaalidega, nt vähendada nendega kokku puutuvate töötajate arvu ja võimalikku kokkupuuteaega ja -sagedust. Töötajate kaitseks on vaja kemikaaliruumist isoleeritud ohutut ruumi;
- kasutada isikukaitsevahendeid ning täita isikliku hügieeni reegleid. Töökoha õhu kemikaalisisaldust hinnatakse mõõtmise teel.

Keemiaõnnetuse puhul tuleb:

- tutvuda kemikaalide ohumärgistega;
- vältida igasugust kokkupuudet lahti pääsenud kemikaalidega;
- kaitsta hingamisteid, pannes suu ja nina ette märg riie;
- autoga liikudes sulgeda aknad ja lülitada välja ventilatsioon (õhukonditsioneer lülitada siseõhu taasringluse režiimile);

- kui õnnetuse koht on teada või selgelt näha, liikuda sellest eemale risti tuule suunda;
- varjuda kiiresti lähimasse siseruumi, kuid vältida hoonet, kust kemikaalid lekivad;
- väljuda hoonest, kus kemikaalid lekivad;
- sulgeda uksed, aknad ja ventilatsioon, et välisõhk sisse ei pääseks;
- vältida sädemete teket ja mitte suitsetada, sest kemikaalid võivad olla tule- ja plahvatusohtlikud;
- püsida varjus, kuni on teatatud ohu möödumisest;
- ametliku korralduse saamisel olla valmis evakueeruma;
- õnnetusjuhtumi korral abi tagamiseks kõrgendatud ohuallikatega (ohtlikud kemikaalid, survemahutid, elektriseadmed) töötamisel viibida ruumis vähemalt kahekesi (eriti oluline on see töötamisel väljaspool tööaega).

21.3.2 Plahvatusoht töökohal



Joonis 21.1. Võrehoone plahvatuse tagajärjed Kohtla-Järve reoveepuhastil (foto: Ida päästekeskus)

Kuigi reoveekäitluse peamised terviseohud tulenevad pigem veega ja selles leiduvate saasteainete või mikroorganismidega seotud ohtudest, on ette tulnud teistsuguseidki õnnetusi – näiteks Kohtla-Järve reoveepuhasti võreruumis (joonis 21.1) toimus 18.08.2021.a hilisõhtul võimas plahvatus, mis purustas

hoone, kuid inimesed õnnekombel viga ei saanud. Õnnetuse põhjustas metaangaasi süttimine, kui ventilatsioonisüsteem püüdis taaskäivituda ja tekitas sädeme.

Reovee orgaanilise aine lagunemine algab juba kanalisatsioonis, kus tingimused on sageli anaeroobsed. Selle tulemusena võivad tekkida kergestisüttivad gaasid (H_2, CH_4, C_2H_2, NH_3), mis moodustavad õhuga segunedes plahvatava segu. Seega võivad aerosoolid, tolmud ja gaasi- ja õhu segud saada plahvatusohtlikeks, kui nende sisaldus õhus saavutab teatud taseme. Ainesisalduse vahemikku, mille puhul võib toimuda plahvatus, piiravad plahvatusohtliku ainesisalduse alumine ja ülemine piir (väljendatakse gaasidel ja vedelikel mahuprotsentides, tolmudel aga grammides õhukuupmeetri kohta). Plahvatusohtliku ainesisalduse alumine piir on gaasi, auru või tolmu minimaalne sisaldus õhus, mille puhul võib tekkida plahvatus ning ülemine piir – gaasi, auru või tolmu maksimaalne sisaldus õhus, mille juures segu on võimeline veel plahvatama. Kui õhu metaanisisaldus ületab alumise piiri (plahvatusohu alumise piiri), võib toimuda plahvatus, ning plahvatus ei ole võimalik, kui sisaldus on ülemisest piirist (ülemisest plahvatusohupiirist) suurem. Teatavas segus õhuga on plahvatusohtlik ka väävelvesinik.

Reoveekäitlusrajatise ruum ei ole plahvatusohtlik tsoon (ehk tsoon, kus looduslike või tehnoloogiliste olude tõttu võib tekkida plahvatusohtlik keskkond), kui ruumis asuv gaasiallikas, nt lahtine torusisend on püsivalt emissioonikindel. Kui plahvatusohtlikku tsooni pole võimalik vältida, tuleb rakendada ohu ennetamise meetmeid: ventilatsioon, häireseadmed (gaasianalüsaatorid, mille andurid tuleb vastavalt gaasi omadustele paigaldada võimaliku lähteallika kohale lae alla) koos ohtliku olukorra likvideerimise meetmetega. Reoveekäitlusrajatise ruumiõhku tuleks jälgida gaasihoiatusseadme abil ning tagada elektriseadmete automaatväljalülitus ja sundventilatsiooni samaaegse sisselülitus, et plahvatusohtlik keskkond ei saaks tekkida. Gaasihoiatusseadme keskus tuleb paigutada jälgitava ruumi kõrvalruumi, kuhu gaas ei saa tungida, ning kontrollmõõtmistega tuleb tõendada, et plahvatusohtlik keskkond on välistatud.

Tööruumid, kuhu plahvatusohtlik gaas võib lekkida ning mis peavad olema pidevalt ligipääsetavad, võiksid olla sellise ventilatsiooniga, et plahvatusohtlikku keskkonda ei saaks tekkida. Tööruume peaks saama ventileerida ilma ruumi sisenemata. Töötajad peaksid olema varustatud personaalsete analüsaatoritega, mis võimaldaksid määrata plahvatusohtu ohupiirkonna (kaasaskantavaid gaasianalüsaatoreid on soovitatav kasutada ka töötamisel kanalisatsioonirajatistel, et vältida mürgitusohtu ning et oleks piisavalt õhku hingamiseks).

Plahvatuse korral tuleb viskuda maha ning kaitsta kätega pead ja kaela, et vältida eluohtlikke vigastusi. Varjutagu lähima seina taha. Hoidutagu eemale akendest. Kui hoone süttib või muutub

varisemisohtlikuks, tuleb kiiresti väljuda. Olles plahvatuse toimumise ajal kohas, kus otsest ohtu ei ole, jäädagu paigale ja hinnatagu rahulikult olukorda. Kui viibitakse siseruumis, kuid hoone ei ole plahvatuse järel süttinud ega hakanud varisema, pole vaja sealt lahkumisega kiirustada. Leida kõige ohutum väljapääs, arvestades varinguohu või tahtliku ründega. Mitte trügida ega tõugelda.

21.3.3 Bioloogiliste ohutegurite riskide maandamine

Kaitseks töökohas toimivate bioloogiliste ohutegurite eest peab võtma tarvitusele abinõud, arvestades nende nakatamisvõimet. Haigusjuhtumeid tuleks püüda ennetada ning haiguste levikut piirata. See kehtib nii koroonaviiruse kui ka gripi ja kõikide teiste kergesti levivate viirusnakkushaiguste kohta. Ennetamine peab olema tõhus, sest me ei tea kunagi täpselt, kas ohutegur pääses organismi (mõjutama tervist) ja millise aja pärast tervisekahjustus võib tekkida. Määrata ja seirata tuleks bioloogiliste ohutegurite sisaldust töökeskkonna õhus, kui see on vajalik ja tehniliselt võimalik.

Bioloogiliste riskide maandamiseks tuleb:

- piirata ligipääsu bioloogilisest ohutegurist mõjutatud tööpiirkonda ning seda märgistama, paigaldades vajalikesse kohtadesse hoiatusmärgid „Bioloogiline oht";
- vähendada kokkupuudet – töötajad peaksid hoidma võimalikult suurt distantsi. Viia töötajate arv ohutegurite mõjupiirkonnas võimalikult väikeseks ehk korraldada töö nõnda, et omavahel puutuks kokku võimalikult vähe töötajaid. Hea kontaktide vähendamise praktika on samade inimeste hoidmine ühes üksuses. Võib hajutada puhkepauside aegu, et puhkeruumi ei koguneks korraga palju töötajaid. Võimalusel eelistada kaugtööd;
- jätta haigusnähtudega töötaja koju. Haigestunuga kokku puutunud töötajad peavad jälgima oma tervist ning haigusnähtude tekkimise korral ka koju jääma;
- rakendada asjakohaseid hügieeniabinõusid – reoveekäitusrajatistel hoida puhtust, puhastada saastast, vältida reovee juhuslikku maha kallamist. Hoiduda kontaktist nakatunud loomade või saastunud seadmetega. Püüda vältida lõike- ja torkehaavu ning nahamarrastusi, tekkinud kriimustused ja marrastused katta veekindla plaastriga. Bioloogilistest ohuteguritest mõjutatud töökeskkonnas süüa ega juua ei tohi;
- kasutada isikukaitsevahendeid, kui kokkupuudet bioloogilise ohuteguriga ei ole muul viisil võimalik vältida;
- kuigi vaktsineerimine on vabatahtlik, on see reoveepuhasti operaatoritele tungivalt soovituslik, sest nende oht kokku puutuda kõigi asulas levivate haigustega on suur;
- piisknakkuste leviku tõkestamiseks ruume õhustada.

21.3.4 Töö elektriseadmetega

Elektriseadmetega tohivad töötada ainult elektriohutusalase või -seadmega töötamiseks väljaõppe saanud töötajad. Nad peavad kandma sobivaid ning pingealuste tööde nõuetele vastavaid isikukaitsevahendeid. Riietuses ega kehaosadel ei tohi olla ohtlikeks osutuda võivaid metallesemeid (nt ehteid). Lisaks isoleerkinnastele tuleb madalpingepaigaldistes vajaduse korral kasutada isoleertööriistu ja/või töötaja maast isoleerida. Et pingelähedastel töödel tagada piisavat kaitset võimalike elektriliste ja mehaaniliste ohtude eest, tuleb valida ja paigaldada sellekohased kaitsevahendid. Kaitsevahendid tuleb paigaldada pingealuse töö tsooni kas pingevaba või pingealuse tööna, väljapoole aga pingevaba tööna või nõnda, et sellega tegelevad töötajad ei siseneks pingealusesse tsooni. Piiretena, katetena (sh isoleerkatetena) või kestadena kasutatavad vahendid peavad olema paigaldatud nõuetekohaselt ja tagama turvalisuse kogu töötoimingu jooksul. Kui need vahendid ei taga täielikku kaitset pingestatud osade puudutamise eest (nt madalpingel kaitseaste IP2X), peavad selliste osade lähedal töötavad tavaisikud olema järelevalve all. Elektritööde sooritamisel plahvatusohtlikus kohas (EX tsoonis) tuleb täita tööandja juhiseid. Keelata või katkestada tuleb kõik töötoimingud, kuni plahvatusrisk on sellekohaste meetmete abil, nt põlevgaaside lekke peatamise või ruumi läbiventileerimisega, kõrvaldatud. Vastavalt plahvatusohu liigile tuleb rakendada meetmeid plahvatusriski vähendamiseks, nt keskkonna koostist pidevalt seirata ja keelata energiaallikad, mis võivad plahvatusohtliku segu süüdata. Töötada võib üksnes sädemeohututе elektriseadmetega.

21.3.5 Muud ohutegurid töökohal

Füüsikaliste ohutegurite hulka kuuluvad eelkõige tugev müra ja vibratsioon, kahjustav kiirgus ning töökoha ebasobiv sisekliima [3].

Müra

Müraks loetakse häirivat või tervist kahjustavat heli, mis koosneb suurest hulgast eri kõrguse ja tugevusega lihtsatest toonidest ning avaldab organismile häirivat või tervistkahjustavat mõju. Inimkõrvale on ebasoodne pidev müratugevus alates 60 dB, kehtiva tööohutusstandardi kohaselt on lubatud maksimaalselt 85 dB(A). Masinate tekitatava müratugevuse saab teada müra mõõtmisel. Müra võib olla pidev, impulsiivne, madal-, kesk-, kõrgsageduslik või tonaalne. Puuride, freeside ja saagide töötamisel tekivad kesksageduslik (350–800 Hz), kõrgsageduslik (üle 800 Hz) ja impulsiivmüra. Müra suurendab ruumi seinte materjal. Müra tugevus ja tonaalsus olenevad sellest, millisel määral müra seintelt ja konstruktsioonidelt tagasi peegeldub.

Mehaaniline müra tekib kompressorite, pumpade ja ventilaatorite liikuvate ja pöörlevate osade töötamisel. Aero- ja hüdrodünaamiline müra tekivad torustikes ja tehnoloogilistes seadmetes liikuva keskkonna kulgemisel suure kiirusega ning suuna muutumisel torupõlvedes. Müra on probleemiks eelkõige kompressoriruumides reaktorite ja liivapüüdurite õhustamisel ning suurtes pumplates. Kasutada tuleb kaitsevahendeid, tööl rohkem puhata või rakendada nn roteerivat töökorraldust. Mürakeskkonnas ei ole soovitatav mitu tundi järjest ilma pausideta töötada. Müra vastu kaitseb müravaba aeg: iga 1–2 tunni järel tuleb pidada 10–15 minutist mürapausi. Tööpäeva pikkus ei tohi ületada normaega. Ei soovitata suitsetada, sest nikotiini tõttu südame verevarustus väheneb: südamelihast varustavad veresooned (südamearterid) tõmbuvad kokku, südames tekib hapnikuvaegus ning südames tekivad valud.

Vibratsioon

Vibratsioon on tahke keha mehaaniline võnkumine. Üldvibratsioon kandub üle töötaja kehale, kohtvibratsioon töötaja kätele, traktoril töötavale inimesele mõjuvad mõlemad. Vibratsiooni mõju sõltub töötaja kehaehitusest, vanusest, soost ja tervise seisundist. Vibratsioon kahjustab närvisüsteemi ja väikesi veresooni. Kahjulikku mõju organismile võimendab füüsiline koormus, sundasendis töötamine, madal temperatuur, müra ja niiskus.

Valgustus

Ratsionaalne valgustus kindlustab psühholoogilise mugavuse: inimene tunneb ennast kindlalt, väsib vähem ja vähem tekib ka traumasid. Heaolutunde huvides võib olla töötaja iga või tervise seisundit arvestades otstarbekas suurendada töökoha valgustatust. Valgustustingimused ei tohi töötajale tekitada sundasendeid ega füüsilist ülekoormust. Alavalgustatud tööobjekti paremaks nägemiseks võib ta olla sunnitud töötama ebasoodsas asendis. Seal, kus on vaja teha arvuti- või operaatoritööd, peab valgustatus olema vähemalt 300 lx, kirjatöö puhul 500 lx. Täpsetel töödel tuleb kasutada kohtvalgustit valgustustugevusega kuni 750−1000 lx.

Välitingimustes tuleb tagada kohtvalgustus nii töökohtadel kui ka liikumisteede ohtlikes kohtades. Soovitatav on planeerida töötamist nii, et kuumal suveperioodil alustataks töid hommikupäikese valguses ning ereda päiksevalgusega keskpäeval tehtaks pikem puhkepaus ning jätkataks tööd pealelõunasel ajal. Liiga ere valgus koos muude klimaatiliste oludega kurnab organismi, töövõime langeb ning silmad on pingeseisundis, mistõttu võivad sageneda nii tähelepanematusest kui ka pimestusefektist põhjustatud tööõnnetused. Töö tegemisel kohtades või ajal, kus valgustus puudub (nt kaevus, välitööl pimedal ajal, lekete likvideerimisel, torutöödel) tuleb kasutada kaasaskantavaid (pea-) lampe.

Töötajate tervise kontrollimisel on vaja tähelepanu pöörata nende silmadele. Kui nägemine on halvenenud, tuleb parandada tööpaiga valgustatust. Vajalikud on nägemist korrigeerivad prillid.

Niiskus

Niiske õhu soojusmahtuvus on suur ning see takistab vee aurustumist keha pinnalt. Niiske õhk soodustab madala õhutemperatuuri korral organismi jahtumist, kõrge temperatuur aga ülekuumenemist. Inimesed tunnevad ennast mugavalt, kui õhu suhteline niiskus on 40–70%. Väga niisket või kuiva õhku tuleks püüda vältida. Silmade kuivust saab leevendada silmatilkade või kunstpisarate abil.

Liiga suur suhteline niiskus (85% ja enam) soodustab mikroorganismide (hallitusseente) arengut – seda peamiselt reoveekäitlusrajatise nendes piirkondades, mis on halvasti tuulutatud ning kus õhu temperatuur on keskmisest madalam. Kokkupuude hallitusega võib inimesel põhjustada allergiat.

Temperatuur

Reoveekäitlusrajatisel mõjutavad õhu temperatuuri aastaaeg, tehnoloogiline protsess ja töö intensiivsus. Arvamused mugavast õhutemperatuurist on tihti erinevad, sõltuvalt mitmest asjaolust. Temperatuur peab tagama mugava mikrokliima ja olema sobiv tööülesannete täitmiseks. Piirata tuleks aega, mille kestel viibitakse liiga kuumas või külmas keskkonnas. Välitingimustes töötajatele tuleb tagada sobilik tööriietus, puhkekohad ja -pausid.

Mootorite, kompressorite soojusemissiooni leevendamiseks võib kasutada kuumusevastaseid ekraane. Kuuma korral peab puhkepauside ajal olema võimalik vähemalt 30 minutit viibida jahedamas keskkonnas, et organism jahtuda saaks. Mõelda tasub, kuidas saaks füüsilist tööd teha väiksema pingutuse ja koormusega. Vältida tasub liigseid kiireid liigutusi ja suletud ruume, kus õhu liikumine on takistatud. Oluline on pidevalt tarbida vett (soovitatavalt mineraalvett, mis sisaldab kehale vajalikke soolasid). Külmetusohtu suurendab suur õhuniiskus, tuul (tuuletõmbus) ja vähene riietus. Reoveekäitlusrajatiste siseruumides (nt reoveepumplates, võrehoonetes), kus pidevalt ei viibita, võib temperatuur olla 5–10 °C tavapärasest madalam. Kokkupuude metallide ja vedelikega intensiivistab käte külmatunnet. Töökeskkonna temperatuur mõjub meestele ja naistele erinevalt.

Ventilatsioon

Ventilatsiooniks nimetatakse siseruumide õhu vahetamist. Reoveekäitlusrajatisel (ruumides, seadmetel) peab olema ventilatsioonisüsteem, mille abil saastunud, plahvatusohtlik, jahe, kuum või niiske õhk asendatakse piisava koguse värske või konditsioneeritud õhuga ning vähendatakse

miinimumini ebameeldiva lõhna levimist (lõhnahäiringut). Töökohtadel peab olema õhuvahetus, mille piisavus sõltub ruumist ning seal tehtavatest töödest. Oluline on, et õhuvõtukoht oleks eemal ventilatsiooni heitõhu torustikest ja nendest reoveekäitlusrajatise reaktoritest, mis võivad saastada siseruumidesse juhitavat õhku. Mehaanilise puhastuse hoone sisse- ja väljapuhe võiksid paikneda hoone eri külgedel, et sisse tõmmataks võimalikult puhast välisõhku. Enne reoveekäitlusrajatise ruumi sisenemist peab veenduma, et piisav õhuvahetus on selles tagatud (pöörata tähelepanu tööjuhenditele ja märkidele).

Ventilatsiooni tõhusust peab saama hinnata ja mõõta. Loomulik ventilatsioon võib olla tõhus siis, kui sissetõmbeavasid on piisavalt, ei teki seisva õhuga tsoone ja ventilatsiooniavasid ei saa sulgeda. Katusel, uksel ja akendel paiknevaid ventilatsiooniavasid ei saa lugeda tõhusaks. Kui loomulikust ventilatsioonist ei piisa, on vaja sundventilatsiooni. Reoveekäitlusrajatisel on peale üldventilatsiooni vaja tööprotsesse isoleerida ja saasteained kõrvaldada kohtventilatsiooni abil.

Reoveekäitlusrajatise vastuvõtukambri heitõhk kogutakse ja puhastatakse ning tagatakse piisav puhta õhu pealevool. Töökohad ei tohiks asuda ventilatsioonisüsteemi sissepuhkeavade lähedal. Õhupuhastuse tõhus lahendus katkestab piisknakkuse levikuahela ja aitab kaasa ohutu töökeskkonna loomisele. Ventilatsiooniseadmed ei tohi oluliselt suurendada töökeskkonna mürataset.

Ülemäärane ventilatsioon või ka tuulutamine (uksed-aknad lahti) põhjustab ruumis tuuletõmbust ja sellest tingitud külmetushaigusi (närvi- ja lihasepõletikke, neerude kuseteede ja hingamisteede põletikke). Alaventilatsioon võib aga soodustada plahvatusohtlike gaaside kogunemist reoveekäitlusrajatises ning selle õhu saasteainesisalduse suurenemist. Ventilatsioon on oluline meede plahvatusohtlike tsoonide vältimiseks. Töökeskkonna ohtlike ainete sisaldus ei tohi ületada kehtestatud piirnorme, milleks on vaja nõuetekohast ventilatsiooni.

Libisemine ja kukkumine

Libisetakse siis, kui inimese jalatalla ja põranda vaheline haardetegur ootamatult väheneb, ülakeha ei jõua jalgadele järele ning kukutakse tahapoole. Enamasti libisetakse seetõttu, et liikumistee on märg. Reoveepuhastis võivad libisemist põhjustada muda, võrepraht, liikumisteele sattunud rasvajäätmed ja tahked osakesed.
Ligipääsuteed ei tohi olla libedad (vältida vee kogunemist!). Välisukse juurde – sinna, kus tavaliselt liigutakse, on soovitatav panna põrandakate (näiteks porivaip), millel on võimalik jalanõusid puhastada ja nõnda vältida lume ja pori sattumist põrandale. Libisemisriski hindamisel peab arvestama, et rohkem on ohustatud need töötajad, kes kannavad, lükkavad või tõmbavad raskusi. Võimalusel tuleb töö

korraldada nõnda, et vältida liikumisel järske keeramisi ja pikka kõndimist. Libastumisohule aitab tähelepanu juhtida sellest teavitav tähis.

Töövahendiosad, platvormid, trepid ja muud alad, kus töö ajal viibitakse, peavad olema ohutust tagavate piiretega ning ei tohi põhjustada libisemist, komistamist ega kukkumist. Käiguteede vaba laius peab olema vähemalt 80 cm, harva kasutatavatel käiguteedel, kus tavaliselt liigub üks inimene korraga, 60 cm. Käigutee kõrgus olgu vähemalt 2,1 m, treppide kohal 2,3 m. Tööplatvormide või käiguteede põrandates ei tohi olla suuremaid avasid kui neid, millest ei saa läbi kukkuda 35 mm läbimõõduga kera. Põrandates, mis asuvad inimeste töökohtade kohal, võib olla vaid selliseid avasid, millest ei saa läbi kukkuda. Juurdepääsuks kõrgel asuvatele ajutistele töötamiskohtadele tuleb valida liikumissagedusele, töötamiskoha kõrgusele ja kasutusajale sobivad vahendid. Juurdepääsuvahendid ja nende paigutus peavad võimaldama ohu korral evakueerumist ning ei suurendada kukkumisohtu. Ajutisel kõrgtööl võib redeleid töötamiskohana kasutada üksnes erandjuhul, kui ohutumad töövahendid ei osutu vähese ohu, lühikese kasutusaja või kohapealsete olude tõttu, mida ei saa muuta, otstarbekaks. Köisi ja trosse (edaspidi köis) võib ajutisel kõrgtööl kasutada üksnes siis, kui riskianalüüs näitab, et see on ohutu, ja kui ohutumate töövahendite kasutamine ei ole võimalik. Kui köie otsas rippes töötamine on vajalik ja võimalik, tuleb kasutada vajalike lisaseadmetega istmeid. Põrandatasapinnast kõrgemale või madalamale pääsemiseks tuleb põhilahendusena eelistada 30–38-kraadise nurga all olevaid treppe.

Piiratud ligipääsuga alad

Piiratud ligipääsuga aladeks loetakse reoveekäitlusrajatisel kõik kaetud või uputatud struktuurid, mis on vahetus kokkupuutes reovee, setete või ohtlike kemikaalidega. Selliseks alaks loetakse ka sulgeseadmete hoolduskohti, mis ei asu avatud ruumis ja on kontaktis reoveega. Piiratud ruum on oma mõõtmetelt selline, mis võimaldab inimesel siseneda ja seal töötada, kuid millest väljumine ja sisenemine on piiratud või takistatud ning mis ei ole ette nähtud pidevaks töökeskkonnaks. Reoveekäitlusrajatistel liigituvad piiratud ruumi alla mahutid, tsisternid, augud, kanalisatsioonitorud, kaevud, luugid, kambrid, keldrid ja muud alad, mis oma suletuse tõttu suurendavad õnnetuste juhtumise ja vigastuste tekkimise tõenäosust. Töö on suure riskiga näiteks siis, kui ruumi ja sellest välja pääseb vaid kambri ülaosas olevast luugist, tööd tuleb teha eri tasanditel või kui hapnikukeskkond on gaasidega rikutud. Riski peab hindama iga piiratud ruumiga seotud ohu puhul ja hindmisel tuleb kindlaks teha, millised tagajärjed on ohuga kokkupuutumisel ja kui tõenäoline on, et puututakse kokku:

- lämmatava keskkonnaga, milles õhu hapnikusisaldus on väiksem kui 19,5%. Kehatemperatuuri tõusust tingituna võib tekkida teadvusekaotus;

- mürgise õhuga keskkonnaga – reovee käitlemisel, nt kogumisel piiratud ruumis, võivad lenduda saasteained ja gaasid. Süsinikmonoksiidi ehk vingugaasi (aga ka nt metaani, väävelvesiniku) liiga suur sisaldus õhus on ohtlik;
- aladega, mida on vaja tõhusalt ventileerida, sest neisse võivad koguneda ohtlikud ained, plahvatusohtlikud gaasid ja aerosoolid, ning kus sisse hingatav õhk võib olla ohtlik töötajate tervisele;
- tuleohtliku keskkonnaga – suletud alaga, kus leidub gaase või aure, mis võivad põhjustada tule- ja plahvatusohtu või mõjuda inimesele negatiivselt (nt viia meelemärkuseta seisundisse). Süüteallikateks võivad olla lahtine tuli, kuumad pinnad, elektrilised töövahendid, sisepõlemismootorid, metallist tööriistad, sädemeid eraldavad töövahendid ja staatiline elekter;
- füüsikaliste ohtudega, nt kui piiratud ruumist on hädaolukorras raske välja pääseda. Vedeliku tõusust tingituna võib uppuda. Kaevus võib torustiku või hooldusplatvormi vahele kinni jääda. Võib tekkida oht, et tööülesannete täitmist häirib kitsas ruum või segav kaitsevarustus;
- bioloogiliste ohtudega – bakterite, viiruste, seentega;
- kõrgelt kukkumisega – nt mahutis kukkumisega redelilt;
- löögi saamisega langevalt esemelt – nt kaevus kukub tööriist all olevale töötajale pähe;
- kõrge müratasemega;
- elektrilöögiga – nt seadme hooldustöödel mahutis;
- tõsteseadme purunemisega – nt puruneb tala, millega töötaja laskub mahutisse või kaevu.

Isiku- ja ühiskaitsevahendite kasutamine

Kui õnnetuse või haigestumise ohtu ei saa vältida või kui töökeskkonna ohuteguri näitajat ei saa tehnilisi ühiskaitsevahendeid või töökorralduslikke abinõusid kasutades viia vastavusse kehtestatud piirnormiga, annab tööandja töötajale isikukaitsevahendid. Isikukaitsevahend on töötaja seljas, peas, jalas või käes kantav ese, mis on konstrueeritud ja valmistatud kandja kaitsmiseks tema elu ja tervist ohustava teguri eest. Isikukaitsevahendite (nt kaitseprillide, kiivri, maski, rakmete) kasutamine toob tihtipeale endaga kaasa teatud ebamugavusi. Seetõttu peaks eesmärgiks seadma ühiskaitsevahendite rakendamise. Ühiskaitsevahendite all peetakse silmas eelkõige tehnilisi abinõusid, mis piiravad ohuteguriga kokkupuutumise ala, näiteks kaitsepiirdeid, tõkkeid, müraseinu jms. Isikukaitsevahendeid kasutatakse alles siis, kui muul moel ei ole võimalik töötaja elu ega tervist piisavalt kaitsta [3].

Viidatud allikad

[1] *T. Põder, Keskkonnariski hindamine. Hindamiskäik ja ühildamine keskkonnamõju hindamisega. 2015.*

[2] *NRMMC, "Australian guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (Pahse 1)," 2006. [WWW] https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/water-recycling-guidelines-full-21.pdf*

[3] *K. Laugen, V. Kaidis, I. Raik, and M. Haidak, Töötervishoiu ja töökeskkonna käsiraamat kutsekoolidele. Tallinn: Sotsiaalministeerium, 2012. [WWW] www.sm.ee*

22 Reoveepuhastite arengulugu

Aare Kuusik

22.1 Asulaveevärgi ja -kanalisatsiooni arengulugu

Vajadus puhta vee saamiseks ja reovee ärajuhtimiseks tekkis siis, kui inimesed koondusid suurematesse asulatesse. Probleemiks kujunes ka sademevee ärajuhtimine. Aegapidi muutus ka arusaam hügieenist. Algul heideti reovesi ja jäätmed lihtsalt tänavale, kust sademevesi nad veekogudesse uhtus. Esimesed äravoolusüsteemid (rennid, kanalid ja tunnelid) rajati Vana-Kreeka linnadesse, Rooma ja Pariisi.

Vana-Kreeka Kreeta tsivilisatsioon, tuntud ka Minose tsivilisatsioonina, oli esimene, mis kasutas veevarustuseks ja reovee ärajuhtimiseks maa-aluseid savitorusid. Pealinnas Knossoses oli hästi korraldatud veevarustus- ja reovee ärajuhtimissüsteem ning valingvihmavee jaoks ülevooludega sademeveekanalid. Juba 18-l sajandil eKr olid Knossoses vesiklosetid [1].

Üks maailma vanimaid Mohenjo-Daro reoveekäitlussüsteeme rajati umbes 1500 aastat eKr Induse jõe lähedale (praeguses Pakistanis) [2]. Mõned sajandid hiljem muutis Induse jõgi oma sängi, linn jäeti nähtavasti maha ning kattus liivaga. See kõrgtsivilisatsioon taasavastati 1930ndatel ja 1940ndatel aastatel. Selgus, et era- ja ühiskondlikud hooned olid varustatud tualettruumidega. Läbi spetsiaalsete rennide voolanud pesemis- ja vanni- ning vihmavesi juhiti Induse jõkke suubunud kanalitesse.

Märkimisväärne on Vana-Rooma umbes 500 aastat eKr rajatud kanalisatsioonisüsteem, mille rohked kanalid juhtisid vee suurde võlvitud kloaaki (Cloaca Maxima) ja selle kaudu Ponto Palatino lähedal Tiberi jõkke [3]. Kivist ehitatud suurejoonelise Cloaca Maxima, ühe Rooma inseneritöö vanima mälestise kohale ehitati avalikud tualetid. Kuni 3,2 m laiuses ja 4,2 m kõrguses kanalis, millesse pääses kaevude kaudu, võis liikuda paadiga [2].

Keskajal oli linnade kanalisatsioonisüsteemide areng üsna aeglane. Enamik jäätmeid visati vihmaveerennidesse ja -kanalitesse, kust nad uhuti sademete ajal suublasse. Mõnel pool olid tänavate keskel reovee äravoolukanalid või vihmaveerennid. Pariisis on neid nimetatud "lõhestatud tänavateks", kuna tee keskel voolav reovesi jagas tänavad füüsiliselt kaheks pooleks [1].

Paremas seisus olid 12. ja 13. sajandil Euroopas tsistertslaste, premonstraatlaste ja benediktlaste rajatud kloostrid, mis vajasid usaldusväärset veevarustust. Sageli rajati klooster jõe äärde ja sellest kaevati vajaliku kaldega veevõtukraav kloostrisse. Enamik käimlate reoveest juhiti otse jõkke.

Vähemreostunud vesi ja sademevesi koguti tiikidesse ning kasutati veskite käivitamiseks. Jõe ääres asuvate paleede, losside ja muude hoonete käimlad ehitati nii, et fekaalid kukkusid kaldseinale ja selle kaudu otse jõkke [2].

Kuni kõrgkeskajani on enamiku Euroopa riikide kanalisatsioonisüsteemide kohta vähe andmeid. Linnade ebasanitaarsed tingimused ja ülerahvastatus olid keskajal levinud kogu Euroopas ja Aasias. Tagajärjeks olid pandeemiad, nagu aastatel 541–542 Justinianuse katk ja aastatel 1347–1351 must surm, mis tapsid kümneid miljoneid inimesi. Halbade sanitaartingimuste tõttu oli imikute ja laste suremus Euroopas keskajal suur [1].

Juba 19. sajandi alguses varustati mõnede Euroopa linnade majad tualettruumidega (vesiklosettidega), millest reovesi juhiti tavaliselt kogumismahutitesse. Tiheasustuspiirkondades muutusid kohalikud olud peagi talumatuks, sest kogumismahuteid tühjendati harva ja voolasid sageli üle. Sellega kaasnes ümbruskonna reostamine ja oht rahva tervisele. Reovee- ja jäätmekäitlussüsteeme hakati linnades arendama alles 19. sajandi keskpaigas. Kohati projekteeriti isegi lahkvoolseid kanalisatsioonisüsteeme, milles sademevesi lahutati olmereoveest.

Kiiresti industrialiseeruva Ühendkuningriigi mõnes osas olid 19. sajandi lõpu kanalisatsioonisüsteemid nii algsel tasemel, et vee kaudu levivad haigused, nagu koolera ja tüüfus, olid elanikele suureks ohuks. Ühendkuningriik oli ka esimene, mis koges suure linnastumise hukatuslikke tagajärgi elukeskkonnale. Thamesi jõgi oli 19. sajandi alguses tegelikult reoveekollektor, millesse heideti kogu tekkiv reovesi ja jäätmed. Kanalisatsiooni rajamise ettepanekuid tehti küll juba 1856. aastal, kuid jäid rahapuudusel tähelepanuta. Pärast 1858. aasta “suurt haisu” mõistis parlament aga probleemi kiireloomulisust ja otsustas ehitada Londonile kanalisatsioonisüsteemi [1].

Ühendkuningriigis prooviti 19. sajandil reovett puhastada ka põllumajandusmaal: 1840. aastal koguti puuvillatehase reovesi tiikidesse ja juhiti sealt torustikke pidi talude põldudele. Sellist reovee käitlemise moodust (sai tuntuks kui reoveefarmide süsteem) katsetasid järgmise 50 aasta jooksul mitmed omavalitsused ning 1846. aastal registreeris William Higgs nende kohta esimese patendi. Aastal 1850 võeti kasutusele horisontaalvooluga kääritid (setitid) ning aastal 1905 radiaalvooluga kääritid, milles käideldi linnade, alevite ja külade reovett ning millest eemaldati regulaarselt setet [1].

Mõned linnad hakkasid 19. sajandi lõpus kasutama reovee puhastamisel kemikaale: 1890. aastal ehitati Ameerika Ühendriikides Massachusettsi osariigis Worchesteris esimene keemilise sadestamisega reoveepuhasti [1].

19. sajandi lõpus avastati, et reovee halba lõhna saab pärast esmast ehk mehaanilist puhastamist ära hoida, kui reovette viia hapnikku. Sellest sai alguse aeroobne bioloogiline puhastus. Tänapäevase septiku eelkäija oli reoveekast või -mahuti, millesse koguti reovesi. Prantslane L.H. Mouras avastas 1860. aastatel, et reovees sisalduvad tahked ained lagunevad reoveekogumismahutis aeglaselt anaeroobse käärimise toimel. Exeteri linnamõõtja Donald Cameron patenteeris 1895. aastal täiustatud reovee kogumismahuti, mille ta nimetas septikuks [1]. Septikud on kogu maailmas kasutusel praegugi.

Kuna linnad kasvasid kiiresti ja üha suurenevat reovee hulka ei suutnud linnade äärealadel paiknevad põllumaad enam vastu võtta, muutus reoveepuhastus põllumajandusmaal üha vähem teostatavaks.

Inglismaal tegi Edward Frankland 1870. aastatel Croydonis asuvas reoveefarmis sooritatud katsetega kindlaks, et reovee filtreerumisel läbi poorse kruusa lämmastikuühendid nitrifitseeruvad, kusjuures filter püsis pikka aega ummistumata. See lõi toona revolutsioonilise mooduse reovee bioloogiliseks puhastamiseks, rakendades reoainete oksüdeerimiseks poorsele tugimaterjalile tekkivat biokilet. Selle reovee puhastamise mooduse võttis kasutusele Londoni töönõukogu peakeemik William Libdin. Aastatel 1885–1891 ehitati sellel põhimõttel töötavaid nõrgbiofiltreid kogu Ühendkuningriigis (nt Leicesteris, Sheffieldis, Manchesteris ja Leedsis) ning idee võeti kasutusele ka USA-s Lawrence'i katsejaamas Massachusettsis [1].

Aktiivmudaprotsessi avastasid 1913. aastal Ühendkuningriigis insenerid Edward Ardern ja W.T. Lockett. Manchesteri ülikooli teadlane dr Gilbert Fowler tegi 1912. aastal Massachusettsi Lawrence'i katsejaamas katseid, mis hõlmasid reovee õhustamist pudelites, mis olid kaetud vetikate arengu vältimiseks pruuni paberiga. Fowleri kolleegid Ardern ja Lockett õhustasid reovett korduvalt tühjendatavates ja täidetavates pudelites, jättes sette eemaldamata. Nad õhustasid reovett pidevalt umbes kuu aega ja suutsid saavutada proovimaterjali täieliku nitrifikatsiooni. Uskudes, et muda on aktiveeritud (sarnaselt aktiivsöega), nimetasid nad protsessi aktiivmudaprotsessiks. Katsetulemused avaldati põhjapanevas artiklis 1914. aastal ja kaks aastat hiljem hakkas Worchesteris tööle esimene täismahus pidevvoolusüsteemiga aktiivmudapuhasti [1]. Esimese maailmasõja järel levis uus puhastusmeetod kiiresti USA-sse, Taani, Saksamaale ja Kanadasse ning 1930. aastate lõpuks oli aktiivmudapuhastusest saanud üldtuntud bioloogiline reoveepuhastusprotsess.

Tööstusrevolutsiooni algus ja sellega kaasnev linnade kasv tekitas järk-järgult vajaduse tsentraliseeritud veevarustuse ja kanalisatsiooni järele. Paljudes valdkondades oli nüüdisaegsete veevarustus- ja kanalisatsioonisüsteemide rakendamise eelkäija Ühendkuningriik. Uuendused levisid peagi ka Saksamaale, mujale Euroopasse ja USA-sse. Euroopa linnade kasvades muutusid sanitaar- ja

keskkonnaprobleemid üha aktuaalsemaks ning lahendusena nähti kaasaegsete reovee puhastustehnoloogiate kasutamist.

Kanalisatsioonisüsteemide arenguga kaasnes uute pumpamistehnoloogiate, metalltorude ja puhastustehnoloogiate kasutuselevõtmine. Kui algselt olid veevarustus- ja kanalisatsioonisüsteemide arendajaks üksikisikud ja -ettevõtted, siis mida aeg edasi, seda enam suurenes munitsipaalorganisatsioonide roll [4].

Avalikkuse üha suurenev mure keskkonnakvaliteedi pärast põhjustas 20. sajandi keskpaigas reoveekäitluse ulatuslikuma ja rangema reguleerimise. Kiiresti arenevate tööstusettevõtete reovesi puhastati sageli koos asulareoveega, mistõttu muutus vajalikuks tööstusliku reovee eelpuhastamine, et vältida bioloogilisi puhastusprotsesse pärssivate mürgiste ainete juhtimist bioloogilistesse reoveepuhastitesse.

Seoses Euroopa pinnaveekogude ning Lääne- ja Vahemere seisundi halvenemisega koondus 20. sajandi teises pooles ja 21. sajandi alguses põhitähelepanu biogeenide ärastamisele reoveest, reoveesette käitlemisele ja selle kasutamisele põllumajanduses ning seadusandluse karmistamisele.

Kesk- ja Ida-Euroopa riikides oli kanalisatsioonisüsteemide ja reovee puhastamise areng pärast teist maailmasõda üsna erinev. Kui näiteks Eestis, Tšehhoslovakkias ja Ungaris jõuti selles valdkonnas üsna kiiresti omakeelse hariduse andmiseni ja seadusloome korrastamiseni, veidi hiljem ka kanalisatsioonisüsteemide ehitamise ja täiustamiseni, siis ülejäänud Kesk- ja Ida-Euroopa maades oli areng natuke aeglasem. Viimastel aastakümnetel on neis maades kanalisatsioonisüsteemide arendamine toimunud peamiselt tänu toetustele, mida saadakse Euroopa ühinemisfondide (PHARE, ISPA, Ühtekuuluvusfond jt) kaudu.

Praegu kasutab umbes 75 % Kesk- ja Ida-Euroopa riikide väikeasulatest ja maarahvastikust septikuid koos maasseimmutamisega, s.o ebapiisavat reoveepuhastust. Kui aktiivmudapuhastus levis Eesti ja Leedu maapiirkondades suhteliselt kiiresti, siis on selle puhastusviisi populaarsus viimastel aastakümnetel suurenenud ka teistes Kesk- ja Ida-Euroopa riikides. Looduslähedasi reoveepuhastussüsteeme on ehitatud peamiselt Eestis, Tšehhis, Ungaris, Poolas ja Sloveenias. Veemajanduse arengu seisukohast seatakse eri riikides eesmärgiks muuta kanalisatsiooni ja reoveepuhastuse teenus kättesaadavaks 75 – 90 %-le elanikest [5].

Hajaasustuses on maaelanike varustamiseks kanalisatsiooniteenustega rakendatud peamiselt kolme lahendust [5]:

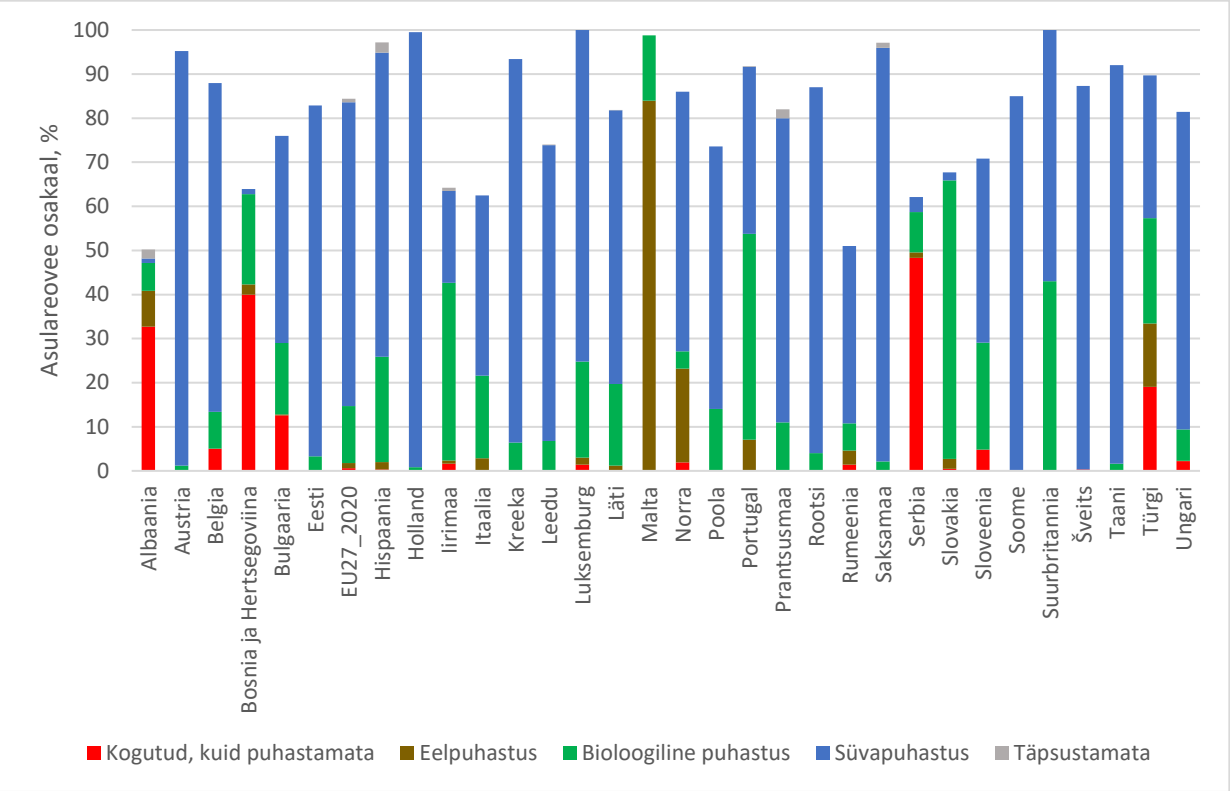
1. Väikeasulate ühendamine suurlinnade kanalisatsioonisüsteemidega. Seda tehakse Tšehhis ja Slovakkias ning Tallinna ja Tartu ümbruses ka Eestis.
2. Mitme väikeasula ühendamine ühise kanalisatsioonisüsteemiga. Seda varianti kasutatakse siiski vähem kui eelmist.
3. Igale väikeasulale ehitatakse eraldi kanalisatsioonisüsteem ja reoveepuhasti, mis on Kesk- ja Ida-Euroopa riikides enim levinud variant. Samas ei ole reoveepuhasti ehitamine alla 2000 ie reoveekogumisaladele asulareovee puhastamise direktiivi järgi kohustuslik ning on tavaliselt kohaliku omavalitsuse otsustada.

Maailmas on jõutud arusaamisele, et reoveepuhastite konstrueerimine, valmistamine, ehitamine ja hooldamine on väga kallis ning asulad omal jõul sellega hakkama ei saa. Seetõttu on vähegi jõukamates riikides koostatud rahvuslikud abi- ja nõustamisprogrammid, majanduslikult mahajäänumates püütakse aga saada soodsaid laene või välisabi.

Euroopas on kehtestatud hulk õigusakte magevee kaitsmiseks reostuse eest, et saavutada vee raamdirektiiviga kooskõlas olev veekogude hea seisund. Reovee puhastamisel on viimastel aastakümnetel pööratud erilist tähelepanu ohtlike ainete, biogeenide (lämmastiku ja fosfori) ning viimastel aastatel ka ravimijääkide ja mikroplasti ärastamisele reoveest. Aktuaalne on ka reoveesette käitlemine, reoveesettest toodete valmistamine ja nende kasutamine ning väikeasulate ja hajaasustuse reovee puhastamine. Kõigeks selleks püütakse leida odavaid ning töökindlaid puhastustehnoloogiaid ja tehnilisi lahendusi. Tänaseks on reoveepuhastusjaamadest saanud suured keerukad rajatised, millede töös hoidmiseks kulub märkimisväärsel hulgal energiat ja teadmisi. Pärast energiahinna tõusu suurenes oluliselt vajadus energiat säästa ja sellest tulenevalt hakati pöörama suuremat tähelepanu biogaasi tootmisele reoveesettest.

Seoses asulareovee puhastamise direktiivi rakendumisega suurenesid reoveesette kogused Euroopa Liidu maades kiiresti. Arvatakse, et Euroopas saavad tõenäoliselt tulevikus reoveesette käitlemisel domineerima põletamine ja kasutamine põllumajanduses, haljastuses ja tööstusalade rekultiveerimisel. Kasutamist põllumajanduses peetakse üheks kõige tõenäolisemaks arenguvõimaluseks, kuigi osades Euroopa riikides (Saksamaa, Rootsi, Holland jt) kardetakse, et tulenevalt reoveesette mõjust mullale ja põllukultuuridele kulgeb sellise kasutusviisi juurutamine raskelt [6]. Erilist tähelepanu pööratakse jõulise kontrollpoliitika ja -praktika väljatöötamisele põllumajandusliku kasutuse ohutuse tagamiseks. Euroopas on aastatepikkune kogemus reoveesette utiliseerimise alal, millest tulenevalt on tõenäoline, et võrreldakse kasutatavaid reoveesette käitlusviise ja valitakse kas põllumajanduslik kasutamine või põletamine. Kuigi eelistus kuulub esimesele, sõltub tegelik valik paljudest kultuurilistest, majanduslikest ja teaduslikest aspektidest.

On loomulik, et ka tulevikus toimub reoveepuhastite areng igas riigis vastavalt kohapealsetele majanduslikele võimalustele ja kliimatingimustele, kuid vaja on otsida ka rahvusvahelisi võimalusi, et liikuda kiiremini edasi reoveepuhastustehnoloogiate arendamises ning rajada puhasteid ka väiksemate majanduslike võimaluste ja väiksema vastava ala teaduspotentsiaaliga riikidesse. Hea ülevaate Euroopa Liidus reovee puhastamise alal toimuvast annab joonis 21.1 [7].



Joonis 22.1. Asulareovee osakaal ja reovee puhastamise tase protsendina elanikkonnast Euroopa Liidu liikmesriikides 2017. aastal [7].

22.2 Reoveekäitluse areng Eestis

Eesti veemajandus, eriti veekaitse, arenes 20. sajandi vältel väga komplitseeritud tingimustes. Iseseisva Eesti Vabariigi ajal (1918–1940) loodi selleks vajalik baas – üleriigiline hüdroloogiliste vaatluspostide võrk, mis oli 1939. aastal oma üle 100 vaatluspostiga üks Euroopa riikide tihedamaid. Tehti jõgede, järvede ja rannikumere hüdrograafilisi uuringuid ning kaardistati põhjaveevarusid. Tallinna Kõrgemas Tehnikumis (alates 1936. aastast Tallinna Tehnikaülikoolis) alustati veeinseneride koolitamist. Loodi Sisevete Uurimise Büroo. Alustati linnade ja suurtööstuste veevärgi väljaarendamist. Tallinna linn sai 1927. aastal esimese Euroopa tasemel joogiveetootmisjaama. Eesti Vabariigi algaastatel loodi ja arendati veemajanduse ja veekaitse õiguslikke aluseid. Puudus küll eraldi veeseadus, kuid seda asendas veealaste õigusaktide kogu „Veeõigus“, mille koosseisus oli mitu Vabariigi Presidendi allkirjastatud seadust. Need puudutasid veekogude omandisuhteid, veekogude kaitset reostamise eest ja

maaparandust. Valmis tsiviilõiguse seaduse eelnõu, milles oli ka veemajandus põhjalikult sätestatud, ent mis jäi 1940. aastal riigikorra muutumise tõttu seaduseks tunnistamata [8].

Esimese Eesti Vabariigi ajal rajati suuremates linnades (Tallinnas, Tartus, Pärnus, Narvas) sademevee ja peamiselt tootmisreovee ärajuhtimiseks kanalisatsioonivõrke ja -kraave. Tallinnale oli 20. sajandi alguseks rajatud ühisvoolne kanalisatsioonisüsteem, mille kaudu puhastamata reovesi juhiti lähimatesse kraavidesse, vooluveekogudesse või merre. Enne sõda ehitati Seevaldi kanalisatsioonikollektori lõppu Stroomi randa settebasseinid. 1939. aastal oli Tallinnas 130 km kanalisatsioonitorustikku, millest ca 50 % oli betoontorudest [8].

Tartu linna veevärk avati pidulikult 17. novembril 1929. aastal ning 1930. aastal kehtestati Tartus esimene sundmäärus veevarustus- ja kanalisatsioonisüsteemide ehitamise kohta. Esikohal oli veevärgi ehitamine, kuid rajati ka kanalisatsioonitorustikke ja reovee kogumismahuteid. Tartu linnas juhiti puhastamata tööstus- ja olmereovesi mitmekümne veelaskme kaudu Emajõkke, mille vee kvaliteet seetõttu pidevalt halvenes. Veereostuse mõju jõudis ka Peipsi järve. Veevarustus- ja kanalisatsioonisüsteemide ehitus võis toimuda linnavalitsuse loal ja ettevõtjate kaudu, kellel oli selleks linnavalitsuse luba [9].

Aastatel 1941–1944 oli Eesti okupeeritud ning sõjategevuses hävisid mitmed vesiehitised ja veevarustus- ja kanalisatsioonisüsteemid. Pärast sõda rakendas nõukogude võim jõumeetodeid kollektiivsete suurmajandite (kolhooside) rajamiseks ja talumajapidamiste likvideerimiseks. Tekkisid maa-asulad, mis vajasid veevarustust ja reovee käitlemist. Vee kasutamise ja kaitse küsimusi lahendati 1950. aastatel Kommunaalmajanduse ja Põllumajanduse Ministeeriumis.

Sõjajärgsetel aastatel tehti väheste Eesti inseneride juhtimisel uurimis- ja projekteerimistööd veevarustus- ja kanalisatsioonisüsteemide taastamiseks, sageli ka osa ehitustöödest. Reovee osas tegeldi peamiselt kanalisatsioonitorustike taastamise ja lokaalsete kanalisatsioonisüsteemide rajamisega.

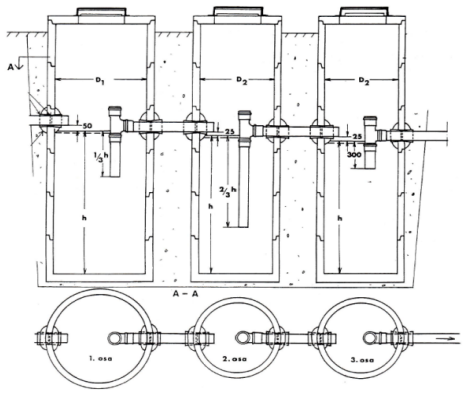
Uute veeinseneride ettevalmistamine toimus pärast sõda Tallinna Polütehnilise Instituudi (TPI) hüdrotehnika ja teedeehituse instituudis, mille kateedrit juhtis August Velner. 1950. aastate alguses lõpetas TPI mitu tulevast tuntud erialateadlast (H.-A. Velner, L. Paal, A. Maastik, A. Aitsam, U. Liiv jt), kes täiendasid end Leningradi ja Moskva ülikoolides, kus osa neist kaitses ka kandidaadi- või doktorikraadi.

Aastal 1954 avati TPI-s uus eriala – sanitaartehnika ning 1958. aastal loodi sanitaartehnika ja hüdraulika kateeder, mida juhatas Leo Tepaks. Selle eriala valinutest pidid saama universaalsed spetsialistid, kes oleksid võimelised töötama nii veevarustuse ja kanalisatsiooni kui ka kütte ja ventilatsiooni alal [10].

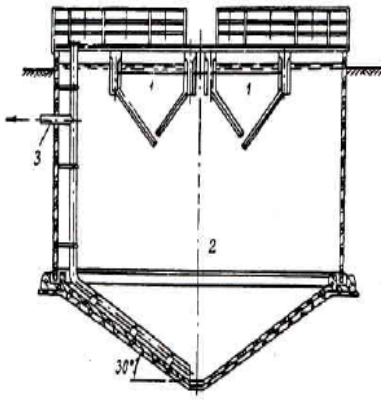
Pärast sõda kehtestati Eestis Nõukogude Liidu ehitusnormid ja eeskirjad (SNiP) ning sanitaarkaitse-normid, millega reguleeriti veekogude veekaitsenõudeid sõltuvalt sellest, mis otstarbel veekogu kasutamist leiab. Vastavate uuringute teaduslikud alused töötasid Nõukogude Liidus välja TPI teadlased H.-A. Velneri juhtimisel [8].

Esimene sõjajärgne reoveepuhastite ehitamist reguleeriv seadusandlik akt oli ENSV Ministrite Nõukogu 02. augusti 1951. aasta määrus nr. 640, milles oli nimestik tööstusettevõtetest, millele tuleb ehitada reoveepuhastid [11]. See hõlmas ainult Eesti NSV alluvuses olevaid tööstusettevõtteid, liidulise alluvusega tööstuste kohta suuniseid ei antud [12].

Kahel esimesel sõjajärgsel aastakümnel ehitati reovee puhastamiseks vaid septikuid (vt joonis 21.2) ja mõned emšerid (vt joonist 21.3) [13].

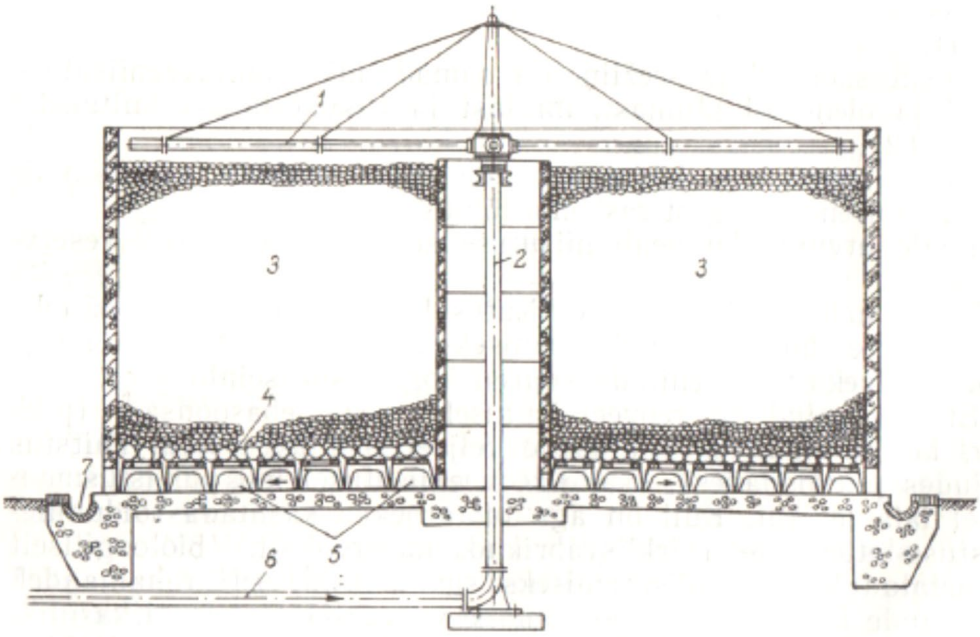


Joonis 22.2. Kolmekambriline septik [14]



Joonis 22.3. Emšer: 1 – esimese astme setiti settimisrennid, 2 – teise astme setiti koos käärimiskambriga, 3 – sette-eemaldustorustik [15]

Kohtla-Järvel, Jõhvis, Sompas, Sindis ja mujal ehitati 50. aastatel mõnele üleliidulise tähtsusega suurtööstusettevõttele üksikuid biopuhasteid, peamiselt nõrgbiofiltreid (vt jooniseid 21.4 ja 21.5) [13].



Joonis 22.4. Nõrgbiofiltri tehnoloogiaskeem: 1 – reaktiivniisuti, 2 – püstik, 3 – filtermaterjal, 4 – kandekiht, 5 – drenaaž, 6 – juurdevoolutorustik, 7 – äravoolurenn [16]



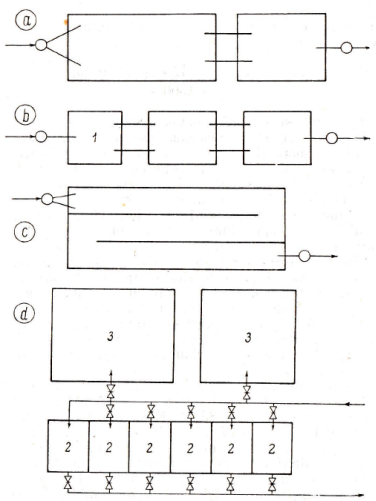
Joonis 22.5. Kohtla-Järve kunagised nõrgbiofilrid (Foto A. Maastik).

Sel ajal pärines 60–70 % kogu riigis tekkivast reoveest (*ca* 750 000 m^3/d) tööstusettevõtetest ja 15–20 % põllumajandussaadusi töötlevast tööstusest, ülejäänu oli olmereovesi. 1965. aastal loeti puhastatuks ainult 10 % kogu reovee hulgast ning sedagi puudulikul määral. Väga halb oli olukord maal [8, 13].

TPI-s loodi 1961. aastal veekaitse (sanitaartehnika) probleemlaboratoorium, mille ülesandeks sai välja töötada Eesti tingimustesse sobivad veekaitseabinõud ja -lahendused. Ajapikku jõudis see laboratoorium väikeste jõgede isepuhastusvõime uurimisel ning vee kvaliteedi parandamisel juhtivale positsioonile kogu Nõukogude Liidus [8]. Töö alustamisel tugineti 60. aastatel koostöös Tartu Riikliku

Ülikooli hügieenilaboratooriumiga tehtud uurimistööle veekogude reostajate ning Lõuna-Eesti veekogude seisundi ja isepuhastumisvõime kohta [8, 12].

Kuivõrd NL-s kehtivad normid lugesid eriti toiduainetööstusettevõtete reovee puhastamise eelismooduseks reoveeniisutust, rajati 1960. aastatel kolm reoveeniisutusala (Saha-Loo linnuvabrikule, Vaida meiereile ja Kadrina tärklisevabrikule) ning valmimas oli ka reoveeniisutusala Salutaguse pärmivabrikule, kusjuures kõik nad sattusid kaitsmata põhjaveega aladele. EPA-s A. Maastiku juhtimisel tehtud põhjalik uuring põllumajandusettevõtetes tekkiva reovee ja Eesti hüdrogeoloogiliste tingimuste kohta näitas, et Eesti kliimas ja geoloogilistes oludes ei ole aastaringsel reoveeniisutusel mingit tulevikku, mistõttu reoveeniisutusest loobuti [17]. Samal ajal alustas A. Maastik Eesti Põllumajanduse Akadeemias katseid biotiikidega (vt joonist 21.6), milles kulgevaid bioloogilisi protsesse uuris E. Kukk TRÜ botaanikakateedrist. Esimene biotiik Eestis valmis Vana-Kuuste meierei reovee puhastamiseks 1964. aastal. Tulemused olid lootustandvalt head ja biotiikide rajamine oli järgnevail aastail maa-asulates üsna sage. Aastaks 1975 oli Eesti maa-asulate ja mitmesuguste põllumajandusobjektide tarvis ehitatud üle 740 reoveepuhasti, kus biotiigid toimisid iseseisva puhastina (244 seadet) või kus neid kasutati järelpuhastina (500 seadet). Ka hiljem on biotiigid olnud soositud reovee puhastamise looduslähedased seadmed ja mitmete katsetuste objektiks. Põhiliselt rajati aeroobseid biotiike, kuid vähesel arvul on rajatud ka anaeroobseid, nagu näiteks Türi linna reoveepuhastussüsteemis [13, 15].



Joonis 22.6. Eestis kasutatud biotiikide tehnoloogiaskeeme: a) läbivoolutiigid; b) anaeroobse eelpuhastustiigiga reoveepuhasti, 1 – tiigikaskaad; c) serpentiinbiotiik; d) 2 - kontaktbiotiikidega ja 3 - kogumistiikidega reoveepuhasti [16]

Katseid tehti ka õhustatavate biotiikidega: E. Kirt ja A. Maastik rakendasid Jõgeva rajooni Pajusi kolhoosi Nurga tärklisvabriku biotiikidel kavitatsioonaeraatoreid ja ejektorõhusteid. Õhustuse tõhustamiseks pandi seal ka aeraatorid liikuma (vt joonist 21.7). Vaatamata üsna headele tulemustele ehitati õhustatavaid biotiike Eestisse ainult kümmekond.



Joonis 22.7. Nurga tärklisvabriku liikuvate pindõhustitega biotiik (Foto A. Maastik).

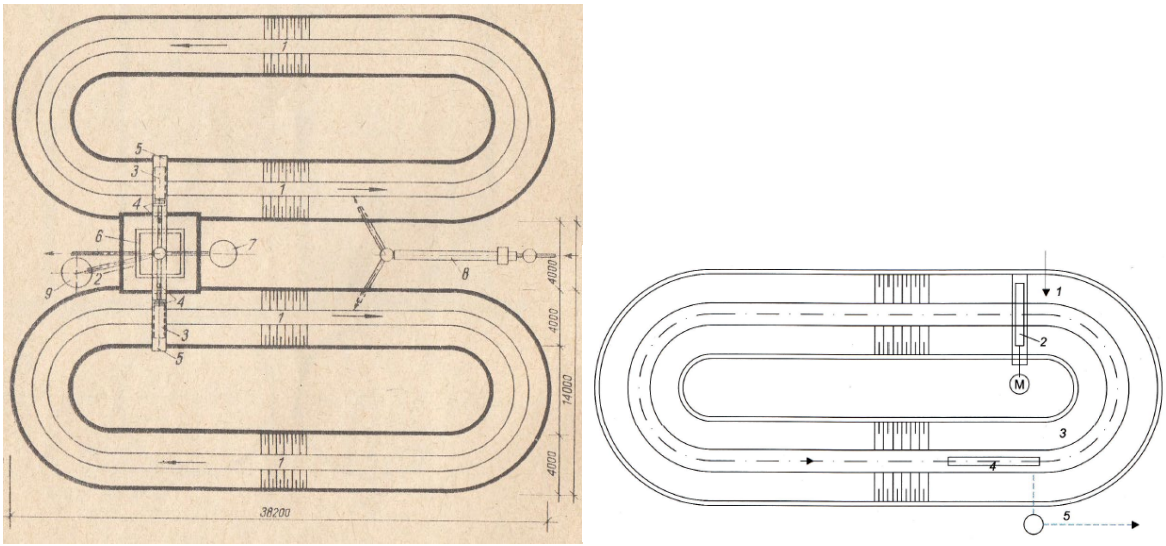
Vee Kasutamise ja Kaitse Valitsuse (VKKV) juurde loodi 1965. aastal hüdrokeemia kesklaboratoorium [18]. Samal aastal asutati ENSV MN Riiklik Maaparanduse ja Veemajanduse komitee, millega liideti Veeressursside Kasutamise ja Kaitse Valitsus. Järgnevatel aastatel koordineeris reoveepuhastite väljatöötamist Riikliku Maaparanduse ja Veemajanduse komitee juures asuv ametkondadevaheline puhastusseadmete komisjon, mille tööprogramm hõlmas reoveepuhastuse teooriat ja praktikat ning kes arutas läbi kõik uudsed projektlahendused.

Aastatel 1960–1970 suurenes veekogudesse juhitava heitvee hulk 2,2 ja saastatuse tase ca 1,7 korda [19]. Kiiresti oli vaja töökindlaid reoveepuhasteid. Tol ajal olid projekteerijail valida peale septiku ja emšeri vaid killustiktäidisega nõrgbiofiltrid. Need aga läksid ruttu umbe ja vajalikku puhastust ei saadudki. Uute reoveepuhastite väljatöötamist soodustas see, et aastateks 1964–1965 oli välja kujunenud teotahteline ja tulemuslikult tegutsev veemajandustuumik, kuhu kuulusid teadlased, projekteerijad, insenerid ja mõned inspektoridki [13]. Reoveepuhastite intensiivse projekteerimise ja ehitamisega tehti Eestis algust aastal 1965 [15]. Selleks ajaks oli linnade veekaitsele pühendatud projekteerimistegevus koondunud RPI Eesti Projekti ja RPI Kommunaalprojekti, tööstusettevõtetega tegeles RPI Eesti Tööstusprojekt ning maa-asulate veekaitse ja maaparandus olid RPI Maaehitusprojekti ja RPI Maaparandusprojekti valdkond [8]. Kuna üleliidulistes reoveepuhastite tüüpprojektides toodud tehnilised lahendused ei olnud sageli sobilikud ja konstruktiivselt vastuvõetavad, siis hakkasid Eesti insenerid otsima ajakohasemaid puhasteid, võttes sageli aluseks ka Eesti oludesse kohandatavaid välisriikide lahendusi. Samas tuli arvestada Eesti ja kogu Nõukogude Liidu turul valitsevat aeratsiooni-, pumpamis-, elektri- ja automaatikaseadmete defitsiiti.

Uuringuid alustati aktiivmudapuhastite rajamise eesmärgil. Välismaistest lahendustest valisid A. Maastik ja E. Kukk hollandlaste konstrueeritud ringkanalid (vt joonist 21.8). Esimesed katseseadmed ehitati Nõo meierei ja Tarvastu tärklisevabriku reovee puhastamiseks aastatel 1965–1966 [15]. Et ringkanalite lehter-järelsetitid kujunesid väga sügavaks, konstrueerisid A. Maastik ja E. Kirt nende

asemele kanali sisse pandava tööstuslikult toodetava laminaarsetiti. Ringkanalid olid suhteliselt lihtsa ehituse ja ekspluatatsiooni ning odavuse tõttu üsna levinud puhastusseadmed. Ajapikku täiustati ka nende konstruktsiooni: õhustusrootori ehitust, rootori kaitset jäätumise vastu, mudatagastust ning paigaldati neisse lisaseadmeid vee ringliikumises hoidmiseks. A. Maastik koostas 1966. aastal käsikirja „Juhtnööre ringkanalite projekteerimiseks Eesti NSV-s“.

NSVL-i Teaduse ja Tehnika Komitee moodustas 1968. aastal Soome lahe veekaitse töörühma, milles Eesti ja Soome veeteadlaste kõrval osalesid ka Leningradi teadlased. Töörühmal oli oluline osa Tallinna ja Leningradi linnade kanalisatsioonisüsteemide väljaehitamisel ning, mis eriti tähtis, Läänemere Veekaitse Konventsiooni ettevalmistamisel ning töölerakendamisel [8].



Joonis 22.8. Ringkanalid. Lehtersetitiga ringkanalid: vasakul: 1 – ringkanal, 2 – setiti, 3 – trummelõhusti, 4 – aktiivmudatõstuk, 5 – teenindussild, 6 – väljavool, 7 – mudatihendi, 8 – liivapüünis, 9 – mudatihendi variant paariskanali puhul. Paremal laminaarsetitiga ringkanal: 1 - juurdevool, 2 - trummelõhusti, 3 - kanal, 4 – laminaarsetiti, 5 – väljavool [16, 20, 21]

Kuuekümnendate aastate lõpupoolel kujunes Eestis välja kaks „koolkonda“, mille eestvedajateks olid Tartus A. Maastik ja Tallinnas H. Mölder. Enamasti eelistas Tartu „koolkond“ reovee mehaanilise õhustusega reoveepuhasteid ja biotiike ning Tallinna „koolkond“ pneumaatilise aeratsiooniga reoveepuhasteid. Reoveepuhastite projektlahenduste väljatöötamisega tegelesid praktiliselt kõik asutused, kes veevarustus- ja kanalisatsioonisüsteeme projekteerisid.

Eesti projekteerimisinstituutidesse koondunud erialainseneride grupid töötasid koostöös TPI (H. Mölder) ning EPA (A. Maastik) ja TRÜ (E. Kukk) teadlastega välja õige mitu reovee väikepuhastite projektlahendust [15]: RPI Eesti Projekt kompaktpuhastid BIO–25, BIO–50 ja BIO–100; RPI Eesti Tööstusprojekt kaevpuhasti KP–21, ringkanali RK–200, rõngaspuhastid MRP–300 ja MRP–1000; PI EKE Projekt kaevpuhastid EKE B–5/8 ja EKE B–14/21 ning ringkanalid RK–120 ja RK–250; RPI Eesti Maaehitusprojekt kompaktpuhastid OXYD–45, OXYD–90 ja OXYD–180.

Reoveepuhastid konstrueeriti nii, et nad võimaldaksid normaalsel hooldamisel vähendada BHT-d 85–95 % ning et puhastatud olmeheitvee BHT5 = 15–25 mgO_2/l. Nähti ette, et kui suublaks on väikese läbivooluga või seisuveekogu (veehoidla, tiik vms), tuleb reovesi puhastada ka biogeensetest elementidest. Fosfori eemaldamiseks soovitati keemilist puhastust, lämmastiku kõrvaldamiseks biotiike. Biogeeniärastuse põhimõtted olid selle aja kohta väga edumeelsed [15].

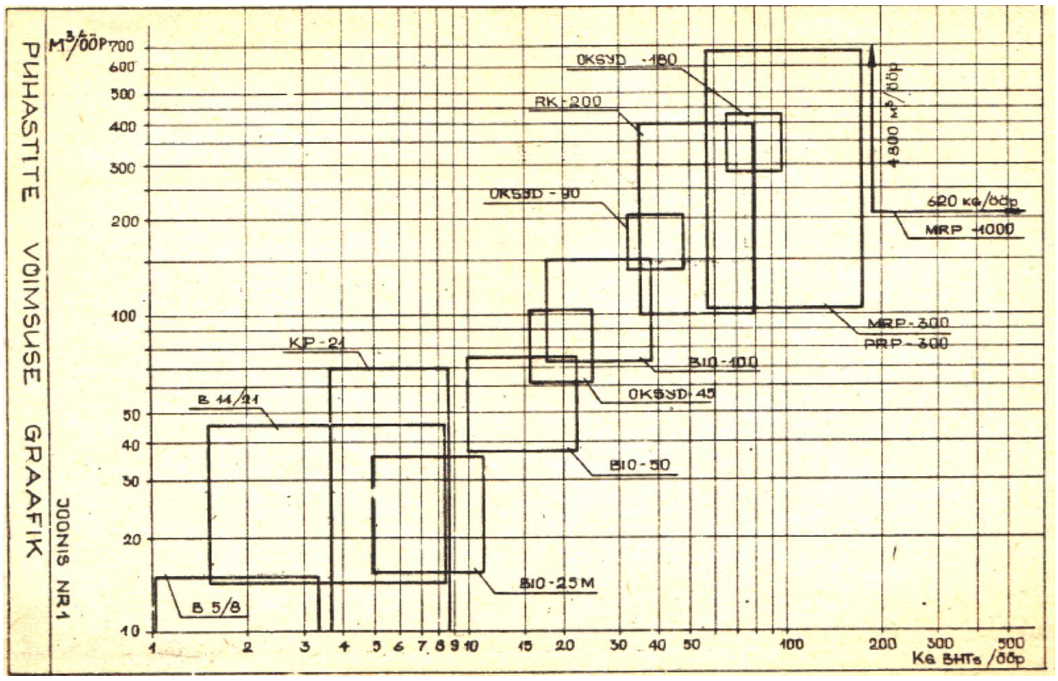
Aastal 1972 hakkas reoveepuhastite ehitamist koordineerima Ehituskomitee ning samal aastal andis RPI Eesti Projekt välja „Eesti NSV-s väljatöötatud reoveepuhastite kataloogi“ (toimetajad J. Malmet ja J. Kaljumäe). Kataloogis kirjeldatud reoveepuhastite (bioloogiliste aktiivmudapuhastite) koondandmed on toodud tabelis 21.1 ning puhastite jõudluspiirid joonisel 21.9 [22].

Tabel 21.1. Reoveepuhastite põhinäitajad [22]

Seade	Tehnoloogilised näitajad						
	Hüdrauli-line koor-mus m^3/d	Mahukoor-mus g BHT_5/m^3	Reostuskoormus		Elektriline võimsus		Õhusti liik
			kg BHT_5/d	ie	installee-ritud kW	tarbitav kW	
B - 5/8	8-15	100-400	0.51-3,32	9-61	1,0	-	püstõhusti
B - 14/21	15-45	100-400	1,49-8,52	28-158	1,7	-	püstõhusti
BIO - 25M	15-35	180-400	5-11	100-200	7,3	4,5	õhupuhur
KP - 21	10-70	180-400	3,8-8,4	70-155	6,0	3,0	õhupuhur
BIO - 50	40-75	180-400	10-22	190-400	9,7	5,7	õhupuhur
OXYD - 45	72-105	400-600	16,2-24,3	333-500	8,1	4,7	õhupuhur
BIO - 100	80-150	180-400	17,5-39,0	320-700	17,6	11,6	õhupuhur
OXYD - 90	144-210	400-600	32,4-48,6	566-1000	23,9	13,0	õhupuhur
RK - 250	240	100-210	25-52	500-1000	25	-	rõhtõhusti
OXYD - 180	288-400	400-600	65-97	1332-2000	26,9	16,0	õhupuhur
RK - 200	100-400	180-400	36-80	670-1500	30	-	rõhtõhusti
MRP - 300	100-650	180-600	57-190	1100-3800	16,5	11,0	rõhtõhusti
PRP - 300	100-650	180-600	57-190	1100-3800	26,0	13,0	õhupuhur
MRP - 1000	200-4800	200-600	206-620	4100-12500	33,0	27,5	rõhtõhusti

Reoveepuhastid jagati kahte gruppi. Grupis A olid need, mille projekte võis puhasti väljatöötanud instituudi nõusolekul korduvalt kasutada konkreetse sidumisprojekti koostamiseks. Väljaspool Eestit võis neid projekte kasutada vaid kooskõlas NSVL Ministrite Nõukogu 18. augusti 1972. aasta korraldusega nr. 1798-k. Gruppi B kuulusid eksperimentaalsed puhastid, mille töökindluse ja efektiivsuse kontrollimine ei olnud veel lõppenud. Nende projektide kasutamiseks oli vaja puhastusseadmete komisjoni luba, kusjuures eksperimentaalseid puhasteid ei tohtinud ehitada üle kümne. Seejärel otsustati, kas nende ehitamist võis jätkata. Kõik uudsed projektlahendused arutati läbi puhastusseadmete komisjonis, mille soovituseta ei tohtinud veemajanduse inspektsioonid neid kooskõlastada [13]. Gruppi A kuulusid: BIO–25 M, BIO–50 ja BIO–100; OXYD–45; EKE-B–5/8 ja 14/21,

RK–120 ja RK–200, MRP–300 ja PRP–1000 ning Gruppi B: OXYD–90, OXYD–180, KP–21, PRP–300 ja RK–250 (vt jooniseid 21.10 – 21.15). Elu tegi siiski korrektiive: kuigi EKE–B tüüpi seadmed olid grupis A, keelas puhastusseadmete komisjon 1975.aastal nende ehitamise puuduliku töökindluse tõttu ära.



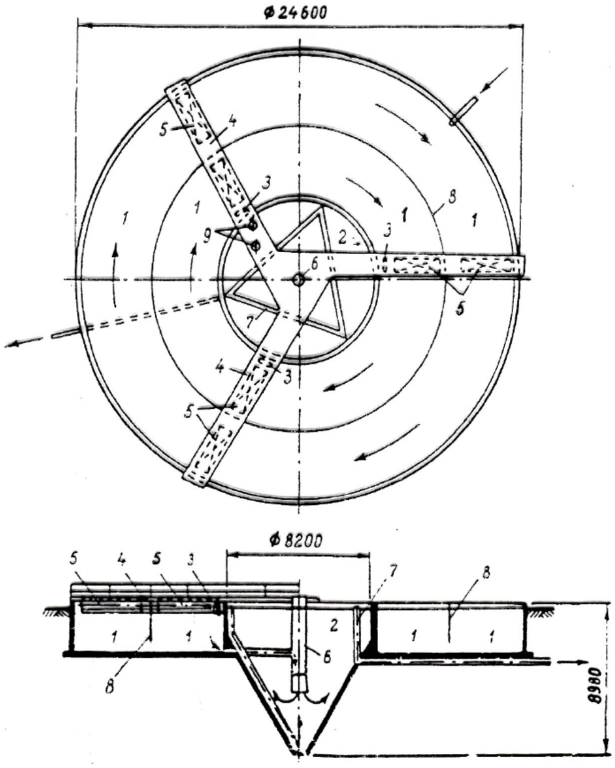
Joonis 22.9. Reoveepuhastite jõudluspiirid [22]

Tartu (hiljem Võru) Maaparanduse Valitsuse juhataja asetäitja veemajanduse alal Lembit Esko aitas igati kaasa, et uued puhastid kiiresti praktikasse jõuaksid ja nii ehitatigi suurem osa esimestest väikepuhastitest Lõuna-Eestisse.

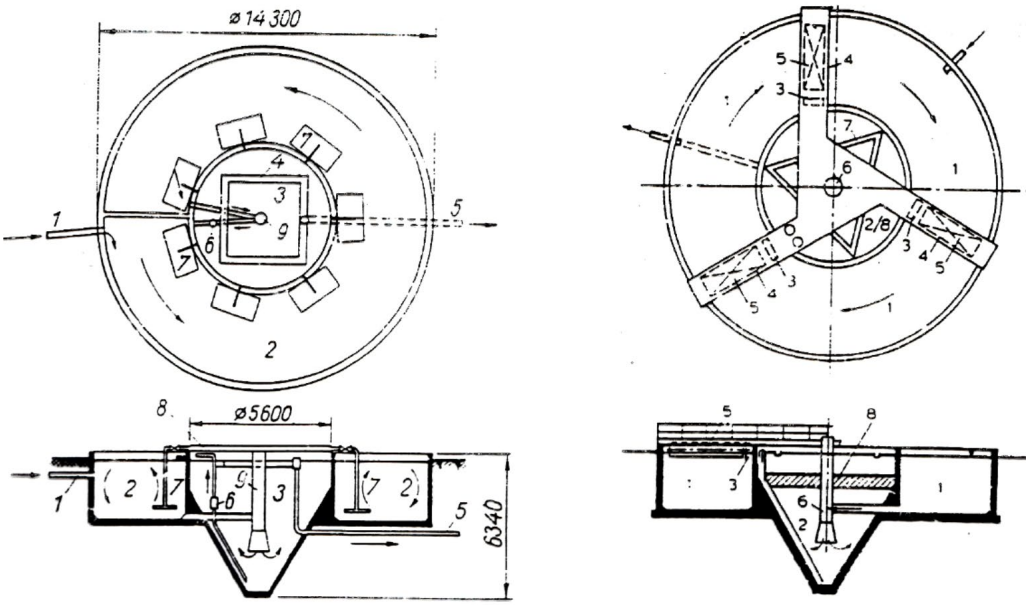
Esimese kümne aastaga rajati kõige rohkem BIO–M tüüpi puhasteid (225), millele järgnesid arvukuselt kaevpuhastid EKE–B (214). Neist esimesi hakati 1968. aastal tootma Rakvere rajooni Põllumajandustehnika Tootmiskoondise (EPT) Väike-Maarja tsehhis ja Rakvere külje all Näpi asulas. BIO-tüüpi puhastid, millest esimene paigaldati 1970. aastal, on olnud läbi aegade soositumad ja enamehitatud väikepuhastid Eestis: 1994. aasta lõpus oli neid 435 ehk 41 % puhastusseadmete üldarvust. Alates 1981. aasta lõpust hakati metalli kokkuhoiu eesmärgil ning seadmete transpordi lihtsustamiseks (BIO–M mõõtmed ei vastanud raudteetranspordi nõuetele) tootma nende uut modifikatsiooni BIO–T. Esimene OXYD-tüüpi reoveepuhasti rajati 1969. aastal ja 1994. aastal oli neid ekspluatatsioonis 111, mis moodustas 10 % väikepuhastite koguarvust. Ringkanaleid oli 1983. aastaks Eestisse ehitatud 68, kõige rohkem Võru ja Põlva rajooni (kummassegi ca 20 puhastit) ning 1994. aasta lõpuks oli neid ekspluatatsioonis 50 ehk 4,6 % puhastusseadmete koguarvust. Kõige suuremad Eestis välja töötatud tüüpjooniste järgi ehitatud puhastusseadmed on rõngaspuhastid, millest MRP–300 ja MRP–1000 on mehaanilise ja PRP–300 surveõhustusega. Eestis oli 1983. aastaks ehitatud 38 MRP-tüüpi ja 19 PRP-tüüpi puhastit. Viimane rõngaspuhasti ehitati 80ndate aastate lõpus Väike-Maarjasse,

1994. aasta lõpuks oli ekspluatatsioonis 19 puhastit MRP ja 22 puhastit PRP. Tartu Ülikooli teadurid töötasid välja ja kalurikolhoosis "Oktoober" valmistati mõned eksemplarid puhastusseadet "AEROTANK" (nimetati ka kolonnaerotangiks KAT–1M), mis oli mõeldud asulareovee bioloogiliseks puhastamiseks eel- või järelpuhastina, mõningatel juhtudel ka põhipuhastina. Meie uued puhastusseadmed said tuntuks ka väljaspool Eestit ning nad võeti üleliiduliselt soovitatavate reoveepuhastite nimekirja.

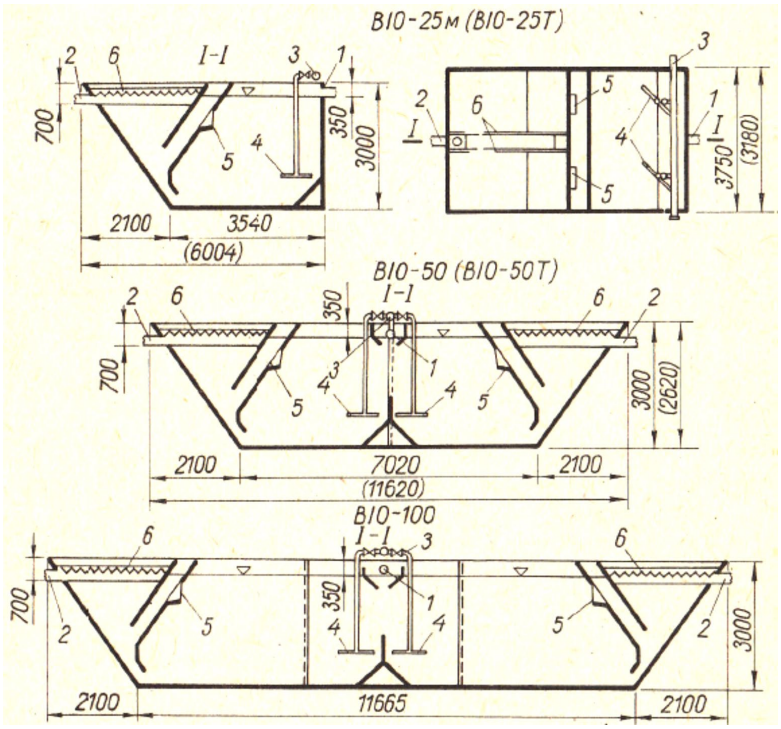
H. Mölder, A. Maastik ja RPI Eesti Tööstusprojekt insenerid koostasid 1972. aastal “Bioloogiliste väikepuhastite ekspluateerimise juhendi“, mis kooskõlastati Maaparanduse ja Veemajanduse Komitee, Tervishoiu Ministeeriumi Sanitaar-epidemioloogia Valitsuse ja ametkondadevahelise puhastusseadmete komisjoniga. RPI Eesti Projekt andis 1972. aastal välja "Pneumaatilise aeratsiooniga bioloogiliste väikepuhastite ekspluatatsiooni eeskirjad“. Reoveepuhastite hooldajate ja operaatorite teadmiste tõstmiseks korraldasid veemajandustöötajad ja teadlased koos tehnilise teenindamise jaoskondadega neile õppepäevi.



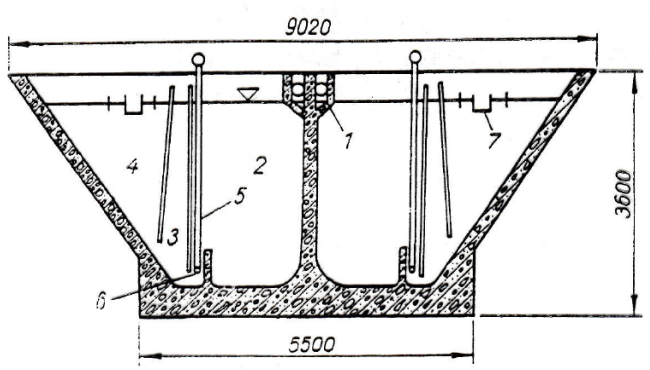
Joonis 22.10. Rõngaspuhasti MRP-1000: 1 - õhustuskanal, 2 - setiti, 3 - mudatõstuk, 4 - teenindussild, 5 - õhustusrootor, 6 - tsentraaltoru, 7 - ülevoolurenn, 8 - juhtsein, 9 – mudapump [16]



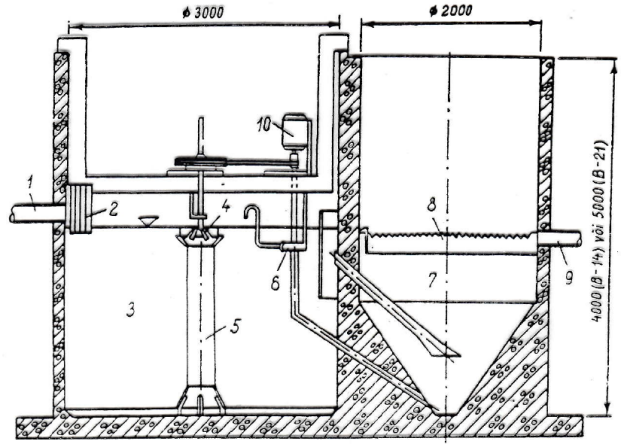
Joonis 22.11. Vasakul rõngaspuhasti PRP - 300 (1 - sissevool, 2 - õhustuskanal, 3 - setiti, 4 - ülevoolurenn, 5 - äravool, 6 - tagastusmuda õhktõstuk, 7 - õhustid, 8 - suruõhutorustik, 9 - tsentraaltoru, 10 – mudatagastuspump), paremal rõngaspuhasti MRP - 300 (1 – õhustuskanal, 2 – setiti, 3 – mudatõstuk, 4 – teenindussild, 5 – õhustusrootor, 6 – tsentraaltoru, 7 – ülevoolurenn, 8 – laminaarsetitiga variant) [20]



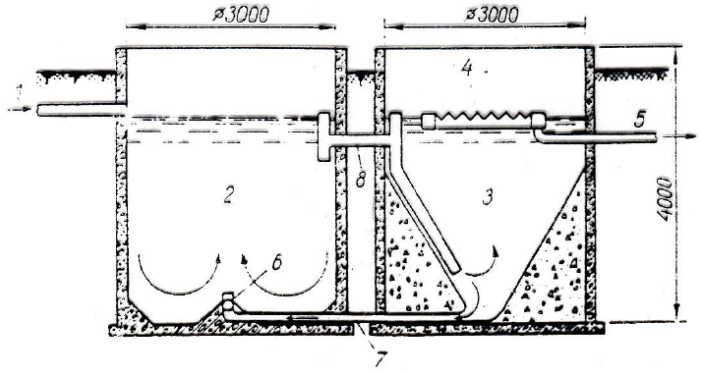
Joonis 22.12. Reoveepuhastid BIO: 1 - juurdevoolutoru, 2 - äravoolutoru, 3 - suruõhutorustik, 4 - pihusti, 5 - reguleeritav ava, 6 – hammasülevool [22]



Joonis 22.13. Reoveepuhasti OXYD ristlõige: 1 - juurdevool, 2 - õhustuskamber, 3 - õhueraldussäht, 4 - setiti, 5 – suru-õhutorustik, 6 - pihusti, 7 – ülevoolurenn [20]



Joonis 22.14. Mehaanilise õhustusega kaevpuhasti B 14/21: 1 - juurdevool, 2 - võrekorv, 3 - õhustuskamber, 4 - pindaeraator, 5 - tõusutoru, 6 - mudatagastuspump, 7 - setiti, 8 - ülevoolurenn, 9 - äravool, 10 – elektrimootor [20]



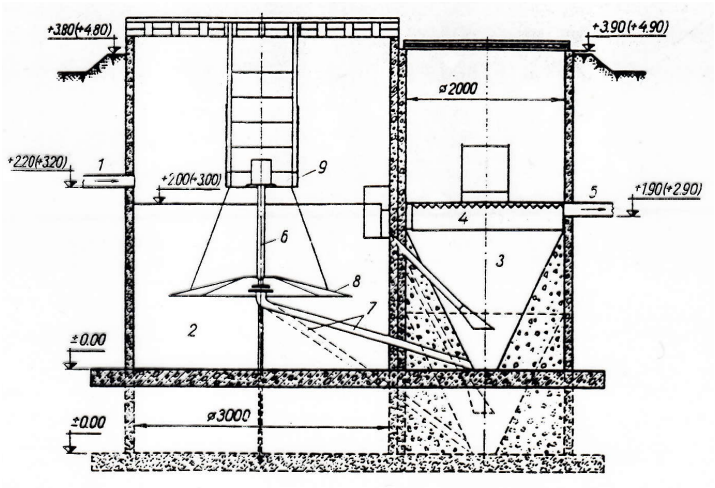
Joonis 22.15. Pneumaatilise õhustusega kaevpuhasti KP - 21: 1 - juurdevool, 2 - õhustuskamber, 3 - setiti, 4 - ülevoolurenn, 5 - äravool, 6 - suruõhutorustik, 7 - mudatagastustoru, 8 – ülevoolutoru

Eestis oli reoveepuhastite koguarv 1987. aastal 1126 ning 1992. aastal 1150. Tõenäoliselt oli neid maksimaalselt 1200 kas 1990. või 1991. aastal, millest alates hakkas reoveepuhastite arv vähenema [15]. Peamisteks reoveepuhastite arvu vähenemise põhjusteks olid suured ümberkorraldused põllumajanduses ja tööstuses ning omandisuhete muutumine.

EPA-s toimiv reoveepuhastuse uurimisgrupp viidi 1969. aastal üle PI EKE-Projekti Tartu osakonda. Sellest grupist, mille eesotsas oli Taavet Varendi, kujundati isemajandav, oma laboriga puhastite

teenindustalitus (väikepuhastite häälestusgrupp, mis tegi oma mudelkatseid EPA hüdraulika laboris) [13, 15]. Grupp likvideeriti 1975. aasta lõpus kui EKE Projektile mittevajalik üksus [13], ent 1978. aastal sai sellest ENSV Liha- ja Piimatööstuse Ministeeriumi KTB keskkonnakaitseosakond.

Mõned aastad pärast uute reoveepuhastite rajamist selgus nende ülevaatamisel, et kõige probleemsemad olid raudbetoonrõngastest ehitatud kaevpuhastid, millel puudus mehaaniline eelpuhastus (võre ja liivapüünis), mudatagastus ning mille rõngavahelised vuugid lekkima tikkusid. Väikese töökindluse tõttu keelas puhastusseadmete komisjon 1974. aastal EKE-B tüüpi seadmete, mida oli 1983. aastal arvel 175, edasise ehitamise. 1970. aastate lõpus ja 1980. alguses hakati nende õhustusseadmeid asendama Jõgeva EPT LEMK-is (Liikuv Eriehitustööde Mehhaniseeritud Kolonn) toodetavate kavitatsiooniaeraatoritega. Olemasolevate kaevpuhastite rekonstrueerimiseks kavitatsioonaeraatori baasil töötati välja uus lahendus K–4/21 (vt joonist 21.16).



Joonis 22.16. Moderniseeritud kaevpuhastid K - 14/21 (punktiiriga 3 m sügavuse veega variant, so K – 21): 1 - juurdevool, 2 - õhustuskamber, 3 - setiti, 4 - ülevoolurenn, 5 - äravool, 6 - kavitatsioonaeraator, 7 - mudatagastustoru, 8 - põrkekraan, 9 – teenindussild [20]

Kavitatsioonaeraatoreid kasutati ka BIO- ja OXYD-tüüpi reoveepuhastites, kuid sageli oskamatult, ning see häiris puhastusprotsessi. Hiljem rekonstrueeriti osa olemasolevaid kaevpuhasteid Soomest tarnitud puhastite BIOCLERE baasil [15]. Paremini töötasid OXYD- ja BIO-tüüpi reoveepuhastid, milles reovett õhustati tehnohoones paiknevate puhuritega. Mehaanilised õhustusseadmed (trummelaeraatorid), mida valmistasid pooltööstuslikult Jõgeva EPT ja Viljandi LEMK, olid vähem vastupidavad [13]. Täiendusi vajasid kaevpuhastid, ringkanalid ja rõngaspuhastid.

Esimesed välismaised reoveepuhastid jõudsid Eestisse 1970. aastate teisel poolel. Hiiumaal paigaldati Käinasse 1976. aastal Soomest ostetud aktiivmudapuhasti RAPID-BLOC ja Venemaalt hakati Eestisse tooma reoveepuhasteid КУ (rajati seitse tükki).

Et Eesti oli 1970. aastatel teistest NSVL vabariikidest reoveepuhastite väljatöötamise ja evitamise alal kaugele ette jõudnud, järgnes tehtud tööle ka üleliiduline tunnustus. 1974. aasta NSV Liidu Rahvamajandussaavutuste näitusel anti Eesti teadlastele näituse hõbemedal (A. Maastik puhastusseadmete väljatöötamise ja ekspluatatsiooni juhendi koostamise eest) ja kaks pronksmedalit (L. Esko ja T. Raia puhastusseadmete väljatöötamise, rakendamise ja uuringutele kaasaaitamise eest). Autorikollektiiv J. Annus, K. Hannus, J. Heinpalu, J. Kaljumäe, E. Kirt, A. Lepik, A. Maastik, J. Malmet, H. Mölder, T. Varendi, H. Velner sai 1972. aastal ENSV teaduse ja tehnikaalase preemia [15].

Seni biopuhastite uurimise ja konstruktsioonielementide täiustamisega peamiselt tegelenud EPA ja TPI kõrval hakkasid 1970. aastatel ja 1980. aastatel reoveepuhastitega tegelema ka ELVI EKB keskkonnakaitseosakond ning Liha- ja Piimatööstuse KTB keskkonnakaitseosakond. Peatähelepanu põõrati biogeenide ärastamisele (TPI), reovee õhustamisele puhastites (EPA, ELVI EKB) ning ringkanalite (EPA) ja kaevpuhastite konstruktsiooni täiustamisele (ELVI EKB; PI EKE Projekt, EPA). Seoses puhastite tehniliste seadmete hankimisraskustega hakati ELVI EKB-s valmistama ja Võru EPT-s tootma kavitatsioonaeraatoreid KAC-110 ning läga- ja fekaalipumpasid Ф 53/6 ja Ф 72/8. AS MEEDA hakkas Harju-Ristil väikepuhastite BIO–25 ja BIO–50 jaoks vaakumpumpade baasil tootma õhupuhureid VVP–0,5 P ja VVP–1,0 P [12, 15].

Eestis alustati 1970. aastatel tööstuslike loomakasvatuskomplekside rajamist. Ligi sajas suurfarmis oli vaja hakata puhastama reovett [12]. EPA teadlased A. Maastiku juhendamisel alustasid 1973. aasta alguses Saaremaal ja seejärel Hiiumaa, Paide, Rakvere, Viljandi, Põlva ja Võru rajoonis punktreostusallikate ülevaatust selgitamaks nende osakaalu reostusbilansis. Kokku kirjeldati ligi 1800 loomafarmi ning sadade maa-asulate ja agrotööstusettevõtete keskkonnakaitselist seisundit. Toiduainetetööstuse reovee puhastamisel alustati meiereidest ja tärklisevabrikutest, millega tegelesid üheskoos EPA (A. Maastik), TRÜ (E. Kukk) ja RPI Eesti Tööstusprojekt (Enno Kirt) [17]. EPA-s (praeguses Maaülikoolis) hakkas Aleksander Maastik 1973/74 õppeaastal õpetama veekaitset.

Eesti põllumajandusettevõtetes oli 1974. aastal 512 reovee aktiivmudapuhastit, majandites aga puudus võimekus ja tehniline baas nende seadmete remontimiseks ja hooldamiseks. Maaparanduse ja Veemajanduse komitee eestvedamisel pandi reoveepuhastite tehnilise teenindamise kohustus 1974. aasta septembris ENSV Põllumajandustehnika Komitee allasutustele (EPT-dele). Praktilisele reoveepuhastite teenindamisele asuti 1976. aastal ning 1983. aastaks oli lepinguid sõlmitud 374 reoveepuhasti kohta (73 % koguarvust). Kontrollimine näitas, et vähemalt rahuldavalt töötas neist 74 %. Ebarahuldava teenindamise põhjuseid oli mitmeid, kuid üheks suuremaks takistuseks oli tagavaraosade ja tehniliste seadmete (pumbad, puhurid, toruarmatuur) puudus. Oluliseks probleemiks osutus ka reoveepuhastite halb hooldamine omanike (majandite, asutuste) poolt [13].

Tartu Maaparanduse Valitsuse labor alustas koostöös EKE Projektiga 1975. aastal reostuskoormuste mõõtmist ja reoveepuhastite efektiivsuse uuringuid, kusjuures reoveepuhastite uurimisel tehti koostööd TPI sanitaartehnika laboratooriumiga. Reoveepuhastusseadmete uuringuid alustati 1979. aastal ka RPUI Eesti Maaparandusprojekti laboris [13].

Läänemere veekaitse seisukohalt sai oluliseks sammuks 1974. aastal seitsme Läänemereäärse riigi allkirjastatud ning 1980. aastal jõustunud konventsioon, mille tulemusena alustas Helsingis tööd riikidevaheline komisjon *HELCOM* (*The Baltic Marine Environment Protection Commission*, tuntud ka kui Helsingi komisjon). *HELCOM* töötas välja ning kehtestas ühised veekaitse normatiivid kogu Läänemere kohta väljaspool riikide territoriaalvett. See võimaldas nõuda riikidelt veekaitseabinõude tugevdamist ja merre suubuva vee reoainesisalduse vähendamist. Eriti kehtis see Nõukogude Liidu, sh ka Eesti kohta, kus veekaitse olukord oli võrreldes Skandinaaviamaadega mahajäänum. HELCOM tugevdas aja jooksul üksikutele reoainetele kehtestatavaid piiranguid, pannes erilist rõhku nii toksilistele ainetele kui ka biogeenidele (N ja P) [8].

Aastal 1981 ilmus L. Paali, H. Mölderi ja H. Tibari koostatud õpik „Veevarustus ja kanalisatsioon“ (selle valdkonna esimene eestikeelne õpik Eestis) [23], mille esimeses osas käsitletakse loodusliku vee puhastamist ning linnade ja asulate veevarustust koos hoonete sisevõrkudega, ning teises osas kanalisatsiooni alates hoonetest kuni reovee puhastamise ja puhastatud reovee juhtimiseni veekogudesse.

RPUI Eesti Maaparandusprojekti (EMP) veemajandusosakonna koosseisus moodustati 1970. aastate lõpus reoveepuhastuse töörühm, mille töötajad uurisid E. Otsa ja Aare Kuusiku juhtimisel ning peamiselt Eesti NSV Agrotööstuskomitee tellimusel nii agrotööstusettevõtete kui ka farmide ja maa-asulate reoveepuhastite tehnilist seisukorda. Mõõdeti reovee vooluhulka ja reostuskoormust, uuriti punktreostusallikate mõju Eesti väikejõgedele ning anti soovitusi tööstusettevõtete tootmistehnoloogia muutmiseks ja reoveepuhastite rekonstrueerimiseks. 1981. aastal kinnitati RPUI Eesti Maaparandusprojekt Eesti juhtivaks veemajandusinstituudiks, mille üks põhiülesandeid oli veemajanduse andmebaasi loomine.

Järgmine reorganiseerimine vee kasutamise ja kaitse valdkonnas toimus 1. mail 1983. aastal, mil seoses Eesti NSV Agrotööstuskomitee moodustamisega [24] lahutati veemajandus maaparandusest [25] ning veemajanduse juhtasutuseks sai Ministrite Nõukogu juures olev Eesti Veemajandusinspektsioon, millele allusid territoriaalsed vee kasutamise ja kaitse valitsused [26]. Veeinspektsiooni juhatajaks sai senine Eesti Põllumajandustehnika aseesimees Jüri Kriis, kelle asetäitjaks kinnitati 11. augustil 1983.

aastal Aarne Eipre. Põhilised tegevusvaldkonnad olid vee kasutamise ja kaitse ühtse tehnikapoliitika kujundamine ja veevarustus- ja kanalisatsiooniehitiste pidev järelevalve [12].

Kaheksakümnendatel aastatel oli selge, et reoveepuhastite kasutusel olevad lahendused olid tehniliselt vananenud ning vajasid täiustamist ja kaasajastamist. NL Riiklik Tsiviilehituse Komitee korraldas 1983. aastal üleliidulise konkursi uute reovee väikepuhastite tehniliste lahenduste saamiseks. Kolmeliikmeline Eesti meeskond (A. Lepik, K. Vahur ja H. Mölder) sai konkursil esimese ja kolmanda preemia. Kahjuks puudus huvi võistlustööde edasiarendamiseks, mistõttu soovitatud lahendused jäid realiseerumata. 1990. aastal valmis EV Ehitusministeeriumi tellimisel RPI Eesti Maaehitusprojektis töö „Seeriaviisiliselt toodetavate kompaktsete puhastusseadmete tehnilise lahenduse ettepanek“. Mõne lahenduse kohta valmisid ka tööjoonised, kuid ehitusse nad ei jõudnud.

Enne Eesti taasiseseisvumist ehitati reoveepuhasteid kõige rohkem põllumajandusobjektidele ja maa-asulatele. Ligikaudu 75 % neist on aktiivmudaseadmed.

Otsiti ka odavamaid puhastamismooduseid. Hajaasustuses pakkusid huvi looduslähedased puhastustehnoloogiad: imbsüsteemid, pinnasfiltrid ja tehismärgalad, mida asusid uurima, propageerima ja katseobjekte rajama Tartu Ökoinsenerikeskuse ja Tartu Ülikooli teadurid (Ü. Mander jt).

Inseneride uue põlvkonna seas kujunes nii õppematerjaliks kui ka käsiraamatuks aastal 1984 ilmunud Aleksander Maastiku raamat „Veekaitse põllumajanduses“ [16].

TPI-s valmis 1985. aastal põhjalik töö „Maa-asulate reovee äravoolu põhinäitajate ning biopuhastite tööparameetrite uurimine ja üldistamine. Aereeritavate väikepuhastite projekteerimisjuhend“ (Tallinn, 1985). Töös käsitleti nõudeid puhastatavale reoveele, reoveepuhastite kujasid, äravoolunorme, reostuskoormuse määramist, reoveepuhastite tüübi valiku aluseid, reoveepuhastite dimensioneerimist ja projekteerimist, aeratsiooni arvutust, mudatöötlust jm. Töö oli oluline abimaterjal projekteerijatele, ekspertidele, ametnikele, ehitajatele jt asjahuvilistele.

Põllumajanduses oli 1986. aastal 747 bioloogilist reovee puhastusseadet (70 % kõikidest biopuhastitest) kogujõudlusega 21,9 milj m3/a. Kaheksakümnendatel ja neile järgnevatel aastatel tehti RPUI Eesti Maaparandusprojektis intensiivseid uuringuid agrotööstuse ja põllumajanduslike ettevõtete reoveepuhastite tehnilise seisukorra ja töö efektiivsuse selgitamiseks, mille baasil anti juhiseid reoveepuhastite töö tõhustamiseks ja suublate kaitsmiseks reostamise eest [15].

Aastatel 1984–1992 RPUI Eesti Maaparandusprojekti veemajandusosakonna reoveepuhastuse töörühma (A. Kuusik, T. Kakum jt) tehtud reoveepuhastite toimimishäirete uuringute alusel selgus, et väga sagedased olid tehnilised rikked (31 protsendil seadmetest). Hooldus hinnati halvaks koguni 71 % puhastitel. Väikepuhastite keskmine iga oli 1992. aastal 17 aastat, kusjuures kapitaalremonti või rekonstrueerimist vajas nendest 45 % [15].

RPUI Eesti Maaparandusprojekti veemajandusosakond tegi 1986. aastal ENSV Veemajandus-inspektsiooni (EVI) tellimusel uurimistöö „Heitvete puhastamise tehnoloogia ja puhastite konstruktsiooni täiustamine“, milles käsitleti reovee väikepuhastite tööefektiivsust iseloomustavate andmete kogumist ja korrastamist ning kõrgkoolide poolt alltöövõtu korras tehtavate veekaitseteemaliste lepinguliste tööde koordineerimist. Alltöövõtjad olid TRÜ, TPI ja EPA. Töö sisu ja tulemused olid järgmised [13]:

1) TRÜ-s töötati välja uut tüüpi õlipüünis – elektroflotaator, millele saadi ka autoritunnistus;
2) TPI-s uuriti perioodiliste aeroobsete biopuhastusprotsesside rakendamise võimalusi. Töötati välja teoreetilised alused ja ehitati tööstuslik katseseade Harku-Järve asula kanalisatsiooni pumbajaama juures ning laboratoorne katsestend jugaaeraatori efektiivsuse määramiseks;
3) EPA-s uuriti mitmesuguseid horisontaalseid ejektoreid (jugapumbad).

Veemajandusinspektsiooni tegevus lõpetati 1988. aastal, mil ühendati veemajandus ja looduskaitse. Vee Kasutamise ja Kaitse Valitsus likvideeriti ja kohapealsed üksused allutati linna- ja maakonnavalitsuste täitevkomiteedele. 1990. aastal moodustati Riiklik Veeamet, mis viidi Keskkonnaministeeriumi osakonnaks [15]. Eesti taasiseseisvus 1991. aasta augustis ja vee kasutamise ja kaitse küsimuste lahendamine sai EV Keskkonnaministeeriumi ülesandeks.

Peale Eesti taasiseseisvumist oli reovee väikepuhastite projekteerimiseks ja tootmiseks kohapealne initsiatiiv olemas, kuid puudus ostujõuline turg. *AS BIOR* hakkas koostöös Soome partneritega 1993. aastal Saaremaal komplekteerima ja ehitama reovee väikepuhasteid *ROTORSYSTEM-JANSSON* (kasutatakse ka nimetust TRJ), mida ehitati Eestisse viis tükki [15].

Pärast taasiseseisvumist jõudsid Eesti turule ning olid 1995. aastaks sidumisel või projektidesse seotud peamiselt Soome ettevõtete väikepuhastid: *EKOFINN OY* nõrgbiofiltrid *BIOCLERE* (40–50 puhastit, üks *VAPO OY* reoveepuhasti *BIOTECH* (Kaiavere vutifarmile), *VESIKULMA OY* reoveepuhasti *CLAREC* (Treimanni asulale), *ROTORSYSTEM JANSSON* (5 puhastit) ja *RAISIO ENGINEERING OY* reoveepuhasti *BIOLAK*. Turuuuringuid tegid ka Skandinaavia ja Kesk-Euroopa ettevõtted, kuid konkreetsete sammudeni jõuti veidi hiljem [15].

Eelmise sajandi lõpukümnendil ja uuel aastatuhande alguses kadusid või reorganiseeriti senised kanalisatsioonisüsteeme ja reoveepuhasteid projekteerinud ettevõtted ja nende asemele tekkisid enamasti koostöös välisettevõtetega või nende esindustena uued projekteerimisettevõtted: *AS Entec, OÜ Maa ja Vesi, PIC Eesti AS, DEWA Projekt OÜ* jt. Olulist abi Eesti veeinseneride koolitamisel ning reoveepuhastite rekonstrueerimise ja ehitamise finantseerimisel osutasid Soome, Rootsi, Taani, Šveits, Saksamaa jt riigid ning eriti Euroopa Liit oma abiprogrammidega (*PHARE, LIFE, ISPA*). ISPA rahastas Eesti linnade vee- ja kanalisatsiooniseadmete rekonstrueerimist ja ehitamist. Koostööd tehti Rootsi Keskkonnakaitse Agentuuriga ja Põhjamaade projektifondiga *NOPEF* ning Euroopa, eriti aga Soome ja Rootsi kõrgkoolidega.

Riigikogus võeti 1994. aasta kevadel vastu Eesti Veeseadus ning samal aastal kehtestas Vabariigi Valitsus oma määrusega heitvee veekogusse ja pinnasesse juhtimise nõuded.

Alustati reoveepuhastite tehnilise seisukorra valgalapõhist hindamist ja rekonstrueerimist. Aastatel 1993–1995 käivitus Eesti-Rootsi ühisprojekt „Matsalu märgala vesikonna veekaitse abinõud“.

EV Keskkonnaministeeriumi korraldamisel alustati 1990. aastate teises pooles veeproovivõtjate õpetamist ja atesteerimist. Muude valdkondadele lisaks toimusid ja toimuvad ka praegu loengud ja praktiline väljaõpe teemadel heitvee, reovee ja reoveesette proovide võtmine ning vooluhulga mõõtmine. Samal ajal alustas EV Keskkonnaministeerium reoveepuhastite operaatorite kursuste korraldamist, mis on vahelduva eduga toimunud tänaseni. Erialainsenere koolitati enne ja pärast Eesti taasiseseisvumist Tallinna Polütehnilises Instituudis (nüüd Tallinna Tehnikaülikool) ja Eesti Põllumajanduse Akadeemias (nüüd Eesti Maaülikool). Inseneride reoveepuhastusalase täienduskoolitusega tegelesid ja tegelevad ka praegu ülikoolide juures asuvad Avatud Ülikoolid.

RPUI Eesti Maaparandusprojekt veemajandusosakonna reoveepuhastuse töörühma aastakümnete jooksul tehtud tööde tulemused võttis oma 1995. aastal koostatud töös „Reoveeväikepuhastid Eestis“ kokku Aare Kuusik [15]. Selles töös on üksikasjalikult kirjeldatud kõike reovee käitlemise ja puhastamisega seonduvat reostusallikast suublani ning puhastusprotsesse väike- ja suurpuhastites.

Aastal 2001 ilmus autorikollektiivi K. Alasi, Ü. Heinsaar, M. Kriipsalu, A. Kuusik ja M. Metsur koostatud raamat ”Omaveevärk ja omakanalisatsioon” [27], milles antakse ülevaade ja juhised üksikmajapidamise ja individuaalelamu veevärgi, kanalisatsioonisüsteemi ja reoveepuhasti projekteerimiseks ja rajamiseks.

EV Keskkonnaministeeriumi tellimusel koostas Aare Kuusik 2000. aastate alguses tööd “Reoveesette käitluse inventuuri teostamine Eestis” [28] ja “Reoveesette käitlemise, kasutamise ja kahjutustamise

parima võimaliku tehnika väljaselgitamine" [29]. Kokku uuriti 63 suurema asula 65 reoveepuhastit, milles puhastati ööpäevas keskmiselt 345 000 m^3 reovett (125,93 miljonit m^3/a) ning mille reostuskoormus oli *ca* 77 600 kg BHT_7/d (28 330 t BHT_7/a). Suublatesse jõudnud jääkreostus oli *ca* 3 900 kg BHT_7/d (1 400 t BHT_7/a), 5100 kg N/d (1860 t N/a) ja 660 kg P/d (240 t P/a). Uurimistöö tulemusena selgus, et seadusandlusega kehtestatud nõuetele vastav ja Eesti kliimaoludesse sobiv puhastusmeetod (mehaaniline puhastus, bioloogiline puhastus, P keemiline ärastamine ning P ja N bioloogiline ärastus) on lähitulevikus kasutusel ainult 2001. aastal valmivates Valga ja Keila linna reoveepuhastites. Rahule võis jääda veel 13 asulareoveepuhastiga, milles reovesi puhastati mehaaniliselt ja bioloogiliselt ning N ärastati bioloogiliselt ja P keemiliselt, ning kolme reoveepuhastiga, milles reovesi puhastati mehaaniliselt ja bioloogiliselt, fosfor ärastati keemiliselt ning järelpuhastus kulges biotiikides. Kolmeteistkümnes reoveepuhastis puhastati reovett küll mehaaniliselt ja bioloogiliselt ning järelpuhastati biotiikides, ent kuna puhastusefektiivsus ei vastanud nõuetele, oleks vaja nad rekonstrueerida). Ülejäänud 24 reoveepuhastist üheteistkümnes ei ärastatud lämmastikku ning kolmeteistkümnes nii lämmastikku kui ka fosforit. Reoveesette anaeroobne käitlus jätkus Narva linna ja AS-i Salutaguse Pärm reoveepuhastis ning algas 1998. aasta kevadel Tallinna linna reoveesette käitlemisel. Reoveepuhastusjaamades saadi mehaaniliselt tihendatud setet *ca* 102 640 m^3 ehk kuivainesisalduse järgi 19 660 tonni aastas. Reoveesette tihendamine filterpresside ja tsentrifuugidega ei olnud seadmete kõrge maksumuse ja spetsiaalselt väljaõpetatud käitajate vähesuse tõttu veel laialdaselt levinud [29].

Sajandi algaastail hakkas üha enam levima reoveesette kääritamine suurte reoveepuhastusjaamade metaantankides ning soov valmistada reoveesettest toode ja see sertifitseerida. Üha enam veetakse väikeste reoveepuhastite setet käitlemiseks suurematesse reoveepuhastusjaamadesse.

Looduslähedaste reoveepuhastusmeetodite (tehismärgalasüsteemide, pinnasfiltrite ja nende kombinatsioonide) uurimise ja propageerimisega tegelesid enne ja pärast sajandivahetust Tartu Ülikooli Tehnoloogiainstituut ning Ökoloogia ja Maateaduste instituudi geograafia osakond. Uurimistöödega kaasnes katseobjektide ehitamine. Nimetamist väärivad pinnasfilter Kodijärve hooldekodu reovee puhastamiseks, Nõo pinnasfiltersüsteemi pilootseade, Paistu (Sultsi) põhikooli kombineeritud pinnasfiltersüsteem, Kõo asula kombineeritud pinnasfilter-tehismärgalapuhasti, biolodu Tapa linna ja Moe asula reovee puhastamiseks, Põltsamaa avavee-märgala, taimestikuga pinnasfilter Põlvas, Rannu lähedal asuv märgala Koopsi lüpsifarmi reovee puhastamiseks, Rakke sea- ja lüpsifarmi biokraav ja Aarikese hooldekodu "Pajuenergia" projekt. Uurimistöid rahastas osaliselt Ettevõtluse Arendamise Sihtasutus (*EAS*) projekti nr EU19215 "Kombineeritud tehismärgalasüsteemid reovee puhastamiseks" raames. Projekti, mille teostajad olid Ü. Mander, K. Nurk, A. Noorvee, E.

Põldvere, M. Maddison ja K. Karabelnik, tulemusena valmis 2007. aastal juhendmaterjal [30], mille koostamise eesmärgiks oli anda juhiseid kombineeritud pinnasfiltersüsteemide (nn hübriidsüsteemide) ja tehismärgalapuhastite projekteerimiseks ja ehitamiseks Eesti tingimustes ning mujalgi nn külmas kliimas (regioonis, kus keskmine ööpäevane õhutemperatuur jääb pikemaks perioodiks alla 0°C). Soovitatud on lahendusi kehtestatud nõuete täitmiseks sobivate pinnasfiltersüsteemide kasutamiseks reovee puhastamisel. Käsitletakse ka pinnasfiltersüsteemide opereerimisküsimusi [30].

Aastal 2000 asutatud sihtasutus Keskkonnainvesteeringute Keskus (*SA KIK*), mille maakondlikud esindused avati 2005. aastal, on 22 aasta kestel olnud Eesti keskkonnavaldkonna (sh veemajanduse taristu ja reoveepuhastite ehitamise) projektide keskne rahastaja. *SA KIK* kaasabil on ellu viidud üle 4000 veemajandusprojekti ning toetuste kogusumma on olnud enam kui miljard eurot. *SA KIK* annab ka laenu keskkonnaprojektide elluviimiseks. Jaanuaris 2008 nimetati *SA KIK* abiperioodi 2007–2013 toetuste vahendamisel Ühtekuuluvusfondi (*ÜF*), Euroopa Regionaalarengu Fondi (*ERF*) ja Euroopa Sotsiaalfondi (*ESF*) rakendusüksuseks [31].

Eestis käivitus 2000. aastal Euroopa Liiduga liitumise eelne tugiprogramm Kesk- ja Ida-Euroopa kandidaatriikidele (sh Eestile) *ISPA* (*Instrument for Structural Policies for PreAccession*), mille raames rahastati transpordisektori ja keskkonnaprojekte Euroopa Liidu (EL) kandidaatriikides. Selle programmi raames valmistati kandidaatriikide ametkondi ette toetuste vastuvõtmiseks Ühtekuuluvusfondist ÜF (*Cohesion Fund*), mis rahastab sedalaadi projekte Euroopa Liidu liikmesriikides.

Eesti saamine Euroopa Liidu liikmesriigiks muutus aktuaalseks 2000. aastate alguses ning see tingis aastatel 1995–2004 kõikide veealaste õigusaktide ühtlustamise EL-i sellekohaste direktiividega. Eesti sai EL liikmesriigiks 1. mail 2004. aastal.

2000. aastal algas viieks aastaks kavandatud 17 väikelinna veemajanduse infrastruktuuri parandamise programm, mis hõlmas koostöös kohalike omavalitsustega konkreetsete investeeringute suunamist Kärdla, Kunda, Kadrina, Maardu, Türi, Paldiski, Järvakandi, Võhma, Võru, Jõgeva, Põltsamaa, Põlva, Otepää, Viljandi, Sindi, Kiviõli ja Räpina linnade veekaitse olukorra parandamiseks. Kogu programmi maht oli ligikaudu 600 miljonit krooni ja seda rahastati vähemalt kümnest siseriiklikust ja välismaisest allikast. Programmi raames rekonstrueeriti vee- ja kanalisatsioonitorustikke ning rajati veetöötlus- ja reoveepuhastusjaamu [8].

Ühtekuuluvusfond (*ÜF*) loodi 1993. aastal Euroopa Liidu Maastrichti lepinguga. EL kaasfinantseerib selle fondi vahendusel 80–85 % ulatuses suuri transpordi- ja keskkonnainfrastruktuuri projekte maksumusega alates 10 miljonist eurost. Keskkonnasektoris neelas peamise osa *ÜF* eelarvest

veevarustuse, reovee puhastamise ja jäätmekäitluse infrastruktuuri kaasajastamine. Perioodil 2014 – 2020 sai *ÜF* vahendeid kasutada ka Eesti.

OÜ Alkranel koostas 2018. aastal ÜF-i lõpuaruande "Uuring Ühtekuuluvusfondi meetme „Veemajanduse infrastruktuuri arendamine, keskkonnamõju väljaselgitamine ning seireinfo kontrollimine ja koondamine". Uuringu hindamise objektiks olid aastatel 2007–2013 struktuurivahendite meetmest „Veemajanduse infrastruktuuri arendamine" rahastatud projektid (139 projekti kogusummas 470 miljonit eurot). Kõikide projektide ja reoveekogumisalade peale kokku rekonstrueeriti 95 ja rajati üheksa uut reoveepuhastit. Kuna analüüsi kaasati ka reoveekogumisalad, kus reoveepuhasteid ei rekonstrueeritud ega rajatud, vaid rekonstrueeriti üksnes kanalisatsioonitorustikke, hõlmati analüüsi 146 reoveepuhastit, neist 46 üle 2000 ie reoveekogumisaladel. Elanike arv, kelle reovesi puhastati nõuetekohaselt, oli projektide tulemusena Eestis kasvanud 110 500 inimese võrra, neist 96 000 üle 2000 ie reoveekogumisaladel. Vaadeldud reoveepuhastitega seotud reoveekogumisalade kanalisatsiooni-süsteemidega liitunud elanike arv oli Eestis enne projektide elluviimist *ca* 374 600 inimest ja pärast seda *ca* 407 400 inimest (sh üle 2000 ie koormusega reoveekogumisaladel vastavalt *ca* 335 900 ja *ca* 362 670 inimest).

Eesti linnade veekaitse ja reovee puhastamise arengulugu on tihedalt seotud tööstuspiirkondade ja tööstuse üksikobjektide arenguga. Osa linnu on tekkinud suurtööstusettevõtete juurde (nt Kehra linn Tselluloosi- ja Paberikombinaadi ja Kohtla-Järve linn Ida-Virumaal) või on suurtööstusettevõtted ehitatud linnadesse (nagu Kreenholmi Manufaktuur Narva linna ja Tselluloosi- ja Paberikombinaat Tallinnasse). Sageli on linnad (nt Narva) saanud reoveepuhastusjaama just tänu suurtööstusele. Eestis on enamlevinud lahendus, mille kohaselt tehaste tööstusreovesi ja olmereovesi puhastatakse ühistes reoveepuhastusjaamades.

Nõukogude Eestis pandi tööstusreovee puhastamisega tegelema esmajoones RPI Eesti Tööstusprojekt. Väiksema mahuga ülesandeid täitsid ka teised projekteerimisinstituudid ja -bürood ning ministeeriumide projekteerimis-konstrueerimisbürood ja osakonnad.

Eesti Vabariigi ajal (1918–1940) rajati suuremates linnades (nt Tallinnas, Tartus, Pärnus ja Narvas) sademevee ja peamiselt tootmisreovee ärajuhtimiseks üksikuid kanalisatsioonivõrke ja kraave. Sõja ja esimeste okupatsioonide ajal püüti olemasolevaid kanalisatsioonisüsteeme hooldada ning esimestel pealesõjaaegsetel aastatel taastati sõjas purustatud kanalisatsioonisüsteeme. Esimestel sõjajärgsetel aastakümnetel ehitati tööstusreoveepuhastid ainult mõnele üleliidulise tähtsusega suurtööstusettevõttele. Viiekümnendate aastate esimesel poolel rajati üksikuid bioloogilisi reoveepuhasteid, peamiselt killustikust biokilekandematerjaliga biofiltreid (nt Kohtla-Järvele, vt joonist

21.5). Sageli puhastati neis ainult tööliste või töölisasulate olmereovett ja tööstusreovesi juhiti puhastamata suublasse. Üleliidulise alluvusega tehaste (nt Dvigatel, Volta, Ilmarine) reovee puhastamise kohta sel ajal andmed puudusid, kuigi just neis tekkis suurem osa reovee koguhulgast ja reostuskoormusest. Reoveepuhastite rajamine edenes väga visalt 60. aastate lõpuni. Olukord hakkas muutuma 1970. aastate lõpus ja 1980. aastatel ning 21-ks sajandiks puhastati enamik tööstusreoveest (peamiselt koos asulate olmereoveega).

Eestis oli 2018. aastal 57 asulat, mille reoveekogumisalal oli reostuskoormus üle 2000 ie. Neis asulates paiknes ka enamik tööstusettevõtetest, mille kogureostuskoormus oli 1 488 000 ie, millest 97 % jõudis kanalisatsioonisüsteemidesse ning 3% juhiti väiksematesse seadmetesse (kogumismahutitesse, septikuga omapuhastitesse vm). Kahe asula reovesi puhastati biokeemiliselt ja 49 asula oma süvapuhastati. Kõikide nende reoveepuhastite projekteeritud kogujõudlus oli *ca* 1 700 000 ie [32].

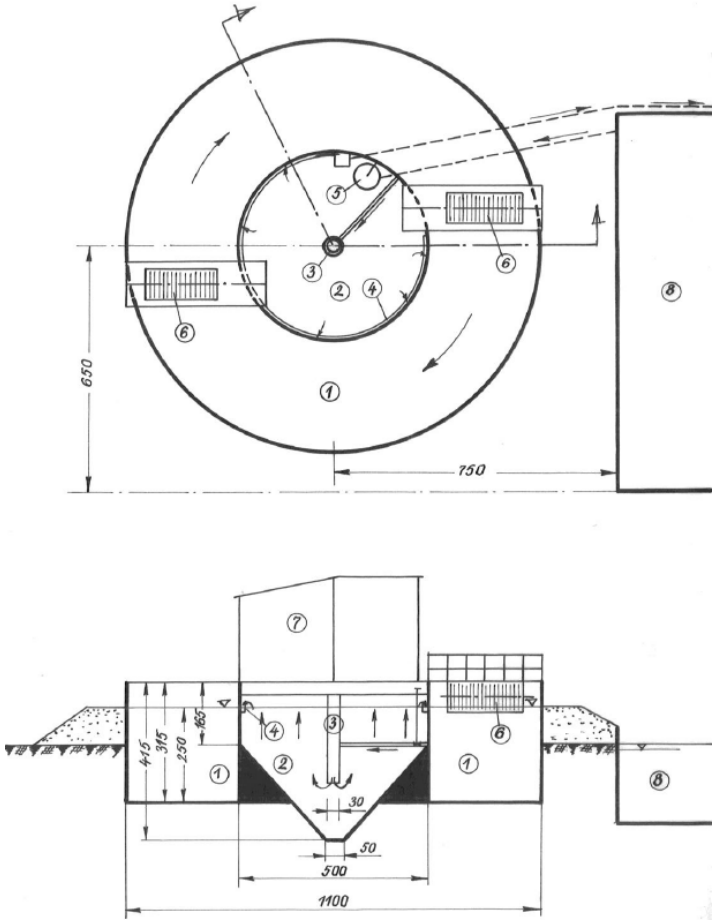
Eesti tööstusettevõtete ja nende reovee puhastamise areng on toimunud pidevalt muutuvas ühiskonnas. Suured muutused toimusid pöördelistel aegadel pärast teist maailmasõda, sõja ajal ning pärast taasiseseisvumist. Mõned tööstusasulad, nagu näiteks Sompa ja Oru, on ettevõtete sulgemise tõttu tugevasti taandarenenud. Sellega on kaasnenud ka reoveepuhastusjaamade sulgemine koormuse puudumise või alakoormuse tõttu.

Tallinna Tselluloosi- ja Paberikombinaat, milles kasutati sulfittselluloositehnoloogiat, juhtis kogu tootmisreovee puitkollektori kaudu Tallinna sadama piirkonnas merre. Kuigi RPI Eesti Tööstusprojekt projekteeris koos tehase tehnilise personaliga 1980. aastate lõpus lokaalsed puhastusseadmed, rahuldavat tulemust ei saavutatud ning 1990. aastate alguses tehas suleti.

Eelmise sajandi keskpaigas oli rohkesti maal asuvaid tööstusettevõtteid: linavabrikuid (Pärnu, Põlva, Abja), tärklisevabrikuid ja meiereisid, mille puhastamata reovesi heideti veekogudesse. Tänaseks on suurem osa neist tegevuse lõpetanud. Toiduainetööstuse reovee puhastamisega tegelesid üheskoos EPA (Aleksander Maastik), TRÜ (Erich Kukk) ja Eesti Tööstusprojekt (Enno Kirt). Alustati meiereidest (Vana-Kuuste biotiigid, Nõo ringkanal) ja tärklisvabrikutest (Tarvastu – vt joonis 21.17, Nurga Pajusi kolhoosis).

Tärklise tootmisel tekkiva reovee puhastamisel kujunes pobleemiks asjaolu, et vabrikud seisid mitu kuud aastas ning nagu näitasid katsed Tarvastusse rajatud katseringkanali ja -rõngaspuhastiga, ei olnud aktiivmudapuhastusega midagi peale hakata. Hea lahenduse leidis Enno Kirt (Eesti Tööstusprojekt): kartuli riivmassist lahutati tsentrifuugis kartuli rakumahl ja kasutati seda koos pulbiga loomasöödaks. Põhiline uurimistöö, milles osalesid ka EPA veeasjatundjad ja söödaväärtust hinnanud prof Ants Ilus,

tehti Pajusi kolhoosi Nurga tärklisevabrikus, kus reovee järelpuhastus toimus õhustatavates biotiikides ja neile järgnevas 1,25 km pikkuses loomuliku õhustusega serpentiinbiotiigis.



Joonis 22.17. Tarvastu Tärklisetsehhi katsepuhasti (Allikas: A. Maastiku arhiiv): 1 - rõngaskanal, 2 - setiti, 3 - püstik, 4 - ülevoolurenn, 5 – õhktõstuki kaev, 6 - õhustusrootor, 7 - teenindushoone, 8 – tärklise settebassein.

Omaette probleemiks kujunes pärmivabrikute reovee, mis juhiti veel 1960. aastatel puhastamata veekogudesse (nt Tartu pärmivabrikust Emajõkke, Salutaguse pärmivabrikust Keila jõkke), puhastamine. Neist töötab praegu vaid Salutaguse pärmivabrik, mille reovee puhastamiseks kasutatakse anaeroobset käitlust – metaankääritamist.

Mitme suurema tootmisettevõtte reovesi puhastati koos asulareoveega: Rakvere Lihakombinaadi rajamisega kaasnes uue reoveepuhasti ehitamine Rakvere linnale, Valga Lihakombinaadi moderniseerimisega Valga linna reoveepuhasti uuendamine, Võru juustutööstuse ja Põlva piimakombinaadi reovesi puhastatakse linna reoveepuhastis, Ahja vorstivabriku reovesi aleviku reoveepuhastis. Suurem osa toiduainetetööstuste reoveest puhastataksegi pärast kohapealset eelpuhastamist asulareoveepuhastites. On ka ettevõtteid, nagu nt Valio Eesti AS Laeva meierei ning Eesti Kalatootjate Keskühistu Paldiski kalajahu ja -õli tootmistehas, millel on omaette reoveepuhasti.

Kehra Tselluloosi- ja Paberikombinaat (praegu Horizon Tselluloosi ja Paberi AS) rakendab sulfaattselluloositehnoloogiat. Aastatel 1938–1968 puhastati seal reovesi mehaaniliselt ning juhiti Jägala jõkke. Suureks probleemiks kujunes leelise hüdrotuhaeemaldusvee settebasseini ülevooluvee korduvkasutamine ja puhastamine. Aastatel 1963–1970 tehas rekonstrueeriti ja alustati reoveepuhasti projekteerimise ja ehitamisega, tuginedes TPI-s (L. Tepaks ja H. Mölder) tehtud uuringutele [10]. Reoveepuhastusjaam anti käiku 1977. aastal ja selle madalsurveõhustusega aerotankid töötavad tänaseni (täiustatud on mudakäitlust, keemiamajandust ja juhtimissüsteemi). Pikka aega sellesse puhastisse juhitud Kehra linna reovee jaoks ehitati 2011. aastal eraldi aktiivmudapuhasti, mis osaliselt rekonstrueeriti 2018. aastal.

Tööstus- ja tootmisettevõtete reovee eelpuhastamine enne reovee ühiskanalisatsiooni juhtimist leevendas asulareoveepuhastite töötingimusi oluliselt. Eestis on eelpuhastite areng toimunud paralleelselt teenindusettevõtete (kohvikud, tanklad, pesulad), agro- ja muu tööstuse ning nende reoveepuhastite (muda ja sõnnikupüünised, rasva- ja õlipüünised) arenguga. Kuuekümnendate aastate lõpus ja seitsmekümnendate aastate alguses eelpuhastite konstrueerimine ja ehitamine elavnes. Lisaks üleliidulistele tüüplahendustele töötasid Eesti projekteerimisinstituudid välja kohalikeks vajadusteks sobivaid lahendusi. Valdav osa eelpuhastitest rajati maale. Et nad ehitati peamiselt monteeritavatest raudbetoonelementidest (harvem metallist), nad sageli lekkisid. Eestis oli 1990. aastatel küll *ca* 500 reovee eelpuhastit, kuid nende üldine seisukord oli väga halb. Töökorras olevaid ja toimivaid eelpuhasteid oli 1990. aasta andmetel vaid 190, s.o ainult 38 % puhastite koguarvust [15].

Tänaseks on märkimisväärset edu saavutatud Eesti suuremate linnade (Tallinn, Tartu, Narva, Pärnu) ja tööstuspiirkondade (nt Kohtla-Järve) reovee puhastamisel.

Tallinna reoveepuhastis võeti 1993. aastal käiku lisaks reovee mehaanilis-keemilisele puhastamisele biokeemiline puhastus jõudlusega 330 000 m^3/d. Puhastusjaama projekteeris RPI Eesti Projekt koostöös TTÜ Keskkonnatehnika Instituudiga, mida esindas Heino Mölder. Aastatel 2003–2004 reoveepuhastusjaam rekonstrueeriti: bioloogiline puhastusprotsess täienes bioloogilise lämmastikuärastusega, mis tõi kaasa ka vajaduse täiustada reoveesette käitlemist, mistõttu 1998. aastal ehitati metaantankid ja hakati omatarbeks tootma biogaasi. 2006. aastal valmisid uus reoveesette tahenduskeskus ja täiendavad settekompostimisväljakud. Kuna jaama reostuskoormus oli aasta-aastalt kasvanud, tekkis vajadus täiendava bioloogilise puhastusetapi järele ning 2010. aastal alustati biofiltri ehitust, mis võeti käiku 2011. aasta esimeses pooles [8, 33]. Tallinna linna reoveepuhastusjaamas puhastatakse koos olmereoveega ka arvukate Tallinna ja selle ümbruse asulate ning tööstusettevõtete reovesi. Tänu puhastusprotsessi pidevale arendamisele ja täiendamisele on Tallinna reoveepuhastusjaam saanud reovee puhastamisega hästi hakkama.

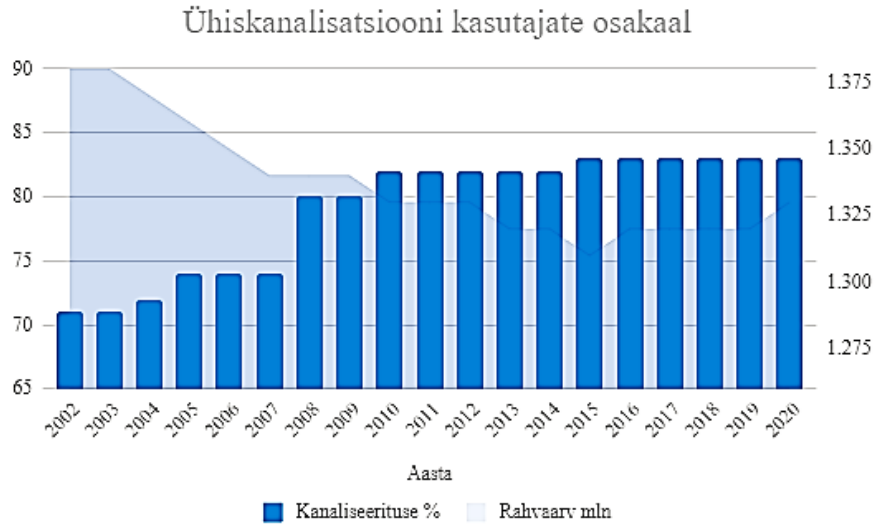
Tartu linna reovee peapumbajaam ehitati etapiviisi aastatel 1983–1998. AS Tartu Veevärk alustas (projekti vedas Toomas Kapp) 1994. aastal Tartu linna reoveepuhasti rekonstrueerimist Šveitsi riigilt tagastamatu abina saadud seadmete ja Eesti poolt määratud 60 miljoni krooni ehitusraha toel. Reoveepuhastusjaama projekteerisid AS Eesti Projekt (projektijuht Tõnu Pantalon) ning Šveitsi poolt Ernst Basler & Partner AG (Alexander Lüchinger) ja Gebrüder Hunziger AG (Martin Müller). Eesti Veemajandusnõukogu puhastusseadmete töögrupp määras eestipoolseks eksperdiks ja puhastusseadmete töögrupi esindajaks A. Maastiku ning Keskkonnaministeeriumis koordineeris ettevõtmist Aare Kuusik. Ehitus algas 1994. aastal, 1996. aastal valmis reoveepuhasti mehaaniline osa (võred, liivapüünised, setiti, settetihendi, settepressid, pumplad) ning 1999. aastal avati ametlikult reoveepuhasti biokeemiline osa, mis võimaldas eraldada 95 % heljumist ja BHT-st. Kinni peeti ka 80 % fosforist ja 50 % lämmastikust. Pärast selle projekti lõpetamist juhiti reoveepuhastisse 80 % Tartu linna reoveest, mis oli selle aja kohta väga suur saavutus. Hiljem lisandusid lämmastikuärastamise tõhustamiseks *Biogradex*®-tehnoloogia ja biogaasi tootmiseks metaankääritamine. 2004. aastal alustati Tartu vee- ja kanalisatsioonivõrgu laiendamise ja renoveerimisprojektiga „50+50“, mille raames kaasajastati ja paigaldati kokku 101 km torusid: 21 km uusi veetorustikke ja 22 km uusi reoveetorustikke. Rekonstrueeriti 39 km olemasolevaid veetorustikke ja 17 km reoveetorustikke. Kanalisatsioonivõrgu arendamine võimaldas 2200 elanikul liituda ühiskanalisatsiooniga ning ühiskanalisatsiooniteenust kasutab 2020. a seisuga umbes 99,9 % Tartu linna elanikest. Tartu reoveepuhastisse juhitakse 2021. aasta juunikuust peale ühiskanalisatsiooniga kaetud Tähtvere küla, Kandiküla küla, Märja aleviku, Haage küla (Tartu linna ääreala), Lohkva küla, Veibri küla ja Rõõmu küla (Luunja vald), Ülenurme aleviku, Tõrvandi aleviku, Soinaste küla, Reola küla, Uhti küla, Räni aleviku ja Õssu küla (Kambja vald) ning Vahi aleviku ja Kõrveküla aleviku (Tartu vald) reovesi. Kavas on uuendada Tartu linna reoveepuhasti settetöötluskompleksi (ehitada settekuivatussüsteem) ja rekonstrueerida mudaväljakud ning tõhustada puhasti efektiivsust [8, 9, 15].

Kohtla-Järve linna kanalisatsioonisüsteemide areng on olnud seotud selle piirkonna tööstusettevõtete arendamisega. 1957. aastal valmisid Kohtla-Järvel sealse Põlevkivi Keemia tehase eestvedamisel üleliiduliste tüüpprojektide järgi nõrgbiofiltrid (vt joonis 21.5), milles puhastati tehase ja osa linna reoveest. Reoveepuhasti koosseisus olid liivapüünis, emšer, nõrgbiofilter, järelsetiti ja kloraator. Hiljem puhastati tööstusreovesi koos Kohtla-Järve reoveega ja lisandusid aerotankid. Uued piirkondlikud Kohtla-Järve reoveepuhastid käivitati 1978. aastal. Heitvesi juhitakse merre 3 km kaugusele rannast. Eesti iseseisvumise järel on reoveepuhastit oluliselt täiustatud, viimati 2000. aastatel, ning see on kujunenud Ida-Virumaa suurimaks regionaalseks puhastusseadmeks [8]. Euroopa Komisjon kiitis 28.11.2003 heaks ISPA meetme „Kohtla-Järve piirkonna reoveekäitlussüsteemi renoveerimine“ ning 12.07.2004. aastal sõlmis vee-ettevõtja OÜ Järve Biopuhastus lepingu ühiskanalisatsiooni

arendamiseks EL *ISPA* fondi toetusel Jõhvi linnas, Kiviõli linnas, Kohtla-Järve linnas, Kohtla-Nõmme vallas ja Püssi linnas. Projekt, mille maksumus oli 26 883 000 eurot, teostati Eesti riigi ja Euroopa Liidu toel ning selle käigus rekonstrueeriti Kohtla-Järve piirkondlik reoveepuhasti, reoveepuhastussüsteemi magistraaltorustikud ja pumplad, ehitati 28,6 km uusi magistraaltorustikke ja neli pumplat. Rekonstrueerimise käigus varustati reoveepuhasti täielikult lämmastiku ja fosfori ärastamise tehnoloogiaga ning protsessist eemaldatava reoveemuda hügieniseerimise ja kompostimisega, mis võimaldab hiljem reoveesetet kasutada pinnasetäitematerjalina. Reoveepuhasti automaat-juhtimissüsteemi *SCADA* täiendati lisaseadmete ja anduritega ning ehitati uus ja rekonstrueeriti olemasolevad juurdepääsuteed [34]. Kogu vaadeldava piirkonna reostuskoormus ja reoveepuhasti jõudlus on 200 000 ie (piirkonnas elab 60 000 elanikku ning 140 000 ie pärineb tööstusest). Plaanitakse jääkmuda kuivatamist ja võib-olla ka kohapeal põletamist [35]. Tänaseks on Kohtla-Järve reoveepuhastusjaam kujunenud Ida-Virumaa tööstusettevõtete reovee suurimaks puhastajaks.

Kahekümnenda sajandi lõpus ja kahekümne esimesel sajandil on toimunud kiire vee-ettevõtete tehnilise ja majandusliku võimekuse täiustumine ning personali koolitamine ja arendamine. 2018. aastal alustati Järvamaa Kutsehariduskeskuses veekäitlusoperaatori kaheaastase kutseõppe korraldamist. Kohalikud omavalitsused on koostöös vee-ettevõtetega koostanud valdade ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni (*ÜVK*) arendamise kavad, mille alusel omavalitsused *ÜVK* arendavad. Viimasel aastakümnel on küllaltki suuri edusamme saavutatud oma-, väike- ja suurpuhastite ehitamisel *SA KIK* ja *ÜF* kaasrahastamisel. Tänaseks toimub suurema jõudlusega (300–2000 ie) reovee väikepuhastites vähemalt fosfori keemiline ärastamine, suuremas osas neist ka lämmastiku bioloogiline ärastamine.

Veevarustuse ja kanalisatsiooni suuremad projektid on tänaseks lõppenud ning veevarustus- ja kanalisatsioonitööde hüppelist kasvu ei ole ette näha. Eestis kasutas 2020. aastal ühiskanalisatsiooni teenust ligi 83 % elanikest (vt joonist 21.18) [36]. Ühiskanalisatsioonitorustikke, mida on vaja töökorras hoida, on üle 17 600 kilomeetri. Reoveekogumisalasid reostuskoormusega 2000 ie ja enam on 57 ning nendel kogumisaladel elab *ca* 960 000 inimest, tekitatav reostuskoormus on kokku *ca* 1 514 000 ie. Ühiskanalisatsiooni teenust kasutab *ca* 98 % nende reoveekogumisalade elanikest. Reoveekogumisalasid reostuskoormusega alla 2000 ie oli 2021. aasta seisuga 471 ning nendel tekitatud reostuskoormus oli *ca* 213 000 ie. Nendel reoveekogumisaladel elab *ca* 153 000 inimest, kellest *ca* 76 % kasutab ühiskanalisatsiooni teenust. 2019. aasta lõpu seisuga puhastati 51-s reoveepuhastis 57 suurema reoveekogumisala reovesi [36].



Joonis 22.18. Ühiskanalisatsiooni kasutajate osakaal aastatel 2002 – 2020 [36]

Asulareovee puhastamise direktiivi (91/271/EMÜ, 21. mai 1991) artikli 4 nõuetele (bioloogilise puhastuse nõue kõikide linnastute, mille koormus on 10 000–15 000 ie, ning kõikide 2 000–10 000 ie suuruse koormusega linnastute puhul, mille reovesi juhitakse magevette või suudmealadele) vastas 2019. aastal 51 reoveekogumisala ehk 100 % aladest, millele nõue kohaldub [36].

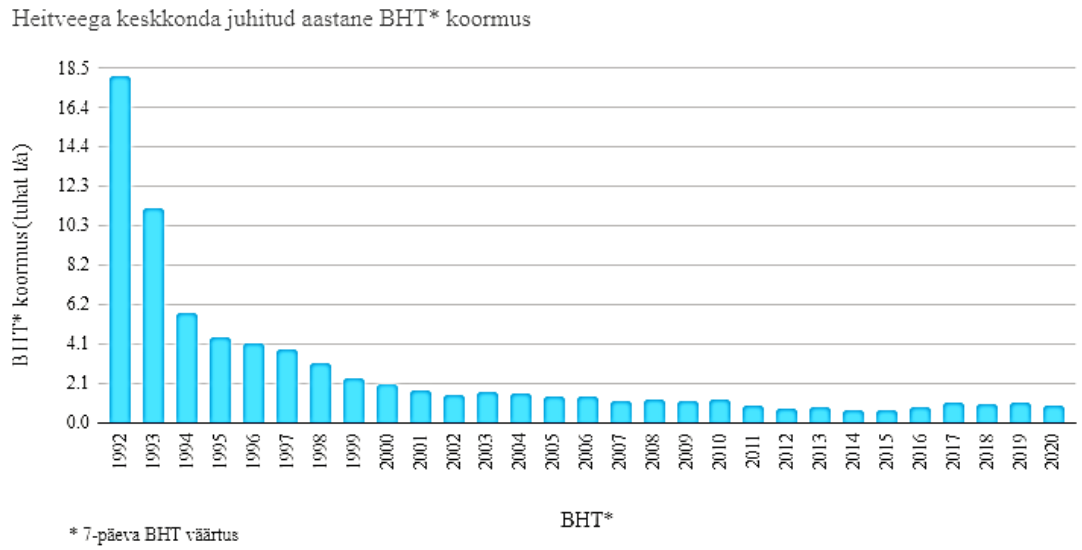
Artikli 5 järgi peab kõikide reoveekogumisalade, mille koormus on 10 000 ie ja enam, reovesi läbima süvapuhastuse (ärastada tuleb nii üldlämmastik kui ka üldfosfor). Asulareovee puhastamise direktiivi nõuetele vastas 2019. aastal 55 reoveekogumisala ehk 96,5 %. Mittevastavuste põhjuseks oli üldfosfori ja üldlämmastiku ebapiisav ärastamine [36].

Reoveekogumisalasid, mille reostuskoormus on alla 2000 ie, asulareovee puhastamise direktiiv ei reguleeri, mistõttu nende vastavuse hindamisel arvestatakse ainult ala teenindava puhasti heitvee reostusnäitajate vastavust keskkonnaloas sätestatud nõuetele. Reovee puhastamise poolest vastab 85 % reoveekogumisaladest loas seatud tingimustele, 28-l reoveekogumisalal ehk kuuel protsendil aladest puudub ühiskanalisatsioon. Puhastus ei vastanud nõuetele 42 ehk 9 % reoveekogumisaladest [36].

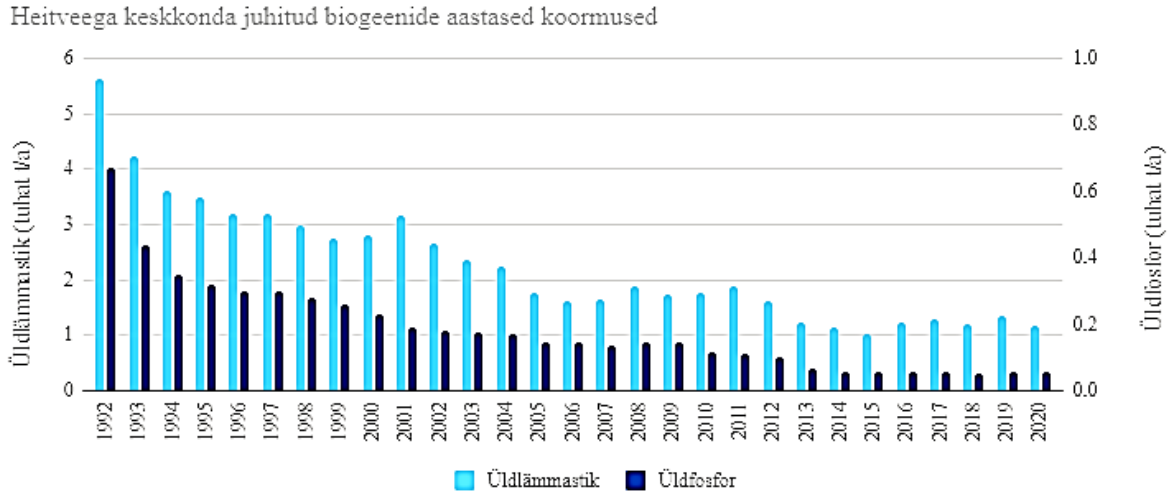
Aastatel 2019 ja 2020 investeeriti veemajandusprojektidesse *ca* 116 miljonit eurot, s.o 43,6 € elaniku kohta aastas. Kõige rohkem investeeringuid planeeriti aastasse 2021, edasised planeeritavad summad langevad märgatavalt. Tegemist on olukorraga, kus Euroopa Liidu toetused on lõppenud ning suuremahulised tööd süsteemide kaasajastamiseks on tehtud [36].

Ühelt poolt on see tingitud ENSV-aegse suurtööstuse lõppemisest ja rahvastiku arvu vähenemisest, teiselt poolt on aga tehtud suuri investeeringuid reoveepuhastite rajamisse ja uuendamisse. Aastatel 2000–2016 on ÜVK taristusse investeeritud kokku ligi 1,09 miljardit eurot [36].

Keskkonda juhitavad reostuskoormused on Eestis kolmekümne aastaga oluliselt vähenenud (vt jooniseid 21.19 ja 21.20).



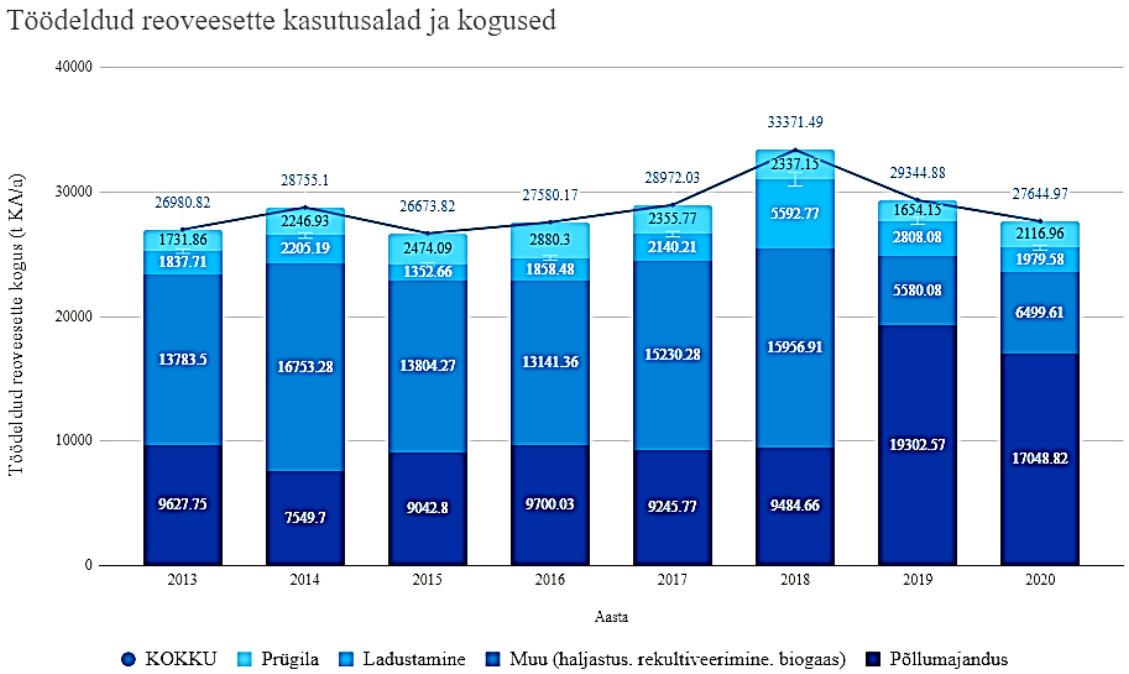
Joonis 22.19. Heitveega keskkonda juhitud aastane BHT-koormus aastatel 1992 – 2020 [36]



Joonis 22.20. Heitveega keskkonda juhitud aastane biogeenikoormus aastatel 1992 – 2020 [36]

Eestis on 29 aasta kestel heitveega keskkonda jõudnud $N_{üld}$-koormus vähenenud viis korda, $P_{üld}$-koormus 12 korda ja BHT_7-koormus lausa 18 korda. Tundub, et miinimumtase on saavutatud ning viimaste aastate jooksul on koormused püsinud stabiilsena (vt jooniseid 19.19 ja 19.20) [36].

Reoveesetet tekkis 2020. aastal 27 645 t KA. Suuremat osa sellest kasutati põllumajanduses [36]. Sete, mis kasutust ei leia, viiakse prügilasse. Kasutamist leidis 2020. aastal 92 % settest (23 548 t KA) [36]. Andmeid selle kohta, kes ja kui palju on reoveesetet töödelnud ning kus seda hiljem kasutanud, kogutakse igal aastal veekasutuse aastaaruannetega. Töödeldud reoveesette kasutusalad ja kogused aastatel 2013–2020 on näidatud joonisel 21.21 [36].



Joonis 22.21. Töödeldud reoveesette kasutusalad ja kogused aastatel 2013 – 2020 [36]

Viidatud allikad

[1] *Wikipedia, "History of water supply and sanitation." [WWW] https://en.wikipedia.org/wiki/History_of_water_supply_and_sanitation*

[2] *U. Wiesmann, I. S. Choi, and E.-Ma. Dombrowski, Fundamentals of Biological Wastewater Treatment. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. K, 2007.*

[3] *Encyclopaedia Britannica, "Wastewater treatment," 2023. [WWW] https://www.britannica.com/technology/wastewater-treatment*

[4] *S. J. Petri and T. Katko, Water, Time and European Cities. History matters for the Futures. University of Greenwich, 2005.*

[5] *Ülemaailmne veepartnerlusprogramm, Säästev sanitaarkaitse Kesk- ja Ida-Euroopas – väike- ja keskmise suurusega asulate vajadustele. 2008.*

[6] *International Association on Water Quality, A Global Atlas of Wastewater Sludge and Biosolids Use and Disposal. 1996.*

[7] *European Environment Agency, "Urban waste water collection and treatment in Europe, 2017," 2020. [WWW] https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/urban-waste-water-treatment-in-europe/#tab-chart_1*

[8] *H.-A. Velner, Veekaitse Eestis 1945–2002. Tallinn: allinna Tehnikaülikool. Keskkonnatehnika Instituut. , 2003.*

[9] *Tartu Veevärk, "Tartu veevärk ajalugu." [WWW] https://tartuvesi.ee/ettevottest/ajalugu/*

[10] *M.-L. Hääl and J. Säärekõnno, Leo Tepaks : Eesti hüdrotehnilise hariduse suurmee. Tallinn: Eesti Veeühing, 2018.*

[11] *ENSV Ministrite Nõukogu, 2. augusti 1951. aasta määrus nr 640 "Eesti NSV veekogude reostamise vältimise ja nende sanitaarsete abinõude korraldamisest.*

[12] *M. Narusk, Eesti veemajanduse kolm aastakümmet 1960 – 1990. Käsikiri.*

[13] *T. Raia, Reoveepuhastuse areng Eestis. Käsikiri.*

[14] *E. Santala, Pienet jäteveden maapuhtistamot. . Helsinki: Vesi- ja Ympäristöhallitus. Valtion painatuskeskus., 1990.*

[15] *A. Kuusik, Reoveeväikepuhastid Eestis. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikool. Keskkonnatehnika Instituut, 1995.*
[16] *A. Maastik, Veekaitse põllumajanduses. Tallinn, 1984.*
[17] *A. Maastik, Tallatud tee +. Tartu, 2018.*
[18] *T. Raia, „Kriisi-aeg“ veemajanduses. Käsikiri. Tallinn, 2011.*
[19] *H. A. Velner, A. E. Saava, and M. A. Tutt, О надежности прогнозов санитарного состояния водоемов (на примере Эстонской ССР). Tallinn: Труды ТПИ, 1973.*
[20] *A. Maastik, Juhend väikeste reoveepuhastite hooldajaile. Tallinn: Eesti Veemajandusinspektsioon, 1987.*
[21] *aqua consult baltic OÜ, Väikeste reoveepuhastite (jõudlus kuni 2000 ie) hooldamise juhend. Tartu, 2011.*
[22] *Eesti NSV Riiklik Ehituskomitee, Eesti NSV-s väljatöötatud heitveepuhastite kataloog. Tallinn, 1972.*
[23] *L. Paal, H. Mölder, and H. Tibar, Veevarustus ja kanalisatsioon. Tallinn, 1981.*
[24] *ENSV Ministrite Nõukogu, “määrus 22.03.1983 nr 151 ‘ENSV Agrotööstuskompleksi juhtimise täiustamise kohta’”.*
[25] *Eesti NSV Ministrite Nõukogu, “ 18. aprilli 1983. a. määrus nr. 225 «Vabariigi veemajanduse juhtimise reorganiseerimise kohta» ”.*
[26] *Eesti NSV Ministrite Nõukogu, “28. aprilli 1983. a. määrus nr. 274 «Eesti NSV Ministrite Nõukogu juures asuvale Eesti Veemajandusinspektsioonile alluvate territoriaalsete veemajandusorganisatsioonide moodustamise kohta» ”.*
[27] *K. Alasi, Ü. Heinsaar, M. Kriipsalu, A. Kuusik, M. Metsur, Omaveevärk ja omakanalisatsioon. Tallinn: Ehitame kirjastus, 2001.*
[28] *Vetepere OÜ, “Reoveesette käitluse inventuuri teostamine Eestis,” Tallinn, 2001.*
[29] *Vetepere OÜ, “Reoveesette käitlemise, kasutamise ja kahjustamise parima võimaliku tehnika väljaselgitamine,” Tallinn, 2002.*
[30] *A. Noorvee, Ü. Mander, K. Karabelnik, E. Põldvere, M. Maddison, “Kombineeritud pinnasfiltersüsteemide ja tehismärgalapuhastite rajamise juhend,” Tartu, 2007.*
[31] *Keskkonnainvesteeringute Keskus, “Kes me oleme?” [WWW] https://kik.ee/et/kik#ajalugu*
[32] *European Commission, “European Comission urban water website: Estonia.” [WWW] https://dev.oieau.fr/uwwtd_ee/et*
[33] *Vikipeedia, “Tallinna vesi.” [WWW] https://et.wikipedia.org/wiki/Tallinna_Vesi*
[34] *Ehitusuudised, “Nordeconil valmis Kohtla-Järve reoveepuhasti” [WWW] https://www.ehitusuudised.ee/uudised/2017/10/20/nordeconil-valmis-kohtla-jarve-reoveepuhasti*
[35] *Äripäev, “Järve Biopuhastus aitab kümneid tuhandeid puhta veega ,” [WWW] https://www.aripaev.ee/juubel/2022/01/26/jarve-biopuhastus-aitab-kumneid-tuhandeid-puhta-veega*
[36] *Keskkonnaagentuur, “Analüüsid ja indikaatorid.” [WWW] https://keskkonnaagentuur.ee/analuusid-ja-indikaatorid/indikaatorid/vesi#phjaveekogumite-sei*

LISAD

Lisa 1. Sõnavara

A

aeratsioon ► õhustamine, õhustus

A01 **aeroobne** (keskkond)
Keskkond, milles on lahustunud (keemiliselt seotud ning vaba) hapnikku *(EVS-EN 16323:2014)*.

aerobic
Dissolved oxygen is present *(EN 16323:2014)*.

аэробная среда *ж*
Среда, в которой присутствует растворённый кислород.

A02 **aeroobne biotiik**
Sundõhustuseta biotiik, milles kogu tiigi sügavuses on keskkond aeroobne *(US EPA, 2011)*.

aerobic lagoon, aerobic oxidation pond
Wastewater pond without artificial aeration, in which aerobic conditions occur throughout its´ entire depth *(US EPA, 2011)*.

аэробный пруд *м*
Пруд для сточных вод без искусственной аэрации, в котором аэробные условия существуют по всей его глубине.

aerotank ► õhustuskamber

A03 **ainesisaldus, kontsentratsioon**
Mass ruumalaühikus *(EVS-EN 16323:2014)*.

concentration *(chem.)*
Ratio of mass to volume *(EN 16323:2014)*.

концентрация *ж (хим.)*
Величина, выражающая относительное количество компонента, напр. в растворе.

A04 **ajakeskmine proov, ajas keskmistatud proov**
Võrdsete ajavahemike tagant võetud ühesuurustest proovidest moodustatud ühendproov *(EVS-EN 16323:2014)*.

time proportional sample
Composite sample made up of equal volumes withdrawn at equal intervals of time *(EN 16323:2014)*.

усреднённая по времени проба *ж*
Смешанная проба, состоящая из равных по объёму проб, отобранных через равные промежутки времени.

A05 **aktiivmuda**
Vees hõljuvaid baktereid ja muid mikroorganisme sisaldav (helbeline) biomass, mis tekib reovee puhastamisel aeroobses või anoksilises keskkonnas *(EVS-EN 16323:2014)*.

activated sludge
Biological mass (flocs) produced in the treatment of wastewater by the growth of suspended bacteria and other microorganisms under aerobic or anoxic conditions *(EN 16323:2014)*.

активный ил *м*
Ил, содержащий микроорганизмы, которые сорбируют и разлагают загрязняющие вещества в сточных водах.

A06 **aktiivmudaprotsess**
Reovee bioloogilise puhastamise protsess, milles reovee ja aktiivmuda segu segatakse ja õhustatakse. Pärast seda lahutatakse aktiivmuda puhastatud veest ja juhitakse õhustuskambrisse tagasi *(EVS-EN 16323:2014)*.

activated sludge process
Process for the biological treatment of wastewater in which a mixture of wastewater and activated sludge is agitated and aerated, subsequently separated from the treated wastewater and is returned to the process *(EN 16323:2014)*.

процесс *м* **очистки сточных вод активным илом**
Процесс биологической очистки сточных вод, при котором смесь сточных вод и активного ила перемешивается и аэрируется, после чего активный ил отделяется от очищаемой воды и направляется обратно в аэротенк.

A07 **aktiivmudapuhasti**

activated sludge plant

установка *ж* **для очистки сточных вод активным илом**

A08 **aktiivmudapuhastus**
Puhastusprotsess, mis tugineb keskkonnas vabalt hõljuvate mikroorganismide tegevusel *(EVS-EN 16323:2014)*.

free growth system
Process of treatment based on purification by the activity of free bacteria in the medium *(EN 16323:2014)*.

очистка *ж* **сточных вод активным илом**
Процесс очистки сточных вод, базирующийся на жизнедеятельности свободноплавающих в воде микроорганизмов.

A09 **aktiivmudasegu**
Puhastatava reovee ja aktiivmuda segu aktiivmudapuhastis *(EVS-EN 16323:2014)*.
mixed liquor
Mixture of wastewater and activated sludge undergoing treatment by an activated sludge plant *(EN 16323:2014).*
иловая (водоиловая) смесь *ж*
Смесь очищаемой сточной воды и активного ила в аэротенке.

A10 **aktiivmudasegu ringlussuhe**
Õhustuskambri nitrifikatsioonitsoonist denitrifikatsioonitsooni tagasi juhitava nitraadirikka aktiivmudasegu ja sissevoolava reovee vooluhulga suhe *(EVS-EN 16323:2014)*.
denitrification mixed liquor recirculation ratio
Ratio of recirculated nitrate-rich mixed liquor from an aeration tank to the denitrification zone divided by the incoming flow *(EN 16323:2014).*
коэффициент *мр* **рециркуляции иловой смеси**
Соотношение количества богатой нитратами иловой смеси, рециркулируемой из аеротенка в зону денитрофикаци, и объёма поступающих сточных вод.

A11 **aktiivmudasisaldus, MLSS**
Aktiivmudasegu kuivainesisaldus *(EVS-EN 16323:2014)*.
mixed liquor suspended solids, MLSS
Dry mass concentration of suspended solids in a mixed liquor *(EN 16323:2014).*
содержание сухого вещества иловой смеси
Концентрация сухого остатка взвешенных веществ в иловой смеси.

A12 **aktiivmuda keskmine viibeaeg, MCRT**
Arvutusaeg, mis kulub aktiivmuda vahetumiseks kogu aktiivmudapuhastis *(EVS-EN 16323:2014)*.
mean cell residence time, MCRT
Calculated time required to waste the total inventory of sludge in the whole of an activated sludge plant *(EN 16323:2014).*
среднее время *ср* **нахождения (активного) ила в аэротенке**
Расчётное время, за которое в аэротенке обновляется вся масса активного ила.
aktiivmuda mahuindeks ► mudaindeks

A13 **aktiivmuda orgaanilise aine sisaldus, MLVSS**
Aktiivmudasegu orgaanilise kuivaine sisaldus *(EVS-EN 16323:2014)*.
mixed liquor volatile suspended solids, MLVSS
Dry mass concentration of organic suspended solids in the mixed liquor *(EN 16323:2014).*
содержание *ср* **органического вещества в активном иле**
Содержание органического сухого вещества в активном иле.

A14 **aktiivmuda pundumine**
Nähtus aktiivmudapuhastites, mille puhul aktiivmuda on hõre, setib halvasti ning kandub järelsetitist välja; seda põhjustab tavaliselt niitjate organismide rohkus.
sludge bulking
Phenomenon which occurs in activated sludge plants whereby the activated sludge occupies an excessive volume and does not settle readily; usually associated with the excessive presence of filamentous organisms *(EN 1085:1997).*
вспухание *ср* **активного ила**
Всплывание активного ила на поверхность сточных вод в результате его брожения.

A15 **aktiivmuda vanus, mudavanus**
Arvutusaeg, mis kulub kogu aktiivmuda vahetumiseks aktiivmudapuhasti mahutites (järelsetitid ja anaeroobsed tsoonid välja ning aeroobsed ja anoksilised tsoonid kaasa arvatud) kindla mudaärastuse puhul, võttes arvesse ka väljavooluvees sisalduva kuivaine *(EVS-EN 16323:2014)*.
sludge age
Calculated time required to waste the total inventory of sludge in the process tanks at a constant wasting rate (excluding the clarifiers and anaerobic zones but including the aerobic and anoxic zones) taking the treated wastewater solids into account *(EN 16323:2014).*
возраст *м* **(активного) ила**
Интервал времени, за который происходит полное обновление активного ила в сооружениях для очистки сточных вод.
alfategur ► hapnikusiirdetegur

A16 **alumine veetase**
Vee madalaim käitustase mistahes rajatises *(EVS-EN 16323:2014)*.
lowest water level
Minimal operating water level in any structure *(EN 16323:2014).*
нижний уровень *м* **воды**
Минимальный рабочий уровень воды, в каком-либо сооружении.

A17 **ammoniaagi üldsisaldus**

Ammooniumiioonide ja vaba ammoniaagi sobivates ühikutes väljendatud summa *(EVS-EN 16323:2014)*.

total ammonia

Sum of ammonium ions and free ammonia, in compatible units *(EN 16323:2014).*

общий аммиак *м*

Суммарное количество ионов аммония и свободного аммиака в сопоставимых единицах.

A18 **ammonifikatsioon**

Orgaanilist lämmastikku sisaldavate ühendite muundumine ammooniumiioonideks *(EVS-EN 16323:2014)*.

ammonification

Conversion of compounds containing organic nitrogen to ammonium ions *(EN 16323:2014).*

аммонификация *ж*

Микробиологическое превращение азотных соединений в аммиачный азот.

A19 **ammooniumlämmastik**

Ammooniumiioonide ja vaba ammoniaagi sobivates ühikutes väljendatud summa *(EVS-EN 16323:2014)*.

ammoniacal nitrogen

Nitrogen present as free ammonia or as ammonium ions *(EN 16323:2014).*

аммиачный азот *м*

Азот в виде свободного аммиака или ионов аммония.

A20 **anaeroobne** (keskkond)

Keskkond, milles ei ole lahustunud hapnikku, nitraate, nitriteid ega sulfaate *(EVS-EN 16323:2014)*.

anaerobic

Absence of dissolved oxygen, nitrate, nitrite and sulphate (*EN 16323:2014)*.

анаэробная среда *ж*

Среда, в которой отсутствуют растворённый кислород, нитраты, нитриты и сульфаты.

A21 **anaeroobne biotiik**

Sundõhustuseta biotiik, mille koormus on sedavõrd suur, et tiigis aeroobset tsooni ei ole *(US EPA, 2011).*

anaerobic lagoon

Wastewater pond without artificial aeration which receive such a heavy loading that there is no aerobic zone *(US EPA, 2011)*.

анаэробный пруд *м*

Пруд для сточных вод без искусственной аэрации, который получает такую большую нагрузку, что у него аэробная зона отсутствует.

A22 **annustusmahuti**

Mahuti, millest soovitav hulk vedelikku juhitakse annustuskohta *(EVS-EN 16323:2014)*.

dosing chamber

Tank from which a desired volume is discharged to a dosing point *(EN 16323:2014).*

дозирующая ёмкость *ж*

Ёмкость, из которой желаемое количество вещества подается в точку дозирования.

A23 **annuspuhasti, SBR-puhasti**

Aktiivmudapuhasti, mille kõik puhastusetapid kulgevad ühes ja samas mahutis *(EVS-EN 16323:2014)*.

sequencing batch reactor (SBR)

Activated sludge wastewater treatment plant with discontinuous operation in one tank *(EN 16323:2014)*.

очистное сооружение *ср* **циклического действия**

Установка очистки сточных вод активным илом, в которой все этапы процесса очистки происходят в одной и той же ёмкости.

A24 **anoksiline (keskkond)**

Keskkond, milles vaba hapnik puudub, on aga nitritite või nitraatidena *(EVS-EN 16323:2014)*.

anoxic

Absence of dissolved oxygen but presence of nitrite or nitrate *(EN 16323:2014)*.

бескислородная среда *ж*

Среда, в которой отсутствует растворённый кислород, но присутствуют нитриты и нитраты.

A25 **anorgaanilise süsiniku üldsisaldus**

Kogu vees lahustunud või heljuvas anorgaanilises aines sisalduv süsinik *(EVS-EN 16323:2014)*.

total inorganic carbon

All the carbon in inorganic matter that is dissolved and suspended in water *(EN 16323:2014).*

общий неорганический углерод *м (в воде)*

Суммарное количество углерода в неорганическом веществе, которое находится в воде в растворённом и взвешенном виде.

A26 **arvutusjõudlus, projektjõudlus**

Reovee vooluhulk ja reostuskoormus, millele puhasti on kehtivate nõuete rahuldamiseks projekteeritud *(EVS-EN 16323:2014)*.

design capacity

Flow and load of influent that the facilities are designed to treat, while conforming to specified requirements *(EN 16323:2014).*

расчётная пропускная способность *ж*

Расход и нагрузка поступающих сточных вод, на которые расчитаны очистные сооружения в соответствии с установленными требованиями.

A27 **arvutusvooluhulk, projektvooluhulk**

Reovee suurim vooluhulk teataval perioodil, mida puhasti on kehtivate nõuete rahuldamiseks projekteeritud puhastama *(EVS-EN 16323:2014)*.

design peak flow

Maximum flow of influent over a specified period that the facilities are designed to treat, while conforming to specified requirements *(EN 16323:2014).*

расчётный расход *м*

Максимальный расход поступающих сточных вод за определенный промежуток времени, на который расчитаны очистные сооружения в соответствии с установленными требованиями.

A28 **arvutuskoormus, projektkoormus**

Reovee reostuskoormus, millele puhasti on kehtivate nõuete rahuldamiseks projekteeritud *(EVS-EN 16323:2014)*.

design loading

Load of influent that the facilities are designed to treat, while conforming to specified requirements *(EN 16323:2014).*

расчётная нагрузка *ж*

Нагрузка поступающих сточных вод, на которую расчитаны очистные сооружения в соответствии с установленными требованиями.

astmeline koormamine ► järkkoormamine

astmeline õhustus ► järkõhustus

A29 **asulakanalisatsioon**

Ehitiste ja seadmete süsteem hügieeninõuete ja rahvatervise huvide rahuldamiseks reovee, nii reostunud vee kui ka pindmise äravooluvee, käitlemisel

urban drainage

Group of techniques and actions to achieve satisfactory hygiene and public health relating to wastewater, including both foul wastewater and surface water *(EN 16323:2014).*

городская канализация *ж*

Комплекс инженерных сооружений и трубопроводов для сбора, отвода, очистки и сброса в водоём стоков разного происхождения с территории населенного пункта.

A30 **asulareovesi**

Asustusalalt pärinev peamiselt olmereoveest koosnev reovesi, mis võib sisaldada sademevett, sisselekkevett ja kaubandus- või tootmisreovett *(EVS-EN 1085:2007)*. Olmereovesi või olme- ja tööstusreovee ja/või mahasadanud vihmavee segu *(Asulareovee direktiiv).*

urban wastewater, municipal wastewater

Wastewater from municipal areas consisting predominately of domestic wastewater and additionally it may also contain surface water, infiltration water, trade or industrial wastewater *(EN 1085:2007)*.

коммунальные сточные воды *ж мн*

Сточные воды муниципальных районов, преимущественно состоящие из бытовых сточных вод, которые также могут содержать поверхностные сточные воды, инфильтрационные воды, сточные воды предприятий торговли или промышленности.

aurutusjääk ► kuivainesisaldus

A31 **autotroofsed bakterid**

Bakterid, kes on võimelised paljunema, kasutades ainsa süsiniku- ja lämmastikuallikana anorgaanilisi aineid *(EVS-EN 16323:2014)*.

autotrophic bacteria

Bacteria capable of multiplying by using inorganic matter as the only source of carbon and nitrogen *(EN 16323:2014).*

автотрофные бактерии *ж мн*

Бактерии, синтезирующие из неорганических веществ необходимые для жизни органические вещества.

A32 **avaveeline tehismärgalapuhasti**

Tehismärgalapuhasti, mis koosneb madalast tiigist, pinnasest või muust taimejuuri toetavast filtermaterjalist ja väikest veesügavust kontrollivast rajatisest. Veetase on pealpool filtermaterjali.

surface flow (open water surface) constructed treatment wetland

A constructed wetland, which consists of a shallow basin, soil or other medium to support the roots of vegetation, and a water control structure that maintains a shallow depth of water. The water surface is above the substrate.

искусственное водно-болотное угодье *ср* **с поверхностным движением воды (с открытой водной поверхностью) для очистки сточных вод**

Искусственное водно-болотное угодье, которое состоит из мелкого водоёма, почвы или другого субстрата для поддержания корней растений, и водорегулирующего сооружения, которое поддерживает малую глубину воды. Поверхность воды находится над субстратом.

B

B01 biogaas

Anaeroobsel lagunemisel tekkiv peamiselt metaanist ja süsinikdioksiidist koosnev gaasisegu *(EVS-EN 16323:2014)*.

digester gas

Gas mixture generated during anaerobic digestion comprising mainly methane and carbon dioxide *(EN 16323:2014).*

биогаз *м*

Горючий газ, образующийся при анаэробном метановом сбраживании биомассы и состоящий преимущественно из метана (55–75%), двуокиси углерода (25–45%) и примесей сероводорода, аммиака, оксидов азота, и других газов (менее 1%).

biofilter ► nõrgbiofilter

B02 biofiltrimuda

Biofiltrist irdunud biokile, mis tavaliselt lahutatakse puhastatud reoveest vahe- või järelsetitis *(EVS-EN 16323:2014)*.

humus sludge

Biological film that has sloughed off from a biological filter and is normally separated from the treated wastewater in an intermediate or secondary settlement tank *(EN 16323:2014).*

осадок *м* **из вторичного отстойника биофильтра**

Осадок из биофильтров, состоящий из биоплёнки и мелких фракций загрузки.

biogeenid ► taimetoitained

biofilter ► nõrgbiofilter

B03 biokeemiline hapnikutarve, BHT_t

Vee mahuühikus lahustunud hapniku mass, mis ettenähtud tingimustes (t päeva jooksul 20 °C juures nitrifikatsiooni inhibeerimisega või inhibeerimiseta) kulub vees sisalduva orgaanilise aine bioloogiliseks oksüdeerimiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

biochemical oxygen demand, BOD

Concentration of dissolved oxygen consumed under specified conditions (*t* days at 20 °C with or without nitrification inhibition) by the biological oxidation of organic and/or inorganic matter in water *(EN 16323:2014).*

биохимическое потребление ср **кислорода** (в сточных водах)**, БПК**

Концентрация растворённого кислорода, потребляемого в определенных условиях (t дней при 20 °C с ингибированием нитрификации или без него) в результате биологического окисления органических и / или неорганических веществ в воде.

B04 biokile

Tugimaterjalile moodustuv mikroorganismidest koosnev pealiskasv või kiht *(EVS-EN 16323:2014)*.

biofilm

Layer consisting of microorganisms that forms on a support media *(EN 16323:2014)*.

биологическая плёнка *ж* **, зооглейная плёнка** *ж*

Плёнка из бактерий и других организмов на поверхности загрузки биологического фильтра, окисляющих и минерализующих загрязняющие вещества.

B05 biokilepuhasti, biokilereaktor

Puhasti (reaktor), milles enamik biopuhastusest toimub tugimaterjali pinnale kinnitunud biokile toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.

fixed film reactor

Reactor in which most of the biological treatment is achieved by a biological film attached to support media *(EN 16323:2014)*.

плёночный биореактор *м*

Реактор, в котором бóльшая часть биологической очистки осуществляется за счет биоплёнки, прикреплённой к загрузочному материалу.

B06 biolagundatavus

Mingi orgaanilise aine sobivus bioloogiliseks lagunemiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

biodegradability

Susceptibility of an organic substance to biological degradation *(EN 16323:2014).*

биодеградируемость *ж,* **биоразлагаемость** *ж*

Подверженность органического вещества биологическому разложению.

B07 biolagunemine

Orgaaniliste ainete lagunemine mikroorganismise toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.

biodegradation
Degradation of organic matter resulting from the activity of microorganisms *(EN 16323:2014).*
биодеградация *ж,* **биоразложение** *ср*
Разрушение сложных веществ, материалов, продуктов в результате деятельности живых микроорганизмов.

B08 **bioloogiline inokulatsioon**
Sobivate mikroobide viimine biosüsteemi mingi bioloogilise protsessi alustamiseks või toetamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.
biological seeding
Introduction of appropriate microorganisms into a biological system in order to initiate or enhance a biological process *(EN 16323:2014).*
биологическая инокуляция *ж*
Введение соответствующих микроорганизмов в биологическую систему с целью запуска или усиления биологического процесса.
bioloogiline puhastus ► biopuhastus

B09 **biomass**
Elusaine kogumass *(EVS-EN 16323:2014)*.
biomass
Total mass coming from living material *(EN 16323:2014).*
биомасса *ж*
Совокупная масса растительных и животных организмов, присутствующих в биогеоценозе определённого размера или уровня.
biomuda ► järelsetitisete

B10 **biopuhastus, bioloogiline puhastus**
Reovee puhastamine bioloogiliste protsesside toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.
biological treatment
Treatment of wastewater by biological processes *(EN 16323:2014)*.
биологическая очистка *ж* **сточных вод**
Технологические процессы очистки сточных вод, основанные на способности биологических организмов разлагать загрязняющие вещества.

B11 **biorootor**
Biokilepuhasti, mille pöörlevatele pindadele kinnitunud biokile on vahelduvalt reovee sees ja õhus *(EVS-EN 16323:2014)*.
rotating biological contactor
Biological contactor in which fixed film is immersed intermittently in the flow to be treated *(EN 16323:2014)*.
дисковый биофильтр *м*
Погружные (дисковые) биофильтры представляют собой вращающиеся диски, насаженные на одну ось параллельно друг другу и погружённые почти до оси в сточную воду. Очистка осуществляется биологической плёнкой, развивающейся на поверхности дисков.

B12 **biotest**
Eksperimentaalmeetod keskkonnaseisundi hindamiseks organismide ja koosluste, ka koekultuuride abil *(Ökoloogialeksikon).*
bioassay
The quantitive measurement, under standardized conditions, of the effects of a substance on an organism or part of an organism *(EnDic2004).* Method to determine biological effects by using calibrated test organisms *(EN 16323:2014).*
биотест *м*
Метод определения биологических эффектов посредством использования калиброванных тест-организмов.

B13 **biotiik**
Sundõhustuseta reoveetiik, milles orgaaniline aine laguneb peamiselt aeroobselt *(EVS-EN 16323:2014)*.
oxidation pond, wastewater stabilisation pond
Wastewater pond without artificial aeration in which mainly aerobic degradation occurs *(EN 16323:2014)*.
биологический пруд *м*, **биопруд** *м*
Водоём для биологической очистки сточных вод в естественных условиях.

D

dekanteerimine ► nõrutamine

D01 **denitrifikatsioon**
Nitraatide või nitritite redutseerumine bakterite toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.
denitrification
Reduction of nitrate or nitrite by the action of bacteria *(EN 16323:2014)*.
денитрификация *ж*
Сумма микробиологических процессов восстановления нитратов до нитритов и далее до газообразных оксидов и молекулярного азота.

D02 **desinfitseerimine**
Bioloogiline, keemiline, füüsikaline või termiline protsess patogeensete organismide inaktiiveerimiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

disinfection
Biological, chemical, physical or thermal process for inactivate pathogenic microorganisms *(EN 16323:2014).*
дезинфекция *ж*
Биологический, химический, физический или термический процесс с целью инактивации патогенных микроорганизмов.

D03 **digestaat**
Biolaguneva materjali anaeroobsel lagunemisel tekkiv kääritusjääk.
digestate
The material remaining after the anaerobic digestion of a biodegradable feedstock.
дигестат *м*
Материал, оставшийся после анаэробного сбраживания биоразлагаемого сырья.

D04 **düüker**
Isevooluviima või -kollektori üles- ja allavoolulõikudest madalamal paiknev lõik, mis kulgeb mingi tõkke alt läbi ning milles vesi voolab surve all *(EVS-EN 16323:2014)*.
inverted siphon
Length of gravity drain or sewer that is lower than upstream or downstream lengths to allow the pipeline to pass below an obstacle, and which consequently operates under pressure *(EN 16323:2014).*
дюкер *м*
Напорный участок трубопровода, прокладываемый под руслом реки (канала), по склонам или дну глубокой долины (оврага), под дорогой, расположенной в выёмке. Дюкеры используются в водопроводных, канализационных, оросительных сетях и т. п.

E

E01 **eelpuhastus** *(reovee)*
Puhastusjärk (-etapp), milles reoveest kõrvaldatakse suured võõrised, liiv, kores või ujupraht *(EVS-EN 16323:2014)*.
preliminary treatment *(of wastewater)*
Stage of treatment involving removal of gross solids, sand, grit or floating matter from wastewater *(EN 16323:2014)*.
предварительная очистка *ж (сточных вод)*
Выделение из сточных вод находящихся в них нерастворённых грубодисперсных примесей, которые содержат минеральную и органическую породу.

E02 **eelsetiti**
Setiti, milles toor- või eelpuhastatud reoveest eraldatakse sadestamise teel suurem osa heljumist *(EVS-EN 16323:2014)*.
primary settlement tank
Settlement tank in which the majority of solids are removed by sedimentation from raw or preliminarily treated wastewater *(EN 16323:2014)*.
первичный отстойник *м*
Отстойник, в котором бóльшая часть твёрдых частиц удаляется осаждением из неочищенных или предварительно очищенных сточных вод.

E03 **elastne liide**
Torusuuna muutust võimaldav liide *(EVS-EN 16323:2014)*.
flexible joint
Joint, which permits angular deflection *(EN 16323:2014).*
гибкое соединение *ср*
Соединение, которое обеспечивает значительное угловое отклонение и параллельное или перпентикулярное движение относительно оси трубы.
emšer ► kahekorruseline setiti

E04 **endogeenne respiratsioon, sisetekkeline hingamine**
Organismide hapnikutarbimine olukorras, mil substraati väljaspoolt juurde ei tule *(EVS-EN 16323:2014)*.
endogenous respiration
Consumption of oxygen by organisms without addition of a substrate *(EN 16323:2014).*
эндогенное дыхание *ср (за счёт внутриклеточных веществ)*
Потребление организмами кислорода без добавления субстрата.
energiatihedus ► erivõimsus

E05 **erivõimsus, energiatihedus**
Õhusti ja/või seguri mootori mõõdetud või installeeritud võimsus reaktori mahuühiku kohta *(EVS-EN 16323:2014)*.
power per unit volume of reactor
Measured or installed electrical power of the driving motor of a mixing and/or aeration device, relative to volume of a reactor *(EN 16323:2014).*
удельная мощность *ж* **(устройства)**
Отношение вырабатываемой или потребляемой устройством мощности к другому конструктивному показателю (обычно массе или объёму).

E06 **esimene puhastusaste**
Puhastusjärk (-etapp), milles toor- või eelpuhastatud reoveest kõrvaldatakse heljum *(EVS-EN 16323:2014)*.
primary treatment
Stage of treatment involving the removal of suspended solids from raw wastewater or after preliminary treatment *(EN 16323:2014)*.
первичная очистка *ж* **сточных вод**
Стадия очистки, включающая в себя удаление взвешенных частиц из неочищенных сточных вод или после предварительной очистки.

E07 **eutrofeerumine**
Vee rikastumine toitainetega, mis kiirendavad vetikate ja taimestiku kõrgemalt arenenud vormide kasvu *(EVS-EN 16323:2014)*.
eutrophication
Enrichment of water by nutrient salts, that accelerates the growth of algae and higher forms of plant life *(EN 16323:2014)*.
эвтрофикация *ж*
Обогашение вод биогенными веществами, особенно компонентами азота и фосфора, что ускоряет рост водорослей и высших форм растительной жизни *(International Glossary of Hydrology)*.

E08 **evapotranspiratsioon, koguaurumine**
Koguaurumine taimestikuga kaetud alalt: aurumise mullast taimede kaudu (transpiratsiooni), aurumise mullapinnalt ning taimedele ja puulehtedele kogunenud vihmavee aurumise summa *(EVS-EN 16323:2014)*.
evapotranspiration
Total evaporation from a surface covered with vegetation including the evaporation of water collected by the vegetation coming from the ground and then eliminated by evaporation and transpiration *(EN 16323:2014).*
эвапотранспирация *ж*, **суммарное испарение** *ср*
Количество влаги, переходящее в атмосферу в виде пара в результате десукции и последующей транспирации (физиологическое испарение) и физического испарения из почвы и с поверхности растительности.

F

F01 **fakultatiivne biotiik**
Sundõhustuseta biotiik, mille ülemine kiht on aeroobne ja alumine anaeroobne *(US EPA, 2011).*
facultative [stabilization] pond, facultative lagoon
Wastewater pond without artificial aeration with an aerobic layer overlying and anaerobic layer *(US EPA, 2011)*.
факультативный пруд *м*
Пруд для сточных вод без искусственной аэрации с анаэробным слоем и вышележащим аэробным слоем.

F02 **filtraat**
Filtri läbinud (sette)vedelik *(EVS-EN 16323:2014)*.
filtrate
Sludge liquor from a filter *(EN 16323:2014).*
фильтрат *м*
Иловая жидкость, прошедшая через фильтр.

F03 **filtratsioonimoodul, veejuhtivus**
Pinnase veeläbilaskvust iseloomustav kiiruse dimensiooniga (tavaliselt m/d) suurus.
hydraulic conductivity, coefficient of hydraulic conductivity
A measure of the ability to transfer water through a soil or aquifer or other material under a given hydraulic gradient. It is the water flow (m^3/s) per unit cross section (m^2) of the soil *(EnDic2004)*.
коэффициент *м* **фильтрации**
Скорость движения жидкости через единицу площади поперечного сечения пористой среды при единичном гидравлическом градиенте и данной температуре.

F04 **filtrikook, filtritahes**
Reoveesette filtertahendamisel saadav settekook (settetahes) *(EVS-EN 16323:2014)*.
filter cake
Sludge cake produced by a filtering process *(EN 16323:2014)*.
кек *м*
Осадок на фильтре, до 60–85% влажности.

F05 **filtrimine, filtreerimine**
Heljumi kinnipidamine selle juhtimise teel läbi mingi keskkonna *(EVS-EN 16323:2014)*.
filtration
Process of retention of the suspended matter by passing through a medium *(EN 16323:2014)*.
фильтрование *ср*
Механическая операция отделения твёрдого вещества от жидкого при помощи пропускания исходной смеси через

пористую пластину, через которую может пройти только жидкость.

F06 **filtrimisjõudlus, filtri mudaeraldusvõime**
Ajaühikus pidama jäänud kuivaine mass või filtrit läbinud reoveesette maht filtri pinnaühiku või muu sobiva mõõtme kohta *(EVS-EN 6323:2014)*.

filter capacity
Mass of dry solids retained, or sludge volume passed, per unit time and per unit filter area or other suitable dimension *(EN 16323:2014).*

производительность (пропускная способность) *ж* **фильтра**
Масса сухого остатка задерживаемых фильтром твёрдых частиц, или объём пропускаемого через фильтр осадка сточных вод, в единицу времени и на единицу площади фильтра, или на другую подходящую величину.

filtritahes ► filtrikook

F07 **filtritäidis**
Materjal, millest vedelik läbi voolab ning millesse jäävad pidama vedelikus sisalduvad võõrised *(EVS-EN 16323:2014)*.

filter medium
Material through which a fluid flows and on which matter contained in the fluid is retained *(EN 16323:2014)*.

фильтрующий материал *м*
Материал, через который проходит жидкость и на котором задерживаются содержащиеся в жидкости вещества.

F08 **flokulant, helvestusaine**
Heljumihelveste moodustumiseks, suurendamiseks või tugevdamiseks lisatav kemikaal *(EVS-EN 16323:2014)*.

flocculant
Chemical added to produce flocs or to increase or strengthen flocs *(EN 16323:2014)*.

флокулянт *м*
Вещество, используемое для формирования крупных, быстро оседающих хлопьев коагулированных взвешенных веществ.

flokulatsioon ► helvestumine

F09 **flotatsioon**
Heljumi ujutamine vedeliku pinnale gaasimullide abil *(EVS-EN 16323:2014)*.

floatation
Raising of suspended matter in liquid to the surface by the entrainment of a gas *(EN 16323:2014)*.

флотация *ж*
Подъём на поверхность взвешенных в жидкости веществ вследствие увлечения их газом.

F10 **fugaat**
Tsentrifuugis eraldatud settevesi *(EVS-EN 16323:2014)*.

centrate
Sludge liquor from a centrifuge *(EN 16323:2014)*.

фугат *м*
Иловая жидкость, удаляемая в слив в процессе центрифугирования.

H

H01 **haisulukk**
Vesilukuga seadis kanalisatsioonigaaside väljapääsu tõkestamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

drain trap
Device that prevents the passage of foul air by means of a water seal *(EN 16323:2014)*.

гидравлический затвор *м***, водяной затвор** *м*
Изогнутая труба или другая конструкция, в которой удерживается определённое количество воды, препятствующей проникновению газов из канализационной сети в помещение, и которая обеспечивает прохождение сточных вод.

H02 **hallvesi**
Olmereovesi, välja arvatud vesikäimlaist ja pissuaaridest pärit reovesi *(EVS-EN 16323:2014)*.

grey water
Domestic wastewater excluding wastewater from toilets and urinals *(EN 16323:2014)*.

серые воды *ж мн*
Бытовые сточные воды, за исключением сточных вод туалетов и писсуаров.

H03 **hapniku erikulu, hapnikutarve**
Hapnikumass, mida aktiivmudasegu mahuühiku kohta ajaühikus ära kasutab *(EVS-EN 16323:2014)*.

oxygen uptake rate
Mass of oxygen consumed per unit time and per unit volume of mixed liquor *(EN 16323:2014)*.

скорость *ж* **поглощения кислорода**
Количество кислорода, поглощаемого в единицу времени и на единицу объема иловой смеси.

H04 **hapniku küllastussisaldus**

Vee või reovee lahustunud hapniku tasakaalusisaldus *(EVS-EN 16323:2014)*.

oxygen saturation value

Concentration of dissolved oxygen in water or wastewater in equilibrium *(EN 16323:2014).*

показатель *м* **насыщения кислородом**

Равновесная концентрация растворённого в воде или сточных водах кислорода.

H05 **hapnikuküllastustegur**

Suhe hapniku küllastussisalduse vahel aktiivmudasegus ja puhtas vees sama temperatuuri ja õhurõhu puhul *(EVS-EN 16323:2014)*.

oxygen saturation factor

Ratio of the oxygen saturation value in mixed liquor to the oxygen saturation value in clean water at the same temperature and atmospheric pressure *(EN 16323:2014).*

коэффициент *м* **насыщенности кислородом**

Отношение значения сатурации кислорода в иловой смеси к значению сатурации кислорода в чистой воде при той же температуре и атмосферном давлении.

H06 **hapnikusiirde erijõudlus**

Hapnikusiirdejõudluse ja energiatarbe suhe *(EVS-EN 16323:2014)*.

gross oxygen transfer efficiency

Ratio of oxygen transfer capacity to energy consumption *(EN 16323:2014)*.

общая эффективность *ж* **переноса кислорода**

Отношение переноса кислорода к потреблению энергии.

H07 **hapnikusiirdejõudlus**

Hapnikumass, mida õhustusseade suudab ajaühikus aktiivmudasegusse lahustada *(EVS-EN 16323:2014)*.

oxygen transfer capacity

Mass of oxygen that can be transferred into mixed liquor per unit time *(EN 1085:1997)*.

производительность *ж* **по кислороду**

Количество кислорода, которое может быть перенесено в иловую смесь в единицу времени.

H08 **hapnikusiirdetegur, alfategur**

Suhe hapnikusiirdejõudluste vahel aktiivmudasegus ja puhtas vees *(EVS-EN 16323:2014)*.

alpha factor

Ratio of the oxygen transfer coefficient in mixed liquor to the oxygen transfer coefficient in clean water *(EN 16323:2014)*.

коэффициент *м* **производительности по кислороду, альфа-показатель** *м*

Отношение коэффициента переноса кислорода в иловой смеси к коэффициенту переноса кислорода в чистой воде.

H09 **hapnikusisaldus**

Vee või reovee mahuühikus lahustunud hapniku mass või sisaldus protsentides küllastussisaldusest (*EnDic*)

oxygen concentration

Mass of oxygen dissolved per unit volume of water or wastewater *(EN 16323:2014)*.

содержание *ср* **кислорода, концентрация** *ж* **кислорода**

Количество кислорода, растворенного на единицу объема воды или сточных вод.

H10 **hapnikuvajak**

Veekeskkonna lahustunud hapniku tegeliku sisalduse ja küllastussisalduse vahe *(EVS-EN 16323:2014)*.

oxygen deficit

Difference between the actual dissolved oxygen concentration of an aqueous system and a specified concentration for a process or the saturation concentration for a medium *(EN 16323:2014)*.

дефицит *м* **кислорода**

Разность между количеством кислорода, которое при данной температуре и давлении может находиться в воде, насыщенной воздухом, и найденным количеством кислорода в исследуемой воде *(Водохозяйасвенный словарь)*.

H11 **heitvee maasseimmutamine**

Sobival moel puhastatud reovee juhtimine hajutatult maasse põllumajandusliku eesmärgita *(EVS-EN 16323:2014)*.

percolation

Disposal of suitably treated wastewater into subsoil without any agricultural objective *(EN 16323:2014).*

инфильтрация *ж* **сточных вод**

Сброс надлежащим образом очищенных сточных вод в подпочву без каких-либо сельскохозяйственных целей.

H12 **heitvesi**

Kasutusel olnud vesi, mis juhitakse suublasse *(Veeseadus)*.

effluent

Wastewater discharged from a defined space *(EN 16323:2014).*

сбрасываемая вода *ж*

Сточные воды, сбрасываемые в водоприёмник.

H13 **helbed** *pl*

Kübemekogumid, mida on võimalik veest kõrvaldada sadestamise või pinnale ujutamise teel *(EVS-EN 16323:2014)*.

floc *pl*

Large aggregation of particles, removable by sedimentation or flotation *(EN 16323:2014)*.

хлопья *м мн*

Крупные скопления частиц, удаляемые осаждением или флотацией.

H14 **heljum, heljuvaine**

Vedelikus heljuv tahke aines *(ÕS)*.

suspended solids

Solids that either float on the surface of, or are in suspension in water or wastewater.

взвешенные вещества *ср мн*

Содержащиеся в воде грубодисперсные примеси.

H15 **heljumisisaldus, HA**

Heljumikuivaine mass vedeliku mahuühikus *(EVS-EN 16323:2014)*.

suspended solids concentration, SS

Dry mass of suspended solids per unit of volume specified conditions *(EN 16323:2014)*.

взвешенные вещества *ср мн*, **концентрация** *ж* **взвешенных веществ**

Сухой остаток взвешенных веществ на единицу объёма при определённых условиях.

H16 **heljuvkihi tase, mudavaiba tase**

Reoveesette (aktiivmuda) ja settepealse vee eraldustase *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge blanket level

Level of the sludge/supernatant interface *(EN 16323:2014).*

уровень *м* **взвешенного слоя осадка**

Уровень раздела осадка (активного ила) и надиловой жидкости.

H17 **heljuvkiht, mudavaip**

Ülevoolu- ja sissevoolutaseme vaheline vabalt heljuva muda kiht tõusva vooluga püstsetitis või anaeroobse heljuvkihiga tõusva vooluga reaktoris *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge blanket

Layer of freely suspended sludge between the overflow level and the inflow level in an up-flow clarifier or in an up-flow anaerobic sludge blanket reactor *(EN 16323:2014)*.

взвешенный слой *м* **осадка (в осветлителе)**

Слой свободно взвешенного осадка сточных вод между уровнем перелива и уровнем притока в осветлителе с восходящим потоком или реакторе с восходящим потоком с анаэробным взвешенным слоем осадка.

H18 **heljuvkihtfiltrimine**

Heljuvkihi filtriv toime seda läbivale reovee ja aktiivmuda segule *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge blanket filtration

Effect of the sludge blanket as a filter when being traversed by mixed liquor *(EN 16323:2014)*.

задерживание *ср* **активного ила во взвешенном слое осадка**

Фильтрующее действие взвешенного слоя осадка сточных вод при прохождении через него иловой смеси.

H19 **heljuvtugimaterjaliga biokilereaktor, heljuvtugimaterjaliga biokilepuhasti, MBBR**

Biokilereaktor, mille heljuva tugimaterjali erikaal on lähedane ümbitseva vee omale *(EVS-EN 16323:2014)*.

moving bed reactor, MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor)

Reactor with mobile support media, with a specific density close to that of the surrounding water *(EN 16323:2014*).

биореактор *м* **с подвижным загрузочным материалом**

Реактор с подвижным загрузочным материалом, удельная плотность которого близка к удельной плотности окружающей воды.

H20 **helvestumine, flokulatsioon**

Sadestuvate helveste moodustumine heljumiosakeste liitumise teel *(EVS-EN 16323:2014)*.

flocculation

Formation of separable flocs by aggregation of small particles *(EN 16323:2014).*

флокуляция *ж*, **хлопьеобразование** *ср*

Сближение и соединение мельчайших частиц, находящихся в жидкости, в бесформенные хлопья.

helvestusaine ► flokulant

H21 **heterotroofid, heterotroofsed organismid**

Organismid, kes kehaainese lähtematerjalina kasutavad organismivälist orgaanilist ainet *(Ökoloogialeksikon)*.

heterotrophic organisms

Any organism, including bacteria and fungi, that needs organic matter as an energy source.

гетеротрофные бактерии *ж мн*

Бактерии, которые способны размножаться, используя органическое вещество в качестве единственного источника углерода и азота.

H22 **hooldus**

Korraline tegevus kanalisatsioonisüsteemi pideva toimimise tagamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

maintenance

Routine work undertaken to ensure the continuing performance of an asset *(EN 16323:2014)*.

уход *м*, **техническое обслуживание** *ср*

Регулярная работа, проводимая для обеспечения непрерывного функционирования объекта.

H23 **hoolduskaev**

Äravõetava kaanega kanalisatsioonikaev, millesse töötajad sisse pääsevad

manhole

Structure with a removable cover, constructed on a drain or sewer to permit entry by personnel *(EN 16323:2014)*.

смотровый колодец *м*

Смотровые колодцы служат для быстрого доступа к подземным коммуникациям. Это необходимо для регулярной инспекции состояния системы и в случае аварийной ситуации.

H24 **horisontaalvooluline tehismärgalapuhasti**

Filtermaterjalisisese vooluga tehismärgalapuhasti, milles reovesi voolab rõhtsuunas ning filtermaterjal on püsivalt veega küllastunud. Pinnal vaba vett ei ole. Kui taimestik puudub, loetakse see filtersüsteemiks või pinnasfiltriks.

horizontal subsurface flow constructed treatment wetland

Constructed treatment wetland with horizontal subsurface flow, where the filter material is constantly water-saturated. No free water on the surface. When vegetation is absent it is classified as filter system or soil filter.

искусственное водно-болотное угодье *ср* **с горизонтальным подповерхностным движением воды для очистки сточных вод**

Искусственное водно-болотное угодье для очистки сточных вод с горизонтальным подповерхностным движением воды, где фильтрующий материал постоянно насыщен водой. Когда отсутствует растительность, оно классифицируется как система фильтрации или почвенный фильтр.

H25 **hägusus, sogasus**

Vedeliku vähene läbipaistvus lahustumatute ainete sisalduse tõttu *(EVS-EN 16323:2014)*.

turbidity

Reduction of transparency of a liquid caused by the presence of undissolved matter *(EN 16323:2014).*

мутность *ж*

Показатель, характеризующий уменьшение прозрачности воды в связи с наличием неорганических и органических тонкодисперсных взвесей, а также развитием планктонных организмов.

H26 **hõljum, plankton**

Vees hõljuvate pisiorganismise kogum *(ÕS)*.

plankton

Micro-organisms that float or swim freely in oceans or fresh water.

планктон *м*

Совокупность свободноплавающих растительных (фитопланктон) и животных (зоопланктон) организмов, обитающих в свободной толще воды.

H27 **hüdrauliline pinnakoormus**

(Reovee) vooluhulk puhastusseadme rõhtristlõike pinnaühiku kohta *(EVS-EN 16323:2014)*.

surface loading rate

Ratio of flow to surface area *(EN 16323:2014)*.

гидравлическая нагрузка *ж*

Объём сточных вод, протекающих за определённый промежуток времени, отнесенный к единице поверхности или объёма очистных сооружений.

H28 **hüdrauliline viibeaeg, HRT**

Teoreetiline ajavahemik, mille kestel vedelik viibib mingis seadmes või süsteemis ning mis arvutatakse jagades seadme mahu juurdevooluhulgaga, ringlusvooluhulgad välja arvatud *(EVS-EN 6323:2014)*.

hydraulic retention time, HRT

Theoretical period during which a fluid is retained in a particular unit or system as calculated by the ratio of its volume divided by the flow of fluid excluding recycled flows *(EN 16323:2014).*

время *ср* **пребывания воды в очистном сооружении**

Теоретический промежуток времени, в течение которого жидкость удерживается в конкретной установке или системе, зависящий от соотношения её объёма к притоку жидкости, за исключением рециркулируемых объёмов.

I

I01 imbkaev

Vett läbi laskvasse pinnasesse rajatud kaev, mille kaudu puhastatud reovesi (või sademevesi) maasse immutatakse.

leaching pit, seepage pit, absorption pit

Pit prepared in permeable ground to which treated wastewater is fed and from which it soaks into the ground *(EN 1085:1997)*.

поглощающий колодец *м (сточных вод)*

Поглотительные колодцы успешно используются на участках с небольшим объёмом сточных вод (не более 1 м^3 в сутки) и преобладанием песчаного и супесчаного грунта.

I02 imbkraav

Tagasitäidetud kraav, milles on mulgustatud torustik puhastatud reovee (või sademevee) maasseimmutamiseks.

leaching trench, seepage trench, absorption trench

Open pipe in covered trench that permits treated wastewater to enter surrounding soil.

траншея *ж* **подземной инфильтрации**

Перфорированная труба в засыпанной траншее, позволяющая стокам из септика попадать в окружающую почву.

I03 imbpeenar

Ühises, maapinnast kõrgemas täidisekehas paiknevate jaotustorudega süsteem puhastatud reovee (või sademevee) maasseimmutamiseks.

leaching bed, seepage bed

A system of open pipes in covered bed that permits treated wastewater to enter surrounding soil.

фильтрующая насыпь *ж*

Система перфорированных труб в засыпанном дренажном слое, позволяющая стокам из септика поступать в окружающую почву.

I04 imbrajatis

Kaev või muu rajatis vett läbilaskvas pinnases, mille kaudu puhastatud reovesi (või sademevesi) maasse imbub.

soakaway

Pit or other drainage arrangement prepared in permeable ground to which treated wastewater is fed and from which it soaks into the ground *(EN 1085:1997)*.

поглощающее сооружение *ср*

Колодец, или другое дренажное сооружение, вырытый в проницаемом грунте, куда поступают очищенные сточные воды и из которого они просачиваются в землю.

I05 imbväljak

Eraldi täidiskraavides paiknevate jaotustorudega süsteem puhastatud reovee (või sademevee) maasseimmutamiseks.

seepage field

A system of open pipes in covered trenches that treated wastewater to enter surrounding soil.

поле *ср* **подземной фильтрации**

Система перфорированных труб в засыпанных траншеях, позволяющая стокам из септика поступать в окружающую почву.

infiltratsioon ► sisseleke *(kanalisatsiooni)*

I06 inimekvivalent, ie

Ühe inimese põhjustatud keskmise ööpäevase tingliku veereostuskoormuse ühik. Biokeemilise hapnikutarbe (BHT_7) kaudu väljendatud ie väärtus on 60 grammi hapnikku ööpäevas *(Veeseadus)*.

population equivalent, PE

Conversion value which aims at evaluating non domestic pollution in reference to a domestic pollution, related to a specific BOD_5-load of one inhabitant *(EN 16323:2014)*.

эквивалентное число *ср* **жителей**

Условное число жителей, определяющее объём или концентрацию загрязняющих веществ в сточных водах.

I07 isepuhastumine

Viimas või kollektoris settida võivate tahkete võõriste ärakandumine voolava vee toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.

self-cleansing

Ability of the flow in a drain or sewer to carry away solid particles, which would otherwise be deposited in the pipe *(EN 16323:2014).*

самоочищение *ср (трубопровода)*

Обеспечение в трубопроводах при расчётных расходах необходимых скоростей движения жидкости, исключающих образование плотных несмываемых отложений.

I08 **isepuhastus**
Reostunud veekogumi looduslik puhastumine *(EVS-EN 16323:2014)*.
self-purification
Natural processes of purification in a polluted body of water *(EN 16323:2014)*
самоочищение *ср*
Естественные процессы очистки в загрязнённом водном объекте.

I09 **isepuhastusvõime**
Suubla võime vabaneda reostusest looduslike protsesside toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.
self-purifying capacity
Ability of receiving waters to recover from pollution by natural processes *(EN 16323:2014).*
самоочищающая способность *ж*
Способность водных объектов восстанавливаться после загрязнения путем естественных процессов.

I10 **isevoolukanalisatsioon**
Viima- või kollektorivõrk, milles vesi voolab raskusjõu toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.
gravity system
Drain or sewer system where flow is caused by the force of gravity *(EN 16323:2014).*
самотёчная канализация *ж*
Инженерная система, которая обеспечивает сбор, очистку и отвод сточных вод в окружающую среду без использования насосов. Принцип работы самотечной канализации заключается в движении стоков под действием гравитационных сил.

J

J01 **jahvatusvõre, komminuutor**
Seade reovees sisalduvate jämevõõriste peenestamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.
macerator
Shredding device for reducing the size of gross solids *(EN 16323:2014).*
комминутор *м*, **решётка-дробилка** *ж*
Измельчающее устройство для уменьшения размера крупных твёрдых веществ.

J02 **järelkloorimine**
Vee või reovee kloorimine pärast puhastamist *(EVS-EN 16323:2014)*.
post-chlorination
Chlorination following water or wastewater treatment *(EN 16323:2014).*
постхлорирование *ср*
Обеззараживание воды хлором, которое производится после всех других этапов её обработки и является завершающим этапом очистки воды или сточных вод.

J03 **järelsetiti**
Setiti, milles aktiivmuda või biofiltrimuda lahutatakse aktiivmudapuhasti või biofiltri väljavooluveest *(EVS-EN 16323:2014)*.
final clarifier
Settlement tank in which activated or humus sludge is separated from the effluent of an activated sludge plant or biological filter *(EN 16323:2014).*
вторичный отстойник *м*, **осветлитель** *м*
Отстойник, в котором активный ил или осадок из биофильтра отделяется от стока из аэротенка или биофильтра.

J04 **järelsetitisete, biomuda**
Pärast bioloogilist puhastust reoveest lahutatud sete *(EVS-EN 16323:2014)*.
biological sludge
Secondary sludge from biological treatment *(EN 16323:2014).*
осадок *м* **из вторичного отстойника**
Осадок, отделённый из биологически очищенной воды.

J05 **järkkoormamine, astmeline koormamine**
Aktiivmudapuhastuse variant, mille puhul reovesi juhitakse puhastisse mitmes kohas piki õhustuskambri aeratsioonitsooni, et ühtlustada hapnikutarvet õhustuskambris *(EVS-EN 16323:2014)*.
stepped feed
Variant of the activated sludge process in which wastewater is admitted to the aeration tank at different points along its length in order to achieve more uniform oxygen demand throughout the system *(EN 16323:2014).*
рассредоточенная подача *ж*
Вариант процесса очистки сточных вод активным илом, при котором сточные воды попадают в аэротенк в разных точках по всей его длине для достижения более равномерного потребления кислороде во всей системе.

J06 **järkõhustus, astmeline õhustus**
Aktiivmudapuhasti õhustusvariant, mille puhul väljatõrjereaktori sissevoolupoolsesse otsa juhitakse rohkem õhku kui väljavoolupoolsesse osasse *(EVS-EN 16323:2014)*.
tapered aeration, step aeration
Type of activated sludge plant aeration in which a greater quantity of air is admitted to the

upstream end than to the downstream end of the tank *(EN 16323:2014).*

многоярусная аэрация *ж (сточных вод)*

Вариант аэрации в установке очистки сточных вод активным илом, при которой бóльше воздуха попадает в верхнюю часть резервуара, чем в нижнюю его часть.

K

K01 kaap

Mehaaniline seadis põhja sadestunud või pinnale tõusnud materjali koristamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

scraper

Mechanical device for removal of settled or floating material *(EN 16323:2014).*

скребок *м*

Механическое устройство для удаления осевшего или плавающего материала.

K02 kahekorruseline setiti, emšer

Kahekorruseline rajatis, mille ülemine osa toimib setitina ning alumine osa kääritina *(EVS-EN 16323:2014)*.

Imhoff tank

Two-storey structure the upper part of which serves as a settlement tank whilst its lower part serves as an anaerobic digester *(EN 16323:2014).*

двухъярусный отстойник *м*

Отстойник, в котором процессы отстаивания сточных вод и сбраживания выпавшего осадка совмещены и протекают в конструктивно раздельных объёмах.

K03 kanalisatsioon

Süsteem reovee kogumiseks, ärajuhtimiseks, puhastamiseks ja suublasse juhtimiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

wastewater system

System providing the functions of collection, transport, treatment and discharge of wastewater *(EN 16323:2014).*

канализация *ж*

Отведение бытовых, промышленных и ливневых вод.

kanalisatsioonileke ► väljaleke

K04 kanalisatsiooniuputus

Olukord, mil reovesi pääseb viima- või kanalisatsioonisüsteemist välja või ei pääse neisse sisse *(EVS-EN 16323:2014)*.

flooding

Condition where wastewater escapes from or cannot enter a drain or sewer system *(EN 16323:2014).*

канализационное затопление *ср*

Состояние, при котором сточные воды выливаются из канализационного выпуска или канализационной системы или не могут попасть в них.

K05 kanalisatsioonivõrk

Torustikud ja abirajatised reovee juhtimiseks viimadest puhastisse või muusse heitekohta *(EVS-EN 16323:2014)*.

sewer system

Network of pipelines and ancillary works that conveys wastewater from drains to a treatment plant or other place of disposal *(EN 16323:2014).*

канализационная сеть *ж*

Система трубопроводов, каналов или лотков и сооружений на них для сбора и отведения сточных вод.

K06 karedus

Toru või renni seinapinna hõõrdetakistust iseloomustav suurus turbulentse voolamise korral *(EVS-EN 16323:2014)*.

roughness

The frictional resistance of the surface of a pipe or channel under turbulent flow *(EN 16323:2014).*

шероховатость *ж*

Показатель, характеризующий сопротивление трению при турбулентном течении жидкости в трубопроводах или открытых руслах.

K07 keemiline hapnikutarve, KHT_{Cr}

Veeproovi kindlates tingimustes töötlemisel dikromaadiga kulunud ekvivalentne hapnikumass mahuühiku kohta *(EVS-EN 16323:2014)*.

chemical oxygen demand, COD

Concentration of oxygen equivalent to the amount of dichromate consumed when a water sample is treated under defined conditions *(EN 16323:2014).*

химическое потребление *ср* **кислорода, ХПК**

Показатель содержания органических веществ в воде, выражается в миллиграммах кислорода (или другого окислителя в пересчёте на кислород), затраченного на окисление органических веществ, содержащихся в литре (1 $дм^3$) воды.

K08 keemiline sadestamine

Vees lahustunud ainete muutmine mittelahustuvaks reageerimisel sadestuskemikaaliga (*EVS-EN 16323:2014)*.

chemical precipitation

Conversion of components dissolved in water into an undissolved form by chemical reaction with a precipitant *(EN 16323:2014).*

химическое осаждение *ср*

Переход растворённых в воде компонентов в нерастворённую форму путем химической реакции с осадителем.

K09 keevkiht

Kiht peeni kübemeid, mida tõusev vedeliku-, gaasi- või vedeliku- ja gaasisegu voog heljuvas olekus hoiab *(EVS-EN 16323:2014)*.

fluidised bed

Bed of small particles freely suspended by an upward flow of a liquid, gas or a combination of a liquid and a gas *(EN 16323:2014).*

кипящий слой *м***, псевдоожиженный слой** *м*

Кипящий слой представляет собой смесь жидкой и твёрдой фаз, которая имеет свойства, подобные свойствам жидкости.

K10 keevkihtreaktor

Keevkihiga biokilereaktor *(EVS-EN 16323:2014)*.

fluidised bed reactor

Fixed film reactor with a fluidised bed *(EN 16323:2014).*

реактор *м* **с кипящим слоем, реактор** *м* **с псевдоожиженным слоем**

Плёночный биореактор с кипящим слоем.

K11 kergvedelikupüünis, õlipüünis, kergvedelikupüüdur, õlipüüdur

Seade kergvedelike eraldamiseks reoveest *(EVS-EN 16323:2014)*.

light liquid separator

Device to separate light liquids from wastewater *(EN 16323:2014).*

сепаратор *м* **лёгких жидкостей, маслоловушка** *ж*, **маслоотделитель** *м*

Установка для отделения лёгких жидкостей от сточных вод.

K12 keskkonnamõju hindamine, KMH

Kavandatava tegevuse eeldatava keskkonnamõju kindlakstegemine ja kirjeldamine, selle mõju vältimis- või leevendamisvõimaluste analüüsimine ning sobivaima lahendusvariandi valimine, et vältida või minimeerida keskkonnaseisundi kahjustumist ning edendada säästvat arengut.

environmental impact assessment, EIA

The critical appraisal of the likely effects of a policy, programme, project, or activity on the environment.

оценка *ж* **воздействия на окружающую природную среду, ОВОС**

Предназначена для выявления характера, интенсивности и степени опасности влияния любого вида планируемой хозяйственной деятельности на состояние окружающей среды и здоровье населения.

K13 keskmine vooluhulk

Teatava ajavahemiku vooluhulkade keskväärtus *(EVS-EN 16323:2014)*.

average flow

Flow averaged over a specified period of time *(EN 16323:2014).*

средний расход *м*

Среднеарифметрическая величина расхода воды за расматриваемый период.

K14 keskmistatud proov, ühendproov

Kaks või enam ükshaaval või pidevalt võetud proovi, mis segatakse teatud vahekorras kokku ning millest saab määrata soovitud näitaja keskmise väärtuse (*EVS-EN 16323:2014)*.

composite sample

Two or more samples, mixed together in appropriate known proportions, from which the average result of a desired characteristic may be obtained *(EN 16323:2014).*

составная проба *ж*

Составная проба характеризует средний состав воды за определенный промежуток времени (усреднение по времени), в поперечном сечении потока (усреднение по сечению) или в определенном объёме (усреднение по объёму).

K15 kestusõhustus

Pikendatud õhustusajaga aktiivmudaprotsessi variant *(EVS-EN 16323:2014)*.

extended aeration

Form of activated sludge process with a longer aeration phase *(EN 16323:2014).*

продлённая аэрация *ж***, продолжительная аэрация** *ж*

Вариант очистки сточных вод активным илом с более длительной фазой аэрации.

K16 ketasfilter

Filter, mis koosneb tihedasti üksteise kõrvale trumlile kinnitatud ja filterkangaga kaetud ketastest, mis on kas osaliselt või täielikult vee sees. Ketasfiltreid kasutatakse peamiselt järelpuhastuses.

disc filter
A filter that consists of disks attached closely to each other on a drum and covered with filter fabric, which are either partially or completely submerged in water. Disc filters are mainly used in post-treatment.
дисковый фильтр *м*
Фильтр, состоящий из дисков, закрепленных близко друг к другу на барабане и покрытых фильтровальной тканью, которые частично или полностью погружены в воду. Дисковые фильтры в основном используются для доочистки.

K17 **Kjeldahli lämmastik**
Orgaanilise ja ammooniumlämmastiku summaarne sisaldus *(EVS-EN 16323:2014)*.
Kjeldahl nitrogen
Content of organic and ammoniacal nitrogen *(EN 16323:2014).*
азот *м* **по Кьельдалю, содержане** *ср* **азота по Кьельдалю**
Суммарное содержание органического и аммиачного азота.

K18 **koagulant**
Suspensioonide või emulsioonide destabiliseerimiseks lisatav kemikaal *(EVS-EN 16323:2014)*.
coagulant
Chemical added to destabilise suspensions or emulsions *(EN 16323:2014).*
коагулянт *м*
Вещество, увеличивающее скорость осаждения взвешенных частиц при очистке жидкостей.

K19 **koagulatsioon**
Lahustumata ja dispergeerunud kolloidsete ainete destabiliseerimine, tavaliselt koagulante lisades, et nad moodustaksid agregaate *(EVS-EN 16323:2014)*.
coagulation
Destabilization of undissolved and colloidally dispersed matter to allow aggregation, usually by addition of coagulants *(EN 16323:2014).*
коагуляция *ж*
Дестабилизация нерастворённого и коллоидно-диспергированного вещества, способствующая его агрегации, обычно путем добавления коагулянтов.

K20 **kogumiskollektor**
Kogumismahutina kasutatav kollektorilõik *(EVS-EN 16323:2014)*.
tank sewer
Section of sewer that acts as a detention tank *(EN 16323:2014).*
накопительный канализационный коллектор *м*
Участок канализации, служащий в качестве накопительного резервуара.

K21 **kogumismahuti** (*reovee*)
Veetihe väljavooluta maa-alune mahuti olmereovee ajutiseks hoidmiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.
cesspool
Underground watertight tank without an outflow used to collect domestic wastewater *(EN 16323:2014).*
накопительная ёмкость *ж*
Подземный водонепроницаемый резервуар без слива, используемый для сбора бытовых сточных вод.

K22 **kohtpuhastus**
Reovee omaduste muutmine enne juhtimist ühiskanalisatsiooni *(EVS-EN 16323:2014)*.
pretreatment
Modification of the characteristic of a wastewater before discharge to the sewer *(EN 16323:2014).*
предочистка *ж*
Изменение свойств сточных вод перед сбросом в канализацию.

K23 **kokkuvooluaeg**
Aeg, mis kulub selleks, et kogu valgalale ühtlaselt sadanud vihmavesi jõuaks otseäravoolu *(EVS-EN 16323:2014)*.
time of concentration
Period of time that elapses, with evenly distributed rainfall, until the complete catchment area contributes to the direct runoff *(EN 16323:2014).*
время *ср* **добегания** *(ливневога стока)*
Время, которое проходит, при равномерно распределённых дождевых осадках, пока весь водосбор не внесет свой вклад в общий поверхностный сток, образующийся за время выпадения осадков.

K24 **kollektor**
Torustik või muu rajatis (tavaliselt maa-alune) mitme objekti reovee ärajuhtimiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.
sewer
Pipeline or other construction, usually underground, designed to carry wastewater from more than one source *(EN 16323:2014).*
канализационный коллектор *м*

Трубопровод или другое сооружение, обычно подземное, предназначенное для отвода сточных вод от более чем одного источника.

K25 kolmandane sete, tertsiaarsete
Kolmandas puhastusastmes tekkiv reoveesete *(EVS-EN 16323:2014)*.
tertiary sludge
Sludge resulting from tertiary treatment *(EN 16323:2014).*
осадок *м* **после третичной очистки** *(сточных вод)*
Осадок сточных вод, образующийся в результате третичной очистки.

K26 kolmas puhastusaste, süvapuhastus
Täiendavad puhastusvõtted parema tulemuse saamiseks, kui on võimalik esimese ja teise puhastusastmega *(EVS-EN 16323:2014)*.
tertiary treatment
Additional treatment processes which results in further purification than that obtained by applying primary and secondary treatment *(EN 16323:2014).*
глубокая очистка *ж* **сточных вод**
Дополнительная очистка очищенных сточных вод, обеспечивающая дальнейшее снижение содержащихся в них некоторых остаточных загрязняющих веществ.

K27 kombineeritud uhtmine
Kõrgsurveveejoa ja imuri koosrakendamine sette või takistuste kõrvaldamiseks viimadest või kollektoritest *(EVS-EN 16323:2014)*.
combined jetting
Simultaneous use of high pressure water jetting equipment together with a suction action, to remove obstructions or sediments from drains or sewers *(EN 16323:2014).*
комбинированная струйная промывка *ж*
Одновременное использование водоструйного оборудования, работающего под высоким давлением, и всасывания для удаления засоров и осадков канализационных выпусков или канализационных коллекторов.
komminuutor ► jahvatusvõre

K28 kompaktpuhasti, valmispuhasti
Tehases valmistatud reoveepuhasti *(EVS-EN 1085:2007).*
package treatment plant
Prefabricated factory-built sewage treatment installation *(EN 1085:2007).*
компактная очистная установка *ж*
Компактная установка (заводского изготовления) очистки сточных вод.

K29 kompostimine
Orgaaniliste ainete peamiselt aeroobne lagundamine mikroobide, seente ja muude mullaasukate kaasabil selleks, et neid muuta huumusetaoliseks aineks
composting
The natural biological decomposition of organic material in the presence of air to form a humus-like material.
компостирование *ср*
Аэробный процесс (требующий присутствия воздуха) разложения органических твёрдых отходов.

K30 kompostitud reoveesete
Kompostimise teel stabiilseks ja kasutatavaks muudetud reoveesete *(EVS-EN 16323:2014).*
composted sludge
Sludge, which has been transformed into a stable, useable form by composting *(EN 16323:2014).*
компостированный осадок *м (сточных вод)*
Осадок сточных вод, который был преобразован путем компостирования в стабильную, пригодную для использования субстанцию.

K31 konditsioneeritud reoveesete
Tahendamise soodustamiseks füüsikaliselt või keemiliselt töödeldud reoveesete *(EVS-EN 16323:2014)*.
conditioned sludge
Sludge treated physically or chemically to improve dewaterability *(EN 16323:2014).*
кондиционированный осадок *м (сточных вод)*
Осадок сточных вод, обработанный физически или химически, для повышения степени обезвоживания.

K32 kontaktiaeg
Aeg, mille kestel reovesi puutub kokku muude keskkonnaelementide või ainetega (*EVS-EN 16323:2014)*.
contact time
Time in which wastewater is in contact with other media or substances *(EN 16323:2014).*
продолжительность *ж* **контакта**
Время, в течение которого сточные воды находятся в контакте с другими средами или веществами.

K33 kontaktmahuti

Mahuti, milles reovesi viiakse teatavate reaktsioonide tekitamiseks kontakti tagastusmudaga *(EVS-EN 16323:2014)*.

contact tank

Tank in which different forms of wastewater and return sludge are in contact to achieve certain reactions *(EN 16323:2014).*

контактный резервуар *м*

Резервуар, в котором различные виды сточных вод и возвратный ил находятся в контакте для осуществления определенных реакций.

K34 kontaktstabiliseerimine

Aktiivmudaprotsessi variant, mille puhul tagastusmuda õhustatakse eraldi kambris *(EVS-EN 16323:2014)*.

contact-stabilisation

Type of activated sludge process whereby the return sludge is aerated separately *(EN 16323:2014).*

контактная стабилизация *ж*

Вариант очистки сточных вод активным илом, в соответствии с которым возвратный ил аэрируется отдельно.

K35 kontrollkaev

Viima või kollektori äravõetava kaanega kaev, millesse saab puhastus- ja kontrollimisseadmetega ligi, ent millesse töötajad sisse ei pääse *(EVS-EN 16323:2014)*.

inspection chamber

Stucture with a removable cover, constructed on a drain or sewer that permits the introduction of cleaning and inspection equipment from surface level, but does not provide access for personnel *(EN 16323:2014).*

контрольный колодец *м*

Конструкция со съёмной крышкой, установленная на канализационном выпуске или канализационном коллекторе, которая позволяет с поверхности вводить оборудование для очистки и проверки, но не обеспечивает доступ персонала.

kontsentratsioon ► ainesisaldus

K36 koormatus

Puhasti tegeliku koormuse ja projektjõudluse suhe *(EVS-EN 16323:2014)*.

degree of utilisation

Ratio of actual load treated to the design loading *(EN 16323:2014).*

степень *ж* **нагрузки**

Отношение действительной нагрузки очистного сооружения к его проектной нагрузке.

K37 koormus

Mass või maht ajaühikus *(EVS-EN 16323:2014)*.

load

Ratio of mass or volume per unit of time *(EN 16323:2014).*

нагрузка *ж*

Отношение массы или объёма к единице времени.

koresesorte(e)r ► liivasorte(e)r

K38 kuivailmaolukord

Aeg, mille kestel vihma- või lumesulamisvee mõju vooluhulgale on tühine *(EVS-EN 16323:2014)*.

dry weather conditions

Period of time during which the influence of rainfall precipitation or snow melt on flow is negligible

(EN 16323:2014).

условия *ср мн* **сухой погоды**

Период времени, в течение которого влияние дождевых осадков или таяния снега на расход сточных вод незначительно.

K39 kuivailmavooluhulk

Vooluhulk kanalisatsioonis, mida ei mõjuta vihm ega lume sulamine *(EVS-EN 16323:2014)*.

dry weather flow

Flow not affected by rainfall or snow melt *(EN 16323:2014).*

расход *м* **сточных вод в сухую погоду**

Расход сточных вод, на который не влияют дождевые осадки или таяние снега.

K40 kuivainesisaldus, kuivjääk, aurutusjääk, KA

Lahustunud, heljuvate ja pinnal ujuvate ainete kogusisaldus *(EVS-EN 16323:2014)*.

total solids concentration, TS

Concentration of the sum of dissolved, suspended and floating solids *(EN 16323:2014).*

сухой (плотный) остаток *м*

Суммарное количество растворённых, взвешанных и плавающих твёрдых веществ.

kuivjääk ► kuivainesisaldus

K41 käideldud reovesi

Puhastusseadmest ärajuhitav heitvesi.

treated wastewater

Wastewater discharged from a treatment unit *(EN 16323:2014).*

очищенные сточные воды *ж мн*

Сточные воды, сбрасываемые очистными сооружениями.

K42 kääritamisaeg

Kääriti kasusmahu ja ööpäevase settesöötemahu suhe *(EVS-EN 16323:2014)*.

digestion time

Ratio of the effective volume of a digester to the mean daily sludge input volume *(EN 16323:2014).*

продолжительность *ж* **сбраживания** *(осадка)*

Отношение эффективного объёма перегнивателя к среднему дневному объёму поступающих осадков сточных вод.

K43 Kääriti, metaantank

Reaktor reoveesette või reovee anaeroobseks stabiliseerimiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

digester

Reactor for digestion *(EN 16323:2014).*

перегниватель *м*, **метантенк** *м*

Реактор для анаэробной стабилизации осадка сточных вод.

K44 külmalembesed organismid, psührofiilsed organismid

Organismid, kes on eriti aktiivsed temperatuuril alla 30 °C *(EVS-EN 16323:2014)*.

psychrophilic organisms

Type of organisms that are most active at temperatures below 30 °C *(EN 16323:2014).*

холодолюбивые организмы *м мн*, **психрофильные организмы** *м мн*

Организмы, которые особо активны при температутах ниже 30 °C.

L

L01 lahkvoolukanalisatsioon

Viima- või kollektorivõrk, mis tavaliselt koosneb kahest torustikust, üks reovee ja teine sademevee jaoks *(EVS-EN 16323:2014)*.

separate system

Drain and sewer system, usually of two pipelines, one carrying foul wastewater and the other surface water *(EN 16323:2014).*

раздельная система *ж* **канализации**

Система канализации, при которой устраиваются две или более самостоятельные канализационные сети: сеть для отведения бытовых и части производственных сточных вод, допускаемых к сбросу в систему городской канализации; сеть для загрязнённых производственных сточных вод, не допускаемых к совместному отведению и очистке с бытовыми сточными водами; сеть для отведения с селитебных территорий и площадок предприятий дождевого, талого и поливо-моечного стока, который перед сбросом в водоём подвергается очистке.

L02 lahustunud orgaaniline süsinik, DOC

Pärast ettenähtud tingimustes filtrimist lahusesse jääv orgaaniline süsinik *(EVS-EN 16323:2014)*.

dissolved organic carbon, DOC

Organic carbon remaining in solution after filtration under defined conditions *(EN 16323:2014).*

растворённый органический углерод *м*

Органический углерод, остающийся в растворе после фильтрации при определённых условиях.

L03 laminaarsetiti, lamellsetiti

Korrapäraselt paiknevate kaldplaatide või -torude süsteem setiti toimiva settimispinna suurendamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

lamella separator

Device comprising regularly spaced, inclined plates or tubes, designed to increase the effective settling area *(EN 16323:2014).*

тонкослойный осветлитель *м*

В сооружениях тонкослойного осветления осаждение взвеси происходит в наклонных элементах малой высоты. При этом обеспечиваются быстрое выделение взвеси и её сползание по наклонной плоскости элементов в зоны хлопьеобразования и осадкоуплотнения.

L04 lang

Torulõigu, kanali või muu pinna püst- ja rõhtprojektsiooni suhe *(EVS-EN 16323:2014)*.

gradient

Ratio between the vertical and the horizontal projections of a section of a pipe, channel or other surface *(EN 16323:2014).*

уклон *м*

Показатель крутизны склона; отношение линии на местности к проекции этой линии на горизонтальную плоскость.

L05 liide

Kaht torustikuosa ühendav element koos tihendiga *(EVS-EN 16323:2014)*.

joint

Connection between the adjacent ends of two components including the means of sealing *(EN 16323:2014).*

соединение *ср*

Связь между концами труб и/или соединительными частями, в которой

прокладка используется в качестве уплотнения.

L06 **liig(aktiiv)muda**

Teises või kolmandas puhastusastmes reoveest lahutatud sete (muda) *(EVS-EN 16323:2014)*.

surplus sludge

Sludge removed from a secondary or tertiary wastewater treatment process *(EN 16323:2014).*

избыточный (активный) ил *м*

Ил, удалённый в процессе вторичной или третичной очистки сточных вод.

L07 **liitekoht**

Koht, kus üks torujuhe liitub teise torujuhtme, hoolduskaevu või kontrollkaevuga *(EVS-EN 16323:2014)*.

connection

Location at which one pipeline joins another pipeline or a manhole or inspection chamber *(EN 16323:2014).*

место *ср* **соединения**

Место, в котором один трубопровод соединяется с другим трубопроводом, или смотровым или контрольным колодцем.

L08 **liitmik, toruliitmik**

Detail võrdse ja erisuguse läbimõõduga torude ühendamiseks torustiku käänu- ja hargnemiskohtades ning ka sirgetel lõikudel.

pipe fitting

Connection, appliance, and adjunct designed to be used in connection with pipes; examples are elbows and bends to alter the direction of a pipe, tees and crosses to connect a branch with a main, plugs and caps to close an end, etc.

фитинг *м*

Устройство в трубопроводной системе, предназначенное для соединения труб между собой или с другими компонентами этой системы.

L09 **liitumiskaev**

Kaev, mis tähistab üleminekut kinnistukanalisatsioonilt, mille eest vastutab kinnistu omanik, ühiskanalisatsioonile, mille eest vastutab teenindusettevõte *(EVS-EN 16323:2014)*.

demarcation chamber

Chamber defining the transition from the part of a drain for which the property owner is responsible and the part for which the utility is responsible *(EN 16323:2014).*

разграничительный колодец *м*

Колодец, определяющий границу между канализационным выпуском, за который отвечает владелец собственности, и канализацией, за которую отвечает коммунальное предприятие.

L10 **liitumispunkt**

Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni omaniku või valdaja määratud ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni ühenduskoht kinnistu veevärgi või kanalisatsiooniga *(Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni seadus)*.

supply point

The connection point between a public water supply and sewerage system and the water supply and sewerage facilities of a registered immovable designated by the owner or possessor of the public water supply and sewerage system *(Public Water Supply and Sewerage Act).*

точка подключения

Место соединения коммунальной системы водоснабжения и канализации и объектов водоснабжения и канализации (объектов зарегистрированной недвижимости), определённое собственником или владельцем коммунальной системы водоснабжения и канализации.

L11 **liivapüünis, liivapüüdur**

Seade korese, liiva vm sama laadi mineraalse materjali lahutamiseks reoveest *(EVS-EN 16323:2014)*.

grit separator

Device to separate grit, sand or similar mineral material from wastewater *(EN 16323:2014).*

песколовка *ж*

Устройство для отделения крупного и мелкого песка или аналогичных минеральных веществ от сточных вод.

L12 **liivfilter**

Liivtäidisega filter *(EVS-EN 16323:2014)*.

sand filter

Constructed filter using sand as filter medium *(EN 16323:2014).*

песочный фильтр *м*

Фильтр, изготовленный с использованием песка в качестве фильтрующей среды.

L13 **lintfilter**

Seade reoveesette tihendamiseks filtrimise teel *(EVS-EN 16323:2014)*.

belt filter

Structure for thickening sludge by filtration *(EN 16323:2014).*

ленточный фильтр *м*
Устройство для сгущения осадков сточных вод путём фильтрации.

L14 **lintfilterpress**
Kahe filterlindiga seade reoveesette pressimiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.
belt filter press
Machine for pressing sludges between two filter bands *(EN 16323:2014).*
ленточный фильтр-пресс *м*
Аппарат непрерывного действия для обработки осадков, суспензий и шламов методом фильтрации под давлением через полотна.

L15 **looduslik biotiikpuhastus**
Reovee bioloogiline puhastamine loomuliku õhustusega tiigikaskaadis *(EVS-EN 16323:2014)*.
natural lagooning
Biological wastewater treatment in a series of wastewater ponds without artificial aeration *(EN 16323:2014).*
очистка *ж* **сточных вод в биологических прудах**
Биологическая очистка сточных вод в системе прудов без искусственной аэрации.

M

M01 **maasseimbumine**
Vee imbumine maasse *(EVS-EN 16323:2014)*.
infiltration
Movement of water into the ground *(EN 16323:2014).*
инфильтрация *ж*
Движение воды от поверхности в толщу почвогрунтов.

M02 **mahukoormus**
Puhastuseadme koormus mahuühiku kohta *(EVS-EN 16323:2014)*.
volumetric loading
Ratio of load to volume of a treatment module *(EN 16323:2014).*
объёмная нагрузка *ж*
Отношение нагрузки к объёму очистного сооружения.

M03 **maksimumvooluhulk, tippvooluhulk**
Suurim teatavat ristlõiget ajaühikus läbiva vedeliku maht *(EVS-EN 16323:2014)*.
peak flow
Maximum volume of fluid passing a certain cross-section per unit of time *(EN 16323:2014).*
максимальный расход *м*, **пиковый расход** *м*
Максимальный объём жидкости, проходящий через определенное сечение за единицу времени.

M04 **massi pinnakoormus**
Koormus pinnaühiku kohta *(EVS-EN 16323:2014)*.
mass surface loading rate
Load per surface area *(EN 16323:2014).*
нагрузка *ж* **на поверхность**
Нагрузка на единицу поверхности.

M05 **membraan**
Vahesein, mis laseb vedeliku läbi, kübemed peab aga kinni *(EVS-EN 16323:2014)*.
membrane
Barrier allowing flow to pass, but which causes the retention of particles *(EN 16323:2014).*
мембрана *ж*
Барьер, позволяющий потоку проходить, но задерживающий частицы.

M06 **membraanbioreaktor, MBR**
Reoveepuhasti, milles biomass (aktiivmuda) lahutatakse väljavooluveest membraanfiltrite abil.
membrane bioreactor, MBR
Wastewater treatment technology that combines membrane filtration with biological treatment.
мембранный биореактор, МБР *м*
Технология очистки сточных вод, сочетающая мембранную фильтрацию с биологической очисткой.

M07 **membraanfiltrimine**
Mehaaniline lahutamine membraani abil *(EVS-EN 16323:2014)*.
membrane filtration
Process of mechanical separation, using a membrane *(EN 16323:2014).*
мембранная фильтрация *ж*
Процесс механического разделения с использованием мембраны.

M08 **mesofiilsed organismid**
Organismid, kes on eriti aktiivsed temperatuuril 30 °C kuni 40 °C *(EVS-EN 16323:2014)*.
mesophilic organisms
Type of organisms that are most active at temperatures between 30 °C and 40 °C *(EN 16323:2014).*
мезофильные организмы *м мн*
Организмы, лучше всего растущие при умеренной температуре, обычно между 30 °C и 40 °C.

M09 **mesofiilne stabiliseerimine**

Reoveesette aeroobne või anaeroobne käitlemine mesofiilsete organismide abil *(EVS-EN 16323:2014)*.

mesophilic digestion

Aerobic or anaerobic process of sludge treatment using mesophilic organisms *(EN 16323:2014).*

мезофильное сбраживание *ср*

Аэробный или анаэробный процесс обработки осадков сточных вод с использованием мезофильных организмов.

M10 **mikroelement**

Pisikoguses sisalduv keemiline element *(EVS-EN 16323:2014)*.

trace element

Element present in very low concentrations *(EN 16323:2014).*

микроэлемент *м*

Элемент, присутствующий в очень малых концентрациях.

M11 **mikrosõelur, mikrofilter**

Ümber rõhttelje pöörlev väga väikese sõelaavaga silindriline sõel *(EVS-EN 16323:2014)*.

microstrainer

Type of cylindrical sieve with a very fine mesh which rotates about a horizontal axis *(EN 16323:2014).*

микрофильтр *м*

Тип цилиндрического сита с очень мелкими ячейками, вращающегося вокруг горизонтальной оси.

M12 **mineraliseerumine**

Orgaaniliste ühendite lagunemine süsinikdioksiidiks, veeks, hüdriidideks, oksiidideks või muude elementide juuresolekul mineraalsooladeks *(EVS-EN 16323:2014)*.

mineralisation

Breakdown of organic matter to carbon dioxide, water, hydrides, oxides or mineral salts formed from the other elements present *(EN 16323:2014).*

минерализация *ж* **загрязняющих веществ в сточных водах**

Превращение органических соединений, содержащихся в сточных водах, в неорганические вещества.

M13 **mitmeastmeline biopuhastus**

Reovee puhastamine mitmes järjestikuses sama või eri tüüpi omaette biomassiga seadmes *(EVS-EN 16323:2014)*.

multistage biological treatment

Series arrangement of identical or different biological process stages with separate biological sludges *(EN 16323:2014).*

многоступенчатая биологическая очистка *ж (сточных вод)*

Последовательное расположение одинаковых или разных стадий биологического процесса с использованием отдельных биологических илов.

M14 **mudaindeks, aktiivmuda mahuindeks, SVI**

Kindlates tingimustes settinud aktiivmuda maht milliliitrites, milles sisaldub 1 g kuivainet *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge volume index, SVI

Volume in millilitres occupied by 1 g of dry mass of activated sludge after settlement under specified conditions *(EN 16323:2014).*

иловый индекс *м*, **индекс** *м* **объёма (активного) ила**

Объём иловой смеси, приходящийся на один грамм сухого вещества активного ила, полученный после его отстаивания в течение тридцати минут.

M15 **mudakoormus, FM**

Biopuhastisse jõudev ööpäevane reostuskoormus biomassi (aktiivmudasegu) kuivaine või orgaanilise aine massiühiku kohta *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge loading, food-to-micro-organism ratio, F/M ratio

Load of pollutants entering biological treatment per unit mass of mixed liquor suspended solids or mixed liquor volatile suspended solids *(EN 16323:2014).*

нагрузка *ж* **на активный ил**

Масса загрязняющих веществ, приходящаяся на один килограмм сухого остатка активного ила в сутки.

M16 **mudapüünis, mudapüüdur**

Mehaanilise puhasti osa, kus heljum sadestub *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge trap

Part of a separator system where material settles *(EN 16323:2014).*

илоуловитель *м*

Часть системы сепаратора, где материал оседает.

M17 **mustvesi**

Olmereovesi, mis on saastunud üksnes fekaalide, uriini ja tualettpaberiga *(EVS-EN 16323:2014)*.

black water

Domestic wastewater contaminated only with faecal matter, urine and toilet paper *(EN 16323:2014).*

чёрные воды *ж мн*

Бытовые сточные воды, загрязнённые только фекалиями, мочой и туалетной бумагой.

M18 **möödaviik**

Seade või rajatis voolu ajutiseks kõrvalejuhtimiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

bypass

Equipment or structure allowing the temporary diversion of flow *(EN 16323:2014).*

обводный водовод *м*

Оборудование или сооружение, позволяющее временно отклонять поток.

M19 **mürk(aine)**

Aine, mis võib ka väikeses kontsentratsioonis pärssida bioloogilisi protsesse *(EVS-EN 16323:2014)*.

toxic substance

Substance which in a low concentration is liable to inhibit biological processes *(EN 16323:2014).*

яд *м*, **ядовитое вещество** *ср*

Вещество, которое в малых концентрациях может ингибировать биологические процессы.

N

N01 **nimijõudlus**

Täisarvuna väljendatud projektjõudlus *(EVS-EN 16323:2014)*.

nominal capacity

Numerical designation of the design capacity, expressed as an integer *(EN 16323:2014).*

номинальная производительность *ж*

Цифровое обозначение проектной мощности, выраженное целым числом.

N02 **nimikoormus**

Täisarvuna väljendatud projektkoormus *(EVS-EN 16323:2014)*.

nominal loading

Numerical designation of the design loading, expressed as an integer *(EN 16323:2014).*

номинальная нагрузка *ж*

Цифровое обозначение расчётной нагрузки, выраженное целым числом.

N03 **nitraatlämmastik**

Nitraatioonidena lahustunud lämmastik *(EVS-EN 16323:2014)*.

nitrate nitrogen

Dissolved nitrogen in the form of nitrate ions *(EN 16323:2014).*

нитратный азот *м*

Растворённый азот в виде нитрат-ионов.

N04 **nitratsioon**

Nitritlämmastiku oksüdeerumine nitraatlämmastikuks *(EVS-EN 16323:2014)*.

nitration

Oxidation of nitrite nitrogen into nitrate nitrogen *(EN 16323:2014).*

нитрование *ср*

Окисление нитритного азота до нитратного азота.

N05 **nitrifikatsioon**

Ammooniumiioonide oksüdeerumine bakterite toimel, mille lõppsaadus on tavaliselt nitraat *(EVS-EN 16323:2014)*.

nitrification

Oxidation of ammonium ions by bacteria, the end product usually being nitrate *(EN 16323:2014).*

нитрификация *ж*

Микробиологический процесс окисления аммиака до азотистой кислоты или её самой далее до азотной кислоты.

N06 **nitritlämmastik**

Nitritioonidena lahustunud lämmastik *(EVS-EN 16323:2014)*.

nitrite nitrogen

Dissolved nitrogen in the form of nitrite ions *(EN 16323:2014).*

нитритный азот *м*

Растворённый азот в виде нитрит-ионов.

N07 **nitritsioon**

Ammooniumlämmastiku oksüdeerumine nitritlämmastikuks *(EVS-EN 16323:2014)*.

nitritation

Oxidation of nitrogen from ammonia into nitrite *(EN 16323:2014).*

нитритация *ж*

Окисление азота аммиака в нитрит.

N08 **nõrgbiofilter, biofilter**

Biokilepuhasti, mida täitvast tugimaterjalist reovesi läbi nõrgub (*EVS-EN 16323:2014)*.

trickling filter

Fixed film reactor with a bed of support media through which wastewater percolates *(EN 16323:2014).*

биологический фильтр *м*, (**капельный) биофильтр** *м*

Сооружение для очистки сточных вод, работающее по принципу пропуска их через загрузку с биологической плёнкой.

N09 **nõrgvesi**

Reostunud materjalist, nt prügilademest, läbi nõrgunud vesi *(EVS-EN 16323:2014)*.

leachate

Water that has percolated through contaminated material, e.g. from a refuse tip *(EN 16323:2014).*

свалочный фильтрат *м*, **фильтрат** *м* **полигона (свалки)**

Вода, просочившаяся через загрязнённый материал, например на полигоне отходов.

N10 nõrutamine, dekanteerimine

Reovees oleva tahkise eraldamine raskusjõu toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.

decantation

Process of separation of the solid matters contained in wastewater by gravity *(EN 16323:2014).*

декантация *ж*

Механическое отделение твёрдой фазы дисперсной системы (суспензии) от жидкой путём сливания раствора с осадка.

O

O01 oksüdeeritud lämmastiku üldsisaldus, NOx

Vees leiduvate nitritite ja nitraatide lämmastikusisaldus *(EVS-EN 16323:2014)*.

total oxidised nitrogen, NOx

Total amount of elemental nitrogen present as nitrate and nitrite in water *(EN 16323:2014).*

общий окисленный азот *м*

Общее количество элементарного азота, присутствующего в воде в виде нитратов и нитритов.

O02 olmereovesi

Inimtegevusega reostatud vesi, sh köökidest, pesuruumidest, vannitubadest, tualettidest ja samalaadsetest paikadest ärajuhitav reovesi *(EVS-EN 16323:2014)*.

domestic wastewater

Water polluted by the human life, including water discharged from kitchens, laundry rooms, lavatories, bathrooms, toilets and similar facilities *(EN 16323:2014).*

бытовые сточные воды *ж мн*

Вода, загрязнённая в результате жизнедеятельности человека, включая воду, поступающую из кухонь, постирочных, туалетов, ванных комнат, уборных и аналогичных помещений.

O03 olmereoveetaoline reovesi

Olmest mitte pärit, oma omaduste poolest olmereoveega sarnane reovesi, mida võib vajaduse korral pärast sobivat eelkäitlust kanalisatsiooni juhtida *(EVS-EN 16323:2014)*.

domestic wastewater equivalent

Non-domestic wastewater whose characteristics are similar to domestic wastewater, making it possible to discharge it into the sewer system after having undergone, if necessary, suitable treatment *(EN 16323:2014).*

эквивалент *м* **бытовых сточных вод**

Небытовые сточные воды, характеристики которых сходны с бытовым сточным водам, что позволяет сбрасывать их в канализационную систему после прохождения, при необходимости, соответствующей очистки.

O04 omakanalisatsioon

Omal kinnistul paiknev, ühiskanalisatsiooniga ühendamata kanalisatsioonisüsteem, millesse kuulub ka omapuhasti *(Esterm)*.

onsite (on-site) wastewater treatment system, private sew(er)age system

A system relying on natural processes and/or mechanical components that is used to collect, treat, and discharge wastewater from single dwellings or buildings.

местная канализация *ж*

Система, основанная на естественных процессах и / или механических компонентах, которая используется для сбора, очистки и сброса сточных вод отдельных жилых домов или зданий.

O05 omapuhasti

Reoveepuhasti, mille projekteeritud koormus on kuni 50 inimekvivalenti *(Veeseadus)*.

individual (on-site) sewage treatment plant

Treatment plant belonging to an on-site wastewater treatment system.

местное очистное сооружение *ср*

Очистная установка, входящая в состав системы местной канализации.

O06 orgaaniline lämmastik

Kjeldahli ja ammooniumlämmastiku sisalduse vahe *(EVS-EN 16323:2014)*.

organic nitrogen

Difference between the Kjeldahl nitrogen and ammoniacal nitrogen *(EN 16323:2014).*

органический азот *м*

Разность содержания азота по Кьельдалю и аммиачного азота.

O07 orgaanilise süsiniku üldsisaldus, TOC

Vees lahustunud või heljuvas orgaanilises aines sisalduv süsinik *(EVS-EN 16323:2014)*.

total organic carbon, TOC

Carbon present in the organic matter that is dissolved or suspended in water *(EN 16323:2014).*

общий органический углерод *м*

Углерод, присутствующий в органических веществах, растворённых или взвешенных в воде.

P

P01 pindmine äravool(uvesi)

Sademevesi, mis ei ole maasse imbunud ning voolab maapinnalt või hoonete välispiiretelt ühiskanalisatsiooni *(EVS 848:2013)*.

runoff

Water from precipitation that flows off a surface to reach a drain, sewer or receiving water *(EN 16323:2014).*

поверхностный сток *м*

Вода атмосферных осадков, стекающая по поверхности в канализационный выпуск, канализационный коллектор или водный объект, в который сбрасываются сточные воды.

P02 pinnaveekogum

Selgelt eristuv ja oluline osa pinnaveest, nagu järv, jõgi, oja, paisjärv, peakraav, kanal, kraav või nende osa, siirdevesi või rannikuvee osa *(Veeseadus)*.

body of surface water

A discrete and significant element of surface water such as a lake, a reservoir, a stream, river or canal, part of a stream, river or canal, a transitional water or a stretch of coastal water *(Water Framework Directive 2000/60/EC).*

поверхностный водный объект *м*

Отдельный и значительный элемент поверхностных вод, таких как: озеро, водохранилище, ручей, река или канал, часть ручья, реки или канала, переходные воды или участок прибрежных вод.

P03 pinnavesi

Maismaavesi, välja arvatud põhjavesi, ning siirdevesi, rannikuvesi ja keemilise seisundi hindamisel ka territoriaalmeri *(Veeseadus)*.

surface water

Inland waters, except groundwater; transitional waters and coastal waters, except in respect of chemical status for which it shall also include territorial waters *(Water Framework Directive 2000/60/EC).*

поверхностные воды *ж мн*

Воды суши, кроме подземных вод; переходные воды и прибрежные воды, за исключением того, что касается химического статуса, из-за которого также должны быть включены территориальные воды.

P04 pooldumine, rakujagunemine

Sigimisviis, mille käigus rakk jaguneb kaheks enam-vähem võrdseks osaks.

cell division

Cell division is the process by which a parent cell divides into two daughter cells.

деление *ср* **клетки**

Деление клетки — это процесс, при котором родительская клетка делится на две дочерние клетки.

P05 pooldumisaeg, kahekordistumisaeg

Aeg, mille jooksul (mikroorganismide) populatsioon kahekordistub.

doubling time, generation time

The time it takes for a population to double in size/value.

время *ср* **удвоения**

Время, необходимое популяции для удвоения ее численности/значения.

P06 poolestusaeg

Aeg, mille jooksul lagundatava aine sisaldus või mass väheneb pooleni algväärtusest *(EVS-EN 16323:2014)*.

half-life

Period of time after which the concentration or mass of a substance, undergoing degradation or decay, has fallen to half of its initial value *(EN 16323:2014).*

период *м* **полураспада**

Период времени, по истечении которого концентрация или масса вещества, подвергающегося разложению или распаду, уменьшается до половины своего первоначального значения.

P07 poolläbilaskev membraan

Membraanfiltrimisel kasutatav filtermaterjal *(EVS-EN 16323:2014)*.

semipermeable membrane

Material used as filter material in membrane filtration processes *(EN 16323:2014).*

полупроницаемая мембрана *ж*

Материал, используемый в качестве фильтрующего материала в процессах мембранной фильтрации.

P08 primaarsete, eelsetitisete

Eelsetitist kõrvaldatud reoveesete, mille hulgas ei ole tagastusmuda *(EVS-EN 16323:2014)*.

primary sludge

Sludge removed from a primary treatment process that has not been mixed with other recirculated sludges *(EN 16323:2014).*

осадок *м* **из первичного отстойника**

Осадок сточных вод, удаленный в процессе первичной обработки, который не был смешан с другими рециркулируемыми осадками.

projektjõudlus ► arvutusjõudlus

projektkoormus ► arvutuskoormus

projektvooluhulk ► arvutusvooluhulk

psührofiilsed organismid ► külmalembesed organismid

P09 puhastusjõudlus

Suurim vooluhulk ja reostuskoormus, millega reoveepuhasti suudab toime tulla nõnda, et puhasti heitvesi vastaks kehtivatele nõuetele *(EVS-EN 16323:2014)*.

treatment capacity

Maximum flows and loads of wastewater in various combinations that can be treated by an existing plant so that it delivers a treated effluent that conforms to the specified consent effluent standard *(EN 16323:2014).*

производительность *ж* **очистного сооружения**

Максимальные расходы и нагрузки сточных вод в различных комбинациях, которые могут быть очищены существующей установкой, чтобы она давала очищенные стоки, соответствующие установленному стандарту очистки сточных вод.

P10 pumpla

Hoone, tarindid ja seadmed reovee edasitoimetamiseks mööda survetorustikku või kõrgemale tõstmiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

pumping station

Buildings, structures and equipment used to transfer wastewater through a rising main or otherwise to raise the wastewater *(EN 16323:2014).*

насосная станция *ж*

Здания, сооружения и оборудование, используемые для отвода сточных вод посредством магистрального напорного трубопровода или иным способом подъёма сточных вод.

P11 pumpla kuivkamber

Pumpla kuiv ruum, milles paikneb pumbaseadmestik ning mille juurde tavaliselt kuulub märgkamber *(EnDic2004)*.

dry well *(of pumping station)*

Chamber forming part of a pumping station and containing pumping equipment, normally used in conjunction with a wet well *(EN 752-6:1998)*.

сухой колодец *м (насосной станции)*

Часть насосной станции, в которой находится насосное оборудование.

P12 pumpla märgkamber

Pumplaosa, millesse koguneb ärapumbatav või muul moel edasijuhitav reovesi *(EVS-EN 16323:2014)*.

wet well *(of pumping station)*

A chamber below ground level in a pumping installation that receives water to be pumped *(ISO 6107-8:1993).*

мокрый колодец *м (насосной станции)*

Резервуар, в который сточные воды стекают перед перекачкой или иным способом опорожнения.

P13 pundunud aktiivmuda

Aktiivmuda, mis on hõre, setib halvasti ning on raskesti tihendatav *(EVS-EN 16323:2014)*.

bulking sludge

Activated sludge that occupies an excessive volume and is difficult to settle and thicken *(EN 16323:2014).*

вспухший активный ил *м*

Активный ил, который занимает большой объём, становится лёгким, теряет хлопьевидную структуру, плохо оседает, не уплотняется и в большом количестве выносится из вторичных отстойников, ухудшая эффективность работы очистных сооружений.

punktproov ► üksikproov

P14 punktproov

Punktproov on pisteliselt võetud ühekordne proov, mis iseloomustab vee kvaliteeti ainult proovivõtu ajal ja kohas.

grab sample, spot sample, single sample, snap sample

Discrete sample taken instantaneously at a precise location *(EN 16323:2014).*

разовая (точечная) проба *ж*

Отдельная проба, мгновенно взятая в определённом месте.

P15 purgla, purgimissõlm

Rajatis ühiskanalisatsiooniga katmata alal tekkiva ja kokku kogutava reovee ja fekaalide juhtimiseks reoveepuhastisse.

wastewater reception facility

Structure for reception of wastewater, collected from random sources, into a central sewerage system.

пункт *м* **приёма**

Сооружение для приёма загрязнённых вод и фекалий из различных источников в центральную канализационную систему.

P16 **põhjavesi**

Maakoorekihtide küllastumusvööndis olev vesi *(EVS-EN 16323:2014)*. Kogu vesi, mis asub maapinna all küllastumusvööndis ning on otseses kokkupuutes pinnase või aluspõhjaga *(Veeseadus)*.

groundwater

Water present in the saturated zone of sub-surface strata *(EN 16323:2014).*

грунтовые воды *ж мн*

Все воды, находящиеся ниже поверхности земли в зоне насыщения.

P17 **püdel sete**

Tahke ja vedela kontsistentsi vaheline reoveesete *(EVS-EN 16323:2014)*.

paste-like sludge

Sludge whose state is intermediate between solid and liquid *(EN 16323:2014).*

вязкий осадок *м (сточных вод)*

Осадок сточных вод, состояние которого является промежуточным между твёрдым и жидким.

P18 **püstsetiti, vertikaalsetiti**

Peamiselt tõusva vooluga lehtrikujuline setiti, millesse reovesi pääseb enamasti keskelt sisse *(EVS-EN 16323:2014)*.

static, upflow settlement tank

Funnel-shaped sedimentation tank with mainly vertical flow and usually a central wastewater inlet *(EN 16323:2014).*

вертикальный отстойник *м*

Круглый в плане резервуар с коническим днищем. Сточная вода подводится к центральной трубе и спускается по ней вниз. При выходе из нижней части центральной трубы она меняет направление движения и медленно поднимается вверх к сливному жёлобу.

R

R01 **rasvapüünis, rasvapüüdur**

Seade rasva eraldamiseks reoveest *(EVS-EN 16323:2014)*.

grease separator

Device to separate grease from wastewater *(EN 16323:2014).*

жироловка *ж*, **жироуловитель** *м*

Резервуар для очистки сточных вод от жиров.

R02 **redokspotentsiaal**

Inertmaterjalist elektroodi ja standardse vesinikelektroodi vaheline elektripotentsiaal *(EVS-EN 16323:2014)*.

redox potential

Electrical potential between an electrode of an inert metal and the standard hydrogen electrode *(EN 16323:2014).*

окислительно-восстановительный потенциал *м*, **редокс-потенциал** *м*

Мера способности химического вещества присоединять электроны (восстанавливаться).

R03 **reostus, saastus**

Ainete või soojuse otsene või kaudne õhku, vette või maasse jõudmine inimtegevuse tagajärjel, mis võib kahjustada inimeste tervist või halvendada veeökosüsteeme või veeökosüsteemidest otseselt sõltuvate maismaaökosüsteemide kvaliteeti, põhjustades kahju materiaalsele varale või raskendades või takistades keskkonna kasutamist puhkeaja veetmiseks või muul seaduslikul otstarbel *(EVS-EN 16323:2014)*.

pollution

Direct or indirect introduction, as a result of human activity, of substances or heat into the air, water or land which may be harmful to human health or the quality of aquatic ecosystems or terrestrial ecosystems directly depending on aquatic ecosystems, which result in damage to material property, or which impair or interfere with amenities and other legitimate uses of the environment *(EN 16323:2014).*

загрязнение *ср*

Привнесение в окружающую среду (природную среду, биосферу) или возникновение в ней новых, обычно не характерных физических, химических или биологических агентов (загрязнителей), или превышение их естественного среднемноголетнего уровня в различных

средах, приводящее к негативным воздействиям.

R04 **reostuskoormus, saastekoormus**

Mingis ajavahemikus puhastusseadmesse jõudva või keskkonda heidetava reoaine hulk *(EnDic2004)*.

pollution load, pollutant load

Quantity of a specified pollutant entering a treatment plant or discharged into a receiving water during a given period *(ISO 6107-5:1994)*.

нагрузка *ж* **загрязнениями**

Количество загрязняющих веществ, поступающих на очистные сооружения или сбрасываемых за определённое время в окружающую среду.

R05 **reovee aeroobne puhastus**

Reovee puhastamine aeroobsete mikro-organismide abil aeroobsetes või anoksilistes tingimustes *(EVS-EN 16323:2014)*.

aerobic wastewater treatment

Purification of wastewater with the help of aerobic organisms under aerobic or anoxic conditions *(EN 16323:2014).*

аэробный процесс *м* **очистки сточных вод**

Процесс разрушения органических веществ микроорганизмами в присутствии кислорода воздуха.

R06 **reovee anaeroobne puhastus**

Reovee puhastamine anaeroobsetes tingimustes *(EVS-EN 16323:2014)*.

anaerobic wastewater treatment

Purification of wastewater under anaerobic conditions *(EN 16323:2014).*

анаэробный процесс *м* **очистки сточных вод**

Процесс разрушения органических веществ микроорганизмами при отсутствии кислорода воздуха.

R07 **reovee füüsikalis-keemiline puhastamine**

Reovee puhastamine lisatava(te) kemikaali(de) abil või rakendades muid füüsikalisi või keemilisi meetodeid *(EVS-EN 16323:2014)*.

physico-chemical treatment of wastewater

Treatment of wastewater by addition of chemical(s) or by other physical or chemical methods *(EN 16323:2014).*

физико-химическая очистка *ж* **сточных вод**

Очистка сточных вод с помощью химикатов или другими физическими, или химическими методами.

R08 **reovee järelpuhastus**

Biopuhasti väljavooluvee täiendav puhastamine nt heljumi kõrvaldamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

effluent polishing

Further stage of treatment, improving the quality of secondary effluent by removing suspended solids *(EN 16323:2014).*

доочистка *ж (очищенных сточных вод)*

Удаление из биологически очищенных сточных вод взвешенных веществ и снижение загрязнений по БПК и ХПК.

R09 **reoveekogumisala**

Ala, kus on piisavalt elanikke või majandustegevust reovee kanalisatsiooni kaudu kogumiseks ja reoveepuhastisse või heitvee suublasse juhtimiseks *(Veeseadus)*.

agglomeration for wastewater collection

Area where the population and/or economic activities are sufficiently concentrated for urban waste water to be collected and conducted to an urban waste water treatment plant or to a final discharge point (91/271/EMÜ).

территория *ж* **сбора сточных вод**

Территория с достаточным числом населения и хозяйственной деятельностью для сбора сточных вод в канализацию и направления их на очистные сооружения.

reoveemuda ► reoveesete

R10 **reoveepuhasti**

Rajatis reovee füüsikaliseks, bioloogiliseks ja/või keemiliseks puhastamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

wastewater treatment plant

Facility for the physical, biological and/or chemical treatment of wastewater *(EN 16323:2014).*

сооружение *ср* **для очистки сточных вод, очистная установка** *ж*

Сооружение, предназначенное для физической, биологической и / или химической очистки сточных вод.

R11 **reoveesete, reoveemuda**

Mitmesugust liiki reoveest esimeses, teises või kolmandas puhastusastmes lahutatud vee- ja tahkisesegu *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge

Mixture of water and solids separated from various types of wastewater during primary, secondary, or tertiary treatment *(EN 16323:2014).*

осадок *м* **сточных вод**

Совокупность твёрдых частиц с заполняющими их поры сточными водами, полученная в процессе разделения суспензии.

R12 **reoveesette heljumisisaldus**

Heljumi kuivmass reoveesette mahuühiku kohta *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge suspended solids concentration

Dry mass of suspended solids per unit of volume of sludge *(EN 16323:2014).*

концентрация *ж* **взвешенных веществ в осадке**

Сухая масса взвешенного вещества в единице объёма осадка.

R13 **reovesi**

Olmes, tööstuses või muus tootmises tekkinud vesi, mis ületab kehtestatud heite piirväärtusi ja mida tuleb enne suublasse juhtimist puhastada. Reoveeks peetakse ka ühisvoolsesse kanalisatsiooni juhitud sademevett *(Veeseadus)*.

wastewater

Water composed of any combination of water discharged from domestic, industrial or commercial premises, surface run-off and accidentally any sewer infiltration water *(EN 16323:2014).*

сточные воды *ж мн*

Принимаемые от абонентов в централизованные системы водоотведения воды, а также дождевые, талые, инфильтрационные, поливомоечные, дренажные воды, если централизованная система водоотведения предназначена для приема таких вод.

R14 **restkaev**

Sademeveekanalisatsiooni restluugiga kaev sademevee kogumiseks ning kanalisatsiooni juhtimiseks *(EVS 848:2013).*

stormwater inlet

An inlet providing entrance for surface water into a drain located below land surface.

дождеприёмник *м*

Сооружение на канализационной сети, предназначенное для приёма и отвода дождевых вод.

R15 **ringkanal**

Tavaliselt rööpsetest kanalitest moodustatud suletud ringi kujuline õhustuskamber *(EVS-EN 16323:2014)*.

oxidation ditch

Type of aeration tank usually having the form of parallel channels joined at the ends to form a closed circuit *(EN 16323:2014).*

циркуляционный окислительный канал *м*, **окислительный *канал*** *м*

Сооружение для биологической очистки сточных вод в аэрационных сооружениях с активным илом в виде канала замкнутой в плане формы.

R16 **ringlus**

Osa väljavooluvee tagasijuhtimine segunemiseks sissevooluveega *(EVS-EN 16323:2014)*.

recirculation

Return of a proportion of effluent to mix with the influent *(EN 16323:2014).*

рециркуляция *ж* **(сточных вод)**

Возвращение очищенной воды на сооружения станции очистки сточных вод для разбавления или для поддержания определенного расхода сточных вод в этих сооружениях.

R17 **roiskumine**

Orgaanilise aine kontrollimatu lagunemine anaeroobsete bakterite toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.

putrefaction

Uncontrolled decomposition of organic matter due to anaerobic microbial action *(EN 16323:2014).*

гниение *ср*, **разложение** *ср*

Неконтролируемое разложение органических веществ из-за анаэробного микробного воздействия.

R18 **roiskvesi**

Anaeroobses seisundis olev reovesi, millest tavaliselt eraldub väävelvesinikku *(EnDic2004)*.

septic wastewater

Wastewater that has been subjected to anaerobic degradation *(EN 16323:2014).*

гниющая сточные воды *ж мн*

Сточные воды, подвергшиеся анаэробному разложению.

S

saastus ► reostus

S01 **sademevesi**

Sademetena langenud ning ehitiste, sealhulgas kraavide kaudu kogutav ja ärajuhitav vesi *(Veeseadus).*

storm water

Water from precipitation, which has not seeped into the ground and is discharged to the

drain or sewer system directly from the ground or from exterior building surfaces *(EN 16323:2014).*

поверхностные (дождевые, талые) воды *ж мн*

Сточные воды, которые образуются в процессе выпадения дождей и таяния снега.

S02 **sadestuskemikaal**

Sadestamiseks kasutatav kemikaal *(EVS-EN 16323:2014)*.

precipitant

Chemical used to bring about precipitation *(EN 16323:2014).*

осаждающее вещество *ср*, **осадитель** *м*

Химическое вещество, вызывающее осаждение.

S03 **sadestuv heljum**

Kindlates tingimustes välja sadestunud heljumi sisaldus *(EVS-EN 16323:2014)*.

settleable solids

Concentration of the suspended solids having settled under specified conditions *(EN 16323:2014).*

осаждаемые вещества *ср мн*

Концентрация взвешенных веществ, осевших при определенных условиях.

SBR-puhasti ► annuspuhasti

sekundaarsete ► teisene sete

S04 **selitatud reovesi**

Reovesi, millest suurvõõrised ning enamik sadestuvast heljumist on selitamise teel kõrvaldatud *(EVS-EN 16323:2014)*.

settled wastewater

Wastewater from which the gross solids and most settleable solids have been removed by sedimentation *(EN 16323:2014).*

осветлённые сточные воды *ж мн*

Сточные воды, из которых крупные твёрдые частицы и наиболее осаждаемые твёрдые частицы были удалены осаждением.

S05 **setitustiik, selitustiik**

Tiik tahkise eraldamiseks veest või reoveest raskusjõu toimel.

settlement lagoon

Pond used for the separation of solids from water or wastewater under the influence of gravity.

отстойный пруд *м (сточных вод)*

Пруд для сточных вод, используемый для отделения твёрдых частиц от сточных вод.

S06 **septik**

Kinnine mahuti reovee kogumiseks, heljumi sadestamiseks ning sette stabiliseerimiseks (kääritamiseks) *(EVS-EN 16323:2014)*.

septic tank

Closed tank receiving wastewater for sedimentation and sludge digestion *(EN 16323:2014).*

септик *м*, **септиктенк** *м*

Сооружение для механической очистки сточных вод отстаиванием с анаэробным сбраживанием их осадка.

S07 **septikusete**

Septikust kõrvaldatav sete *(EVS-EN 16323:2014)*.

septic sludge

Sludge removed from septic tanks *(EN 16323:2014).*

осадок *м* **септика (септиктенка)**

Удалённый из септиков осадок сточных вод.

S08 **setiti**

Rajatis tahkise eraldamiseks veest või reoveest raskusjõu toimel.

settlement tank

Structure used for the separation of solids from water or wastewater under the influence of gravity.

отстойник *м*, **осветлитель** *м*

Сооружение для осаждения в сточных водах взвешенных веществ.

S09 **settemahu pinnakoormus**

Setiti rõhtristlõikepinda ajaühikus läbinud setitimuda (aktiivmuda) maht *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge volume surface loading

Volume of sludge being passed through the horizontal cross-sectional area of a settlement tank per unit of time *(EN 16323:2014).*

нагрузка *ж* **на поверхность осадка отстойника**

Объём активноги ила, проходящего через горизонтальное поперечное сечение отстойника за единицу времени.

S10 **sette bioloogiline stabiliseerimine**

Reoveesette orgaanilise aine sisaldust vähendav bioloogiline protsess *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge digestion

Biological process that reduces the organic content of sludge *(EN 16323:2014).*

сбраживание *ср* **осадка сточных вод**

Технологический процесс распада органических веществ осадка сточных вод в анаэробных условиях.

sette heljumisisaldus ► aktiivmuda heljumisisaldus

S11 settemahuti

Maa-alune või -pealne rajatis reoveesette hoidmiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge silo

Structure buried or above ground intended for sludge storage *(EN 16323:2014).*

хранилище *ср* **осадка сточных вод**

Надземное или подземное сооружение для хранения осадка.

S12 settekasutus

Reoveesette kasutamine keskkonna kasuks *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge utilisation

Utilisation of sludge with environmental benefit *(EN 16323:2014).*

утилизация *ж* **осадка сточных вод**

Утилизация осадков сточных вод с пользой для окружающей среды.

S13 sette konditsioneerimine

Reoveesette füüsikaline, keemiline, soojus- või muu töötlus tahendamise soodustamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge conditioning

Physical, chemical, thermal or other treatment of sludge to facilitate dewatering *(EN 16323:2014).*

кондиционирование *ср* **осадка сточных вод**

Обработка осадка перед обезвоживанием с целью улучшения его водоотдающих свойств.

S14 settekook, settetahes

Tahendamisel tekkiv tahe või püdel reoveesete *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge cake

Solid or paste-like sludge produced by sludge dewatering *(EN 16323:2014).*

иловый кек *м*

Твёрдый или пастообразный осадок, образующийся при обезвоживании осадка сточных вод.

S15 sette kuivainesisaldus

Reoveesette kuivjäägi ja kogumassi suhe *(EVS-EN 16323:2014)*.

dried solid content

Ratio of the dry mass of total solids to total mass of sludge *(EN 16323:2014).*

сухое вещество *ср* **осадка сточных вод**

Отношение сухого остатка всех твёрдых частиц к общей массе осадков сточных вод.

S16 sette kuivatamine, settekuivatus

Termiline protsess reoveesette vabastamiseks veest *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge drying

Thermal process of dehydration of sludge *(EN 16323:2014).*

сушка *ж* **осадка сточных вод**

Термический процесс обезвоживания осадка сточных вод.

S17 sette pressimine

Reoveesette tahendamine üle- või alarõhu toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge pressing

Sludge dewatering by application of positive or negative pressure *(EN 16323:2014).*

прессование *ср* **осадка сточных вод**

Обезвоживание осадка сточных вод с использованием положительного или отрицательного давления.

S18 sette tahendamine

Reoveesette veesisalduse vähendamine pastataolise või taheda sette saamiseks mitmesuguseid, tavaliselt looduslikke või mehaanilisi võtteid rakendades *(EVS-EN 16323:2014)*.

sludge dewatering

Reduction of the water content of sludge to produce a paste-like sludge or solid sludge by the use of one or several technologies, usually by natural or mechanical means *(EN 16323:2014).*

обезвоживание *ср* **осадка сточных вод**

Снижение содержания воды в осадке сточных вод с целью получения пастообразного или твёрдого осадка с помощью одной или нескольких технологий, обычно естественными или механическими средствами.

settetahes ► settekook

S19 sette tihendamine

Protsess kontsentreerituma vedelsette saamiseks veesisalduse vähendamise teel *(EVS-EN 16323:2014).*

sludge thickening

Process to produce a more concentrated liquid sludge *(EN 16323:2014).*

уплотнение *ср* **(сгущение** *ср***) осадка сточных вод**

Технологический процесс снижения содержания воды в осадке сточных вод для увеличения его плотности.

S20 **settekäitlus**
Reoveesette töötlemine selle ärakasutamise või kõrvaldamise eesmärgil *(EVS-EN 16323:2014)*.
sludge treatment
All stages of transformation of sludge for its utilisation or disposal *(EN 16323:2014).*
обработка *ж* **осадка сточных вод**
Все этапы трансформации осадка сточных вод с целью его утилизации или захоронения.

S21 **settepealne vesi**
Mahutis sadestunud sette peale jääv vedelik *(EVS-EN 16323:2014)*.
supernatant liquor
Liquor in a tank lying above the deposited solids *(EN 16323:2014).*
надиловая вода *ж*
Жидкость в резервуаре, которая находится над осаждёнными твёрдыми частицами осадка.

S22 **settepesu**
Konditsioneerimismenetlus, milles reoveesete pestakse *(EVS-EN 16323:2014)*.
elutriation
Conditioning process by which sludge is washed *(EN 16323:2014).*
промывка *ж* **осадка**
Процесс кондиционирования, с помощью которого промывается осадок сточных вод.

S23 **settetahendusväljak**
Rajatis, kus sete taheneb nõrutamise ja vee aurumise toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.
sludge drying bed
Structure for sludge dewatering by drainage and evaporation *(EN 16323:2014).*
иловая площадка *ж*
Сооружение для обезвоживания осадка с помощью дренажа и испарения воды.

S24 **settetihendi**
Seade reoveesette tihendamiseks, tavaliselt enne tahendamist *(EVS-EN 16323:2014)*.
thickener
Device for sludge thickening usually preceeding dewatering *(EN 16323:2014).*
илоуплотнитель *м*, **сгуститель** *м* **осадка**
Устройство для сгущения осадка сточных вод, обычно перед обезвоживанием.

S25 **settetiik**
Tiik reoveesette hoidmiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.
sludge lagoon
Lagoon for storage of sludge *(EN 16323:2014).*
илонакопитель *м*, **иловый пруд** *м*
Пруд для накопления осадков сточных вод.

S26 **settevesi**
Reoveesettest lahutatud vedelik *(EVS-EN 16323:2014)*.
surnageant
Liquor separated from the sludge *(EN 16323:2014).*
иловая вода *ж*, **иловая жидкость** *ж*
Загрязнённая вода, отделяющаяся при брожении, уплотнении и обезвоживании ила и осадка сточных вод.

S27 **settimine**
Vees või reovees oleva heljumi sadestumine raskusjõu toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.
sedimentation
Process of settling and deposition, under the influence of gravity, of suspended matter carried by water or wastewater *(EN 16323:2014).*
седиментация *ж*, **осаждение** *ср*
Оседание частиц дисперсной фазы в воде или сточной воде под действием гравитационного поля.

S28 **settimiskiirus**
Tahkete osakeste kindlates tingimustes määratud vajumiskiirus *(EVS-EN 16323:2014)*.
settling velocity
Rate of settling of solids determined under specified conditions *(EN 16323:2014).*
скорость *ж* **осаждения**
Скорость осаждения твёрдых частиц при определённых условиях.

S29 **settinud aktiivmuda maht (V_{30})**
Aktiivmuda maht liitri aktiivmudasegu kohta pärast 30-minutist settimist *(EVS-EN 16323:2014)*.
settled sludge volume
Volume of sludge per litre of mixed liquor settled after 30 min *(EN 16323:2014).*
объём *м* **отстоенного ила**
Объём осадка на литр иловой смеси после 30-минутного отстаивания.

S30 **sifoon**
Täisimetav seade vedeliku juhtimiseks üle tõkke kõrgemalt tasemelt madalamale *(EVS-EN 16323:2014)*.
siphon

Device with priming allowing to transfer a liquid from a given level to a lower level, through an intermediate higher level *(EN 16323:2014).*

сифон *м*

Труба изогнутой формы, служащая для переливания жидкости из одного сосуда в другой самотёком при наличии в них разности уровней.

sisetekkeline hingamine ► endogeenne respiratsioon

S31 **sisseleke, infiltratsioon** *(kanalisatsiooni)*

Põhjavee sissetungimisest põhjustatud ebasoovitav vooluhulga suurenemine viima- või kanalisatsioonivõrgus *(EVS-EN 16323:2014)*.

infiltration *(into a sewer)*

Unwanted flow resulting from an ingress of groundwater into a drain or sewer system *(EN 16323:2014).*

инфильтрация *ж (в канализацию)*

Нежелательный сток в результате попадания грунтовых вод в дренажную или канализационную сеть.

sogasus ► hägusus

S32 **soojalembesed organismid, termofiilsed organismid**

Organismid, kes on eriti aktiivsed temperatuuril üle 45 °C *(EVS-EN 16323:2014)*.

thermophilic organisms

Type of organisms that are most active at temperatures over 45 °C *(EN 16323:2014).*

термофильные организмы *м мн*

Термофильными считаются микроорганизмы, которые живут при температуре выше 45 °C

S33 **stabiliseerimine**

Protsess, milles orgaanilised (lahustunud või kübemelised) ained muundatakse kas anorgaanilisteks või väga aeglaselt lagunevateks aineteks *(EVS-EN 16323:2014)*.

stabilisation

Process in which organic substances (dissolved or particulate) are converted to materials that are either inorganic or very slowly degradable *(EN 16323:2014).*

стабилизация *ж*

Процесс, в результате которого органические вещества (растворённые или в виде частиц) преобразуются в неорганические или очень медленно разлагающиеся вещества.

S34 **stabiliseerumisaste**

Lagundatud orgaanilise aine massi ja orgaanilise aine algmassi suhe *(EVS-EN 16323:2014)*.

degree of stabilisation

Ratio of the mass of degraded organic material to the initial mass of organic material *(EN 16323:2014).*

степень *ж* **стабилизации**

Отношение массы разложившегося органического вещества к исходной массе органического вещества.

S35 **substraat**

Ained, millest mikroorganismid reovee puhastamisel toituvad *(EVS-EN 16323:2014)*.

substrate

Nutrition for microorganisms in wastewater treatment *(EN 16323:2014).*

субстрат *м*

Вещества, которыми микроорганизмы питаются в процессе очистки сточных вод.

S36 **substraatrespiratsioon**

Organismide hapnikutarbimine lisandunud substraadi biolagundamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

substrate respiration

Consumption of oxygen by organisms due to the biodegradation of an added substrate *(EN 16323:2014).*

субстратное дыхание *ср*

Потребление кислорода организмами благодаря биоразложению добавленного субстрата.

S37 **sukelbiofilter**

Biokilepuhasti, mõnikord aktiivselt õhustatav, mille biokile on vahelduvalt või pidevalt reovee sees *(EVS-EN 16323:2014)*.

biological contactor

Fixed film reactor in which the biological film of which is intermittently or continuously immersed in wastewater, sometimes combined with active aeration *(EN 16323:2014).*

погружной биофильтр *м*

Плёночный биореактор, в котором биологическая плёнка периодически или постоянно погружается в сточные воды, иногда в сочетании с активной аэрацией.

S38 **sukeltugimaterjaliga biofilter**

Sõmera tugimaterjaliga biokilereaktor, mille tugimaterjal on üleni puhastatava reovee sees *(EVS-EN 16323:2014)*.

submerged bed reactor
Type of fixed film reactor in which the support media is submerged in the wastewater flow *(EN 16323:2014).*
биофильтр *м* **с погружным загрузочным заполнителем**
Плёночный биореактор, в котором загрузочный материал погружён в поток сточных вод.

S39 **summaarne respiratsioon**
Substraatrespiratsiooni ja endogeense respiratsiooni summa *(EVS-EN 16323:2014)*.
total respiration
Sum of substrate respiration and endogenous respiration *(EN 16323:2014).*
суммарная респирация *ж,* **суммарное дыхание** *ср*
Сумма субстратного дыхания и эндогенного дыхания.

S40 **sundõhustatav biotiik**
Tehniliste seadmete abil õhustatav reoveetiik *(EVS-EN 16323:2014)*.
aerated lagoon
Wastewater pond with artificial aeration *(EN 16323:2014).*
аэрируемый пруд *м*
Пруд для очистки сточных вод с искусственной аэрацией.

S41 **survetorustik**
Torustik, mida mööda reovesi ligub ülerõhu toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.
pressure main
Pipeline for conveying wastewater under pressure *(EN 16323:2014).*
напорный трубопровод *м*
Трубопровод для отвода сточных вод под давлением.

S42 **suubla**
Veekogu, veekogu osa või maapõue osa, kuhu juhitakse heitvett või saasteaineid sisaldavat vett.
receiving water body
Any type of water body where water or wastewater is discharged *(EN 16323:2014).*
водоприёмник *м*
Любой тип водного объекта, в который сбрасывается вода или сточные воды.

S43 **suurvõõrised**
Toorreovees leiduvad esemed või praht *(EVS-EN 16323:2014)*.
gross solids
Objects or large particles found in raw wastewater *(EN 16323:2014).*
крупные твёрдые примеси *ж мн*
Предметы или крупные частицы, встречающиеся в неочищенных сточных водах.
sõelmed ► võrepraht

S44 **sõelur**
Seade tahke peenheljumi kõrvaldamiseks reoveevoolust *(EVS-EN 16323:2014)*.
sieve
Device for removing fine solids from a flow of wastewater *(EN 16323:2014).*
грохот *м*
Устройство для удаления мелких твёрдых частиц из потока сточных вод.

S45 **sõmertugimaterjaliga biokilepuhasti**
Biokilepuhasti, mille sõmer tugimaterjal moodustab keskkonna, milles toimub nii filtrimine kui ka biolagunemine *(EVS-EN 16323:2014)*.
granular fixed bed reactor
Fixed film reactor using granular material as a medium that combines filtration and biochemical degradation *(EN 16323:2014).*
плёночный биореактор ***м*** **с зернистым заполнителем**
Плёночный биореактор использующий зернистый материал в качестве фильтрующей среды, а также среды биохимического разложения.

S46 **sõmertugimaterjaliga filter**
Laskuva või tõusva vooluga sukelfilter, mille tugimaterjalisse jääb pidama vees sisalduv heljum *(EVS-EN 16323:2014)*.
granular media filter
Bed of filter material that is submerged in either an upflow or downflow of effluent to remove solids within the bed *(EN 16323:2014).*
фильтр *м* **с зернистой загрузкой**
Слой фильтрующего материала, погружённого либо в восходящий, либо в нисходящий поток сточных вод для удаления твёрдых частиц в границах этого слоя.
süvapuhastus ► kolmas puhastusaste

T

T01 **taaskasutusvesi**
Asulareovesi, mida on puhastatud direktiivi 91/271/EMÜ nõuete kohaselt ja täiendavalt puhastatud taaskasutusvee käitises eesmärgiga muuta see põllumajanduslikuks niisutuseks või

tööstuses kasutamiseks ohutuks, tagades seejuures keskkonna ning inimeste ja loomade tervise kõrgetasemelise kaitse.

reclaimed water

Urban waste water that has been treated in compliance with the requirements set out in Directive 91/271/EEC and which results from further treatment in a reclamation facility in order to use it for irrigation purposes in agriculture or forestry or for other purposes, including industrial, provided a high level of protection of the environment and taking care that human and animal health is ensured.

регенерированная вода

Городские сточные воды, прошедшие дополнительную очистку на сооружении, предназначенном для подготовки сточных вод для повторного использования, в соответствии с требованиями, изложенными в Директиве 91/271/EEC, с целью использования их для орошения в сельском или лесном хозяйстве или для других целей, включая промышленные цели, при условии обеспечения высокого уровня защиты окружающей среды и заботы о здоровье человека и животных.

T02 **taaskasutusvee käitis**

Asulareoveepuhasti või muu käitis, kus puhastatakse asulareovett tõhusamalt, kui on nõutud direktiiviga 91/271/EMÜ, et saada vett, mida saab ohutult kasutada põllumajanduslikuks niisutuseks või tööstuses, tagades seejuures keskkonna ning inimeste ja loomade tervise kõrgetasemelise kaitse.

reclamation facility

Urban waste water treatment plant or other facility that further treats urban waste water that complies with the requirements set out in Directive 91/271/EEC in order to produce water that is fit for irrigation purposes in agriculture or forestry or for other purposes, including industrial, provided a high level of protection of the environment and taking care that human and animal health is ensured.

сооружение, предназначенное для подготовки сточных вод для повторного использования

Городские очистные сооружения или другие объекты, которые дополнительно очищают городские сточные воды в соответствии с требованиями, изложенными в Директиве 91/271/EEC, для производства воды, пригодной для орошения в сельском или лесном хозяйстве, или для других целей, включая промышленные цели, при условии обеспечения высокого уровня защиты окружающей среды и заботы о здоровье человека и животных.

T03 **tagasilöögiklapp**

Seadis, mis väldib reovee tagasivoolu *(EVS-EN 16323:2014)*.

non-return valve

Device that prevents backflow of wastewater *(EN 16323:2014).*

обратный клапан *м*

Устройство, предотвращающее противоток сточных вод.

T04 **tagastus(aktiiv)muda, RAS**

Järelsetitis aktiivmudasegust lahutatud aktiivmuda, mis juhitakse taaskasutamiseks tagasi aktiivmudaprotsessi *(EVS-EN 16323:2014)*.

return activated sludge, RAS

Activated sludge that has been separated from mixed liquor in a secondary settlement tank for further use in an activated sludge process *(EN 16323:2014).*

возвратный (активный) ил *м*

Активный ил, который был отделён от иловой смеси во вторичном отстойнике для дальнейшего использования в процессе очистки сточных вод активным илом.

T05 **tagastusmudasuhe**

Tagastusaktiivmuda ja juurdevoolava reovee hulga suhe *(EVS-EN 16323:2014)*.

return sludge ratio

Ratio of return activated sludge flow to the wastewater inflow *(EN 16323:2014).*

коэффициент *м* **рециркуляции активного ила**

Отношение расхода возвратного активного ила к притоку сточных вод.

T06 **tahe sete**

Reoveesete, millest saab valmistada pelleteid või mis on virnastatav *(EVS-EN 16323:2014)*.

solid sludge

Sludge that can be made into pellets or is stable in a pile *(EN 16323:2014).*

обезвоженный осадок *м*

Осадок, который можно гранулировать или штабелировать.

T07 **taimetoitained, biogeenid**

Taimede toiteelementide mineraalsed ühendid, mis on sattunud keskkonda.

Tähtsamad biogeenid on fosfori- ja lämmastikuühendid *(Ökoloogialeksikon)*. Organismidele toiduks vajalikud anorgaanilised ained. Taimekasvuks on neist tähtsaimad fosfor ja lämmastik, mille ülemäärane sisaldus veekogudes põhjustab eutrofeerumist *(ENDic2004)*.

nutrients, nutrient salts

Inorganic matter necessary for the nutrition of organisms, e.g. N, S, P and trace elements *(EN 1085:1997)*.

биогенные элементы *м мн*

Элементы, необходимые для жизнедеятельности растительных организмов и автотрофных бактерий (азот, фосфор, калий и др.).

T08 **taimetoitaineärastus**

Reoveepuhastuses rakendatavad bioloogilised, füüsikalised või keemilised protsessid fosfori- ja lämmastikuühendite kõrvaldamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

nutrient removal

Biological, physical or chemical processes used in wastewater treatment specifically for the removal of phosphorus and nitrogen compounds *(EN 16323:2014).*

удаление *ср* **питательных веществ (биогенных веществ)**

Биологические, физические или химические процессы, используемые при очистке сточных вод, особенно для удаления соединений фосфора и азота.

T09 **tehismärgalapuhasti**

Inimloodud looduslähedane märgala, mis on rajatud looduslikes märgala-ökosüsteemides toimuvate füüsikaliste ja/või biogeokeemiliste protsesside tõhustamiseks ja optimeerimiseks ning mille peamine eesmärk on kõrvaldada saasteained reostunud veest.

constructed wetland, created wetland

Artificially created nature-based wetland system designed to enhance and optimise physical and/or biogeochemical processes that occur in natural wetland ecosystems for the primary purpose of removing contaminants from polluted waters (Fonder & Headley, 2013)

искусственное водно-болотное угодье *ср*

Экосистема, близкая к природным условиям, с использованием растений-гелофитов, поддерживающих бактериальную активность в гравии или песке, для очистки сточных вод.

T10 **teine puhastusaste, bioloogiline puhastus**

Puhastus bioloogiliste protsesside toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.

secondary treatment

Stage of treatment by biological processes *(EN 16323:2014).*

вторичная очистка *ж (сточных вод)*

Стадия очистки сточных вод посредством биологических процессов.

T11 **termofiilne stabiliseerimine**

Reoveesette aeroobne või anaeroobne käitlemine termofiilsete organismide abil *(EVS-EN 16323:2014)*.

thermophilic digestion

Aerobic or anaerobic process of sludge treatment using thermophilic organisms *(EN 16323:2014).*

термофильное сбраживание *ср*

Аэробный или анаэробный процесс обработки осадков сточных вод с использованием термофильных организмов.

termofiilsed organismid ► soojalembesed organismid

tertsiaarsete ► kolmandane sete

T12 **terviseohutuks muudetud sete**

Reoveesete, milles leiduvad parasiidid ja patogeenid on inaktiveeritud või nende arv nõutava tasemeni vähendatud *(EVS-EN 16323:2014)*.

sanitised sludge

Sludge which has been treated to inactivate parasites and pathogens or to decrease their numbers below a specified level *(EN 16323:2014).*

обеззараженный осадок *м* **сточных вод**

Осадок сточных вод, который был обработанн таким образом, чтобы инактивировать паразитов и патоген или уменьшить их численность ниже определенного уровня.

T13 **tigupress**

Seade setete tihendamiseks dünaamilise filtrimise teel *(EVS-EN 16323:2014)*.

thickening screw

Structure for the thickening of sludges by dynamic filtration *(EN 16323:2014).*

шнековый пресс *м*

Установка для сгущения осадков сточных вод путём динамической фильтрации.

T14 **tiikpuhastus**

Reovee puhastamine ühes või mitmnes tiigis *(EVS-EN 16323:2014)*.

lagooning

Treatment using one or more lagoons *(EN 16323:2014).*

очистка *ж* **(сточных вод) в прудах**

Очистка сточных вод с использованием одного или нескольких прудов.

tippvooluhulk ► maksimumvooluhulk

T15 **toorreovesi**

Puhastamata reovesi *(EVS-EN 16323:2014)*.

raw wastewater

Untreated wastewater *(EN 16323:2014).*

сырые сточные воды *ж мн*

Неочищенные сточные воды.

T16 **toorsete**

Stabiliseerimata reoveesete *(EVS-EN 16323:2014)*.

raw sludge

Non-stabilized sludge *(EN 16323:2014).*

сырой осадок *м* **(сточных вод)**

Осадок из первичных отстойников.

tootmisreoveesete ► tööstusreoveesete

tootmisreovesi ► tööstusreovesi

T17 **tööstusreoveesete, tootmisreoveesete**

Tootmis- ja/või äriettevõtete reovee puhastamisel tekkiv sete *(EVS-EN 16323:2014)*.

industrial sludge

Sludge from the treatment of industrial wastewater *(EN 16323:2014).*

осадок *м* **промышленных сточных вод**

Осадок, образующийся при очистке промышленных сточных вод.

T18 **tööstusreovesi, tootmisreovesi**

Tööstuses või muu tootmise käigus tekkinud reovesi *(Veeseadus)*.

industrial wastewater

Wastewater discharge resulting from any industrial or commercial activity *(EN 16323:2014).*

промышленные сточные воды *ж мн*

Сточные воды, образующиеся в результате любой производственной или коммерческой деятельности.

T19 **toru**

Viima või kollektorit muude torustikuosadega ühendav terviklik üksikelement *(EVS-EN 16323:2014)*.

pipe unit

Component part of a drain or sewer manufactured as a single entity and intended to be joined with other pipe units *(EN 16323:2014).*

труба *ж*

Отливка с равномерным каналом, с прямой осью, имеющая раструбные, охватываемые или фланцевые концы.

T20 **torustik, torujuhe**

Õõnes rajatis reovee ärajuhtimiseks mööda hoolduskaevude või muude rajatiste vahelisi lõike *(EVS-EN 16323:2014)*.

pipeline

Hollow structure for transporting wastewater between manholes or other structures *(EN 16323:2014).*

трубопровод *м*

Сооружение из труб, плотно соединенных между собой, служащее для передачи на расстояние жидкостей, газов и т. п.

toruliitmik ► liitmik

T21 **torutüvi**

Toru silindriline osa ilma muhvita *(EVS-EN 16323:2014)*.

pipe barrel

Cylindrical component part of a pipe excluding the socket *(EN 16323:2014).*

ствол *м* **трубы**

Цилиндрическая составная часть трубы без раструба.

T22 **toruühendus**

Valmisliitmiku abil tekitatud ühendus *(EVS-EN 16323:2014)*.

junction

Connection made using a prefabricated junction pipe unit *(EN 16323:2014).*

соединение *ср* **труб**

Соединение осуществляется с помощью сборного элемента для соединения труб.

T23 **trummelfilter**

Reovee rõhtvoolu seatav ümber rõhttelje osaliselt vees pöörlev silindriline kangasfilter heljumi kinnipüüdmiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

drum filter

Cylindrical cloth filter that rotates about a horizontal axis and is immersed in a horizontal flow of effluent to remove solid *(EN 16323:2014).*

барабанный фильтр *м*

Цилиндрический тканевый фильтр, который вращается вокруг горизонтальной оси и погружён в горизонтальный поток сточных вод, для удаления твёрдых частиц.

T24 **tugimaterjal**

Materjal, millele kasvab biokile.

support media

Material on which an attached film grows.

загружочный материал *м* **биофильтра**

Инертный материал с различной удельной поверхностью, на котором растёт биологическая плёнка.

T25 **tugimaterjali eripind**

Tugimaterjali iseloomustav suurus väljendatuna kindlates tingimustes mõõdetud pindalana mahuühiku kohta *(EVS-EN 16323:2014)*.

support media specific surface

Property of a support media expressed as surface area per unit volume measured under specified conditions *(EN 16323:2014).*

удельная поверхность *ж* **загрузочного материала (биофильтра)**

Показатель загрузочного материала, выраженное в виде отношения площади поверхности к единице объёма, измеренных при определённых условиях.

T26 **täielikult segunenud süsteem**

Süsteem, milles ainesisaldus on teoreetiliselt ühtlane *(EVS-EN 16323:2014)*.

completely mixed system

System in which there is, theoretically a uniform concentration of components *(EN 16323:2014).*

полностью смешанная система *ж*

Система, в которой, теоретически абсолютно однородная концентрация компонентов.

U

U01 **ujumuda, ujukõnts**

Reoveest või reoveesettest lahutatud pinnale tõusnud tahes *(EVS-EN 16323:2014)*.

floating sludge

Floating solid material separated from sludge or wastewater *(EN 16323:2014).*

всплывший ил *м*

Плавающий твёрдый материал, отделившийся от осадка или сточных вод.

U02 **ujupraht**

Vee pinnal ujuvad lahustumatud ained *(EVS-EN 16323:2014)*.

floating solids

Undissolved matter floating on water *(EN 16323:2014).*

плавающие твёрдые вещества *ср мн*

Нерастворённое вещество, плавающее на поверхности воды.

V

V01 **vaakumtorustik**

Torustik, milles reovesi liigub alarõhu toimel *(EVS-EN 16323:2014)*.

vacuum main

Pipeline for conveying wastewater under vacuum *(EN 16323:2014).*

вакуумный канализационный коллектор *м*

Трубопровод для транспортировки сточных вод под вакуумом.

V02 **valgala, valgla**

1. Ala, millelt vesi voolab viima, kanalisatsioonikollektorisse või veekogusse *(EVS-EN 16323:2014)*.

2. Maa-ala, millelt kogu äravoolav pinnavesi voolab jõgede, ojade, paisjärvede, peakraavide, kanalite või järvede kaudu ühes jõesuudmes merre *(Veeseadus)*.

catchment area

1. Area draining to a drain, sewer or watercourse *(EN 16323:2014).*

2. Area of land from which all surface run-off flows through a sequence of streams, rivers and, possibly, lakes into the sea at a single river mouth, estuary or delta *(EN 16323:2014, Annex A).*

водосбор *м*, **водосборный бассейн** *м*

1. Площадь слива в канализационный выпуск, канализационный коллектор или водоток.

2. Часть земной поверхности, толщи почв и грунтов, откуда поверхностные и подземные воды поступают в водный объект.

V03 **varilaud**

Pooleldi vees olev püstlaud ujuva materjali tõkestamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.

scumboard

Board partly immersed in the flow to retain floating material *(EN 16323:2014).*

полупогружённая перегородка *ж*

Перегородка, частично погружённая в поток, для удержания плавающего материала.

V04 **varraspuhastus**

Takistuste (või sette) kõrvaldamine viimadest või kollektoritest sobiva otsikuga varustatud painduvate varraste abil *(EVS-EN 16323:2014)*.

rodding

Use of appropriate device on the end of flexible rods to facilitate removal of obstructions (or sediments) from drains or sewers *(EN 16323:2014).*

прочистка *ж* **гибким стержнем**

Использование соответствующего приспособления на конце гибких стержней для облегчения удаления засора (или отложений) из канализационных выпусков или канализационных коллекторов.

V05 **vedel reoveesete**

Reoveesete, mis võtab iseenesest ja kohe mahuti kuju *(EVS-EN 16323:2014)*.

liquid sludge

Sludge that spontaneously and immediately adopts the shape of a container *(EN 16323:2014).*

жидкий осадок *м* **сточных вод**

Осадок сточных вод, который самопроизвольно и сразу принимает форму ёмкости.

V06 **veejaoti**

Seade reovee ühtlaseks jaotamiseks mingile pinnale *(EVS-EN 16323:2014)*.

distributor

Device to uniformly distribute wastewater across a plane *(EN 16323:2014).*

распределительное устройство *ср*

Устройство для равномерного распределения сточных вод по плоской поверхности.

veejuhtivus ► filtratsioonimoodul

V07 **vee reostamine, vee saastamine**

Vee omaduste muutmine nõnda, et see mingiks kasutusotstarbeks ei kõlba *(EVS-EN 6323:2014)*.

water pollution

Impairment of the suitability of water for some considered purpose *(EN 16323:2014).*

загрязнение *ср* **вод[ы]**

Изменение свойств воды таким образом, что она становится непригодной для использования для определённых целей.

V08 **vee taaskasutus**

Nõuetekohaselt, näiteks asulareoveepuhastis puhastatud reovee kasutamine põllumaade või metsade niisutuseks või muuks otstarbeks, sealhulgas tööstuses tingimusel, et tagatud on kõrgetasemeline keskkonna ning inimeste ja loomade tervise kaitse, edendades sellega ringmajandust, toetades kliimamuutustega kohanemist ja leevendades veenappust ja sellest tulenevat survet veevarudele.

water reuse

Reuse of properly treated waste water, for example from urban waste water treatment plants, for irrigation purposes in agriculture or forestry or for other purposes, including industrial, provided a high level of protection of the environment and taking care that human and animal health is ensured, thus promoting circular economy, adaptability to climate change and reducing the pressure on water resources.

повторное использование воды

Повторное использование надлежащим образом очищенных сточных вод, например, с городских очистных сооружений, для орошения в сельском или лесном хозяйстве, или для других целей, включая промышленные цели, при условии обеспечения высокого уровня защиты окружающей среды и заботы о здоровье человека и животных, тем самым способствуя экономике замкнутого цикла, адаптации к изменению климата и снижению нагрузки на водные ресурсы.

V09 **vee taaskasutuse süsteem**

Taristu ja muud tehnilised elemendid, mis on vajalikud taaskasutusvee tootmiseks, sellega varustamiseks ja selle kasutamiseks *((EL) 2020/741)*

water reuse system

Infrastructure and other technical elements necessary for producing, supplying and using reclaimed water *((EU) 2020/741).*

система повторного использования воды

Инфраструктура и другие технические элементы, необходимые для производства, подачи и использования регенерированной воды.

V10 **veetaimestikmärgala**

Tehismärgala, milles veelembesed taimed aitavad reovett puhastada *(EVS-EN 6323:2014)*.

reedbed

Artificial wetland incorporating plants to facilitate treatment *(EN 16323:2014).*

искусственное воднорастительно-болотное угодье *ср*

Искусственное водно-болотное угодье, на котором растения участвуют в процессах очистки сточных вод.

vertikaalsetiti ► püstsetiti

V11 **vertikaalvooluline tehismärgalapuhasti**

Tehismärgalapuhasti, milles reovesi voolab püstsuunas – ülalt alla või alt üles. Kui taimestik puudub, loetakse see vertikaalvooluliseks pinnasfiltriks.

vertical subsurface flow constructed treatment wetland
Constructed treatment wetland with vertical subsurface flow, where the water flow direction is down or up. When vegetation is absent it is classified as filter system or soil filter.
искусственное водно-болотное угодье *ср* **с вертикальным подповерхностным движением воды для очистки сточных вод**
Искусственное водно-болотное угодье для очистки сточных вод с вертикальным подповерхностным движением воды, где направление движение воды вниз или вверх. Когда отсутствует растительность, оно классифицируется как система фильтрации или почвенный фильтр.

V12 **vihmavesi**
Atmosfäärist sadanud vesi, mis ei ole maapinnalt veel midagi kaasa võtnud *(EVS-EN 6323:2014)*.
rainwater
Water arising from atmospheric precipitation, which has not yet collected matter from the surface *(EN 16323:2014).*
дождевая вода *ж*
Вода, появляющаяся в результате атмосферных осадков, которая ещё не накопила веществ с поверхности.

V13 **viim** (*gen* viima)
Tavaliselt maa all paiknev torujuhe reovee juhtimiseks tekkekohast kollektorisse *(EVS-EN 6323:2014)*.
drain (*for sewage*)
Pipeline, usually underground, designed to carry wastewater from a source to a sewer *(EN 16323:2014).*
канализационный выпуск *м*
Трубопровод, обычно подземный, предназначенный для отвода сточных вод от источника в канализациюнный коллектор.

V14 **voolamisaeg**
Aeg, mis kulub pindmisel äravooluveel jõudmiseks valgala kaugeimast punktist teatavasse viima- või kollektoripunkti *(EVS-EN 6323:2014)*.
time of flow
Time taken for runoff to travel from the furthest point in the catchment area to a defined point in the drain or sewer *(EN 16323:2014).*
время *ср* **добегания** *(ливневого стока)*
Время, за которое сток от крайней точки водосборного бассейна добегает до места выпуска в водный объект.

V15 **vooluhulgakeskmine proov**
Ühesuurustest läbivoolanud vedelikuhulkadest võetud vooluhulgaga võrdelistest proovidest moodustatud ühendproov *(EVS-EN 6323:2014)*.
flow proportional sample
Composite sample made up of either equal volumes taken after equal volumes of liquid have passed the sampling point, or made up of flow proportional volumes *(EN 16323:2014).*
усреднённая по расходу проба *ж (воды)*
Составная проба, состоящая либо из равных объёмов, отобранных после того, как равные объёмы жидкости прошли точку отбора проб, либо из пропорциональных расходу объёмов, отобранных через равные промежутки времени.

V16 **vooluhulk**
Ristlõiget ajaühikus läbiva vedeliku hulk *(EVS-EN 16323:2014)*.
flow rate
Volume of fluid passing a certain cross section per unit of time *(EN 16323:2014).*
расход *м* **(сточных вод)**
Объём сточных вод, протекающих через определённое поперечное сечение за определённый промежуток времени.

V17 **voolujaoti**
Kambri- või rennisüsteem voolu jaotamiseks soovitud osavooludeks *(EVS-EN 16323:2014)*.
flow splitter
Chamber or channel arrangement designed to divide a flow into required proportions *(EN 16323:2014).*
разделитель *м* **потока**
Устройство, состоящее из камер или каналов, предназначенное для разделения потока в необходимых пропорциях.

V18 **voolurahustustõke**
Mahutisse pandav seadis keeriste vähendamiseks ning mahutit läbiva voolu ühtlustamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.
baffle
Device used in a tank to reduce eddies and promote a more uniform flow through the tank (*EN 16323:2014).*
водобойная стенка *ж*
Приспособление в резервуаре для уменьшения завихрений и обеспечения

более равномерного потока через резервуар.

V19 **voolurenn**
Pealt lahtine voolusäng hooldus- või kontrollkaevu põhjas, mida mööda voolab reovesi *(EVS-EN 16323:2014)*.
channel
Open topped conduit at the base of a manhole or inspection chamber through which the wastewater flows *(EN 16323:2014).*
лоток *м*
Канал с открытым верхом на дне смотрового колодца или контрольного колодца, по которому течёт сточная вода.

V20 **võre**
Seade jämeheljumi ja prahi kõrvaldamiseks reoveevoolust *(EVS-EN 16323:2014)*.
screen
Device for removing particles and objects from a flow of wastewater *(EN 16323:2014).*
решётка *ж*
Приспособление для удаления частиц и предметов из потока сточных вод.

V21 **võreprahipress**
Mehaaniline seade võreprahi mahu ja veesisalduse vähendamiseks *(EVS-EN 16323:2014)*.
screening press
Mechanical device for reducing volume and water content of screenings *(EN 16323:2014).*
пресс *м* **отбросов с решёток**
Механическое устройство для уменьшения объёма и содержания воды отбросов с решёток.

V22 **võrepraht, sõelmed**
Võrele või sõelale pidama jäänud materjal *(EVS-EN 16323:2014)*.
screenings
Matter retained by a screen or sieve *(EN 16323:2014).*
отбросы *м мн* **с решёток**
Материал, задержанный решёткой или ситом.

V23 **võõrvesi** *(kanalisatsioonis)*
Soovimatu vesi viima- või kanalisatsioonivõrgus *(EVS-EN 16323:2014)*.
extraneous water *(in sewerage)*
Unwanted flow in a drain or sewer system *(EN 16323:2014).*
посторонняя вода *ж (в канализационной системе)*
Нежелательный сток в домовом выпуске или канализационной сети.

V24 **väljalase** (*gen* väljalaskme)
Rajatis või koht, mille kaudu reovesi juhitakse kanalisatsioonist puhastisse või heitvesi suublasse *(EVS-EN 16323:2014)*.
outfall
Structure or point from which wastewater is discharged to a wastewater treatment plant or receiving water *(EN 16323:2014).*
водовыпуск *м*
Сооружение или место, из которого сточные воды сбрасываются в очистное сооружение или водоприёмник.

V25 **väljaleke, kanalisatsioonileke**
Reovee pääsemine viimast või kanalisatsioonivõrgust ümbritsevasse pinnasesse *(EVS-EN 16323:2014)*.
exfiltration
Escape of wastewater from a drain or sewer system into the surrounding ground *(EN 16323:2014).*
утечка *ж* **сточных вод из коллектора**
Утечка сточных вод из домового выпуска или канализационного коллектора в окружающую землю.

V26 **väljapuhumine**
Lenduvate ainete kõrvaldamine vedelikest gaasivahetuse abil *(EVS-EN 16323:2014)*.
stripping
Removal of volatile components from liquids by gas exchange *(EN 16323:2014).*
стриппинг *м*, **отдувка** *ж*
Удаление летучих компонентов из жидкостей путем газообмена.

V27 **väljatõrjesüsteem**
Süsteem, milles reovesi teoreetiliselt täielikult ühtlaselt seguneb kogu ristlõike ulatuses, voolu suunas aga mitte *(EVS-EN 16323:2014)*.
plug-flow system
Theoretical system with complete mixing in the cross-section of the flow and with neither diffusion nor dispersion in the direction of flow *(EN 16323:2014).*
система *ж* **вытеснения**
Система, в которой сточная вода теоретически полностью перемешивается по поперечному сечению, но не вдоль потока.

Õ

Õ01 **õhustamine, õhustus, aeratsioon**
Õhu sisseviimine *(EVS-EN 16323:2014)*.

aeration
Introduction of air *(EN 16323:2014).*
аэрация *ж*, **аэрирование** *ср (сточных вод)*
Добавление воздуха к воде *(International Glossary of Hydrology)*.

Õ02 **õhustatav liivapüünis, õhustatav liivapüüdur**
Rajatis, milles reovesi pannakse õhu abil ringlema, et tõhustada liiva ja muu mineraalse materjali eraldamist reoveest *(EVS-EN 16323:2014)*.
aerated grit chamber
Structure for separating sand and other mineral matter from wastewater, using air to induce circulation *(EN 16323:2014).*
аэрируемая песколовка *ж*
Сооружение для отделения песка и других минеральных веществ от сточных вод с помощью воздуха для стимулирования циркуляции.

Õ03 **õhustuskamber, aerotank**
Rajatis, milles reovett ja aktiivmuda segatakse ning õhustatakse *(EVS-EN 16323:2014)*.
aeration tank
Structure in which wastewater and activated sludge are mixed and aerated *(EN 16323:2014).*
аэротенк *м* **для очистки сточных вод**
Чаще всего резервуар прямоугольного сечения, по которому протекает сточная вода, смешанная с активным илом, где происходит биохимическая очистка сточной воды.
õlipüünis, õlipüüdur ► kergvedelikupüünis, kergvedelikupüüdur

Ä

Ä01 **äravool**
1. See osa sademeist, mis mööda maapinda (pindmine äravool) ja läbi pinnase (maasisene äravool) voolab veekogudesse ning vastav protsess *(EnDic2004)*.
2. Sademevesi, mis mingit pinda mööda viima, kollektorisse või pinnaveekogusse voolab *(EVS-EN 16323:2014).*
runoff
1. That part of precipitation that flows towards the stream on the ground surface (surface runoff) or within the soil (subsurface runoff) *(International Meteorological Vocabulary)*.
2. Water from precipitation that flows off a surface to reach a drain, sewer or receiving water *(EN 16323:2014).*
сток *м*
1. Движение воды по поверхности земли, а также в толще почв и горных пород в процессе круговорота ее в природе (ГОСТ 19179-73. Гидрология суши).
2. Вода из атмосферных осадков, стекающая по поверхности земли в водоотвод, канализацию или водоприёмник.

Ä02 **äravoolumaht**
Kindla ajavahemiku jooksul valgalalt jõkke, järv, merre vm voolanud vee hulk (nt km^3/a) *(EnDic2004)*.
runoff [volume]
Total quantity of runoff water during a specified time (e.g. km^3/y) *(EnDic2004)*.
объём *м* **стока**
Общее количество воды, стекающей с водосбора в реку, озеро, море и т.д., за определённый промежуток времени.

Ä03 **äravoolutegur**
1. Äravoolu ja sadanud veehulga suhe *(EnDic 20004*).
2. Valgala pinnakattest sõltuv tegur, mille korrutamisel sademevee arvutusvooluhulgaga saadakse oodatav viima- või kollektorivõrku jõudev vooluhulk *(EVS-EN 16323:2014)*.
runoff coefficient
1. Ratio of runoff depth to precipitation depth *(International Glossary of Hydrology)*.
2. Factor dependent on the ground catchment, and by which the rainwater quantity per unit of time is multiplied in order to indicate the flow expected to be carried to the drain or sewer system *(EN 16323:2014).*
коэффициент *м* **стока**
1. Отношение величины (объема или слоя) стока к количеству выпавших на площадь водосбора осадков, обусловивших возникновение стока (ГОСТ 19179-73. Гидрология суши).
2. Коэффициент, зависящий от площади водосбора, на которую умножается количество дождевых осадков в единицу времени, чтобы определить ожидаемый расход сточных вод, которые попадут в домовой выпуск или канализационную систему.

Ü

ühendproov ► keskmistatud proov

Ü01 **ühiskanalisatsioon**
Ehitiste ja seadmete süsteem, mille kaudu toimub kinnistutelt reovee ärajuhtimine ning mis on vee-ettevõtjate hallatav või mis

teenindab vähemalt 50 elanikku *(EVS 848:2013* ja *ÜVVKS)*.

public wastewater facilities

Wastewater facilities controlled by a governmental agency or public utility.

коммунальная канализация *ж*, **общественная канализация** *ж*

Сооружения для сбора, отвода и очистки сточных вод, контролируемые государственным учреждением или коммунальным предприятием.

Ü02 ühisvoolukanalisatsioon

Kanalisatsioon, mis on projekteeritud nii reovee kui ka pindmise äravooluvee ärajuhtimiseks sama torustikku (samu torustikke) pidi *(EVS-EN 16323:2014)*.

combined sewer system

Drain and sewer system designed to carry both foul wastewater and surface water in the same pipeline(s) *(EN 16323:2014).*

общесплавная система *ж* **канализации**

Система канализации, предназначенная для совместного отведения и очистки всех видов сточных вод, включая городские и поверхностные.

Ü03 ühisvoolukanalisatsiooni otselase

Liigset vett ära juhtiv rajatis ühisvoolukanalisatsioonis või reoveepuhasti juures *(EVS-EN 16323:2014)*.

combined sewer overflow

Device on a combined system that relieves the system of excess flow *(EN 16323:2014).*

ливнеспуск *м* **общесплавной канализации**

Устройство, являющееся частью общесплавной системы канализации, для сброса из системы избыточных объёмов сточных вод.

Ü04 ühtlustamine

Vooluhulga, ainesisalduse, temperatuuri vms kõikumise tasandamine *(EVS-EN 16323:2014)*.

balancing

Reduction in variations in flow, concentration, temperature etc. *(EN 16323:2014).*

усреднение *ср*

Уменьшение колебаний расхода воды, концентрации, температуры и т.д.

Ü05 ühtlustusmahuti

Mahuti, milles vooluhulga, ainesisalduse, temperatuuri vms kõikumine tasandub *(EVS-EN 16323:2014)*.

balancing tank

Structure that reduces the variations in flow, concentration, temperature etc. *(EN 16323:2014).*

усреднительный резервуар *м*

Сооружение, уменьшающее колебания расхода воды, концентрации, температуры и т.д.

Ü06 üldfosfor, $P_{üld}$

Orgaanilise ja anorgaanilise fosfori summa *(EVS-EN 16323:2014)*.

total phosphorus, P_{tot}

Sum of organic and inorganic phosphorus *(EN 16323:2014).*

общий фосфор *м*, **$P_{общ}$**

Сумма органического и неорганического фосфора.

Ü07 üldlämmastik, $N_{üld}$

Kjeldahli, nitrit- ja nitraatlämmastiku summa *(EVS-EN 16323:2014)*.

total nitrogen, N_{tot}

Sum of Kjeldahl, nitrite and nitrate nitrogen *(EN 16323:2014).*

общий азот *м*, **$N_{общ}$**

Сумма азота по Кьельдалю, нитритного и нитратного азота.

Ü08 üldsüsinik

Orgaanilise ja anorgaanilise üldsüsiniku summa *(EVS-EN 16323:2014)*.

total carbon

Sum of the total organic carbon and total inorganic carbon *(EN 16323:2014).*

общий углерод *м*

Сумма общего органического углерода и общего неорганического углерода.

Ü09 ülemine veetase

Vee kõrgeim käitustase mistahes rajatises *(EVS-EN 16323:2014)*.

top water level

Maximum operating water level in any structure *(EN 16323:2014).*

верхний уровень *м* **воды**

Максимальный рабочий уровень воды в любой конструкции.

Ü10 ületäide *(kanalisatsioonitorustiku)*

Olukord, mil reovesi on isevooluviimaks või isevoolukollektoriks projekteeritud torustikus surve all, kuid maapinnale uputust tekitama ei pääse *(EVS-EN 16323:2014)*.

surcharge *(of a sewer)*

Condition in which wastewater is held under pressure within a system which is designed as a

gravity drain or sewer, but does not escape to the surface to cause flooding *(EN 16323:2014).*

перегрузка *ж (канализационного трубопровода)*

Состояние, при котором сточные воды находятся под давлением в системе, которая спроектирована как самотёчный домовой выпуск или канализационный коллектор, но не выходят на поверхность, вызывая затопление.

Ü11 **ülevoolu erivooluhulk**

Vooluhulk ülevoolurinde pikkusühiku kohta *(EVS-EN 16323:2014)*.

weir-overflow rate

Flow passing over a unit length of a weir *(EN 16323:2014).*

удельный расход *м* **через водослив**

Расход воды, проходящей через водослив, на единицу его длины.

Ü12 **ülevool**

Rajatis ülaveetaseme reguleerimiseks, vooluhulga mõõtmiseks või mõlemaks otstarbeks *(EVS-EN 16323:2014)*.

weir

Overflow structure that can be used for controlling upstream surface level or for measuring discharge, or for both *(EN 16323:2014).*

водосливная плотина *ж*

Сооружение для пропуска воды путём перелива через его гребень, которое может использоваться для контроля уровня воды вверх по течению (в верхнем бьефе) или для измерения расхода воды, или для обоих вариантов.

Lisa 2. Aktiivmuda mikroskopeerimine

Vallo Kõrgmaa

1. Aktiivmudaproovi ettevalmistamine mikroskopeerimiseks

Aktiivmuda uurimiseks kasutatakse reeglina läbivat (preparaadile altpoolt suunatud) valgust, mis juhitakse valgusallikast läbi kondensori ning sealt, läbi preparaadi objektiivi läätsedesse. Kujutis tekib peeglil ning seda suurendavad veel kord okulaari läätsed [1] (enamik neist 10 korda, ent suurendus võib olla ka 20-, 40- või 100-kordne). Lõplik suurendus saadakse kasutatava objektiivi ning okulaari läätsede suurenduste korrutisena (nt kui objektiivi suurendus on 10-kordne, näeme mikroskoobis 100-kordset kujutist).

Aktiivmuda mikroskopeerimiseks on võimalik kasutada kahesugust optilise kontrasti meetodit [1]:

- **heleväli-mikroskoopia** – see on kõige lihtsam tehnika, mille puhul kasutatakse läbivat valgust. Et aktiivmudasegus on enamik mikroorganisme ja ka reovesi läbipaistvad, muudab see rakustruktuuri määramise keeruliseks;
- **faas-kontrast-mikroskoopia** – spetsiaalne kondensor murrab mikroorganismide tihkematesse osadesse sisenevat valgust. See tehnika võimaldab teatud struktuuridel paremini eristuda ümbritsevast keskkonnast ning vaadelda saab elavaid organisme. Raku kuju ja struktuur on selgemini eristatavad kui heleväljas. Kui kondensorit pole, on samasugust efekti võimalik saavutada valguse osalise varjutamisega.

Uuritava aktiivmuda proov tuleb võtta lisas 3 kirjeldatud viisil ning mikroskopeerida see võimalikult kiiresti, et vältida roiskumisest põhjustatud muutusi. Aktiivmudasegu mikroskopeerimisel eristatakse kaht tüüpi preparaate:

- **märja preparaadi** valmistamiseks tilgutatakse pipetiga alusklaasile paar tilka aktiivmudasegu ning kaetakse see katteklaasiga. Värvimata aktiivmuda preparaati on soovitatav vaadelda faas-kontrasti abil, sest nii eristuvad rakud paremini;
- **kuiv preparaat** valmistatakse tavaliselt siis, kui on vaja uuritavaid rakke värvida kas Grami või Neisseri värvidega. Selleks tilgutatakse alusklaasile mõned tilgad aktiivmudasegu ning lastakse sellel õhkkuivada (võib kasutada ka fööni). Kui soovitakse analüüsida aktiivmudapuhasti pinnal olevat vahtu, on soovitatav seda enne preparaadi valmistamist veega lahjendada. Värvitud preparaate vaadatakse heleväljа abil. NB! Kuiva preparaadi vaatamiseks on vaja kasutada immersiooniõli!

Mikroskopeerimisel kirjeldatakse esmalt aktiivmudahelveste morfoloogiat (nende suurust, kuju, tugevust ja niitjate organismide olemasolu), misjärel võib lisainfo saamiseks (nt niitjate organismide määramiseks ning mikroorganismide stressiolukorra tuvastamiseks) kasutada värvimisvõtteid.

2. Aktiivmudahelveste morfoloogiliste omaduste hindamine

Aktiivmudahelveste morfoloogiliste omaduste hindamine on aktiivmudasegu mikroskopeerimise kõige esimene osa. Helbeid iseloomustavad nende läbimõõt, tugevus, kuju ja struktuur.

Läbimõõt

Suured kompaktsed helbed setivad kiiresti, aktiivmudasegus on aga alati ka väikseid helbeid. Kui nende osahulk pole liiga suur, kanduvad nad heljuvkihiga välja. Kui väikseid helbeid on palju (> 25 %), võivad nad koos heitveega puhastist välja kanduda.

Läbimõõdu järgi jagunevad aktiivmudahelbed:

- väikesteks < 25 μm suurusteks nn „nööpnõelhelvesteks“. Kui selliste helveste osakaal on üle 25 %, võib aktiivmuda järelsetitist välja kanduda;
- keskmisteks 25−250 μm suurusteks helvesteks;
- suurteks (251−500 μm) helvesteks ning
- ülisuurteks (> 500 μm) helvesteks, mis moodustuvad tavaliselt eri helveste omavahelise „sildumise“ tulemusena, mida põhjustab niitjate organismide rohkus. Sellised helbed settivad halvasti ning viitavad aktiivmuda pundumisele.

Tugevus

Helveste tugevust saab määrata nii visuaalselt kui ka kerge koputamisega: koputatakse õrnalt preparaadi katteklaasile ning jälgitakse, kas helbed purunevad või mitte:

- tugev helves – helves ja seda ümbritsev vedelik on selgesti eristuvad;
- nõrk helves – helves ja seda ümbritseva vedeliku piirid ei ole selgelt eristuvad, sest helveste servades on palju noori rakke ja pole selgesti näha, kas nad on helvestega seotud või mitte. Nõrgad helbed purunevad kergesti.

Kuju

Aktiivmuda helveste kuju mõjutab nende settimisomadusi. Ümara kujuga helbed setivad kergesti, ebakorrapärase kujuga helbed kehvemini.

Struktuur

Struktuuri poolest võib eristada:

- kompaktseid helbeid, milles bakterid paiknevad tihedalt üksteise vastas. Sellised helbed on enamasti pruuni värvi ning nad setivad kiiresti. Kõige kompaktsemalt on „pakitud“ graanulmuda;
- lahtised helbed, milles bakterid paiknevad üksteisest suhteliselt kaugel ja vesi saab liikuda läbi helbeosakeste.

3. Aktiivmuda stressiseisundi tuvastamine India tindi negatiivse reaktsiooni abil

Mikroorganismidele ebasobivas keskkonnas (toitainete puudus, mürgid) on stressiseisundis aktiivmudahelveste ümber palju rakuvälist polümeerset ainet (ingl *extracellular polymeric substance*, EPS), mida toodetakse vastuseks stressiseisundile. EPS-i liigne tootmine põhjustab aktiivmuda pundumist ning mõjutab selle settimisomadusi. Aktiivmudahelveste ümber kuhjunud EPS-i on võimalik kergesti eristada india tindi abil.

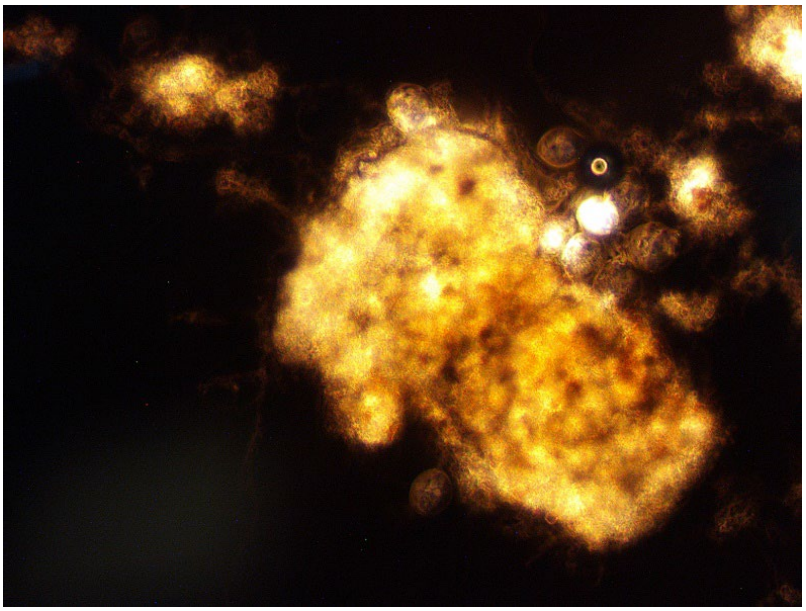
India tint (või nigrosiin) on mustade söeosakeste vesilahus. Kui alusklaasile kanda väike tilk aktiivmudalahust, mida on segatud 1−2 tilga India tindiga, siis tindis oleva söe mustad osakesed muudavad suurema osa lahusest mustaks ning hakkavad kiiresti tungima helbeosakestesse. Kui mustad söeosakesed tungivad helveste ümbert nende tuuma, värvuvad bakterirakud mustaks või kuldpruuniks. Ladestunud toitained ning polüsahhariidid takistavad mustade söeosakeste tungimist helvestesse ning paistavad faas-kontrast-mikroskoobi all valgetena. Mida suuremad sellised valged alad on, seda suurem on tõenäosus, et aktiivmudaprotsessis valitseb toitainepuudus.

Stressianalüüsiks on vaja:

- segada alusklaasi peal 1−2 tilka India tinti ühe tilga aktiivmudalahusega;
- panna valmistatud segule peale katteklaas ning vaadelda preparaati 100-kordse suurendusega faas-kontrast-mikroskoobi all. Kui musta ala sees ilmuvad nähtavale valged laigud, tuleb nende vaatamiseks kasutada suuremat (nt 400x) suurendust, et teada saada, kas on tegemist aktiivmudahelvestega ning tuvastada EPS-i olemasolu.

Stressi puudumise korral tungivad mustad söeosakesed peaaegu täielikult helbeosakestesse, jättes nähtavale vaid mõne üksiku valge laigu (vt joonist 1). Siis on tegemist negatiivse reaktsiooniga India

tindile: mikroorganismide EPS ei lase tindiosakestel helvestesse tungida ning helvestes on näha suuri heledaid alasid. Tegemist on positiivse reaktsiooniga India tindile.



Joonis 1. India tindi osakesed ei pääse EPS-iga kaetud helbesse (Foto: V. Kõrgmaa)

4. Niitjate organismide määramine

Niitjad organismid (ingl *filamentous organisms*) on bakterid, seened ja vetikad, kelle rakud pärast pooldumist üksteisest ei eraldu. Nõnda tekivad mitmest rakust koosnevad niidindid. Mõnikord ei saa rakud eralduda ka neid ümbritseva kesta tõttu. Niidindeid moodustavate rakkude vahel on alati vahesein, mis pole aga alati mikroskoobis nähtav. Niitjad organismid on head indikaatorid aktiivmudaprotsessi seisundi hindamiseks.

Teadaolevalt on aktiivmudas leitud ligi 30 erinevat niitjat organismi, millest ligi kümne vohamine põhjustab puhasti käitusprobleeme. Niitjad organismid avaldavad aktiivmudaprotsessile nii positiivset kui ka negatiivset mõju. Nad osalevad aktiivmudahelveste moodustumisel, tugevdavad neid ning võimaldavad neil suuremaks kasvada, mis omakorda soodustab nende settimist järelsetitites. Neil on ka negatiivne mõju – mõne niitja organismi (*Microthrix parvicella, Nocardia sp*, tüüp 1863 ja tüüp 0092) vohamine põhjustab aktiivmuda vahutamist õhustuskambris ja settivuse kadumist, mis omakorda suurendab reoveepuhasti haldaja rahalisi väljaminekuid (nt majandamiskulud, saastemaksud) ning võib halvemal juhul põhjustada suubla reostamist [1, 2]. Niitjate organismide ülemäärane kasv võib aktiivmudaprotsessis olla üsna tavaline probleem, kuid ei pruugi alati põhjustada aktiivmuda väljakandumist järelsetitist – see sõltub suuresti järelsetiti võimest aktiivmuda kinni pidada.

Kuna enamik reoveepuhasteid Eestis on ehitatud bioloogilise lämmastiku- ja/või fosforiärastuse saavutamiseks, ei ole meil olmereoveepuhastites reeglina suuremaid probleeme enamiku tabelis 1

osutatud niitjate organismide liigse kasvuga. Ometi põhjustavad kaks niitjat organismi (*Nocardia spp* ja *Microthrix parvicella*) olmereoveepuhastites sageli probleeme. Hüdrofoobse rakuseina tõttu veepinnal püsiv *Nocardia spp* põhjustab vahutamist mahutite pinnal, kuid ei mõjuta aktiivmuda settivust. Tänu ujuvusele kuhjub see mikroorganism mahutite pinnale ning ei kandu edasi teistesse puhastusetappidesse enne, kui vahukiht on väga paksuks muutunud. *Microthrix parvicella* on aga üsna unikaalne bakter, mis on võimeline ellu jääma ka anoksilistes ja anaeroobsetes tingimustes (vt ka ptk 20). Tööstus- või nendes asulareovee puhastites, milles oluline osa reoveest pärineb tööstusest, võivad probleeme tekitada kõik tabelis 1 osutatud niitjad organismid.

Tabel 2. Niitjad organismid ja nende vohamist soodustavad tegurid [2]

Reoveepuhastust mõjutavad tegurid	Niitjad organismid
Suur mudavanus SRT* (üle 10 päeva)	0041, 0092, 0581, 0675, 0803, 0961, *Microthrix parvicella, Nocardia*
Rasvad, õlid	0092, *Microthrix parvicella, Nocardia*
Kõrge pH (> 7,4)	*Microthrix parvicella*
Väike C_{O2}** ja suur SRT	*Microthrix parvicella*
Väike C_{O2} ja väike või keskmine SRT	1701, *Haliscomenobacter hydrossis, Sphaerotilus natans*
Väike F/M (< 0,05)***	021N, 0041, 0092, 0581, 0675, 0803, 0961, *Microthrix parvicella, Nocardia, Haliscomenobacter hydrossis*
Vähe lämmastikku või fosforit	021N, 0041, 0675, 1701, *Nocardia, Haliscomenobacter hydrossis, Sphaerotilus natans, Thiothrix* spp., seened
Madal pH (< 6,8)	Seened, *Nocardia*
Orgaanilised happed	021N, *Beggiatoa* spp., *Thiothrix* spp.,
Kiiresti lagundatavad substraadid (alkoholid, väävlit sisaldavad aminohapped, glükoos)	021N, 1851, *Nocardia, Haliscomenobacter hydrossis, Nostocoida limicola, Sphaerotilus natans, Thiothrix* spp
Sulfiidid	021N, 0041, *Beggiatoa* spp., *Thiothrix* spp., *Nostocoida limicola*
Aeglaselt lagundatavad substraadid	0041, 0092, 0675, *Microthrix parvicella, Nocardia*

*SRT – mudavanus; **C_{O2} –vee lahustunud hapniku sisaldus; ***F/M – mudakoormus.

Niitjate organismide määramisel hinnatakse nende arvukust filamendiindeksiga (FI) ning värvimise abil identifitseeritakse dominantsed organismid.

5. Filamendiindeksi (FI) määramine

Niitjate organismide niidindite suurus võib suuresti varieeruda. Põhimõtteliselt on niidinditite arvu ja pikkust võimalik täpselt määrata, kuid see on palju aega nõudev tegevus, mida on võimalik ette võtta vaid siis, kui niidindid on suhteliselt sirged. Spiraalseid niidindeid, mis sageli moodustavad sasipuntraid

ning on helvestega seotud, on praktiliselt võimatu mõõta. Määramise hõlbustamiseks on kasutusele võetud filamendiindeks (FI).

Filamendiindeks on näitaja aktiivmudas esinevate niitjate mikroorganismide hindamiseks. Kuigi hindamine ei pruugi olla kuigi täpne, on see meetod praktikas tunnustamist leidnud kõige kiirema viisina olulise info saamiseks muda omaduste kohta. Kasutatakse skaalat 0−6, kusjuures FI klasside vahe on umbes kümnekordne. Klasse määratakse väikese suurendusega (100x−200x) mikroskopeerimisel, kasutades võrdlusmaterjalina referentspilte või tabelis 2 osutatud loendamis-tehnikat. Suuremaid suurendusi kasutades peab klassifitseeringu vajaduse korral üle vaatama, sest väikestel suurendustel võib osa niidindeist märkamata jääda.

Paljud niidindid on seotud helvestega ja seetõttu ei pruugi nad esmasel vaatlusel nähtavad olla, ent muutuvad nähtavaks, kui nad Grami meetodil värvida. Selliste niidindite mõju settimiskiirusele on küll vaid kaudne – läbi helveste kuju muutuste.

Tabel 3. Filamendiindeksi (FI) hindamisskaala

FI	**Nimetus**	**Kirjeldus**	**Negatiivne mõju settivusele**
0	Puudub	Niitjaid organisme pole näha.	Ei
1	Tühine	Niitjaid organisme võib leida üksikute helveste küljest ja harva.	Ei
2	Mõningad	Niitjaid organisme võib leida üksikute helveste küljest.	Ei
3	Tavalised	Niitjaid organisme võib leida enamiku helveste küljest, kuid vähesel määral (1−5 aktiivmudahelbe kohta).	Ei, välja arvatud ~~juhul~~ siis, kui esineb märkimisväärset helveste vahelist sildumist, „avatud“ helbeid või vahtu tekitavate filament-sete organismide kasvu aktiivmuda-helveste koosseisus.
4	Väga tavalised	Niitjaid organisme võib täheldada enamikes aktiivmudahelvestes keskmisel tihedusel (6−20 niitjat organismi aktiivmudahelbe kohta).	Jah
5	Rohked	Niitjaid organisme võib täheldada enamikes aktiivmudahelvestes suurel tihedusel (>20 niitjat organismi aktiivmudahelbe kohta).	Jah
6	Ülearused	Niitjaid organisme võib täheldada enamikes aktiivmudahelvestes; niitjaid organisme on rohkem kui aktiivmudahelbeid või suur hulk niitjaid organisme kasvab vedelas faasis.	Jah

Helveste settimiskiirus sõltub niitjate organismide arvust ning tüübist, kuid ka mudahelveste enda omadustest. Korrelatsioon FI ja SVI vahel pole seetõttu alati kooskõlaline ning võib reoveepuhasteid võrreldes suuresti varieeruda.

Mõningaid abistavaid tähelepanekuid:

- vahe FI = 3 ja FI = 4 vahel on väike. Valik toimub seega mõnikord meelevaldselt ja parem oleks analüüsiakti sellisel juhul märkida FI = 3,5;
- kahtluse korral ümardatakse FI ülespoole, kui preparaadil on vähe helbeid, ning allapoole, kui prepraadil on neid palju;
- kui niitjad organismid on ebaühtaselt jaotunud, määratakse FI visuaalse keskmistamise teel (võib abimaterjalina kasutada pilte [3]).

6. Niitjate organismide määramine morfoloogiliste omadusete alusel

Niitjate organismide puhul saab osutada teatud morfoloogilistele omadustele, mille abil on neid võimalik mikroskoobi all eristada (vt ka tabelit 3):

- liikuvus – enamik niitjaid organisme ei liigu, kuid võib esineda liuglemist (*Beggiatoa*);
- hargnemine – eristatakse tõelist hargnemist, kui rakud on üksteisega seotud (nt *Nocardia*) ja mittetõelist, kui rakud paiknevad nii lähestikku, et võib tekkida esmamulje hargnemisest (nt *S. natans*);
- niidindi kuju – kas sirge (nt *H.hydrossis*) või väändunud (nt *M. parvicella*);
- kinnitunud kasv – mõningatele niidinditele kasvavad külge harjaste moodi moodustised (nt tüüp 0041);
- niidindi läbimõõtu on võimalik vastavate programmide abil mõõta;
- vaheseinad (nt *H.hydrossis*) või rakuümbris (nt *S.natans*) on selgelt eristatavad;
- raku kuju võib olla kas kandiline (nt tüüp 0041) või ümar (nt tüüp 021N);
- rakusisestes graanulites võivad mikroorganismid hoiustada kas väävlit (nt *Beggiatoa*), polüfosfaate (need on nähtavad Neisseri värvide abil, nt *M.parvicella*) või PHA-d (nt *Thiothrix*);
- rakkude või nende osade värvimine spetsiaalsete värvide abil. Juhised preparaatide värvimiseks on jaotises 3.3.

Tabel 4. Niitjate organismide morfoloogilised omadused [1 – 3]. Tähistused: x – jah; ± – mõnikord; - raku kuju ei pruugi olla äratuntav; 1 – vale hargnemine; 2 – leidub rosette; 3 – rakud ei pruugi peale S-graanulite lahustumist olla äratuntavad; 4 – fungisid ei ole võimalik selle meetodiga värvida; 5 – helesinine; 6 – graanulid; 7 – niidindid värvuvad hallikassiniseks; 8 – väiksed graanulid; 9 – leidub ka Gram ja Neisser negatiivseid liike. Lugemise hõlbustamiseks on värvitud järgnevalt: punane – kindlasti; kollane – mõnikord; roheline – ei pruugi olla eristatav.

	Faaskontrast															Heleväli			
									Raku läbimõõt (µm)					S-graa-nulid		Gram		Neisser	
	Hargnemine	Liikumine	Sirge või kergelt kaardus	Väändunud või krussis	Pikkus < 200 µm	Kinnitunud kasv	Vaheseinad nähtavad	Ümbris nähtav	< 1,0	1,0 - 2,5	> 2,5	Kandiline rakk	Ümar rakk	In vivo	Peale S-testi	Positiivne	Negatiivne	Positiivne	Negatiivne
Actinomyces (Nocardia)	x			x	x				x			-	-			x		±	x
Baggiatoa		x	x		±				x	x	x	-	-	x			x		x
H. hydrossis			x		x		x		x			-	-				x		x
Microthrix parvicella				x	x				x			-	-			x		6	
N. limicola I				x	±			±	x				x			x			
N. limicola III				x	±			x	x	x			x			x	9	7	9
Fungi	x		x					x		x	x					4	4		x
S. natans	1		x			±	x	x		x			x				x		x
Thiothrix	2		x		±		±	3	x	x		3	3	±	x		x		x
Tüüp 0041			x		±	x	x	x	x	x		x				x			x
Tüüp 0092			x		x				x			-	-				x	7	
Tüüp 021N			x		±			x	±	x		x	x		8		x		x
Tüüp 0581				x	x				x			-	-				x		x
Tüüp 0803			x		x			x	x			x				±	x		x
Tüüp 0914			x		x			3	x			3		x		x			x
Tüüp 0961			x					x		x		x					x		x
Tüüp 1701			x		x	x	x	x	x				x				x		x
Tüüp 1851			x		±	x	x		x			-	-					5	x
Tüüp 1863				x	x			x	x				x				x		x

7. Värvimistehnikad

Grami meetodil värvimine

Grami meetod eristab mikroorganisme nende rakuseinte keemiliste ja füüsikaliste omaduste järgi. Grami meetodil värvimiseks on otstarbekas kasutada kaubanduslikult kättesaadavaid värvikomplekte.

Töö käik:

- kanda alusklaasile tilk aktiivmudasegu ja lasta sellel õhkkuivada;
- kanda preparaadile üheks minutiks kristallvioleti lahus (lahus 1). Seejärel pesta destilleeritud veega;
- kanda preparaadile üheks minutiks ammooniumoksalaadi lahus (lahus 2). Seejärel pesta destilleeritud veega;
- hoides preparaati 45° nurga all, pesta värv maha etanooli 95% lahusega (lahus 3), lisades 30 sekundi vältel tilkhaaval etanooli. Lasta preparaadil kuivada. **NB!** Kui pesta liiga kaua, kaotavad ka grampositiivsed mikroobid lilla värvuse, kui liiga lühikest aega, võivad gramnegatiivsed rakud värvuse säilitada;
- kanda preparaadile üheks minutiks safraniini lahus (lahus 4). Seejärel pesta destilleeritud veega. Lasta preparaadil kuivada;
- mikroskopeerida preparaati 1000x suurendusega heleväljas. **NB!** Kasutada immersiooniõli.



Joonis 2. Sinised niitjad organismid on grampositiivsed, punased gramnegatiivsed (Foto: Aquafix Laboratories)

Neisseri meetodil värvimine

See värvimismeetod on kõige sobivam, kui soovitakse vaadelda helvestega seotud niitjaid organisme. Neisseri värvide eripära on see, et värvuvad rakusisesed polüfosfaadid, mis omakorda teeb võimalikuks selle meetodiga vaadelda peale niitjate organismide ka polüfosfaate akumuleeruvaid organisme (PAO-sid). Analoogiliselt Grami meetodil värvimisele, värvuvad bakterid Neisseri meetodil vastavalt nende reaktsioonile: Neisser-negatiivsed organismid helepruuniks või kollaseks ning Neisser-positiivsed

organismid hallikassiniseks. Neisseri meetodil värvimiseks on otstarbekas kasutada kaubanduslikult kättesaadavaid värvikomplekte.

Töö käik:

- kanda alusklaasile tilk aktiivmudasegu ja lasta sellel õhkkuivada;
- kanda preparaadile 15 sekundiks metüülsinise ja kristallvioleti lahus (lahus 1). Lasta üleliigne värv preparaadilt maha valguda;
- kanda preparaadile 45 sekundiks Bismarck'i pruun lahus (lahus 2);
- loputada üleliigne värv maha destilleeritud veega. Lasta õhkkuivada;
- mikroskopeerida preparaati 1000x suurendusega heleväljas. **NB!** Kasutada immersiooniõli.



Joonis 3. Neisser-negatiivsed organismid värvuvad helepruuniks või kollaseks ning Neisser-positiivsed organismid hallikassiniseks või siniseks. Polüfosfaadi graanulid värvuvad siniseks (Foto: Aquafix Laboratories)

S-test

S-testi ehk väävli oksüdatsiooni testi kasutatakse niitjate organismide määramiseks. Testi käigus tehakse kindlaks niitjate organismide võime(tus) oksüdeerida väävlit ning säilitada seda graanulitena raku tsütoplasmas. Mõningatele niitjatele organismidele (*Beggiatoa sp*) on omane, et nende tsütoplasma sisaldab ka *in vivo* väävli graanuleid. Teised niitjad organismid toodavad märgatavaid graanuleid aga ainult pärast S-testi tegemist *in vitro*.

Segada katseklaasis 15 ml aktiivmudasegu 15 ml naatriumsulfiidi lahusega (200 mg Na_2S 100 ml destilleeritud vee kohta). Lasta seista 15 minutit. Segada perioodiliselt, et vältida põhja sadestumist.

Vaadelda 400x suurendusega mikroskoobi all, kasutades faas-kontrasti. Teha kindlaks, kas väävli graanuleid on kogunenud niitjate organismide tsütoplasmasse (joonis 4).



Joonis 4. Väävli graanulid Beggiatoa rakkudes (Foto: D. Jenkins)

Viidatud allikad

[1] T. Glymph. *Wastewater Microbiology: A Handbook for Operators*. Denver: American Water Works Association, 2005.

[2] M. H. Gerardi. *Microscopic Examination of the Activated Sludge Process*. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc., 2008.

[3] D. Jenkins, M. G. Richard, G. T. Daigger, and D. Jenkins. *Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems*. Lewis Publishers, 2004.

Lisa 3. Proovivõtt reoveekäitluses

Vallo Kõrgmaa

Proovivõtjal lasub suur vastutus, sest proovivõtmisel on keskkonnaprobleemide lahendamisel määrav tähtsus. Sellest sõltuvad nii edaspidised rahalised maksed (nt saastetasu) kui ka majanduslikud otsused (nt reoveepuhasti rekonstrueerimine). Proovivõtjate asjatundlikkuse tagamiseks on veeproovide võtmine atesteeritav tegevus juba alates 1993. aastast [1].

1. Proovivõtu eesmärk

Veeproove võib olla vaja võtta reoveepuhasti tõhususe kontrollimiseks või saasteainete levimise jälgimiseks veekogus (suublas). Proovivõtt on tavaliselt uuringute esimene samm ning määrab nende kvaliteedi. Seetõttu on äärmiselt oluline, et enne igasuguste proovide võtmist kavandataks proovivõtustrateegia (proovivõtuplaan), milles tehakse kindlaks kõik olulised nüansid, mis võivad proovi kvaliteeti ja esinduslikkust mõjutada. Strateegia valimisel tuleb alati lähtuda proovivõtu eesmärgist, kuid tuleb arvestada ka uuritavate ainete omadustest tulenevaid piiranguid (nt lenduvust, lagunemist UV-kiirguse toimel).

Reoveepuhasti puhul oleneb proovivõtuplaan ning sellest tulenevad tegevused eelkõige andmekogumise eesmärgist [1, 2, 3]:

- vee erikasutusloas või keskkonnakompleksloas reovee puhastamise kohta seatud nõuete täitmise kontrollimine, sh heitvee saasteainesisalduse ja suubla reostuskoormuse määramine;
- ühiskanalisatsiooni ning reoveepuhastisse juhitava reovee kvaliteedi kontrollimine, sh tööstusest pärineva reovee omaduste väljaselgitamine ning selle mõju hindamine reoveepuhasti toimivusele;
- lähteandmete kogumine reoveepuhasti ehitamiseks või rekonstrueerimiseks (reostuskoormuse ja selle kõikumise määramine);
- reoveepuhasti või selle osade töö hindamine, milleks on vaja teada puhastatava vee saasteainesisaldust nii enne kui ka pärast kontrollitavat puhastiosa;
- ärajuhitavate saasteainete kindlakstegemine, nende maksimaalsete ja keskmiste sisalduste selgitamine heitvees ning saastetasu arvutamine.

Proovivõtuplaaniga tuleb määrata koht, kust proov võtta, selle võtmise sagedus, proovivõtumeetod ning analüüsitavad näitajad.

2. Proovivõtukoha valik

Proovivõtukoht peab olema uuritava reo- või heitveevoolu suhtes esinduslik, st peab õigesti iseloomustama nii vee keemilist koostist kui ka vooluhulka ning kas kogu uuritavat objekti (nt reoveepuhasti veelaset) või selle huvipakkuvat osa (nt tootmisüksust, puhastusseadme osa) [1, 4]. Tavaliselt määratakse reo- või heitvee proovivõtukoht keskkonnaloas ning tuleb jälgida, et proov võetaks tõesti sealt, kus see on vee erikasutusloa või keskkonna kompleksloaga ette nähtud. Ka loatingimuste täitmise kontrollimiseks võetavaid reo- või heitveeproove tuleb võtta kohast, kus luba seda ette näeb. Veeloas või muus keskkonnaloas näidatud proovivõtukohta tohib muuta vaid kokkuleppel loa väljaandjaga ning alles siis, kui muudatus on loatingimustesse sisse viidud [1].

Reovesi võib olla kihistunud või ebaühtlase koostisega (nt vees oleva heljumi tõttu), mistõttu ta omadused võivad äravoolujuhtme ristlõike ulatuses erinevad olla. Olme- ja tööstusreovesi võib olla soojuskihistunud [1]. Proov tuleb võtta sealt, kus veevool on hästi segunenud ja ühtlane. Segunemist on võimalik soodustada, paigutades vähemalt 24 tundi enne proovivõttu äravoolujuhtmesse tõkke (nt ülevoolu). Sel juhul peab aga jälgima, et voolutõkkest ülesvoolu saasteained reoveest välja ei setiks.

Et proove tuleb tulemuste võrreldavuse tagamiseks võtta alati ühest ja samast kohast, peaks proovivõtukohale aasta ringi kergesti ligi pääsema. Mõnikord on otstarbekas või vajalik rajada statsionaarne proovivõtukoht, et proovivõtutingimused oleksid alati ühesugused. Vältida tuleb kohti, kus võib olla uuritava vee kvaliteeti mõjutavaid tegureid (nt kui heitvesi juhitakse veekogusse veealuse toru või süvaveelaskme kaudu, tuleb proov võtta viimasest kaldapealsest kaevust, kuhu mere- ega pinnavee mõju ei ulatu) [3, 4].

Kui proove võetakse kanalisatsioonist, tuleb eelnevalt tutvuda kanalisatsiooni skeemiga, valida välja sobivaimad proovivõtukohad ning välitingimustes veenduda, et joonistel kujutatu vastab tegelikule olukorrale. Tööstusreoveeproovide võtmisel tuleb eelnevalt välja selgitada tootmisprotsessi iseärasused (nt toodangu maht, tööaeg, seadmepesuaeg, kasutatavad kemikaalid vms), millest sõltub kas reostuskoormuse suurus või potentsiaalne oht reoveepuhastuse tõhususele.

Kui hüdraulilised tingimused (nt vooluhulga puudumine, silmaga nähtavad muutused vee voolamise iseloomus) ei taga proovi esinduslikkust, tuleb see ebatavaline olukord proovivõtuprotokolli märkida ning klienti ja laborit teavitada. Jälgida tuleb ka vee organoleptiliste parameetrite (eelkõige värvus ja lõhn) stabiilsust. See on eriti oluline proovivõtul ühiskanalisatsioonist ning reoveepuhasti sissevoolust, sest muutunud värv ja lõhn näitavad selgelt vee kvaliteedi ebaühtlust.

3. Proovivõtuaeg ja -sagedus

Proovivõtuaeg ja -sagedus sõltuvad uuringu eesmärgist. Tavaliselt soovitakse teada saada, kuidas reo- või heitvee koostis mõnes ajavahemikus (päevas, nädalas, kuus, aastaajal) muutub. Proovivõtmisel reo- või heitveest peab arvestama proovi kvaliteeti muuta võivaid tegureid [1]:

- ööpäevast muutlikkust;
- muutlikkust nädalapäeviti;
- muutlikkust nädalate ja kuude kaupa;
- muutlikkust aastaaegade kaupa;
- sademeveest põhjustatud muutlikkust.

Kui reo- või heitvee omadused ööpäeviti ega ööpäeva kestel ei muutu, on proovi võtmine kindlal kellaajal või nädalapäeval suhteliselt ebaoluline. Proovide võtmisel muutuva koostisega reo- või heitveest tuleb eelnevalt selgitada tippkoormuste esinemisaeg (kellaaeg, päev, nädal, kuu) ning selle põhjal kavandada proovide võtmist nii, et tippkoormuse aeg jääks proovivõtuaja sisse. Eriti oluline on see tööstusreovee puhul, kui väga suur osa tehase kogu reostuskoormusest võib veekogusse jõuda lühikese aja jooksul (tegemist võib olla hooajalise tootmisega, tsüklilise tootmisprotsessiga, selgelt väljakujunenud ööpäevatsükliga, seadmete pesemisega vms). Olmereovee koostis võib nädalapäeviti muutuda – näiteks käivad väikeste asulate inimesed sageli tööl suuremates linnades, kuid nädalavahetustel on nad kodus. Keskmistatud proovide võtmisel tuleb osaproove võtta seda tihedamini, mida muutlikum on reovee koostis ja vooluhulk. Kui soovitakse selgitada reovee koostise muutumise trendi, on proovivõtuajal eriti suur tähtsus. Nii tuleks kuutrendi teadasaamiseks võtta proove samal nädalapäeval, millega elimineeritakse päevased ja päevast päeva korduvad muutused [1].

4. Prooviliigid

Proove liigitatakse sõltuvalt nende kogumise eripäradest punkt- ja keskmistatud proovideks.

4.1. Punktproov

Punktproov on pisteliselt võetud vee üksikproov, mis võetakse tavaliselt käsitsi, kuid ka automaatselt, kas vee pinnalt, põhjast või teatud sügavuselt.

Iga proov **iseloomustab vee kvaliteeti tavaliselt ainult selle võtmise ajal ja kohas.** Punktproove on soovitatav võtta siis, kui:

- uuritava vee vool ei ole ühtlane;
- uuritavate parameetrite väärtused ei ole püsivad;

- keskmistatud proov varjaks vee omaduste lühiajalisi muutuseid või kui proovid võiksid omavahel reageerida;
- seadmed, mida keskmistatud proovide kogumiseks kasutatakse, võivad proovide kvaliteeti mõjutada ja/või ei taga nende stabiilsust.

Punktproovid sobivad vee võimaliku saastumise kindlakstegemiseks, saastumise ulatuse hindamiseks või üksikproovide automaatse kogumise korral selleks, et määrata saasteainete esinemise kellaaeg. Punktproovid on asendamatud siis, kui eesmärk on kindlaks teha, kas vee kvaliteet jääb lubatud piiresse. Punktproove tuleb võtta vee ebastabiilsete ainete (nt lahustunud gaaside, kiiresti lagunevate ainete) sisalduse määramiseks, mis võib kiiresti muutuda. Kui vähegi võimalik, on soovitatav punktproove võtta nii, et nad kogutakse otse proovivõtuanumasse, vältides abivahendeid (nt koppa), mis võivad proovi kvaliteeti mõjutada.

4.2. Keskmistatud proovid e ühendproovid

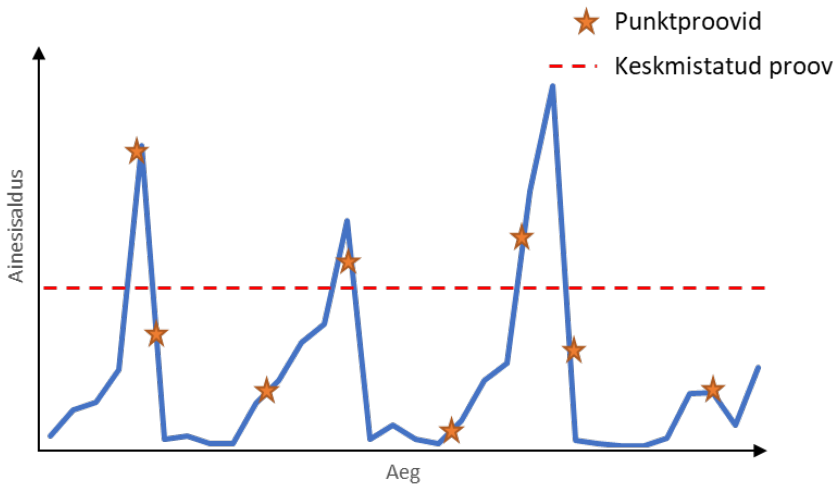
Keskmistatud proove, mis annavad teavet vee keskmise koostise kohta, võib võtta käsitsi või automaatselt. Pidevalt võetud proove võib keskmistatud proovideks kokku valada. **Keskmistatud proovid annavad teavet vee keskmise koostise kohta**. Enne proovide keskmistamist tuleb veenduda, et uuritav(ad) näitaja(d) proovivõtuperioodi jooksul oluliselt ei muutu. Et proovid säilivad halvasti ja neis sisalduvad orgaanilised ühendid võivad laguneda, ei koguta osaproove tavaliselt pikemat aega kui 24 tunni kestel (metallitööstuse reovee korral võib proovivõtt ka kauem kesta). Proovivõtu kestus sõltub ka uuritava näitaja püsivusest, mis võib olla mõni tund (lenduvad ühendid) kuni mõni päev (püsivad anorgaanilised ühendid). Kuigi reostuskoormuse mõõtmiseks tuleb tavaliselt koguda keskmistatud proove ühe nädala vältel, ei tähenda see, et üht proovi võiks koguda sama kaua. Sel juhul tuleb ikka koguda iga päeva kohta eraldi proov.

5. Millist proovivõtumeetodit eelistada?

Proovivõtumeetodi valikul tuleb lähtuda eelkõige uuringu eesmärgist. Kui on soov määrata koormust, on soovitatav kasutada keskmistatud proove, kui eesmärgiks on vee kvaliteedi nõuetele vastavuse kontrollimine, piisab ka punktproovist. Teatavatel juhtudel tuleb lisaks proovivõtu eesmärgile arvestada nii saasteainete omadustest tulenevaid piiranguid (sageli ei ole proovivõtuvahendid uuritavate ainete suhtes inertsed ning nende abil ei ole alati võimalik keskmistatud proovi koguda) kui ka saasteainete sisalduse võimaliku kõikumisega keskkonnas. Joonisel 1 on illustreeritud olukorda, kus vees olevate saasteainete hulk ajas muutub. Kui võtta punktproov nn „kõrge kontsentratsiooni hetkel“, võidakse uuringu andmete interpreteerimisel hinnata saasteaine hulka keskkonnas liiga suureks ning

uuringu tulemuste põhjal tehtavad otsused olla ülehinnatud. Sama olukord võib tekkida ka alahindamise korral.

Keskmistatud proovid võimaldavad vähendada juhuslikkusest tulenevaid vigu ning teha pikaajalisi järeldusi vee kvaliteedi kohta. Punktproove tasub eelistada juhul, kui soovitakse teada, kas uuritav vesi vastab proovivõtuhetkel nõuetele, ega keskmistatud proovid varja reovee ekstreemväärtusi või kui on vaja määrata mõnd konkreetset näitajat (nt naftasaadused, fenoolid) või sündmust (äkkheide).



Joonis 1. Ajas keskmistatud proovi ja punktproovide võrdlus

Punkt- ja keskmistatud proovide eelised ja puudused on toodud tabelis 1.

Tabel 5. Punkt- ja keskmistatud proovide võrdlus

Proov	Eelised	Puudused
Punktproov	• Suhteliselt madal hind • Annab hea ülevaate hetkeolukorrast konkreetses kohas proovivõtuhetkel • Võimaldab koguda proove kõigi ainete analüüsimiseks • Proovivõtuvahendite võimalik mõju proovi kvaliteedile on minimaalne	• Uuritava vee kirjeldamine on piiratud • Tulemusi ei ole võimalik samasugustesse oludesse üle kanda • Korduv proovivõtt on sageli vajalik
Keskmistatud proov, sh • vooluhulga järgi keskmistatud proov • aja järgi keskmistatud proov	• Kirjeldab ühtlustatud saasteainesisaldust • Kirjeldab keskmisi tingimusi vees proovivõtu ajal • Koosneb osaproovidest	• Välise energiaallika kasutamine on vajalik • Osaproovide kohta ei ole võimalik eraldi andmeid saada • Arvestada tuleb seadmete võimalikku mõju proovivõtu kvaliteedile
	• Kirjeldab paremini ainesisalduse vooluhulgast tulenevat muutust • Osaproovide hulk (või maht) sõltub vooluhulgast	• Suhteliselt kallis, sest proovivõtu ajal on vaja mõõta ka vooluhulka • Ebakorrektne seadistus võib põhjustada liiga suure või liiga väikese proovi
	• Osaproovide maht on fikseeritud ning proove kogutakse kindla ajavahemiku tagant • Aja ja energia kokkuhoid	• Võib tekkida olukordi, kus osaproove kogutakse kas tagasivoolu ajal või jääb osaproov võtmata, sest vett ei ole • Ei arvesta vooluhulga ja -kiiruse varieerumisest põhjustatud muutusi

6. Tegevused proovivõtul

6.1. Ettevalmistavad tegevused

Enne välitöödele minekut on proovivõturiistade ja -anumate suhtes kasulik nõu pidada analüüse tegeva laboriga, kes sageli annab proovivõtuks kaasa spetsiaalselt ettevalmistatud proovivõtuanumad. Proovivõturiistad tuleb üle kontrollida [4], puhastada ja hooldada ning hoolitseda varuosade (nt voolikud, patareid) olemasolu eest. Proovivõturiistad ja ohutusvahendid tuleb hoida pidevas töökorras ning hoida nad puhtana ka vedamise ajal.

Mõned lihtsamad reeglid proovivõtuanumate valikul [4, 5]:

- üldanalüüsiks (BHT_7, KHT, HA, $N_{üld}$, $P_{üld}$) tuleb proov võtta plast- või klaasanumasse;
- metallide sisalduse analüüsimiseks tuleb proov võtta plastanumasse. Elavhõbedasisalduse määramiseks võetava proovi anum peab olema klaasist, fluoroplastist või plastist;
- orgaaniliste ühendite, süsivesinike, pindaktiivsete ainete või pestitsiidijääkide sisalduse määramiseks kasutatav proovivõtuanum peab olema klaasist, fluoroplastist või roostevabast terasest.

Keerulisemate analüüside (nt ohtlike ainete sisalduse määramisel) tuleb enne proovivõttu kindlasti laboriga suhelda, sest mitmed analüüsitavad ained nõuavad proovivõtuanumate spetsiifilist ettevalmistamist ja/või konservantide kasutamist. Üldnõue on, et proov tuleb 24 tunni jooksul laborisse toimetada [4], kuid kui konservanti ei kasutata, võib see aeg oluliselt lüheneda (nt konserveerimata naftasaaduste puhul on see kõigest kaks tundi). Tuleb jälgida, et peale anuma oleks analüüsitava aine suhtes inertne ka selle kork. Kõik proovivõtuanumad peavad olema õhukindlalt suletavad ning nõnda märgistatud, et neid oleks võimalik selgelt ja arusaadavalt seostada proovivõtukoha ja -ajaga.

6.2. Proovivõtt reo- ja heitveest

Proovid tuleb võtta ettenähtud kohast vastavalt proovivõtuplaanile. Kui vaja, tuleb proovivõtukoht enne proovivõttu puhastada [1, 4].

Proovi saastumise vältimiseks tuleb hoolitseda selle eest, et nii abivahendid (kopp, voolikud) kui ka proovivõtuanum ei puudutaks proovivõtukaevu seina ega kanalisatsioonitorustiku põhja. Proov tuleb võtta veepinna alt, et sellesse ei satuks ujuprahti, rasva ega veest kergemaid vedelikke. Kui proove võetakse voolavast veest, tuleb hoolitseda, et abivahend (kopp) või proovivõtuanuma suu liiguks voolu suunas veepinna all ning vooluga kohandatud kiirusel. Kui proov võetakse torust langevast joast, tuleb vältida vee õhustamist. Kui aga toruots on vee all või on tegemist heitvee süvalaskmega, võetakse

proov viimasest kohast, kuhu lisanduva vee mõju ei ulatu (st et võetaks kindlasti heitvee proov, mitte pinna- või merevee ja heitvee segu). Proovivõtuanum võetakse ääreni täis nõnda, et selle seintele ega korgi alla ei jääks õhumulle.

Kui tahetakse võtta keskmistatud proovi, peab proovivõturiista ja osaproovide maht täpselt teada olema (võib kasutada ka eraldi mõõtenõusid). Osaproovid kogutakse piisavalt suurde (5 l) plastanumasse, millest võetakse keskmistatud proov.

Puhastusseadme sisendkoormuse määramisel tuleb jälgida, et proov võetaks jääkmuda ning mudatöötlusest tuleva vee sisselaskekoha eest (soovitatavalt allpool võret). Kui reoveepuhastil on mitu rööpliini, tuleb pöörata tähelepanu sellele, et heitveeproov oleks esinduslik kogu ärajuhitava vee, mitte üksnes ühe puhastusliini suhtes (kui ei uurita spetsiaalselt just üht liini). Puhasti heitvee jääkkoormuse määramiseks võetakse proov tavaliselt puhasti viimase astme tagant.

Reoveepumplates võetakse proove pumba survetorust (vältida tuleb proovi õhustamist!) või pumpla märgkambrist (s.o ruumist, millesse koguneb pumbatav vesi). Soovitatav on pumpla enne proovivõttu puhastada, et vältida liiva ja rasva kogunemisest tulenevat viga proovivõtul.

Reoveepaakidest, -kaevudest ja -vahemahutitest võetakse reovee võimalikku kihistumist arvestades tavaliselt keskmistatud proove, mis saadakse eri sügavuselt ja kohtadest võetud osaproove kokku segades.

Keskkonnaloa tingimustest kinnipidamise kontrollimise eesmärgil võetava heitveeproovi võtmisel tuleb mõõta ka vee temperatuur, pH, elektrijuhtivus ja lahustunud hapniku sisaldus [3].

6.3. Proovivõtt aktiivmudasegust

Aktiivmudasegu proove võetakse muda settivuse hindamiseks ja selle mikroskopeerimiseks. Aktiivmudasegu settivus (30 minutit settinud muda maht) määratakse puhastis kohapeal, mikroskopeerimine käib laboris. Aktiivmudasegu lahustunud hapniku sisaldus, temperatuur ja pH määratakse proovivõtu ajal.

Aktiivmudasegu proov võetakse õhustuskambri väljavooluotsast, tagastusmudatorustikust või õhustuskambrit ja järelsetitit ühendavast viimast. Proov võetakse vee alt, mitte pinnalt, et vältida vahu või ujukõntsa sattumist proovi. Aktiivmudaproove tuleb analüüsida võimalikult kiiresti. Kui analüüsi ei saa kohe alustada, tuleb proovinõusse jätta õhuruumi, et proov roiskuma ei hakkaks. Aktiivmudaproove ei konserveerita ega külmutata, sest see mõjutaks aktiivmudahelveste struktuuri ja neis elavaid organisme.

Aktiivmudaseguga täidetakse kolmandik proovivõtupudelist, ülejäänu jäetakse tühjaks, et säilitada aeroobseid tingimusi võimalikult pikaks ajaks. Proove on soovitatav alati võtta samast kohast.

Proovivõtt reoveesettest

Siiani ei ole üheski standardis öeldud, kas proov tuleb võtta vedelast või tahkest settest. Reoveesettest tuleb proove võtta nii, et analüüsitulemused iseloomustaksid kogu uuritavat settekogust. Kui sete on kihistunud, võetakse ühesuurused punktproovid eri kohtadest ja kihtidest risti kihistumisega ning segatakse nad kokku. Sõltuvalt eesmärgist on proovide võtmiseks reoveesettest mitu võimalust [5]:

- **vedela reoveesette** esinduslikuks analüüsimiseks laboris on vaja suhteliselt suurt proovi (minimaalselt 1 liiter), sest vedelas settes on vähe kuivainet. Ühesuurused punktproovid tuleb võtta analüüsitava settekoguse eri kohtadest ja kihtidest ning kokku segada;
- esindusliku proovi saamiseks tuleb analüüsitava **reoveesette tahke koguse** eri kohtadest ja kihtidest võtta vähemalt kümme ühesuurust punktproovi ning nad kokku segada. Proovi kogus on tavaliselt 0,5 kg;
- setitite, anaeroobsete kääritite jt **mahutite** töö tõhususe kontrollimiseks ei piisa sageli proovide võtmisest sisend- ja väljundvoost, vaid neid võib olla vaja võtta ka mahutite eri osadest ja sügavuselt. Võimalusel tuleb sete mahutites enne proovivõttu korralikult läbi segada. Vedela sette proovi on vaja tavaliselt 1 liiter, tahkema sette proovi 0,5 kg;
- **sette pumpamise** puhul tuleb proove võtta kas pumba väljavoolust või mingist muust ligipääsetavast kohast (nt proovivõtukraanist). Proovi maht on reeglina 1 liiter;
- **settehunnikust** (tahendatud või töödeldud reoveesette hunnik, kompostiaun) tuleb võtta vähemalt kümnest osaproovist koosnev keskmistatud proov. Osaproovid tuleb võtta läbivalt, st kõigist settehunniku kihtidest, mitte ainult pindmisest kihist. Osaproove võetakse mullapuuriga. Kui proove võetakse territooriumilt, kus on peale analüüsitava ka teisi reoveesettehunnikuid, on soovitatav proovivõtuprotokollile lisada skeem, kus on näidatud, kust osaproovid võeti. Osaproovi kogus on reeglina 0,5 kg, kuid see sõltub analüüsitavatest ainetest.

7. Proovide vedamine ja säilitamine

Proovide vedamise ja säilitamise tingimused peavad tagama proovi omaduste maksimaalse säilimise sellistena, nagu nad olid proovivõtu ajal. Et vältida või aeglustada proovivõtu ja analüüsimise vahelisel ajal toimuvaid võimalikke muutusi, tuleb proove transportida pimedas ja jahedas (5 ± 3 °C) keskkonnas võimalikult lühikese aja jooksul. Vaheaeg proovide võtmise ja analüüside alustamise vahel ei tohi ületada 24 tundi [2 – 6].

8. Dokumenteerimine

Proovivõtunõud tuleb tähistada selgelt ja arusaadavalt. Proovivõtja koostab kohe pärast proovi võtmist proovivõtuprotokolli kahes eksemplaris, millest üks antakse üle analüüsi tegevale laborile ning teine jääb proovivõtjale [2, 3, 5].

9. Ohutusnõuded

Enne proovivõtuobjektile minekut kogutakse võimalikult palju teavet ohutuse kohta. Proovide võtmise ajal peaks proovivõtja kandma isikukaitsevahendeid, mis sobivad iga ohu jaoks, millega ta kokku võib puutuda. Arvestama peab nii bioloogilisi, keemilisi kui ka mehaanilisi ohte. **Kui proovivõtja ohutus ei ole tagatud, siis proove võtta ei tohi.**

10. Tüüpilised vead

Esindusliku reo- või heitveeproovi võtmine on keerukas ja vastutusrikas ülesanne. Vigu võib põhjustada [1]:

- proovi võtmine valel ajal (proovivõtuaeg pole esinduslik);
- proovivõtukoht on halvasti valitud;
- see, et üksikproovid ei ole piisavalt esinduslikud;
- keskmistatud proovi kogumisel võetakse liiga vähe osaproove ja/või osaproovide maht on liiga väike;
- osaproovidest moodustatud koondproovi, millest võetakse laborisse saadetav proov, ei ole piisavalt segatud;
- proovivõturiist mõjutab ebasobiva ehituse, halva paigutamise või vale kasutamise tõttu proovi koostist;
- proovivõtuseadme ebapiisav hooldus (mille tõttu seade korralikult ei tööta);
- proovivõtuseadet juhtiv vooluhulgamõõtur ei tööta korralikult (proov ei ole siis vooluhulgakeskmine).

Viidatud allikad

[1] Andresmaa, E., Sedman, P., Raia, T., Lääne, A. (2005); toimetanud A. Maastik. Proovivõtt reo- ja heitveest, sademeveest ning saastunud pinnasest. [WWW] http://www.digar.ee/id/nlib-digar:7850

[2] EVS-EN ISO 5667-1 Vee kvaliteet – Proovivõtt. Osa 1: Proovivõtuprogrammide ja proovivõtutehnikate kavandamise juhend

[3] EVS - ISO 5667-10 Vee kvaliteet – Proovivõtt. Osa 10: Juhised reoveest ja heitveest proovide võtmiseks

[4] Keskkonnaministri 03.10.2019 määrus nr 49 „Proovivõtumeetodid“ [WWW] https://www.riigiteataja.ee/akt/108102019001

[5] EVS-EN ISO 5667-3 Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 3: Veeproovide konserveerimine ja käitlemine
[6] EVS-EN ISO 5667-13 Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 13: Juhised proovivõtuks reoveesettest
[7] EVS-EN ISO 5667-15 Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 15: Juhised reoveesette- ja setteproovide säilitamiseks ja käsitsemiseks

Lisa 4. Reoveepuhastuse analüüsimeetodeid

Vallo Kõrgmaa, Erki Lember, Aimar Kivirüüt, Taavo Tenno

Mõnda näitajat tuleb määrata juba proovivõtu ajal välitingimustes, sest selle väärtus võib pärast proovivõttu või proovi vedamise ajal kiiresti muutuda. Proovivõtu ajal määratakse tavaliselt vee pH, elektrijuhtivus, lahustunud gaaside sisaldus ja temperatuur. Välimäärangusead meid tuleb kalibreerida ning sensoreid korralikult hooldada.

Enamik näitajaid määratakse kvaliteetsemalt ikkagi laboris, kuid reoveepuhasti käitamisel võib kasutada andmete kogumiseks ning protsessi juhtimiseks ka lihtsamaid meetodeid. Käesolevas lisas on toodud ülevaade mõningatest meetoditest.

1. Toitainete sisaldus ja fraktsioonid

Keemilise hapnikutarve testiga arvutatakse orgaanilise aine sisaldus tugeva oksüdandi kulu järgi. Eestis kasutava standardtesti kohaselt on tugevaks oksüdandiks dikromaadi ja väävelhappe lahus, millele on katalüsaatoriks lisatud hõbesulfaati. Testimise ajal tõstetakse oksüdatsioonikiiruse suurendamiseks temperatuuri ning kogu orgaanilise aine oksüdatsioon on testiks ette nähtud ajaga lõppenud. KHT väärtus leitakse moodustunud kroomi (Cr^{3+}) sisalduse järgi, mida mõõdetakse kas tiitrimise või spektrofotomeetriga ning väljendatakse kulunud dikromaadiga ekvivalentse hapnikumassi mahuühikuna mgO_2/l [1, 2] näitab mitu milligrammi hapnikku kulub kogu orgaanilise aine oksüdeerimiseks.

1.1. KHT fraktsioonid

Kogu-KHT jaguneb biolagunevaks ning mittelagunevaks osaks (vt ka jaotist 2). Nende määramine:

- lahustunud mittelaguneva KHT määramiseks on vaja heljum väljavooluveest välja filtreerida (ava suurus 0,45 μm) ning filtreeritud proovist määrata KHT;
- otsest meetodit heljumisse seotud mittelaguneva KHT ($X_{KHT,inert}$) osakaalu leidmiseks ei ole, kuid seda on võimalik määrata arvutuslikult, täpne metoodika leidub juhendis [3]. Saksa DWA standardi [4] j ärgi on heljumiga seotud KHT mittelaguneva osa osakaal (f_A) olmereovees 0,20 – 0,35 heljuvaine KHT-st (arvutustes tavaliselt 0,3);
- KHT biolaguneva orgaanilise osa hindamiseks kasutatakse BHT_t-testi (vt ka jaotiseid 2.1.2.2 ja 2.1.3.3) või leitakse see arvutuslikult valemi 2.7 abil;
- kergesti lagunev KHT leitakse katseliselt (kirjeldatud käesoleva lisa jaotises 1.2);
- aeglaselt lagunev orgaaniline aine $C_{KHT,AL}$ leitakse arvutuslikult valemi 2.9 abil.

1.2. Reovee kergesti laguneva KHT määramine

Kergesti laguneva KHT väärtuse määramiseks kasutatakse nii bioloogilisi hapnikutarbe mõõtmisel põhinevaid kui ka füüsikalisi filtreerimisel põhinevaid meetodeid. Füüsikalisi meetodeid loetakse kõige lihtsamini teostatavaks ja leiavad seetõttu rohkem kasutust. Need meetodid põhinevad eeldusel, et reovees sisalduvad kergesti lagunevad ained koosnevad peamiselt väikestest molekulidest (lenduvatest rasvhapetest ja väikese molekulkaaluga sahhariididest), mida on kerge rakku transportida. Aeglaselt lagunev KHT koosneb aga peamiselt suurtest komplekssetest kolloidsetest ja heljumi osakestest, mida on vaja mikroorganismidele kasutatavaks muutmiseks lagundada [5]. Seetõttu on võimalik kergesti lagundava orgaanilise aine sisaldust määrata füüsilise eraldamise teel, kus kolloidne ning heljumiga seotud osa välja filtreeritakse. Bioloogiline meetod nõuab katse komplektsemat ülesehitust ning on keerukam, mistõttu on allpool keskendutud füüsikalisele meetodile, pidades silmas, et füüsikaline meetod on eelistatav peamiselt olmereovee korral ning tööstusreovee puhul sobib paremini bioloogilise hapnikutarbe meetod.

Füüsikalise meetodi korral tehtavatel laborikatsetel kasutatakse tavapäraselt esmalt filtrit (poori suurus 0,45 μm), mis kogu kolloidset materjali ei kõrvalda, ning vaja on väiksema poorisuurusega (nt 0,1 μm) filtrit või enne filtreerimist flokuleerida kolloidne osa. Selle lihtsama meetodi ülesehitus on järgmine [6]:

- 100 ml reoveele lisatakse 1 ml 0,6 molaarse lahusega tsinksulfaati;
- pH hoitakse proovis 10,5, kasutades 6 molaarset naatriumhüdroksiidi lahust;
- proovi segatakse intensiivselt (200 pööret minutis) 1 min jooksul ning seejärel 5 minutit aeglaselt (30 pööret minutis);
- proovil lastakse *ca* 1 tund settida;
- proovi selginenud osa filtreeritakse läbi 0,45 μm filtri;
- filtreeritud proovist määratakse KHT.

Kergesti lagunev orgaaniline KHT:

$$C_{KHT,ke} = sissevoolu\ KHT - väljavoolu\ KHT \text{ (mg/l)}, \qquad (14)$$

kus sissevoolu KHT on flokuleeritud KHT väärtus (mg/l); *väljavoolu* KHT – flokuleeritud ning seejärel filtreeritud proovi KHT (mg/l).

Reoveeproov sisaldab ka lahustunud mittelagunevat KHT-d, mille väärtus on vaja eelnevalt määrata. Selleks analüüsitakse ülalkirjeldatud meetodil reoveepuhasti väljavooluvee lahustunud KHT-d. Puhasti

mudavanus peab olema vähemalt kolm päeva. Väljavooluveest võetud proovide analüüsimisel võib flokuleerimisetapi vahele jätta, sest toimivas puhastis on kolloidne osa peamiselt kõrvaldatud (tulemuse erinevus alla 5 mg/l).

1.3. Vee fosforisisalduse mõõtmine

Enamik Eesti reoveepuhasteid kasutab fosforiärastuseks keemilist koagulatsiooni ning koagulandi annust on vaja pidevalt korrigeerida. Koagulandivajadus oleneb üldfosfori (täpsemalt ortofosfaatide) sisaldusest. Määramiseks lagundatakse kogu fosfor ortofosfaadiks ning seejärel korraldatakse keemiline reaktsioon molubdaat-molübdopsoforhappe (sinine värvus) või vanadaat-molbübdaat-meetodil (kollane värvus). Värvuse intensiivsus määratakse spektrofotomeetriga, mis omakorda korreleerub ortofosfaadi sisaldusega (vt ka nt EVS-EN ISO 6878). Seda metoodikat rakendavad ka reoveepuhastites kasutatavad automaatanalüsaatorid.

Väikepuhastites, mille kohta ranged heitvee üldfosforisisalduse nõuded ei kehti, on võimalik kasutada kiirteste, mis sarnanevad pH lakmuspaberimeetodile (vette kastetakse pabeririba). Paber värvub olenevalt fosforisisaldusest heledamalt või tumedamalt ning saadud tulemust võrreldakse kaasas oleva võrdlusribaga. Selle testi täpsus ei ole kuigi suur, ent annab siiski teada, kas fosforit on nt 1 mg/l või 1,5 mg/l. Kui vähegi võimalik, tuleb eelistada spektrofotomeetrit või fotomeetrit.

1.4. Vee lämmastikusisalduse mõõtmine

Reoveepuhasti käitamisel on lihtne määrata ioonseid lämmastikuühendeid (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+), milleks on võimalik kasutada kiirtesti või spektrofotomeetrit. Puhastis, milles lämmastik tuleb reoveest kõrvaldada, on mõistlik pidevalt seirata heitvee ammooniumi-, nitriti- ja nitraadisisaldust. Suur ammooniumi- ja nitritisisaldus näitab seda, et probleeme on nitrifikatsiooniga (s.o aeroobse protsessiga), suur nitraadisisaldus aga, et denitrifikatsioon on ebapiisav.

2. Heljum ja setitamine

2.1. Vee heljumisisalduse mõõtmine

Reovee **heljumi-** ehk **hõljuvainete** sisaldus (ingl *suspended solids*, *SS*) on veeproovis sisalduvate tahkete osakeste filtrile jääv mass proovi mahuhulga kohta. Proov filtreeritakse läbi membraanfiltri (Ø = 0,45 µm), kuivatatakse 105°C juures konstantse massini ja kaalutakse. Reoveepuhasti väljavooluvee väikese heljumisisalduse määramiseks on üldjuhul vaja kalibreeritud kaale, mille tundlikus on 0,1µg. Seetõttu on soovitatav need analüüsid teha atesteeritud laboris.

Aktiivmudasisaldus $X_{KA,R}$ (ingl *mixed liqour suspended solids*, *MLSS*) on aktiivmudaproovis sisalduvate tahkete osakeste mass filtrile jääva proovi mahuhulga kohta. Proov filtreeritakse läbi membraanfiltri (Ø = 1,2 µm), kuivatatakse 105 °C juures konstantse massini ja kaalutakse. Kui filtrist läbi tulnud kuivaine osakaal on üle 10 %, tuleb proov filtrimise asemel kuivatada [7].

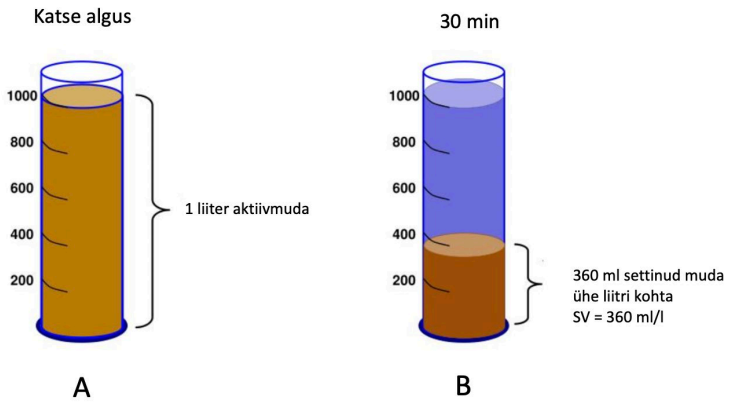
Reoveepuhasti laboris kasutatakse heljuvaine ja kuivaine määramiseks sageli ka poolautomaatseid niiskuseanalüsaatoreid (nt Mettler Toledo HC103), mis määravad proovi kaalu kuivamise ajal. Selliste seadmete kasutamisel tuleb arvestada, et nad määravad kogu-kuivainesisaldust koos lahustunud ainetega. Eestis on aktiivmudaprotsessi lõpus lahustunud ainete tavaline sisaldus ($S_{KA,R}$) 0,4–1,0 g/l ning seega on sellisel moel mõõdetud täisproovi kuivainesisaldus ($C_{KA,R}$) vastavast heljumisisaldusest ($X_{KA,R}$) ligikaudu 10–25% suurem. Kuna olmereoveepuhasti väljavooluvee lahustunud ainete sisaldus oluliselt ei muutu, võib $X_{KA,R}$ ligikaudse tulemuse saamiseks niiskuseanalüsaatoriga määratud $C_{KA,R}$ väärtusest tavapärase $S_{KA,R}$ maha lahutada.

2.2. Aktiivmuda settimiskatse

Aktiivmuda settimiskatse eesmärk on hinnata, kui palju on aktiivmudaprotsessis muda ning millised on selle settimisomadused. Sette ruumala nimetatakse muda mahuks (ingl *sludge volume*, SV) ning väljendatakse milliliitrites ühe liitri aktiivmudasuspensiooni kohta.

Settimiskatse (joonis 1) tuleb teha kohe pärast aktiivmudaproovi võtmist [7]:

- mõõtesilinder (1 liiter) täidetakse õhustuskambri lõpust võetud aktiivmudaseguga;
- aktiivmudasegul lastakse 30 minutit settida ning pannakse siis 5 ml täpsusega kirja mudaga täidetud ruumala (SV);
- kirjeldatakse aktiivmuda struktuuri ja värvust, settepealset vett (selge, hägune) ning proovi lõhna.



Joonis 1. Aktiivmuda settivuse määramine aktiivmuda mahu (SV) kaudu [8]

Aktiivmuda settivust väljendatakse kas ruumalaprotsentides või ml/l. Reoveepuhastites, kus on aktiivmuda settivusega probleeme, on mõistlik registreerida aktiivmuda settimist iga 5 minuti järel. Saadud 30 minuti settivuskõvera põhjal on võimalik hinnata, mis ajaga suurem osa aktiivmudast setib.

NB! Ettevaatlik tuleb olla protsessijuhtimisotsuste tegemisel settimiskatse alusel! Kuigi rusikareegli kohaselt võib hästi settiva aktiivmuda puhul lugeda settinud muda sisaldus võrdeliseks settinud muda ruumalaga (nt 360 ml/l ≈ 3,6 g/l), siis pundunud aktiivmuda korral ei iseloomusta settinud muda ruumala selle $X_{KA,BM}$-sisaldust. Seetõttu tuleb perioodiliselt kontrollida peale muda settivuse ka selle mahuindeksit ja aktiivmudasisaldust. Muda maht iseloomustab konkreetsetes tingimustes toimiva aktiivmudapuhasti aktiivmuda koormust järelsetitile.

2.3. Mudaindeksi (SVI) määramine

Mudaindeks (ingl *sludge volume index,* SVI) on näitaja, mis tuleneb muda settivustestist ning võtab arvesse ka aktiivmudasisalduse. SVI defineeritakse kui ruumala milliliitrites, mille hõivab 1 g aktiivmuda pärast 30 minutit kestnud settimist. Mida väiksem on muda ruumalaindeks SVI, seda parem on muda kvaliteet. SVI arvutamiseks tuleb määrata aktiivmudasisaldus ja teha settimiskatse:

$$SVI = \frac{SV}{X_{KA,BM}} \text{ (ml/g)}, \qquad (2)$$

kus SV on 30 minutit settinud aktiivmuda ruumala (ml/l) ning $X_{KA,BM}$ – mahuti aktiivmudasisaldus (g/l).

Näiteks kui joonisel 1 kujutatud näite puhul mõõdeti aktiivmudasuspensiooni A kuivainesisalduseks 3 g/l, on mudaindeks SVI = 360 ml/l / 3 g/l = 120 ml/g. Mida väiksem on mudaindeks, seda paremad on muda settimisomadused. SVI heaks väärtuseks loetakse 50 kuni 150 ml/g ja halvaks, kui SVI > 150 ml/g, kuid see sõltub paljuski reoveepuhastis valitsevatest tingimustest. Suur SVI (> 150 ml/g) viitab aktiivmuda pundumisele, samas kui väike SVI väärtus (< 70 ml/g) nn “nõelapeahelvestele“.

NB! Kui SV > 250 ml/l, tuleb järelsetiti hindamiseks ja SVI arvutamiseks alati määrata DSV [4].

2.4. Lahjendatud muda mahu (DSV) määramine

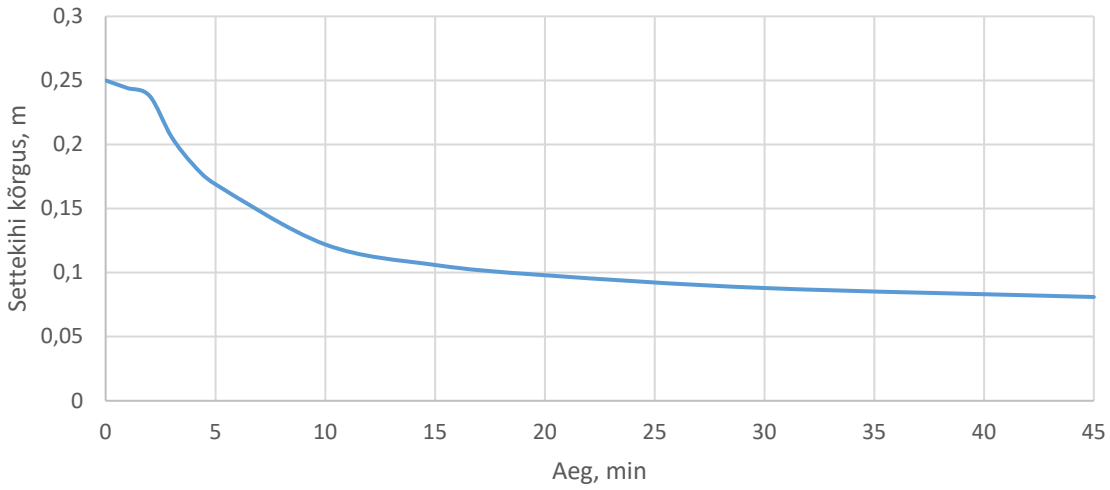
Lahjendatud muda mahu (ingl *diluted sludge volume*, *DSV*) määramine erineb tavapärasest SV määramisest selle poolest, et settimiskatse ajal lahjendatakse aktiivmudasegu heitveega nii, et 30 minuti pärast on settinud muda maht vahemikus 100−250 ml/l. Kui SV > 250 ml/l, tuleb aktiivmuda lahjendada ning korrata settimiskatset lahjendatud aktiivmudasuspensiooniga ning määrata lahjendatud segu aktiivmudasisaldus. Korrektse ja võrreldava SVI arvutamiseks tuleb alati määrata DSV. Kui Saksa standard kohustab SVI arvutamisel alati määrata DSV, siis mõned käsitlused loevad

nõnda määratut lahjendatud muda indeksiks (DSVI). DSVI eeliseks on, et see ei sõltu aktiivmudasisaldusest ning võimaldab süstemaatiliselt võrrelda eri puhastite aktiivmuda settimisomadusi.

2.5. Tsoonsettimiskiiruse määramine

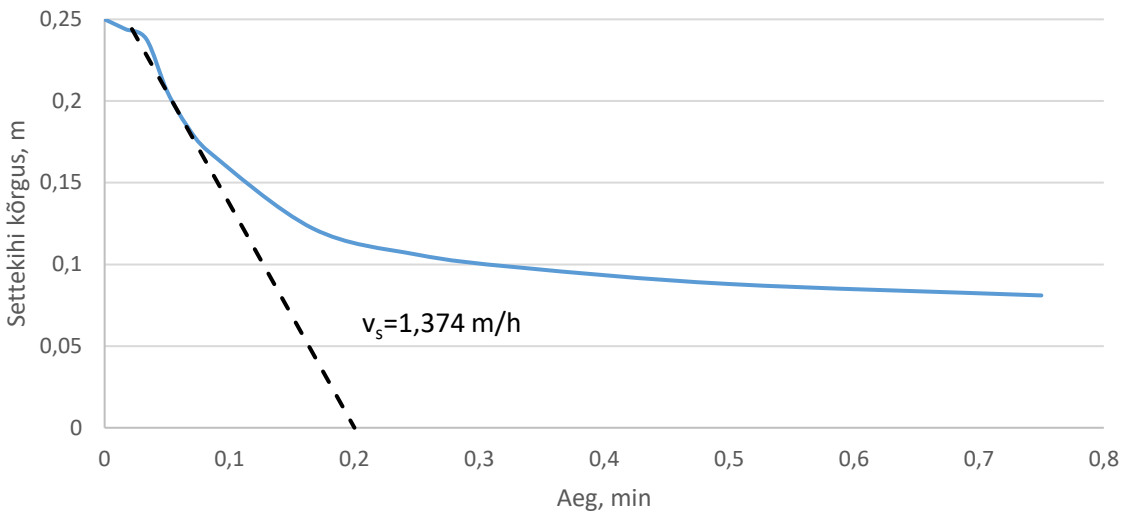
Settimiskiiruse määramiseks pannakse muda ja vee segu mensuuri ning mõõdetakse settekihi kõrguse muutumist ajas. EVS-EN 14702-3 [9] soovitab mensuuri ja settekihi piirpinnal toimuva settimise aeglustumise vältimiseks kasutada vaakumkolonni, kuid saab ka lihtsamalt, võttes settimismahutiks silindrilise anuma, mille läbimõõt on vähemalt 10 cm ja kõrgus 1 m, ning proovi katse ajal ettevaatlikult segada kiirusega 1 pööre minutis [10]. Tarvikud: mõõtesilinder, mille eraldusvõime on vähemalt 50 ml, stopper ja segamisseadmed.

Settimiskõvera koostamiseks tuleb muda kergelt segada, täita mensuur mudaprooviga ja käivitada stopper. Mudal lastakse settida ning selle taset mensuuris mõõdetakse kindlate ajavahemike tagant – tüüpiliselt 0., 0,5., 1., 2., 3., 4., 5., 10., 15., 20., 30. ja 45. minutil, kuid mõõtmisaegu võib kohandada konkreetse mudaproovi settimisdünaamikaga. Kui settimine on aeglane, võib katse kesta ka üle 2 tunni.



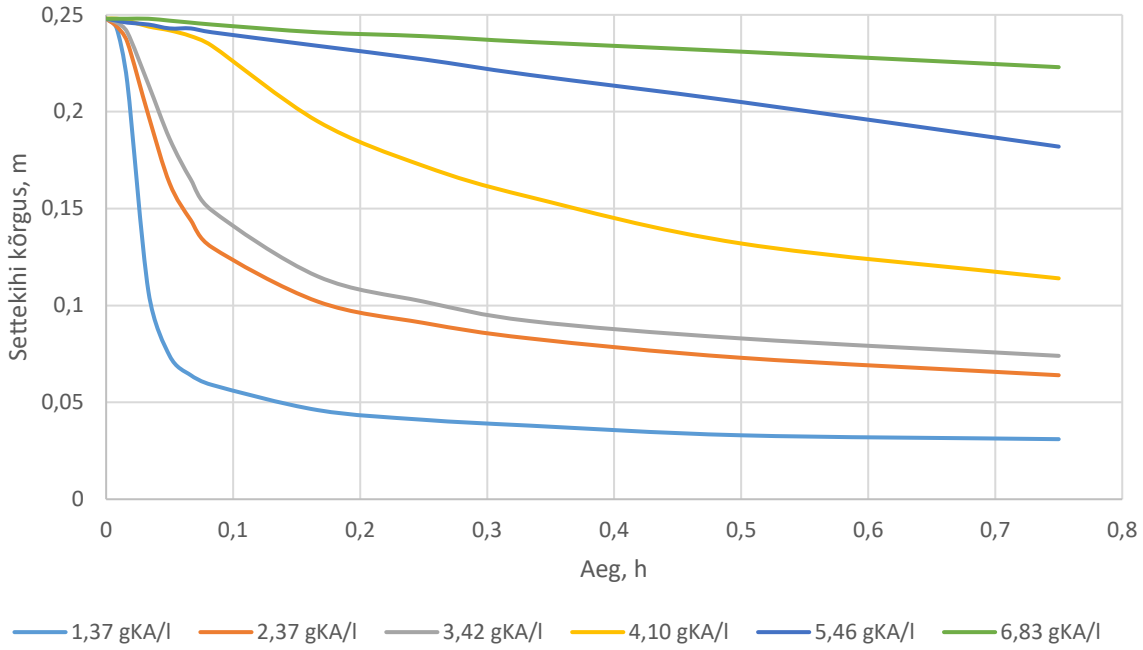
Joonis 2. Settimiskõver

Mõõduka setitimudasisalduse korral (vahemikus *ca* 1 kuni 6 gKA/l) setib muda algul tsoon- või helvestuva settimise režiimi kohaselt. Settimiskõvera lineaarse osa kalle vastab settimiskiirusele v_s (joonis 3).



Joonis 3. Settimiskiirus (X_R=2,93 gKA/l) arvutatakse kolme järjestikuse andmepunkti vahelise järseima kalde kaudu

Tsoonsettimiskiiruse v_{ZSV} määramiseks lahjendatakse tagastusmuda proov puhasti heitveega järgmistes vahekordades: 1:0 (tagastusmudasisaldus 100 %), 1,6:0,4 (80 %); 1,2:0,8 (60 %), 1:1 (50 %); 0,8:1,2 (40 %) ja 0,4:1,6 (20 %). Iga lahjenduse jaoks koostatakse settimiskõver. NB! Katse lõpus segatakse muda mensuuris uuesti ning määratakse $X_{KA,BM}$ iga lahjenduse jaoks eraldi. Tulemused kuvatakse graafiliselt (joonis 4).



*Joonis 4. Settimiskõvera olenevus setitimuda**sisaldusest***

Järgnevalt leitakse settimiskiirused v_s iga setitimudasisalduse jaoks eraldi, nagu kujutatud joonisel 4. Antud näite jaoks moodustub tabel 1.

Tabel 6. Settimiskiiruse olenevus setitimudasisaldusest

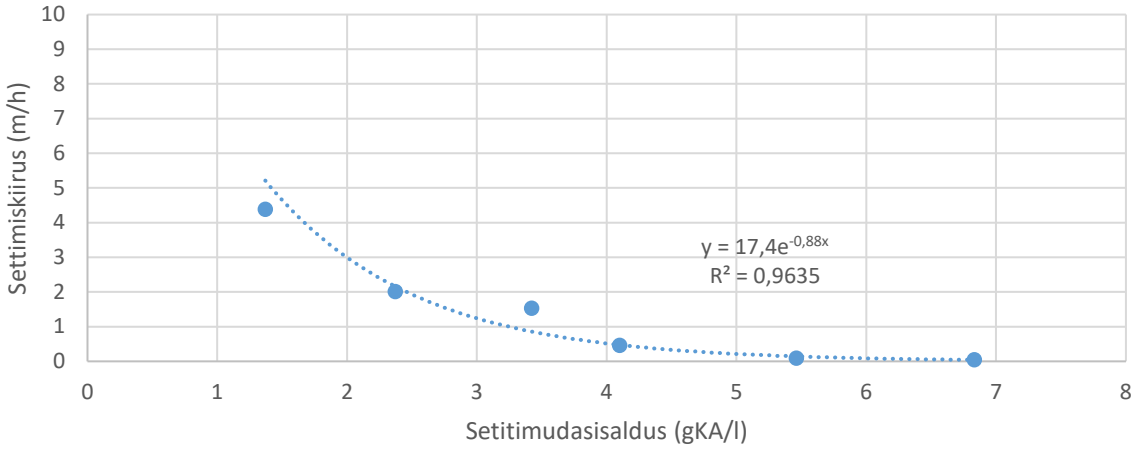
Setitimudasisaldus, gKA/l	v_s, m/h
1,37	4,39
2,37	2,01
3,42	1,53
4,1	0,46
5,46	0,09
6,83	0,05

Tabeli 1 andmete kuvamisel graafiliselt (joonised 6 ja 7) on võimalik tsoonsettimiskiirus arvutada Vesilinnu valemist 15.16 [11]:

$$v_{ZSV} = v_0 \cdot e^{-k \cdot X} \text{ (m/h)},$$

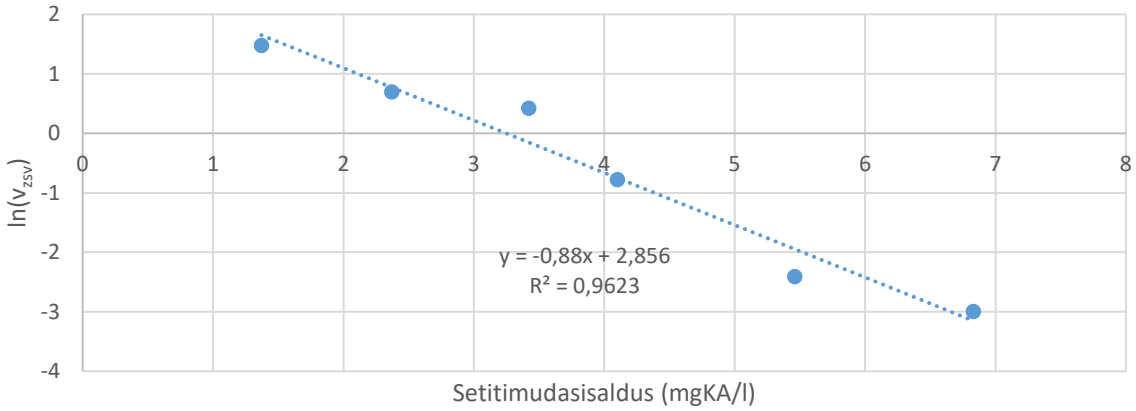
kus v_{ZSV} on tsooni settimiskiirus (m/h) ning v_0 ja k – settimiskatsete tulemusena saadud settimiskonstandid (v_0 iseloomustab settimiskiirust kiire settimise faasis). Kuna settimine sette tihenemisel aeglustub (heljumisisaldus settetsoonis suureneb), siis settimiskiiruse kirjeldamiseks selles etapis kasutatakse empiiriliselt leitavat koefitsienti k.

Joonise 5 puhul on oluline rõhutada, et Vesilinnu tsoonsettimise kiiruse määramine on matemaatiline lähenemine ning reaalsuses settimiskiirused väikeste mudasisalduste puhul vähenevad. Jooniselt 5 on siiski võimalik välja lugeda, et Vesilinnu tsoonsettimiskiirus v_0 = 17,4 m/h.



Joonis 5. Vesilinnu tsoonsettimise kiirus sõltuvalt setitimudasisaldusest

Valemi 15.16 konstandi k leidmiseks tuleb tabelis 1 toodud kiirustest v_s võtta naturaallogaritm ln(v_s) ning koostada joonisel 6 kujutatud graafik, mille tõusunurk ongi konstandi k väärtus: k = 0,88).



Joonis 6. Vesilinnu funktsioon logaritmilisel skaalal

Seega, käesoleva näite puhul on Vesilinnu tsoonsettimiskiirus sõltuv mudasisaldusest X_R järgneva seose kohaselt:

$v_{ZSV} = 17{,}4 \cdot e^{-0{,}88 \cdot X_R}$ (m/h).

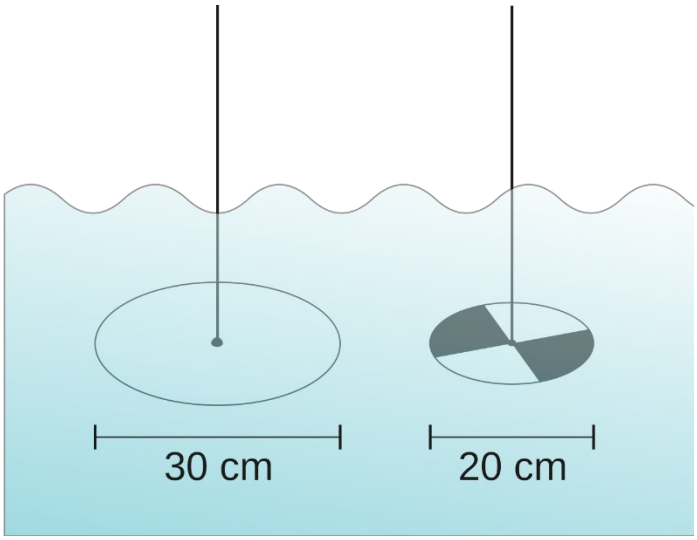
2.6. Mudapadja mõõtmine

Mõnikord on oluline hinnata muda taset järelsetitis või mudatihendis. Seda tehakse mudapadjamõõturi (põhjalukustiga läbipaistva toru) abil. Mudapadjamõõtur (joonis 7) lastakse vaikselt põhja, tõstetakse siis välja ning hinnatakse visuaalset mudapadja kõrgust ja selle kihte. Suuremad ettevõtted kasutavad järelsetitite mudapadja mõõtmiseks kajaloode.



Joonis 7. Mudapadja mõõtmine (foto: E. Lember)

Odavaim võimalus mudapadja kõrguse hindamiseks on kasutada selleks nööri otsas olevat valget Secchi ketast (joonis 8).



Joonis 8. Levinumad Secchi kettad: vasakul traditsiooniline valge ja paremal suhteliselt uuem mustvalge mustriga [12]

3. Keskkonnatingimuste kindlakstegemine

3.1. Lahustunud hapniku sisalduse mõõtmine

Kuigi enamikul aktiivmudapuhastitest on olemas statsionaarne lahustunud hapniku andur, on siiski oluline, et kõikide käitajate kasutuses oleks vähemalt üks käsiandur, mille abil on võimalik hinnata vee lahustunud hapniku sisaldust bioloogilise puhastuse eri etappides ja kontrollida statsionaarse anduri näitude õigsust.

3.2. pH mõõtmine

Kui reoveepuhastis pH-d statsionaarselt ei mõõdeta, on, nagu hapnikuanduritki, oluline omada vähemalt üht käsiandurit.

Biotiigi väljavooluvee pH määramine on eriti oluline suvel. Vetikate fotosünteesi toimel võib tiigi väljavooluvee pH tõusta üle veeloaga seatud piirväärtuse (reeglina on see 6,0−9,0). Tegemist on loodusliku protsessiga ning fotosünteesi lakkamisel (pimeduse saabudes) muutub pH taas neutraalseks. Seetõttu on soovitatav veeloa nõuete rahuldamise kontrollimiseks määrata kogutud proovi pH alles laboris.

3.3. Temperatuuri mõõtmine

Temperatuur on oluline näitaja, mis mõjutab biopuhastuse aktiivsust. Kuna lämmastikuärastuse 10-kordset ülereostustasu ei arvestata, kui heitvee temperatuur langeb ilmastikutingimuste tõttu alla 12°C, on oluline see mõõta ja kirja panna. Temperatuuri saab registreerida peale spetsiaalsete temperatuuriandurite ka lahustunud hapniku ja pH mõõteseadmetega.

Viidatud allikad

[1] "KANALISATSIOONITEHNIKA OSKUSSÕNASTIK Glossary of wastewater engineering terms," 2014. [Online]. Available: www.evs.ee;

[2] "ISO 15705 Water quality-Determination of the chemical oxygen demand index (ST-COD)-Small-scale sealed-tube method," 2002.

[3] H. Melcer, Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling. 2004.

[4] D. V. für W. ATV-DVWK, ATV-DVWK-Regelwerk A 131. Dimensioning of single stage activated sludge plants. 2000.

[5] P. L. Dold, G. A. Ekama, and G. V. R. Marais, "A GENERAL MODEL FOR THE ACTIVATED SLUDGE PROCESS," 1981.

[6] Z. Hu, K. Chandran, B. F. Smets, and D. Grasso, "Evaluation of a rapid physical-chemical method for the determination of extant soluble COD," 2002.

[7] Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, EVS-EN 14702-1 Characterisation of sludges - Settling properties - Part 1: Determination of settleability (Determination of the proportion of sludge volume and sludge volume index). 2006.

[8] Universität Stuttgart, "Sludge Volume Index." [WWW] https://image.slideserve.com/325057/sludge-volume-index-l.jpg

[9] Eesti Standardimis- ja Akrediteerimiskeskus, EVS-EN 14702-3 Characterisation of sludges - Settling properties - Part 3: Determination of zone settling velocity (ZSV. 2019.

[10] E. Torfs, I. Nopens, M. K. H. Winkler, P. A. Vanrolleghem, S. Balemans, and I. Y. Smets, "Settling tests," in Experimental Methods In Wastewater Treatment, M. C. M. van Loosdrecht, P. H. Nielsen, C. M. Lopez-Vazquez, and D. Brdjanovic, Eds. London: WA Publishing, 2016.

[11] M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, and D. Brdjanovic, Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. IWA Publishing, 2008. doi: 10.2166/9781780401867.

[12] Vikipeedia. Secchi ketas [WWW] https://et.wikipedia.org/wiki/Secchi_ketas