

## 12 Fosforiäristus

Fosforit tuntakse põhiliselt toitainena, mis kõrgemates kontsentratsioonides koos lämmastikuga intensiivistab taimede, sh veetaimede kasvu, mis võib viia veekogude eutrofeerumiseni. Eutrofeerumise tagajärjel suureneb veekogudes olev biomass, mis vegetatsiooniperioodi lõpus laguneb, tarbides selleks lahustunud hapnikku ning toitainete suur kontsentratsioon (BHT, KHT) koormab pinnaveekogude isepuhastusvõimet.

Kuna reoveepuhastus põhineb suuresti bioloogilistel protsessidel, milles reoained kasutatakse ära mikroorganismide elutegevuses, siis vee fosforisisaldus nende protsesside mõnevõrra väheneb. Lihtsustatult arvestatakse, et 100 kg BHT<sub>7</sub> eemaldamiseks tarbivad mikroorganismid kasvuks ca 1 kg fosforit, seega kasutavad nad ära 10...20 % olmereovees sisalduvast fosforist. Veekogude eutrofeerumise vältimiseks sellest aga ei piisa fosforit vaja reoveest kõrvaldada.

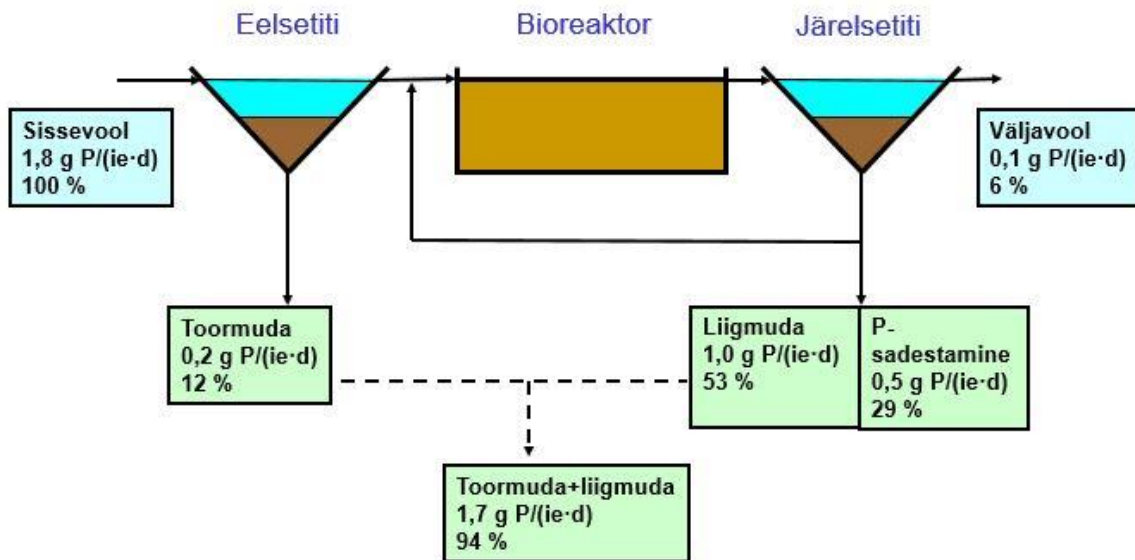
Tänapäeval tuntakse kaht fosforiäristustehnoloogiat: bioloogilist ja keemilist, mida võidakse rakendada ka kombineeritult. Mõnikord võib olla vaja rakendada ka muid järelpuhastusmeetodeid (nt filtratsiooni, vt ptk 16).

### 12.1 Fosforivormid

Üks inimene tekitab reoveepuhastile ööpäevas ca 1,8 g suuruse fosforikoormuse, mille saab omakorda jaotada kaheks:

- heljumiga seotud kübemeline fosfor, mis on suures osas eemaldatav settimise/filtrimise teel;
- lahustunud fosfor, mis esineb reovees suuresti ortofosfaatidena ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ning mis on eemaldatav koagulantide abil.

Olmereoveepuhastisse jõudva reovee fosforisisaldus on 8-15 mg/l ning koormus ca 1,8 g ie kohta. Kui kasutusel on eelsetiti, siis ca 0,2 g sellest koormusest jõuab settimise teel toormudasse ning 1 g kasutatakse ära mikroorganismide kasvuks. Ülejäänu tuleb eemaldada mõnda fosforiäristustehnoloogiat, näiteks keemilist fosforiäristust rakendades. Läbivoolse reoveepuhasti fosforibilanss on kujutatud joonisel 12.1.



Joonis 12.1. Lihtsustatud fosforibilanss ühe inimekvivalendi kohta ööpäevas.

## 12.2 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 risk on suur. Õnneks on mikroorganismide poolt seotava fosfori osakaalu võimalik suurendada bioloogilise puhastusprotsessi manipuleerimise teel. Nii on võimalik suurendada selliste mikroorganismide osakaalu, kes on tõhusamad fosfori sidujad.

Fenomeni, et mõningatel juhtudel võib aktiivmudaprotsess eemaldada fosforit tunduvalt rohkem kui mikroorganismide tavapärase metabolismi käigus, avastasid 1960-ndate alguses peaaegu samaaegselt kaks sõltumatut uurimisgrupp (üks Indias, teine Ameerikas), kuid selle põhjused jäid esialgu saladuseks. Srinath jt (1959) täheldasid, et läbivoolse aktiivmudapuhasti õhustuskambri alguses oli hapnikupuudus seotud reovee suure fosfaadisaldusega ning seda „probleemi“ oli võimalik lahendada õhustamise intensiivistamisega. Seda, kas fosfori tõhusam eemaldamine saavutati keemiliselt või bioloogiliselt, ei teadnud keegi. Alles 1965. aastal tõestasid Levin ja Shapiro, 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 puhastusetaapina mitte-nitritseerivates aktiivmudaprotsessides.

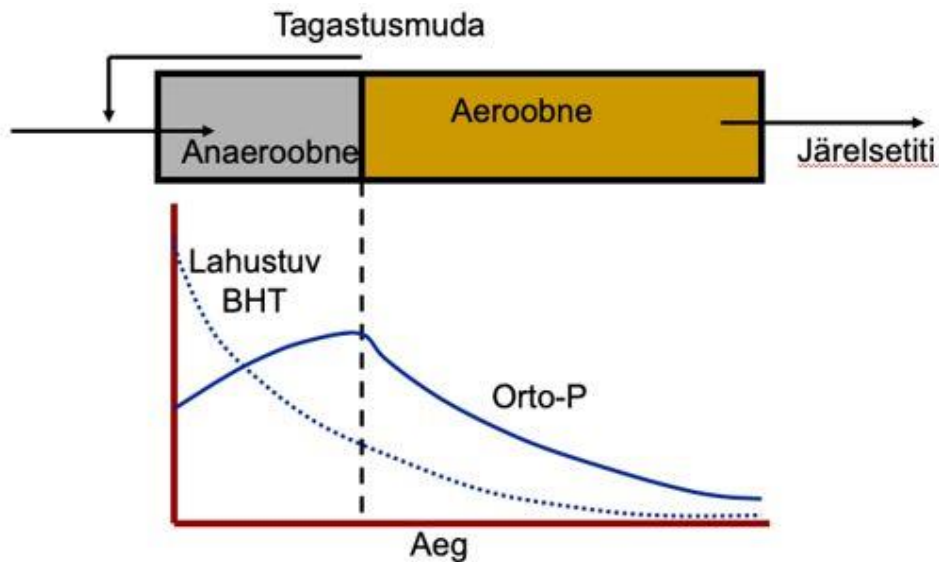
Tõhustatud bioloogilise fosforiärastuse (inglise keeles *enhanced biological phosphorous removal*, EBPR või bio-P) esimene teadlik rakendaja oli 1970-ndatel Johannesburgis James Barnhard. Ta mõõtis elektrikatkestuse ajal (aeratsioon seisis) korduvalt väljavoolus kõrgemaid fosforikontsentratsioone kui sissevoolus. 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 akumulatsiooniteks organismideks.

Uuringuid jätkasid Cape Towni ülikooli teadlased Georg Ekama ja Mark Wenzel, kes koostasid ka esimesed matemaatilised mudelid bioloogilise fosforiärastuse kirjeldamiseks. Neid mudeleid kasutatakse suures osas ka tänapäevastes modelleerimistarkvarades.

### 12.2.1 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 12-2). 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;
- **aeroobses** keskkonnas hapniku (või anoksilistes tingimustes nitraatide) olemasolul kasutavad fosforit akumulatsiooniteks organismid anaeroobses keskkonnas rakusiseselt talletatud ühendeid süsiniku- ning energiaallikana, mille tulemusena tekivad uued rakud. Anaeroobses keskkonnas vabanenud ortofosfaadid seotakse uuesti polüfosfaatideks oksüdeerimisel vabaneva energia arvelt. Reaktsioonide tulemusena seovad nii uued kui ka vanad mikroorganismid rohkem ortofosfaate, kui neil kasvuks ja energia saamiseks vaja oleks. Tõhustatud bioloogilise fosforiärastuse tingimuseks on, et fosforirikas liigmuda eemaldatakse puhastusprotsessist.



Joonis 12-2. Tõhustatud bioloogilise fosforiärastuse põhimõtteline skeem.

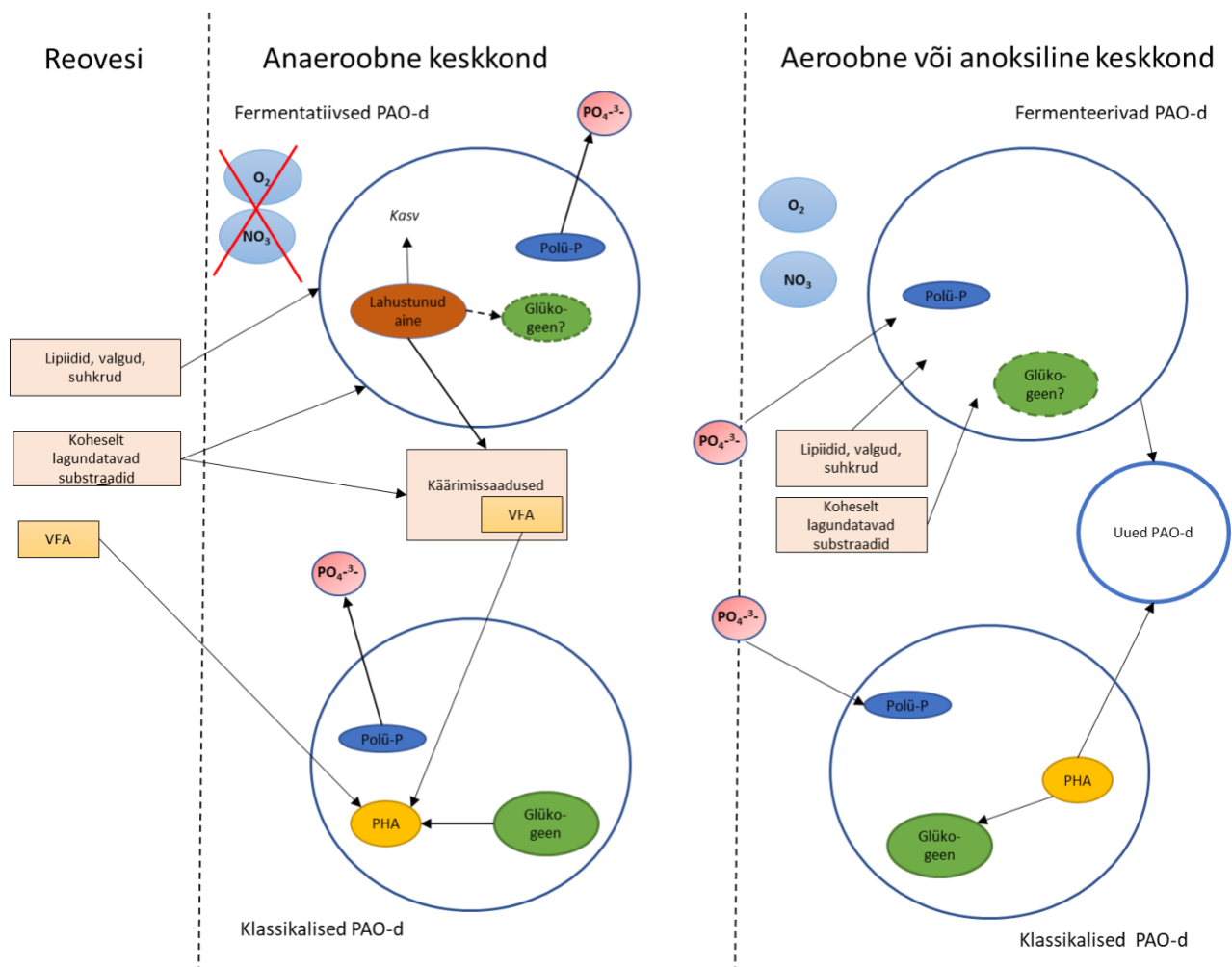
### 12.2.2 Fosforit akumulatsioonivad organismid

Kui käesoleva sajandi alguses arvati veel, et kõigile PAO-dele on omane ühesugune metabolism, siis tänaseks on juba teada, et ka PAO-sid on erinevaid ning nende metaboolsetest eripäradest lähtuvalt on võimalik neid liigitada kolmeks:

- klassikaliste PAO-de** (nt *Accumulibacter*) metaboolne mehhanism avastati kõige esimesena. Need PAO-d tarbivad toiduks lenduvaid rasvhappeid (nt atsetaati) ja säilitavad need anaeroobses faasis rakusiseste varupolümeeridena, mida kutsutakse polü- $\beta$ -hüdrosüalcanoatideks (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 rakusiselt järgnevas aeroobses faasis, kus kergesti omastatavad rakuvälised süsinikuallikad pole enam nii lihtsalt kättesaadavad. Kasvufaasis saadakse vajalik energia PHA oksüdeerimisest ning seda kasutatakse ka glükogeeni taastootmiseks. Üleliigse energia talletamiseks assimileerivad PAO-d fosfaadi väliskeskkonnast (veest) ning seda säilitatakse rakusiseste polüfosfaadi graanulitena, mida on anaeroobsetes tingimustes võimalik uuesti kasutada energia saamiseks ja PHA sünteesiks. Klassikalised PAO-d domineerivad oludes, kus VFA kontsentratsioon on suur ning kääritatavaid substrakte on vähe;

- **fermenteerivad PAO-d** (nt *Tetrasphaera*) täiendavad oma anaeroobset energiavajadust aeroobselt salvestatud polüfosfaadi lagundamisel ja fosfaadi 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;
- **denitrifitseerivad PAO-d** on organismid, kes suudavad paljuneda ka anoksilistes tingimustes. Neid leidub nii tavaliste kui ka fermenteerivate PAO-de hulgas, kuid näib siiski 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 akumulatsioonivõimelised 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 ning võivad teatud juhtudel kaasa aidata denitrifitseerivate PAO-de täielikule denitrifitseerimisele .



Joonis 12.3. Võrreldes klassikaliste PAO-dega on fermentatiivsete PAO-de toidulaud rikkalikum anaeroobses keskkonnas ning nende käärimissaadused (nt atsetaat) sobivad toiduks klassikalistele PAO-dele. /Joonisele „Koheselt“ asemele „Kohe“ /'koheselt' on ju otselaen vene keelest: nemedlenno/ Tekstis on "fermenteerivad", mitte fermentatiivsed PAO-d"

### 12.2.3 Bioloogilise fosforiärastuse piirangud

Bioloogilise fosforiärastuse planeerimisel on vaja eelnevalt teha põhjalikud analüüsid, kas seda on võimalik rakendada või mitte. Tõhusaks bioloogiliseks fosforiärastuseks peab suhe KHT/P<sub>üld</sub> olema vahemikus 40...60 (BHT<sub>7</sub>/P<sub>üld</sub> = 20...30), et oleks tagatud piisava kergesti lagundatava orgaanilise aine (põhiliselt 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<sub>üld</sub> piirmäär 0,5 mgP/l saavutada vaid siis, kui sissevooluvee KHT/P<sub>üld</sub> > 50.

Peale toitainete sobiliku suhte mõjutavad bioloogilise fosforiärastuse ja muude protsesside efektiivsust negatiivselt järgmised tegurid:

- **selleks ette nähtud 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 opereerida 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 järelseti ei suuda heljumit korralikult kinni püüda, kandub fosfor heitveega reoveepuhastist välja;
- **liigmuda suurenenud teke** – bioloogilise fosforiärastuse käigus suureneb kiiresti kasvavate fakultatiivsete mikroorganismide arv ning reoveepuhastit soovitatakse käitada madala mudavanusega, mis on küll energiatõhus, kuid tulemuseks on suurem liigmuda teke. Keskmiselt tuleb arvestada, et täiendavalt tekib 3 kg kuivainet 1 kg bioloogiliselt eemaldatud fosfori kohta;
- **täiendavad protsessisisesed koormused** – kuna mudatihendi ülevool juhitakse tagasi puhastusprotsessi, tuleb vältida vastavate mahutite täielikult anaeroobseks muutumist. Täiendavat sisemist koormust annavad ka anaeroobsed stabiliseerimismeetodid (nt reoveesette anaeroobne kääritamine). Vastava tehnoloogia kasutamisel tuleb üle minna keemilisele fosforiärastusele või kasutada mõnda muud lahendust stabiliseeritud sette veetustamisel tekkiva fugaadi töötlemiseks, et vältida kõrge fosforikoormuse tagasijõudmist protsessi .

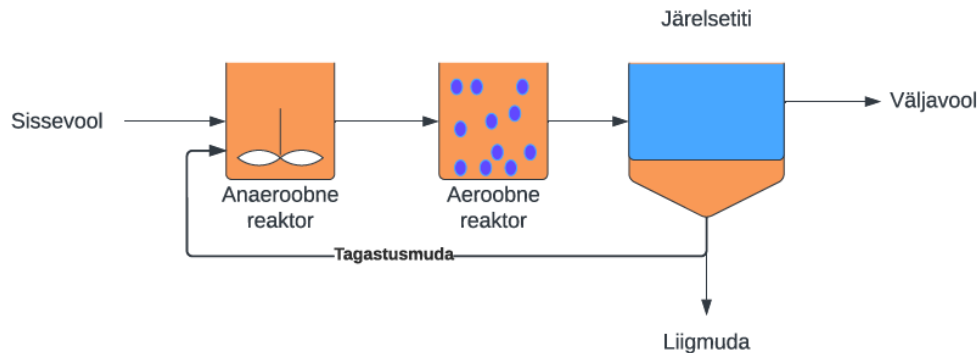
#### 12.2.4 Bioloogilise fosforiärastuse enamlevinud lahendused

Viimase 40 aasta jooksul on välja töötatud enam kui kaheksa bioloogilise fosforiärastuse tehnoloogilist lahendust. Allpool tutvustatakse neist kõige levinuimaid, mis kõik toimivad ülalkirjeldatud meetodil. Kuigi joonistel esitatud skeemid kujutavad läbivoolseid aktiivmudaprotsesse, siis on need lahendused teatud määral rakendatavad ka annuspuhastites ja biokiletehnoloogial põhinevates reoveepuhastites.

##### **Phoredox (A/O)**

A/O töötati välja Lõuna-Aafrikas, et tõhustada bioloogilist fosforiärastust. Nagu jooniselt selgub, puudub selles lahenduses lämmastikuärastus. Süsteem koosneb anaeroobsest mahutist, millesse

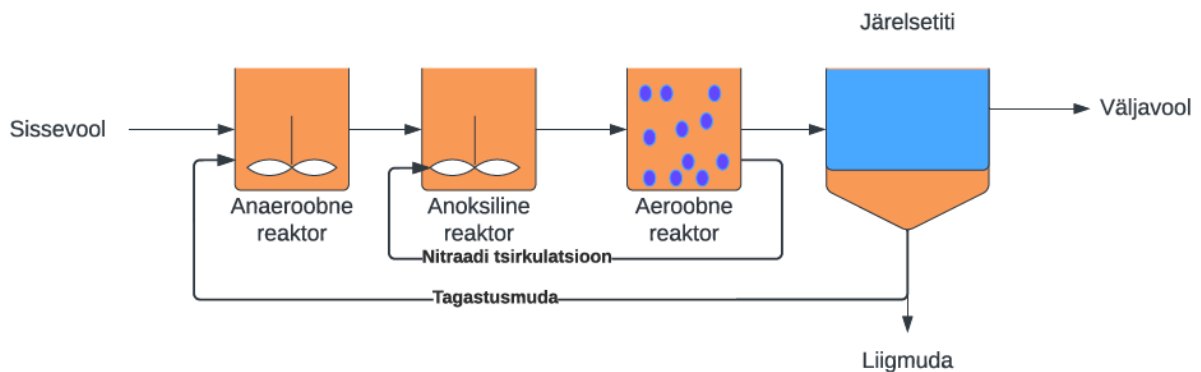
juhatakse reovesi ja tagastusmuda. Selles reaktoris fosfor vabaneb ning järgnevas aeroobses reaktoris toimub selle kasutamine ja akumulatsioon mikroorganismides, täpselt nagu eespool kirjeldati. Pärast seda, kui Lõuna-Aafrikas sätestati lämmastikuärastusnõuded, vähenes huvi selliste reoveepuhastite vastu. 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.



Joonis 12-4. Bioloogilise fosforiärastuse Phoredox (A/O) tehnoloogiaskeem.

### Modifitseeritud Bardenpro A2O

A2O on ülalkirjeldatud tehnoloogilise lahenduse modifikatsioon. Nagu jooniselt selgub, on lämmastikuärastus arvesse võetud. See tähendab, et on olemas anoksiline tsoon, milles toimub denitrifikatsioon, ja nitrifikatsiooniks aeroobne tsoon. Kuna aeroobses keskkonnas tekkinud nitraat päsiks 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.

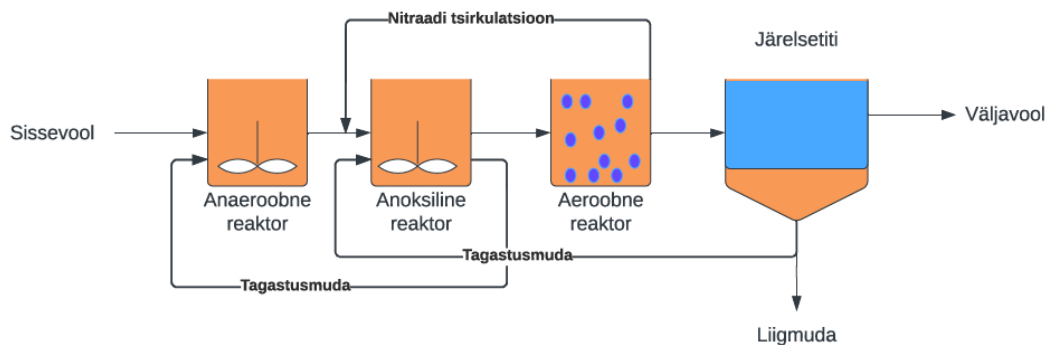


Joonis 12-5. Kolmeastmelise modifitseeritud Bardenpro A2O bioloogilise fosforiärastuse tehnoloogiaskeem.



## University of Capetown (UCT)

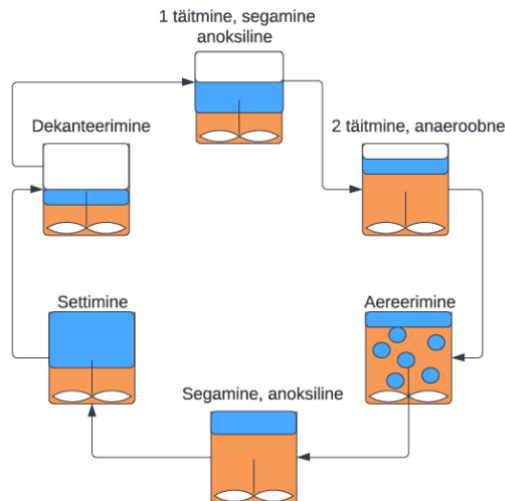
UCT puhul muudeti ülalkirjeldatud A2O-ga võrreldes tagastusmuda ja nitraadi ringluse juhtimispõhimõtteid. Nagu joonisel näha, juhitakse aktiivmuda anoksilisest tsoonist anaeroobsesse tsooni, et tagada seal piisavat aktiivmudakontsentratsiooni, tagastusmuda protsessi algusesse ei juhita. Protsessi sellise konfiguratsiooniga saavutatakse tõhusam bioloogiline fosforiärastus ja ka lämmastikuärastus, sest nitraate anaeroobsesse keskkonda ei jõua ning väljavooluvee nitraadisaldus on väiksem.



Joonis 12-6. 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. 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 denitriitseeritaks ning keskkond anaeroobseks muutuks. Vastasel korral oleks annuspuhastus hapnik seotud, s.o keskkond anoksiline. 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.



Joonis 12-7. Tõhustatud bioloogiline fosforiärastus annuspuhastites.

### 12.3 Keemiline fosforiärastus

Keemiline fosforiärastus võeti kasutusele 1970-ndatel, s.o samal ajal kui avastati bioloogiline fosforiärastus. Teadlased olid selleks ajaks juba kogunud piisavalt teadmisi ja kogemusi selle kohta, et lahustunud fosfaate on võimalik mõne metallisoola abil välja sadestada. Ameerika Ühendriikides kasutati esmalt põhiliselt kaltsiumil põhinevaid soolalahuseid, nt lupja. Eestis kasutati algul  $FeCl_3$ , hiljem osutus levinuimaks  $Fe_2(SO_4)_3$  ehk tehnilise lahusega PIX-115. Kuid keemilise fosforiärastusega on olnud ka probleeme, nagu vee pH muutumine, varem mainitud sooluse tõus ja kasutatavate koagulantide raskmetallisaldus. Lisaks eemaldab see ärastusmeetod ainult lahustunud ortofosfaate, fosfor võib reovees esineda aga ka muul kujul.

Keemiline fosforiärastus põhineb enamasti metallisoola (koagulandi) ning lahustunud fosfaadi reaktsioonil, mille tulemusena tekib lahustumatu ühend, mis eemaldatakse koos liigmudaga järelsetitis:



Metalliiooni kulu 1 kg P eemaldamiseks on olnud 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  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  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.

### 12.3.1 Koagulandid

*Kuigi on teada, et fosfori ärastamiseks on kasutatud lupja, siis tänapäeval kasutatakse põhiliselt raua- ja alumiiniumisoolasid. Mõned kasutatavad koagulandid ja nende omadused on näidatud tabelis 12-1. Tabel Enamkasutatavad koagulandid ja nende omadused*

Koagulant	Keemiline valem	Tihedus $\text{kg/m}^3$ (olenevalt tootest)	Ladustamine/doseerimine	Mõjuv kation	pH
Alumiiniumkloriid	$\text{AlCl}_3$	1,3	Happekindel mahuti ja doseerimispump	$\text{Al}^{+3}$	1
Alumiiniumsulfaat	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	1,27	Happekindel mahuti ja doseerimispump	$\text{Al}^{+3}$	3
Raud(II)kloriid	$\text{FeCl}_2$	1,24-1,37	Happekindel mahuti ja doseerimispump	$\text{Fe}^{+2}, \text{Fe}^{+3}$	1
Raud(III)kloriid	$\text{FeCl}_3$	1,43-1,52	Happekindel mahuti ja doseerimispump	$\text{Fe}^{+3}$	1
Raud(III)sulfaat	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	1,5	Happekindel mahuti ja doseerimispump	$\text{Fe}^{+3}$	1
Kaltsiumhüdroksiid	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	1,15 lahusena 0,45 pulbrina	Mahuti, tigukonveier, doseerimispump	$\text{Ca}^{+2}$	12,5

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.

### 12.3.2 Keemilise fosforiärastustehnoloogia rakendamine

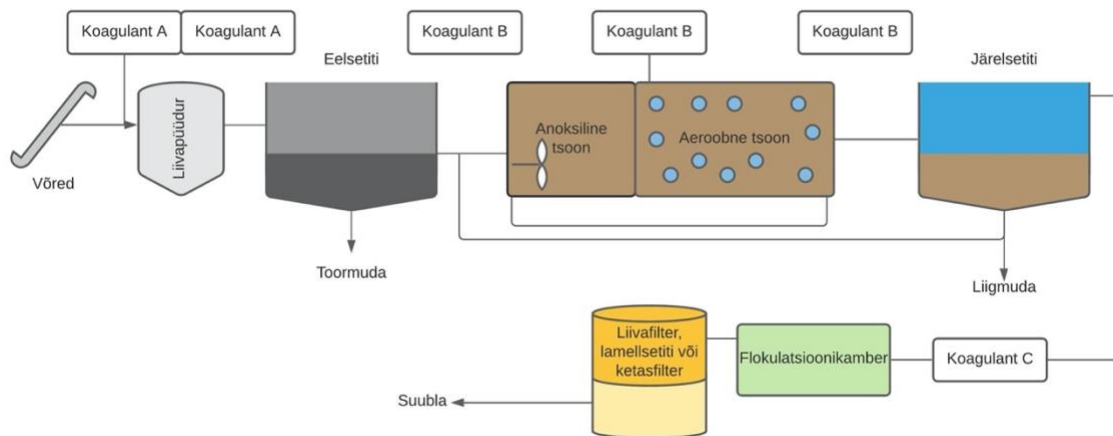
Kõige rohkem mõjutab koagulandi tõhusust doseerimiskoht, kus peab olema tagatud koagulandi kiire segunemine puhastatava reoveega (vool võimalikult turbulentne) ning kus kemikaalisegu voolamist on võimalik visuaalselt kontrollida. Kui turbulentne koht puudub, tuleb paigaldada olemasolevasse süsteemi või 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 eelsetitit.

**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 eelsetid kiiresti anaeroobseks. Bioloogilise puhastuse seisukohalt on tegemist pigem negatiivse protsessiga, sest koagulatsiooni käigus eemaldatakse märkimisväärne osa kergesti lagundatavast orgaanilisest ainest ( $BHT_7$ ), mis on hilisemas protsessis vajalik denitrifikatsiooniks. Fosfori kontsentratsioon võib ka langeda niivõrd 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 kemikaali kulu. 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. Efektiivsus saavutatakse tänu sellele, et heljumi kontsentratsioon 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 efektiivsus.



Joonis 12.8. Koagulandi doseerimiskohad: A on eelsadestus, B simultaansadestus ning C 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 puhverduvõimet, 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 fosforiärastuse 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 kombineeritud 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 piirmäär ei saavutata, sest fosforiärastus on mitmest tegurist, sh heljumi eemaldamise tõhususest, reaktiivse fosfori osakaalust (selle fosfori osakaalust, mis koagulatsiooniprotsessidele allub).

### 12.3.3 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 manteloru 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;
- vähem turbulentsmates kohtades koagulant kristalliseerub ja ummistab vooliku;
- väljavoolus on üle piirmäära raskmetalle (eriti Zn ja Cu).

### 12.4 Bioloogilise ja keemilise fosforiärastuse võrdlus

Bioloogilisel ning keemilisel fosforiärastusel on nii plüsse kui ka miinuseid. Ühest küljest on keemiline fosforiärastus küll paremini juhitud, kuid samas suureneb liigmudateke ja 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 suurem oht piirmäärasid mitte täita kui keemilise fosforiärastuse puhul. Tabelis 12-2 võrreldakse kolme fosforiärastusmeetodit ning tuuakse välja nende eelised ja puudused.

Tabel 12-2. Levinumate fosforiärastustehnoloogiate võrdlus

Meetod	Eelised	Puudused
Keemiline eelsadestus	Tihti on olemas tugevasti turbulentse vooluga doseerimiskoht, mistõttu ei ole vaja teha suuremaid investeeringuid.	Eemaldatakse bioloogiliseks puhastuseks vajalik kergesti kasutatav fosfor ning osaliselt seotakse või eemaldatakse denitrifikatsiooniks vajalik

	Väheneb settekäitlusest tagasi lahustuva fosfori kogus. Hästi juhitav.	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.	Koagulandi kulu 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. Efektiivne 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	Ei vaja fosfori eemaldamiseks ohtlikke kemikaale. Tekib vähem liigmuda kui keemilise fosforiärastuse puhul.	Raskesti juhitav. Tõhusus oleneb otseselt siseneva reovee koostisest (nt KHT/BHT ). Fosfori tagasileostumine settekäitlusest. Stabiilseks fosforieemalduseks tuleb puhastusprotsessi käitada lämmastikuärastuseks piiripealse mudavanusega. Protsess on väga tundlik, fosforieemaldust mõjutab otseselt anaeroobses tsoonis lahustunud hapnik ja nitraadi kõrge kontsentratsioon .

## 12.5 Näidisülesanded fosforiärastamise kohta

### 12.5.1 Koagulandikulu arvutamine

$$X_{P,prec} = C_{P,IAT} - C_{P,EST} - X_{P,BM} - X_{P,BioP} \text{ mg/l, kus}$$

- $X_{P,prec}$  – fosfori kontsentratsioon, mida on vaja keemiliselt eemaldada;
- $C_{P,IAT}$  – fosfori kontsentratsioon aerotanki sissevoolus;
- $C_{P,EST}$  – soovitud/eeldatav fosfori kontsentratsioon väljavoolu vees;

- $X_{P,BM}$  – heterotroofsete mikroorganismide poolt kasvuks kasutatav fosfor (1% BHT-st ainult aeroobse protsessi puhul, nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni olemasolul täiendavalt 0,5% BHTst);
- $X_{P,BioP}$  – Bio-P puhul täiendavalt 1% BHT-st.

Keemilisest fosforiärastusest tingitud liigmuda teke:  $SP_{d,P} = \frac{Q_d \cdot (3 \cdot X_{P,BioP} + 6,8 \cdot X_{P,prec,Fe} + 5,3 \cdot X_{P,prec,Al})}{1000}$  kg/d

Kui on tegemist reoveepuhastiga, kus kasutatakse koagulandina PIX115, siis:

$$SP_{d,P} = \frac{Q_d \cdot (6,8 \cdot X_{P,prec,Fe})}{1000} \text{ kg/d.}$$

Keemiliseks fosforiärastuseks vajalik kemikaalikulu oleneb molaarmasside suhtest, mis on 1,5. Seega doseerides:

- Fe 2,7 kg Fe/kg<sub>prec</sub>
- Al 1,3 kg Al/kg<sub>prec</sub>

Näidisarvutus:

Vaadeldagu täieliku lämmastikuärastusega ilma Bio-P-ta reoveepuhastit, mille reovee vooluhulk on 1500 m<sup>3</sup>/d, BHT<sub>7</sub> 350 mg/l, P<sub>üld</sub> 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.

$$X_{P,prec} = C_{P,IAT} - C_{P,EST} - X_{P,BM} - X_{P,BioP}$$

$$X_{P,prec} = 15 \frac{mg}{l} - 0,3 \frac{mg}{l} - \left( \frac{350mg}{l} * 0,015\% \right) = 9,55 \text{ mg/l on vaja eemaldada keemiliselt;}$$

Järgmiseks leiame, mitu kilogrammi eemaldatavat fosforit sisaldab 1500 m<sup>3</sup>/d reovett.

$$\frac{9,55 \frac{mg}{l}}{1000} * 1500 \text{ m}^3 = 14,3 \text{ kgP}$$

Selle fosforikoguse sadestamiseks kulub :

$$14,3 \text{ kgP} * 2,7 \text{ kgFe} = 38,6 \text{ kgFe}$$

PIX115 sisaldab 11,5% Fe, seega vajaliku Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>) koguse leiame ristkorrutise abil:



$$\begin{array}{ll} 11,5\% & 38,6 \text{ kgFe} \\ 100\% & x \text{ kgPIX115} \end{array}$$

$$x \text{ kgPIX115} = \frac{100\% * 38,6 \text{ kgFe}}{11,5\%} = 335,7 \text{ kgPIX115}$$

Kuna doseeritakse mahtu, siis koagulandi vajaliku ööpäevase doseerimishulga  $Q_{\text{koagulant}}$  leidmiseks peame arvestama PIX115 tihedusega, mis on ca 1,54 kg/m<sup>3</sup>.

$$Q_{\text{koagulant}} = \frac{335,7 \text{ kgPIX115}}{1,54 \text{ kg/m}^3} = 218 \text{ l}$$

Koaguleerimisest tingitud liigmuda (kuivaine) hulk leitakse järgmiselt:

$$SP_{d,p} = \frac{1500 \text{ m}^3 * (6,8 * 9,8 \text{ mg/l})}{1000} = 100 \text{ kg}$$

Arvestades, et järelsetitist või annuspuhastist eemaldatakse liigmuda kuivainesisaldusega ca 0,8%, siis on täiendava liigmuda maht ca 12,5 m<sup>3</sup>.

Arvestama peab seda, et kui tegemist on näiteks annuspuhastiga, millesse PIX doseeritakse teatud ajahetkel, siis on oluline, et valitakse pump, mis suudab vajaliku koguse doseerida näiteks 0,5 h jooksul.

#### 12.5.1 Kui palju fosforit eemaldatakse bioloogilise fosforiärastuse käigus?

Mõeldavas Viru reoveepuhastisse jõuab reovesi, mille omadusi kirjeldab tabel 12-3. Puhastis toimub bioloogiline fosforiärastus ning mudavanus (SRT) on viis päeva. Viru puhastis ei toimu nitrifikatsiooni ning anaeroobsesse reaktorisse ei jõua protsessi pidurdada võivat lahustunud hapnikku Fosforisisaldus PAO-des on 0,30 gP/gVSS, teistel bakteritel 0,02 gP/gVSS. Eeldatakse, et PAO-de ning muude bakterite (OHO-de) juurdekasvu saagis ( $Y_{xs}$ ) on üheväärne (0,45 gVSS/gKHT). Leida on vaja bioloogilise fosforiärastuse käigus eemaldatava fosfori kogus eeldusel, et reovees sisalduvast kergesti lagundatavast süsinikust (rbKHT) muudetakse anaeroobses reaktoris 90 % atsetaadiks ning et PAO-de endogeense lagunemise määr ( $b$ ) on 0,08 g/g päevas. Viru järelsetiti väljavooluvee analüüsitulemustest lähtuvalt kandub heitveega välja 8 mg/l orgaanilist ainet.

Tabel 12-3. Viru reoveepuhasti reovee analüüsitulemused

Analüüsitav näitaja	Sisaldus	Ühik
KHT	300	mg/l
bKHT	200	mg/l
rbKHT	50	mg/l

Üldfosfor	6,0	mg/l
-----------	-----	------

Lahenduskäik:

1. Leida tekkinud atsetaadi hulk ning teisendada see edasiste arvutuste lihtsustamiseks:

$$C_{bsKHT} = 90 \% \times C_{rbKHT} = 0,09 \times 50 \text{ mg/l} = 45 \text{ mg/l} = 45 \text{ g/m}^3$$

2. Leida PAO-de mass, mis tekib siseneva KHT arvelt:

$$X_{PAO} = \left[ \frac{Y_{XS}}{1 + (b \times SRT)} \right] \times C_{bsKHT} = \left[ \frac{0,45 \text{ gVSS/gKHT}}{1 + (0,08 \frac{\text{g}}{\text{g}} \times 5 \text{ d})} \right] \times 45 \text{ g/m}^3 = 14,5 \text{ gVSS/m}^3$$

3. Leida PAO-des sisalduva fosfori sisaldus:

$$C_{P,PAO} = f_{P,PAO} \times X_{PAO} = 0,30 \text{ gP/gVSS} \times 14,5 \text{ gVSS/m}^3 = 4,4 \text{ gP/m}^3$$

4. Leida bioloogiliselt lagundatav KHT, mida OHO-d saavad tarbida:

$$C_{bKHT,OHO} = C_{bKHT} - C_{bsKHT} = 200 \text{ g/m}^3 - 45 \text{ g/m}^3 = 155 \text{ g/m}^3$$

5. Leida OHO-de mass, mis tekib aeroobsesse reaktorisse siseneva KHT arvelt:

$$X_{OHO} = \left[ \frac{Y_{XS}}{1 + (b \times SRT)} \right] \times C_{bKHT,OHO} = \left[ \frac{0,45 \text{ gVSS/gKHT}}{1 + (0,08 \frac{\text{g}}{\text{g}} \times 5 \text{ d})} \right] \times 155 \text{ g/m}^3 = 49,8 \text{ gVSS/m}^3$$

6. Leida OHO-de fosforisisaldus:

$$C_{P,OHO} = f_{P,OHO} \times X_{OHO} = 0,02 \text{ gP/gVSS} \times 49,8 \text{ gVSS/m}^3 = 1,0 \text{ gP/m}^3$$

7. Leida bakterite poolt summaarselt eemaldatava fosfori sisaldus:

$$C_{P,PAO+P,OHO} = C_{P,PAO} + C_{P,OHO} = 4,4 \text{ gP/m}^3 + 1,0 \text{ gP/m}^3 = 5,4 \text{ gP/m}^3$$

8. Leida tarbimata jäänud fosfori sisaldus, mis kandub lahustunud kujul heitveega välja:

$$C_{P,tarbimata} = C_{P,reevesi} - C_{P,PAO+P,OHO} = 6,0 \text{ gP/m}^3 - 5,4 \text{ gP/m}^3 = 0,6 \text{ gP/m}^3$$

9. Leida heitvee heljumi orgaanilise ainega seotud fosfori keskmine sisaldus:

$$f_{P,VSS \text{ heitvesi}} = \frac{C_{P,PAO} + C_{P,OHO}}{X_{PAO} + X_{OHO}} = \frac{4,4 \text{ gP/m}^3 + 1,0 \text{ gP/m}^3}{14,5 \text{ gVSS/m}^3 + 49,8 \text{ gVSS/m}^3} = 0,083 \text{ gP/gVSS}$$

10. Leida heitveega väljakanduva heljumi orgaanilise ainega seotud fosfori sisaldus:

$$C_{P,VSS \text{ heitvees}} = f_{P,VSS \text{ heitvees}} \times VSS_{\text{heitvesi}} = 0,083 \text{ gP/gVSS} \times 8,0 \text{ gVSS/m}^3 = 0,67 \text{ gP/m}^3$$

11. Leida Viru heitvee fosforisisaldus:

$$C_{P,heitvesi} = C_{P,tarbimata} + C_{P,VSS \text{ heitvesi}} = 0,6 \text{ gP/m}^3 + 0,67 \text{ gP/m}^3 = 1,27 \text{ gP/m}^3 = 1,27 \text{ mgP/l}$$

## 12.6 Bioloogilise -ja keemilise fosforiärastuse juhtimine

### 12.6.1 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. Nagu eelnevalt juttu oli, on bioloogilise fosforiärastuse toimimine anaeroobsete olude olemasolust ja puhastisse peab jõudma piisavalt orgaanilist ainet, põhiliselt rasvhappeid.

Opereerimisel arvesta:

- väldi bioloogiliselt seotud fosfori tagasi juhtimist 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 kandumist anaeroobsesse tsooni. Selle põhjuseks võib olla vee lahustunud hapniku liiga kõrge sisaldus aeroobse tsooni lõpus, kust see jõuab tagastusmudaga puhastusprotsessi algusesse. Liigset hapnikusisaldust võivad põhjustada aereeritavad liivapüüdurid;
- toitainete suhet kahjuks mõjutada ei saa;
- väldi aktiivmuda väljakannet, sest heljum mõjutab otseselt väljavooluvee fosforisisaldust.

### 12.6.2 Keemilise fosforiärastuse juhtimine

Keemilise fosforiärastuse juures on eriti oluline tööhutus, kuna koagulandi puhul on tegemist tugeva happega. Fosforiärastus on koagulandi doosist, doseerimiskohast, heljumi eemaldamise efektiivsusest, sest nagu bioloogilise fosforieemalduse puhul, mõjutab väljavoolu jõudev heljum otseselt heitvee fosforisisaldust.

Opereerimisel 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 ära 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 pumplasiinaaliga, mille puhul pump käivitub pärast signaali saamist x minutiks. Vastasel korral, kui doseerimispump on pidevalt töös, kuid vooluhulgad väga muutlikud, võidakse koagulant 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.

## 12.7 Lühendid

LÜHEND	SELETUS
<b>ADP</b>	Adenosiindifosfaat
<b>ATP</b>	Adenosiintrifosfaat
<b>PHA</b>	Polü-β-hüdroksüalkanoaat
<b>VFA</b>	Lenduvad rasvhapped (nt, äädikhape ja propioonhape)
<b>KHT</b>	Keemiline hapnikutarve
<b>PÜLD</b>	Üldfosfor
<b>BHT<sub>7</sub></b>	Bioloogiline hapnikutarve (7-ööpäevane)
<b>OHO</b>	Tavalised heterotroofsed organismid
<b>PAO</b>	Fosforit akumulierivad organismid
<b>GAO</b>	Glükogeeni akumulierivad organismid
<b>LAO</b>	Lipiide akumulierivad organismid

## 12.8 Viited

[1] Wolfgang. 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] G. Chen, G. A. Ekama, M. C. M. van Loosdrecht, and D. Brdjanovic. *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing, 2020. doi: 10.2166/9781789060362.
- [5] E. G. Srinath, C. A. Sastry, and 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.
- [6] G. v. Levin and J. Shapiro. Metabolic Uptake of Phosphorus by Wastewater Organisms. *Water Pollution Control Federation*. Vol. 37, No. 6, pp. 800–821, 1965.
- [7] S. R. Qasim and G. Zhu. *Wastewater treatment and reuse: Theory and design examples. Volume 1: Principles and basic treatment*. 2017. doi: 10.1201/b22368.
- [8] S. R. Qasim and G. Zhu, *Wastewater Treatment and Reuse, Theory and Design Examples, Volume 1: Post-Treatment, Reuse and Disposal*. 2018.
- [9] R. Seviour and P. H. Nielsen. *Microbial Ecology of Activated Sludge*. London: IWA Publishing, 2010.
- [10] R. Kristiansen et al.. A metabolic model for members of the genus *Tetrasphaera* involved in enhanced biological phosphorus removal. *The ISME Journal*, Vol. 7, No. 3, pp. 543–554, Mar. 2013, doi: 10.1038/ismej.2012.136.
- [11] P. H. Nielsen, S. J. Mcllroy, M. Albertsen, and 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.
- [12] F. J. Rubio-Rincón, C. M. Lopez-Vazquez, L. Welles, M. C. M. van Loosdrecht, and D. Brdjanovic. Cooperation between *Candidatus Competibacter* and *Candidatus Accumulibacter* clade I, in denitrification and phosphate removal processes. *Water Research*, Vol. 120, pp. 156–164, 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.05.001.
- [13] A. Straub, H. Bulle, and 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.
- [14] Wolfgang. Bischof. *Abwassertechnik: mit zahlreichen Beispielen*. Teubner, 1998.
- [15] Metcalf & Eddy et al., *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. 2013.

[16] S. R. Qasim and G. Zhu. Wastewater treatment and reuse: Theory and design examples: Volume 1: Principles and basic treatment. 2017. doi: 10.1201/b22368.

[17] 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.