

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Keemia instituut
Kolloid- ja keskkonnakeemia õppetool

Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogia erialal (12 EAP)

Reoveepuhastite bioloogilise fosforiärastuse tõhustamine

Liisa Ikkonen

Juhendaja:
Taavo Tenno, PhD

Tartu 2025

Infoleht

Reoveepuhastite bioloogilise fosforiärastuse tõhustamine

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärgiks oli uurida üleminekut keemiliselt fosforiärastuselt bioloogilisele fosforiärastusele reoveepuhastis, kasutades reoveepuhastusprotsessi matemaatilist modelleerimist. Töö praktiline osa sisaldas reovee laborianalüüsi, mudeli koostamist ja valideerimist ning reoveepuhasti töörežiimis muudatuste tegemist. Muudatuste rakendamisel lähtuti modelleerimise tulemustest. Uuringu tulemused näitasid, et matemaatiline modelleerimine aitab tõhustada reoveepuhasti tööd, sealjuures ka üleminekut keemiliselt fosforiärastuselt bioloogilisele. Kuigi mudel ei suuda arvestada kõiki asjaolusid reoveepuhastusprotsessis, on selle rakendamine puhasti töö optimeerimiseks kasulik. Bioloogiline fosforiärastus toimis mudelis edukalt, kuid katseperioodi lõpuks ei saavutatud reoveepuhastis veel soovitud tulemust. Protsess võib vajada rohkem aega ning on võimalik teha edasisi muudatusi bioloogilise fosforiärastuse tõhustamiseks.

Märksõnad: *reoveepuhastus, bioloogiline fosforiärastus, SUMO tarkvara*

CERCS: T270 Keskkonnatehnoloogia, reostuskontroll, P305 Keskkonnakeemia

Abstract

Enhancing biological phosphorus removal in wastewater treatment plants

This bachelor's thesis aimed to study the transition from chemical phosphorus removal to biological removal in a wastewater treatment plant, using wastewater treatment mathematical modelling. The experiment included laboratory analyses of wastewater, model development and validation, and the implementation of operational changes in the wastewater treatment plant, which were based on mathematical modelling. The results showed that mathematical modelling is a useful tool for enhancing the work of a wastewater treatment plant and implementing biological phosphorus removal, although it cannot predict every change in the wastewater treatment plant. Biological phosphorus removal worked effectively in the model but by the end of the experimental period, the outcome had not yet been achieved at the treatment plant. The process may require more time and additional operational changes.

Keywords: *wastewater treatment, biological phosphorus removal, SUMO software*

CERCS: T270 Environmental technology, pollution control, P305 Environmental chemistry

Sisukord

Infoleht	2
SISSEJUHATUS	5
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE	6
1.1 Fosfor toitainena	6
1.2 Fosforireostus keskkonnas	6
1.3 Fosfor reovees	7
1.3.1 Keemiline fosforiärastus	7
1.3.2 Bioloogiline fosforiärastus.....	8
1.3.3 Bioloogilise fosforiärastuse mikroobne tasakaal	9
1.3.4 Keemilise ja bioloogilise fosforiärastuse võrdlus	10
1.4 Struviidi sadestamine kui fosfori taaskasutusvõimalus reoveepuhastites.....	10
1.5 Asulareovee uuendatud direktiiv	11
1.6 Aktiivmudaprotsessi ning fosforiärastuse mudeldamine	12
1.7 Fosforiärastus mudelis	12
2. MATERJAL JA METOODIKA	13
2.1 Reoveepuhasti kirjeldus	13
2.2 Fosfori massibilansi koostamine	14
2.3 Reoveepuhasti reostusnäitajate analüüsid	15
2.4 Mudeli koostamine tarkvaras SUMO	16
2.4.1 Mudeli kalibreerimine.....	16
2.4.2 Mudeli valideerimine	17
3. TULEMUSED JA ARUTELU	18
3.1 Reoveepuhasti alglukord.....	18
3.2 Muudatused reoveepuhastis	19
3.4 Fosfori sisalduse muutuse võrdlus mudelis ja puhastis	21
KOKKUVÕTE	25
Summary	27
Tänuavaldused	29

KIRJANDUSE LOETELU	30
LISAD	32

SISSEJUHATUS

Fosfor on elusorganismide jaoks üks tähtsamaid toitaineid, kuid looduses on see piiratud ressurss. Põllumajanduses kasutatakse intensiivselt fosforväetiseid, millest suur osa kandub veekogudesse (Sattari *et al.*, 2016). Kuna fosfor on looduslikult taimede kasvu piirav tegur, põhjustab selle üleküllus veekogudes vetikate liigset kasvu ehk eutrofeerumist (Mander & Liiber, 2014).

Reoveepuhastusprotsessis on fosforiärastus oluline etapp, et vähendada fosfori kannet keskkonda. Eestis kasutatakse peamiselt keemilist fosforiärastust, kuna see on lihtsamini rakendatav ja paremini juhitud tehnoloogia. Keemilise fosforiärastuse tõttu satub aga keskkonda raskmetalle ning metalliga seotud fosforiühend on inertne, mistõttu on selle taaskasutusvõimalused väikesed (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023). 2024. aastal jõustunud asulareovee puhastamise uuendatud direktiiv rõhutab reoveepuhastitist fosfori taaskasutuse olulisust (vt peatükk 1.5), fosfori taaskasutus reoveepuhastusprotsessist on hetkeseisuga madal (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2024/3019). Bioloogiliselt ärastatud fosforist saab edukalt sadestada struviiti, mis on väärtuslik väetis (Otieno *et al.*, 2023). Seetõttu on bioloogiline fosforiärastus palju jätkusuutlikum lahendus kui keemiline.

Käesoleva töö eesmärk on uurida üleminekut bioloogilisele fosforiärastusele reoveepuhastis, mis enne töötas keemilise fosforiärastusega. Operatiivsete otsuste tegemiseks kasutati matemaatilist reoveepuhastuse modelleerimist tarkvaras SUMO. Projekti käigus uuriti millised piirangud ja probleemid on seotud bioloogilisele fosforiärastusele üleminekul ning kui täpselt suudab mudel protsessi kulgemist ennustada.

1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

1.1 Fosfor toitainena

Fosfor on kõigile elusorganismidele eluks vajalik element. Adenosiintrifosfaat (ATP) on energiat talletav molekul, mis sisaldab kolme fosfori aatomit. Kui toit lagundatakse, talletatakse eralduv keemiline energia ATP molekuli, kust seda hiljem uuesti vabastada saab. ATP-st vabaneb energia, kui teise ja kolmanda fosfaatrühma vaheline side katkeb. Kehas toimub pidev ATP molekulide moodustumine ja lagunemine, mida saab organism energiat vajavate protsesside jaoks kasutada. Ilma ATP molekulideta ei saaks ükski elusorganism eksisteerida (Lasky, 2023). Ka taimed talletavad energiat ATP molekulides, nende keemiline energia pärineb klorofüllimolekuli neeldatud valgusenergiast (Mander & Liiber, 2014).

Seega vajavad kõik elusorganismid eluks fosforit. Looduslikult on mullas fosforit vähe ning enamik sellest ei ole taimedele omastatav, kuna see on seotud raudoksiididega, alumiiniumhüdrosiididega, mulla orgaanilise kompleksiga, kaltsiumiühenditega või savimineraalidega. Kuna fosforisisaldus mullas on madal ja raskesti kättesaadav, on fosfor enamikes ökosüsteemides taimede kasvul piirav tegur (Mander & Liiber, 2014). Veeökosüsteemides on fosfori sisaldus veel madalam kui mullas, sest vees on fosfor paremini kättesaadav ning seetõttu tarbivad veetaimed ja mikroorganismid selle kiiresti ära. Fosfori kogus mageveekogus mõjutab oluliselt sealsete taimede fotosünteesi intensiivsust (Smil, 2000).

1.2 Fosforireostus keskkonnas

Inimesed on fosforit kaevandanud alates üheksateistkümnenda sajandi keskpaigast, et seda kasutada väetistes ja tööstuses (Smil, 2000). Fosforiväetiseid on vaja, et rahuldada aina suurenevat nõudlust toidu järele (Sattari *et al.*, 2016). Enamik kaevandatud fosforist töödeldakse mineraalväetisteks, kuid neid maha kandes jõuab ainult osa fosforist taimedele omastamiseks. Suur osa põllule kantud fosforist leostub, erodeerub või kantakse vihmaveega veekogudesse (Sattari *et al.*, 2016). Veekogudesse jõuab fosfor ka reoveega. Nende tegurite tõttu on inimtegevuse mõjul fosfori kanne järvedesse ja maailmamerre kahekordistunud võrreldes loodusliku fosforiringlusega (Mander & Liiber, 2014).

Liigne fosfor veekogudes põhjustab eutrofeerumist ehk vetikate ülekasvu (Mander & Liiber, 2014). Vetikate vohamise tõttu ei paista veekogu vesi enam läbi ehk läbipaistvus jääb alla 50 cm. Pärast suremist vajub fütomass veekogu põhja ning tekitab seal hüpoksilised või anoksilised tingimused (Smil, 2000). Surnud massi lagundavad mikroorganismid kasutavad selleks vees lahustunud hapnikku ning surnud vetikate suure koguse tõttu saab hapnik veekogu põhjast otsa. Kuna organismid sügavamates kihtides ei saa kätte valgust ega hapnikku tekivad niinimetatud surnud alad, kus elutegevust enam ei toimu. Väikese veevahetusega veekogudes tekivad püsivad surnud alad. Läänemeri on üks sellistest veekogudest ning suure toitainete sissekande tõttu on Läänemere eutrofeerumine tõsine probleem (Diaz & Rosenberg, 2008).

1.3 Fosfor reovees

Fosfor on reovees viies levinuim element. Fosfor jõuab reovette nii olmereovee kui ka tööstusliku reoveega. Olmereovee fosfor pärineb peamiselt inimeste väljaheidetest, mille fosforisisaldus tuleneb toidust. Fosforiallikateks on ka erinevad pesuvahendid ja toidujäätised, mis reovette satuvad. Tööstusliku päritoluga reovees on fosfori sisaldus varieeruv, olenevalt tööstuse iseloomust. Olmereovee fosfori sisaldus on keskeltläbi stabiilsem aga kõigub ööpäevaselt. Enamasti jäävad fosfori kontsentratsioonid reovees 5 ja 30 mg/l vahele (Schaum, 2018). Reovees esineb fosfor anorgaaniliste ja orgaaniliste ühenditena. Enamik fosforiühenditest reovees ei ole mürgised, kohati esineb toksilisi pestitsiide ja tööstuses kasutatavaid aineid, kuid väikestes kogustes. Reoveepuhasti väljavoolus on fosfori ühenditest ülekaalus fosfaatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), kuna orgaaniline fosfor eemaldatakse koos reoveepuhasti aktiivmuda biomassiga (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023).

Reoveepuhastusjaamadest väljuva heitvee fosfori piirmäär on 0,5–2 mg/l, olenevalt reoveejaama suurusest inimekvivalentides (vt Lisa 1 tabel). Umbes 30–35% sissevoolu fosforist tarbib aktiivmuda biomass toitainena tavalises reoveepuhastusprotsessis. Piirmäärast madalama kontsentratsiooni saavutamiseks ei ole see enamasti piisav, seega ärastatakse puhastis ülejäänud fosfor keemiliselt, bioloogiliselt või nende meetodite kombinatsiooni abil (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023).

1.3.1 Keemiline fosforiärastus

Keemiliselt ärastatakse fosforit reoveest metallisoolade abil (Valsami-Jones, 2005). Eestis kasutatakse peamiselt $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, ehk raud(III)sulfaadi soola. Raud(III)sulfaat ja lahustunud

fosfaat reageerivad omavahel ning moodustunud ühend raud(III)fosfaat on lahustumatu ja eemaldatakse reoveest koos liigmudaga (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023). Keemilise fosforiärastuse eelisteks on selle robustsus ja paindlikkus, tänu millele on süsteem hästi juhitav (Valsami-Jones, 2005). Puudusteks on kemikaalikulu, liigmuda mahu suurenemine ning raskmetallide viimine liigmudasse (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023).

Keemilist fosforiärastust saab rakendada reoveepuhastusprotsessi eri etappides, mis mõjutavad koagulandi tõhusust. Doseerimiskoha järgi liigitatakse fosforiärastust eelsadestuseks, simultaansadestuseks ja järelsadestuseks, vastavalt sellele, kas koagulanti lisatakse enne bioreaktorit, selle sisse või pärast biopuhastust. Levinuim neist on simultaansadestus, ehk koagulant lisatakse aeroobsesse mahutisse, kuna meetod on lihtsalt rakendatav ja hästi juhitav. Probleemiks on aga suur koagulandikulu, kuna bioreaktoris on suur heljumisisaldus, mis takistab reaktsiooni kulgemist. Samuti sadestab kemikaal välja fosforit, mida mikroorganismid elutegevuseks vajavad (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023).

1.3.2 Bioloogiline fosforiärastus

Bioloogiline fosforiärastus põhineb aktiivmudatehnoloogial, kus tekitatakse soodsad tingimused mikroorganismidele, kes seovad rohkem fosforit, kui neil elutegevuseks vaja on. Selliseid mikroorganisme nimetatakse polüfosfaate akumulereivateks organismideks ehk PAO-deks. PAO-d seovad lisafosforit, kui keskkonnas vahelduvad anaeroobsed ja aeroobsed tingimused. Seetõttu läbib bioloogilise fosforiärastuse protsessiga reoveepuhastites reovesi enne aeroobset mahutit ka anaeroobse mahuti (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023).

Anaeroobses keskkonnas on PAO-del teiste mikroorganismide ees eelis, kuna nad ei vaja elektronaktseptoreid nagu hapnik või nitraat (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023). Nad tarbivad reovees leiduvaid lenduvaid rasvhappeid ja muudavad need energiarikkaks polühüdrosüvaleraadiks (PHA). Selleks vajaliku energia saavad PAO-d rakusiseselt talletatud polüfosfaatide hüdroolüüsist. Polüfosfaatide lagunemisel tekivad fosfaadid, mistõttu anaeroobses mahutis fosfaatide sisaldus vees tõuseb (Valsami-Jones, 2005).

Aeroobses faasis lagundavad PAO-d polühüdrosüvaleraati energia saamiseks, et kasvada ja paljuneda. Nad seovad veest uuesti fosfaati, et taastada oma polüfosfaadivarud ning biomassi suurenemisel seotakse ka fosfaate rohkem, kui eelnevalt vabanes (Valsami-Jones, 2005). PAO-de rakusisene fosforisisaldus võib ulatuda 3–6%-ni biomassi kuivaine kohta. Fosfor ärastatakse

süsteemist koos biomassiga ehk liigmuda eemaldamise kaudu (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023). Soodsates tingimustes saab bioloogilise fosforiärastuse käigus eemaldada 80–90% sissevoolu fosfaadist (Valsami-Jones, 2005).

Bioloogilise fosforiärastuse tõhusust mõjutavad mitmed tegurid. Lisaks aeroobse ja anaeroobse keskkonna loomisele on oluline, et puhasti sissevoolu fosfori kontsentratsioon oleks võimalikult ühtlane. Suured kontsentratsiooni kõikumised võivad mikroorganismide aktiivsust pärssida. Samuti peab sissevool sisaldama piisavalt toitaineid ning fosforit, et PAO-d saaksid fosforit siduda ja akumulereida. Efektiivseks bioloogiliseks fosforiärastuseks on vajalikud ka piisav kationide kontsentratsioon, sobiv temperatuur (umbes 20 °C), hea muda settivus, pH taseme kontroll ning anaeroobse keskkonna redokspotentsiaali hoidmine sobival tasemel (Mulkerrins *et al.*, 2004).

1.3.3 Bioloogilise fosforiärastuse mikroobne tasakaal

Bioloogilise fosforiärastuse efektiivsus ei ole alati stabiilne. Anaeroobses keskkonnas tegutsevad lisaks PAO-dele ka glükogeeni akumulereivad bakterid ehk GAO-d, kes on PAO-dele konkurendiks. GAO-d tarbivad samuti lenduvaid rasvhappeid, mida kasutavad ka PAO-d, kuid nad ei seo oma elutegevuse jooksul fosforit. Seega, kui eesmärgiks on fosforiärastus, nähakse GAO-sid kui segavaid mikroorganisme (Chen *et al.*, 2022).

Selle, kumb bakteriklass parasjagu domineerib, määravad mitmed tegurid. Oluliseks faktoriks on reovee iseloom. PAO-de kasvu soosib kõrge fosfori ja lenduvate rasvhapete suhe, madalama fosforisisalduse korral ei saa PAO-d rakusiseseid polüfosfaate varuda ning eelise saavad GAO-d. Ka see, millised lenduvad rasvhapped vees esinevad, mõjutab seda, kumb bakterigrupp domineerib. PAO-d domineerivad kui on nii äädikhapet kui ka propionaate vees, kui ühte neist esineb vähe, on eelis GAO-del (Lopez-Vazquez *et al.*, 2009).

Kui reovee koostist ei saa kontrollida, on siiski olemas parameetreid, mida saab mõjutada GAO-de kasvu pärssimiseks. PAO-d domineerivad madalamatel temperatuuridel, näiteks 10 °C juures, kuna siis on GAO-de kasv aeglustunud, PAO-sid madal temperatuur oluliselt ei mõjuta. Kõrgematel temperatuuridel saab GAO-sid inhibeerida ka pH langetamisega alla 7,0 (Lopez-Vazquez *et al.*, 2009).

1.3.4 Keemilise ja bioloogilise fosforiärastuse võrdlus

Nii keemilisel kui bioloogilisel fosforiärastusel on omad eelised, seetõttu rakendatakse mõlemat tehnoloogiat laialdaselt. Keemiline fosforiärastus on operatiivsest küljest lihtsam, kuna koagulandi lisamist on lihtne teostada ja kontrollida ning välja sadestatud fosfor ei jõua enam vette tagasi. Samas suureneb keemilise fosforiärastuse käigus liigmuda maht, koagulandi raskmetallid jõuavad mudasse ja heitveega loodusesse ning keemiliselt seotud fosfor on inertne, ehk selle taaskasutusvõimalused on keerulisemad (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023).

Bioloogiline fosforiärastus on keskkonnasõbralikum lahendus, kuna fosforiärastust teostavad mikroorganismid, mistõttu pole vaja koagulanti lisada. Tekib ka vähem liigmuda, sest puuduvad koagulandi metalliga seotud osakesed. Bioloogilised protsessid on aga suhteliselt tundlikud. Mikroorganismide edukaks toimimiseks peavad olema sobivad tingimused, nagu piisav toitainete hulk, sobiv temperatuur, pH ja muud tegurid, mis võivad sõltuda puhastisse siseneva reovee koostisest, mis on olemuselt muutlik. Kuigi bioloogilise fosforiärastuse käigus tekib vähem liigmuda kui keemilise fosforiärastuse puhul, tuleb liigmuda tihedamini ära viia. Mudatihendusmahutis võivad tekkida anaeroobsed tingimused, kus hakkavad mikroorganismid rakkudesse talletatud polüfosfaate uuesti fosfaatideks lagundama, ehk fosfaadid leostuvad vette tagasi. Osa mudast mudatihendusmahutist läheb tagastusmudana tagasi süsteemi, seega jõuab välja leostunud fosfor tagasi puhastusprotsessi algusesse (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023).

1.4 Struviidi sadestamine kui fosfori taaskasutusvõimalus reoveepuhastites

Struviidi keemiline valem on $MgNH_4PO_4 \times 6H_2O$, mis koosneb magneesiumi-, fosfaadi- ja ammooniumioonidest 1:1:1 molaarses suhtes. Reoveepuhastusprotsessis on struviit tuntud peamiselt selle poolest, et tekib teatud tingimustes iseeneslikult ning selle tahked kristallid ummistavad puhastusjaama torusid (Le Corre *et al.*, 2009).

Struviidi sadestumine toimub kahes etapis. Esmalt moodustub tuum, kus lahustunud ioonid, nagu fosfaat (PO_4^{3-}), ammoonium (NH_4^+) ja magneesium (Mg^{2+}), reageerivad omavahel. Seejärel kasvab kristall, liites endasse täiendavaid ioone, kuni lahus saavutab keemilise tasakaalu (Otieno *et al.*, 2023). Struviidi tekkeks on vajalik, et lahus oleks ionidest üleküllastunud, ning optimaalne pH-vahemik on 8,0–9,5 (Le Corre *et al.*, 2009).

Bioloogilise fosforiärastuse tulemusena on reoveepuhastuse liigmudas fosfor seotud polüfosfaatidena biomassis. Mudamahuti anaeroobses keskkonnas vabastavad mikroorganismid polüfosfaadid ortofosfaatidena vedelasse faasi, mistõttu on liigmuda veefaasi fosfaadi kontsentratsioon kõrge. Kui saavutada vajalik pH-vahemik ja lisada magneesiumioone, on see sobiv keskkond struviidi sadestamiseks. Struviit sisaldab nii fosfori kui ka lämmastikioone, mistõttu on see väärtuslik väetis. Struviit lahustub mullas aeglaselt, mis võimaldab toitainete järkjärgulist vabanemist seega ei pea nii sageli väetist juurde kandma. Hetkel on struviidi sadestamine kõige levinum taaskasutatav ühend töös olevates puhastites ja ka pilootpuhastites Euroopas ning seda toodetakse märkimisväärt kogustes ka Hiinas, Jaapanis ja USA-s (Otieno *et al.*, 2023).

Sobivates tingimustes on struviiti suhteliselt lihtne ja odav sadestada. Sadestus eeldab bioloogilise fosforiärastuse protsessi reoveepuhastis, keemilise fosforiärastuse korral ei vabane reoveemudast vajalikke ortofosfaate. Teine populaarne taaskasutusmeetod, tuhande fosfori taaskasutamine, on kallim ja keerulisem protsess, seega on seda tulus rakendada ainult suuremates reoveepuhastites (Uzkurt Kaljunen *et al.*, 2022).

1.5 Asulareovee uuendatud direktiiv

Euroopa Liidu Nõukogu võttis asulareovee puhastamise uuendatud direktiivi vastu 5. novembril 2024. Direktiivi põhjenduses (42) rõhutatakse, et liidu tasandil peaks kehtima taaskasutusele ja ringlussevõtu minimaalne määr. Toitainete, nagu fosfori, väärimist reoveest tuleks soodustada, kuna see toetab põllumajandussektori vastupidavust, kestlikkust ja aitab arendada liidu väetisetööstuse sõltumatust. Selle eesmärgi saavutamiseks tuleks kasutusele võtta meetmeid, mis soodustavad asulareoveest ja reoveesetest taaskasutusse võetud toitainete tootmist ja kasutamist (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2024/3019).

Direktiivis ei sõnastata, et fosforiärastuseks tuleks eelistada bioloogilist ärastust keemilisele, kuid fosfori taaskasutamiseks reoveest on bioloogiline fosforiärastus keskkonnasõbralikum ja tõhusam meetod. Varasemalt käsitletud struviidi sadestamine on tehniliselt ja majanduslikult soodsam lahendus (Otieno *et al.*, 2023). Seevastu keemilise ärastuse käigus seondub fosfor lahustumatute mineraalidega, mille taaskasutamine on keerulisem ja kallim (Wilfert *et al.*, 2018).

1.6 Aktiivmudaprotsessi ning fosforiärastuse mudeldamine

Reoveepuhastuse matemaatilise mudeldamise eesmärk on ennustada, kuidas puhastusprotsess toimib erinevates töötingimustes. Esimene aktiivmuda tehnoloogial põhinev matemaatiline mudel, ehk ASM1 (*Activated Sludge Model No. 1*), koostati aastal 1987. ASM1 kirjeldab süsiniku ja lämmastiku eemaldamist aeroobsetes ja anoksilistes tingimustes ning sellest on edasi arendatud täiustatud mudeleid ASM2 ja ASM3. ASM2-le lisati bioloogilise fosforiärastuse protsessid ning täiendati denitrifikatsiooni protsessi. ASM3 võimaldab ka mikroorganismide kasvu dünaamilist modelleerimist (Brdjanovic *et al.*, 2015). Lisaks ASM-seeriale on olemas ka ADM (*Anaerobic Digestion Model*) tüüpi mudelid, mis kirjeldavad anaeroobse lagunemise protsesse detailsemalt (Ndeba *et al.*, 2018).

ASM-tüüpi mudelid ei kirjelda süsteemi aktiivmuda osakese tasandil vaid lihtsustatult kogu reaktori tasandil (Schaum, 2018). Samuti ei pea mudel sisaldama iga detaili reoveepuhastusjaama kohta, kasutaja saab keskenduda just teda huvitavale infole (Chen *et al.*, 2020). ASM-tüüpi mudelid keskenduvad peamiselt reoveepuhastusjaama sissevoolule ja väljavoolule, puhastusprotsessis toimuvaid reaktsioone ei vaadelda eraldi, vaid kogu protsessi vaadeldakse kui üht süsteemi (Kõrgmaa & Kriipsalu, 2023).

Mudelite kasutamine reoveepuhastuses annab ülevaate olemasoleva puhasti toimimisest, võimaldab hinnata uuendamis- ja projekteerimisvõimalusi ning on abiks operaatorite koolitamisel. Enne uute reoveepuhastite rajamist on mudeldamine oluline etapp, et veenduda puhasti toimimisest (Brdjanovic *et al.*, 2015).

1.7 Fosforiärastus mudelis

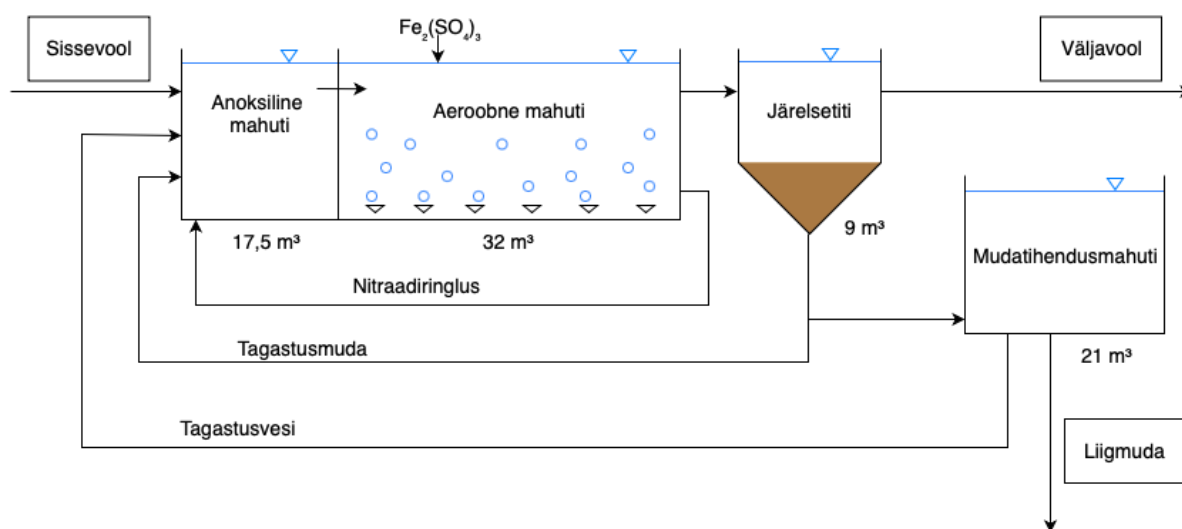
Fosfori keemilised ja bioloogilised transformatsioonid reoveepuhastusprotsessis on üpris keerulised, mistõttu tasub fosforiringluse analüüsimisel kogu puhastist arvutuslik mudel koostada. Fosforiringlust saab edukalt mudeldada, kuna erinevalt süsinikust ja lämmastikust ei moodustu fosforist protsessi käigus gaasilisi vorme ehk kogu fosfor püsib süsteemis. Mudel saab kirjeldada bioloogilist fosforiärastust, keemilist fosforiärastust või nende kombinatsiooni vastavalt vajadusele (Schaum, 2018).

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1 Reoveepuhasti kirjeldus

Käesolevas töös uuriti reoveepuhastit, mille sissevool on olmereovesi ning reostuskoormus on 370 ie (inimekvivalendi). Lisa 1 tabelis on esitatud erineva suurusega puhastitele kehtivad heitvee nõuded. Puhastile vahemikus 300–1999 ie kehtib üldfosfori piirväärtus 2 mg/l.

Joonisel 1 on kujutatud skeem reoveepuhastusjaamast. Puhasti koosneb anoksilisest mahutist, aeroobsest mahutist, järelsetist ja mudatihendusmahutist ning töötab aktiivmuda tehnoloogial, kus fosfor eemaldatakse keemiliselt.



Joonis 1. Reoveepuhastusjaama lihtsustatud skeem.

Reovee teekond puhastis on järgmine:

Esmalt jõuab reovesi anoksilisse mahutisse. Sinna juhitakse peale sissevoolava reovee ka tagastusvesi ja -muda mudatihendusmahutist ning nitraadiringluse kaudu vesi aeroobsest mahutist. Anoksiline keskkond on oluline nitraadiärastuseks, seal toimub denitrifikatsioon, ehk nitraadid muudetakse lämmastikgaasiks, mis eraldub atmosfääri.

Järgmine etapp on aeroobne mahuti. Seal toimub orgaaniliste ainete lagundamine hapniku abil. Mikroobid lagundavad süsinikuühendid süsihappegaasiks ja veeks. Samuti lisatakse siia $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ lahust, mille abil fosfor sadestatakse ja eemaldatakse mudaga. Aeroobses mahutis oksüdeeritakse ammoniaak ja teised lämmastikuühendid hapniku abil, mille tulemusena moodustuvad nitraadid. Et nitraadiärastus oleks maksimaalse tõhususega

pumbatakse aeroobsest mahutist vett tagasi anoksilisse, et anoksiline ja aeroobne keskkond vahelduks mitu korda ning võimalikult suur osa lämmastikühendeid eralduks atmosfääri.

Edasi liigub vesi järelsetitisse, kus vesi ja muda eraldatakse. Heljumivaba vesi setiti pinnalt suunatakse puhastist välja, tihenenud muda setiti põhjast liigub osaliselt puhasti algusesse ning ülejäänud juhitakse mudatihendusmahutisse.

Viimaks jõuab vesi mudatihendusmahutisse, kus muda tiheneb. Liigmuda eemaldatakse teatud aja tagant puhastist. Muda eemaldamisega viiakse süsteemist välja biomassi seotud toitained ja ka keemiliselt ärastatud fosfor.

Reoveepuhasti anoksilise kambri ruumala on 17,5 m³. Mahuti ei ole õhustatud, et tekitada seal anoksilised tingimused. Õhustuskambri ruumala on 32 m³. Mahutit õhutatakse pidevalt, et tagada vees lahustunud hapniku kontsentratsioon 2,5 mg O₂/l. Järelsetiti ruumala on 9 m³. Mudatihendusmahuti ruumala on 21 m³. Keemilise fosforiärastuse koagulandina lisatakse Fe₂(SO₄)₃ 76 ml tunnis. Nitraadiringluse pumba vooluhulk on 204 m³/d. Liigmuda eemaldatakse puhastist korra nädalas.

2.2 Fosfori massibilansi koostamine

Reoveepuhastile arvutati fosfori lihtsustatud massibilanss puhasti sissevoolu, väljavoolu, liigmudast eemaldatud fosfori ja keemiliselt sadestatud fosfori kohta. Arvutused tehti laborianalüüside ja automaatandurite andmete põhjal. Fosfori massibilanss puhastis arvutati järgmise üldvalemiga:

$$M_{P,IAT} = M_{P,EST} + M_{P,WS} + M_{P,Prec}$$

$M_{P,IAT}$ – sissevoolu fosfori mass (g/d)

$M_{P,EST}$ – väljavoolu fosfori mass (g/d)

$M_{P,WS}$ – liigmuda fosfori mass (g/d)

$M_{P,Prec}$ – keemiliselt sadestatud fosfori mass (g/d)

Massibilansi komponentide arvutamiseks kasutati valemit:

$$M_P = C_P \times Q$$

C_P – fosfori kontsentratsioon (g/m³)

Q – vooluhulk (m³/d)

Keemiliselt sadestatud fosfori mass arvutati valemiga:

$$M_{P,Prec} = Q_{Prec} \times f_{P,Prec}$$

Q_{Prec} – päevas lisatud koagulandi kogus (g/d)

$f_{P,Prec}$ – koagulandi kogusele vastav eemaldatava fosfori mass (g/g).

Arvutused tehti perioodil mil keemiline fosforiärastus veel toimis, et kirjeldada puhastis toimuvat fosfori sidumist ja eemaldumist.

2.3 Reoveepuhasti reostusnäitajate analüüsid

Reovee koostise analüüsid sooritati Tartu Ülikooli keemia instituudi kolloid- ja keskkonnakeemia õppetooli keskkonnanalüüsi ja reovee laboris. Analüüsid viidi läbi nii lähtetingimuste kirjeldamiseks kui ka muudatuste tulemuste jälgimiseks.

Reostusnäitaja	Standard
Fosfaatfosfor (PO_4-P)	EVS-EN ISO 6878
Üldfosfor ($P_{\text{üld}}$)	EVS-EN ISO 6878
Üldlämmastik ($N_{\text{üld}}$)	EVS-EN ISO 11905
Keemiline hapnikutarve (KHT)	ISO 6060

Tabel 1. Mõõdetud reostusnäitajate määramisel kasutatud standardid.

Enim analüüse tehti fosfaatfosfori kontsentratsiooni määramiseks spektrofotomeetrilisel meetodil vastavalt standardile EVS-EN ISO 6878 (Tabel 1). Selleks pipeteeriti uuritavast reoveeproovist vastavalt vajadusele lahjendatud kogus 25 ml mõõtekolbi ning täideti see destilleeritud veega 25 ml-ni. Seejärel lisati 1 ml askorbiinhapet ja molübdadilahust, kolb suleti ja lahus segati aeglaselt. Pärast 10 minutilist seismist värvus lahus siniseks, värvuse intensiivsust mõõdeti spektrofotomeetriga HACH Lange DR 2800. Fosfaatide määramiseks kasutati spektrofotomeetri kalibreeritud programmi, mis arvutas proovide fosfaatfosfori kontsentratsioonid automaatselt lahuse absorptsiooni põhjal. Kui proovi lahjendati tuli tulemus hiljem lahjendusteguriga korrutada.

Lisaks määrati laboris ka fosfori leostumist aktiivmudast. Selleks eraldati reoveepuhasti aeroobsest mahutist aktiivmuda proove. Proovidest määrati teatud aja möödudes (peamiselt 24 tundi) PO_4-P kontsentratsiooni, et hinnata fosfori vabanemist aktiivmudast anaeroobsetes

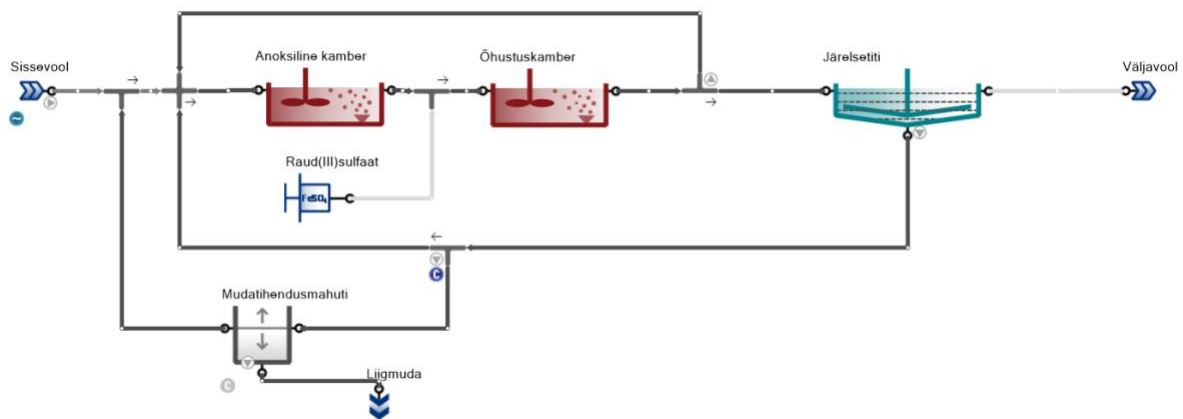
tingimustes. Proovid tsentrifuugiti ning filtreeriti enne määramist. Kui aktiivmudast esineb leostumist, siis pudeli anaeroobses keskkonnas tõuseb vee fosfaatfosfori kontsentratsioon ajas.

2.4 Mudeli koostamine tarkvaras SUMO

Sumo (Dynamita SAS) on tasuline tarkvarapakett reoveepuhastusprotsessi matemaatiliseks modelleerimiseks. Platvormis on võimalik mudeldada erinevaid tüüpe reoveepuhasteid. Simulaatori mudelid on kirjutatud Excelisse, mis kasutab koodi SumoSlang (*Sumo Simulation Language*). Sumo kasutab ASM-I mudeleid (Ndeba *et al.*, 2018).

Mudeli koostamine koosneb üldjuhul neljast etapist: mudeli eesmärgi defineerimine, andmete kogumine, mudeli koostamine ja mudeli kalibreerimine. Mudeli eesmärk oli simuleerida võimalikult täpselt olemasoleva reoveepuhastusjaama tööd. Fosfor osaleb reaktsioonides peaaegu igas reoveepuhasti etapis, seega modelleeriti kogu reoveepuhastusjaam. Oluline samm oli ka hiljem mudelit valideerida, et see kirjeldaks võimalikult täpselt puhasti tööd.

Reoveepuhasti mudel (Joonis 2) dimensioneeriti olemasoleva puhasti andmete põhjal, sealhulgas puhasti mõõtmed ja pumpade vooluhulgad.

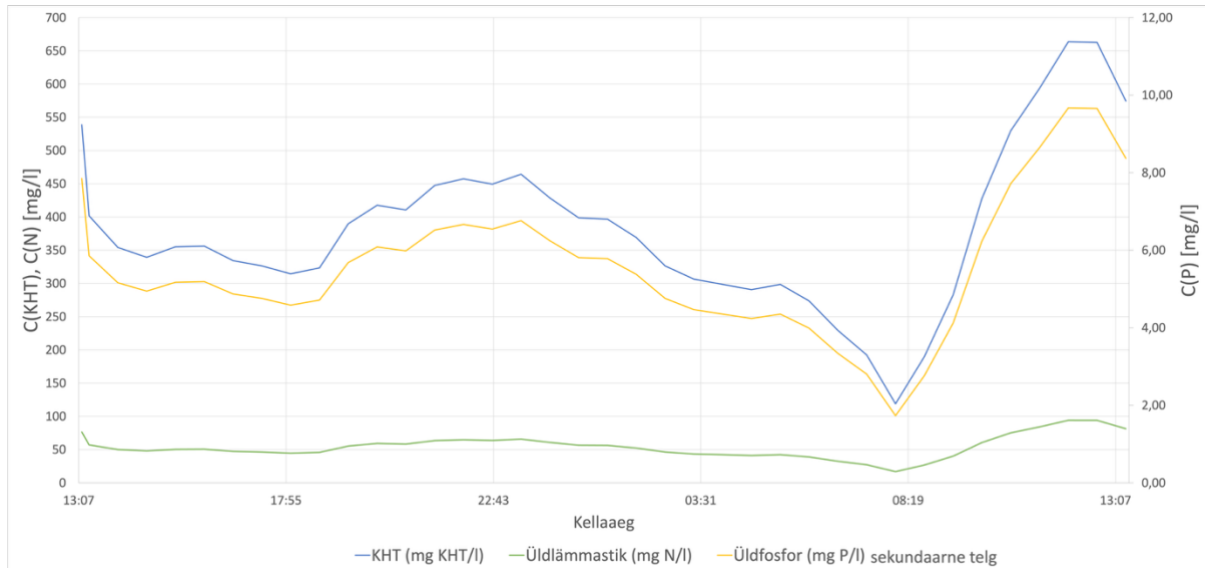


Joonis 2. SUMO tarkvaras koostatud reoveepuhasti mudel.

2.4.1 Mudeli kalibreerimine

Mudeli kalibreerimiseks oli vaja määrata puhasti sissevoolu reostusnäitajad. Selleks koguti automaatproovivõtjaga 24 tunni jooksul (04.02.2025.–05.02.2025) iga tunni keskmise kontsentratsiooniga proov. Proovide fosfaatfosfori kontsentratsioonid määrati laboris.

Laborianalüüsidest määrati ka üldfosfori, üldlämmastiku ja KHT kontsentratsioonid ning arvutati nende suhe fosfaatfosfori kontsentratsiooniga. Näitajate omavaheliste suhete põhjal koostati mudeli jaoks dünaamiline sisend, mis võttis arvesse reovee vooluhulka ja kontsentratsioonide muutumist ööpäeva jooksul (Joonis 3). Samuti määrati KHT fraktsioonid, et tagada mudelis piisavalt täpne sisendprofiil.



Joonis 3. Mudeli sissevoolu KHT, üldfosfori ja üldlämmastiku kontsentratsioonid. Sekundaarne telg lisati üldfosfori väärtuste paremaks esitlemiseks.

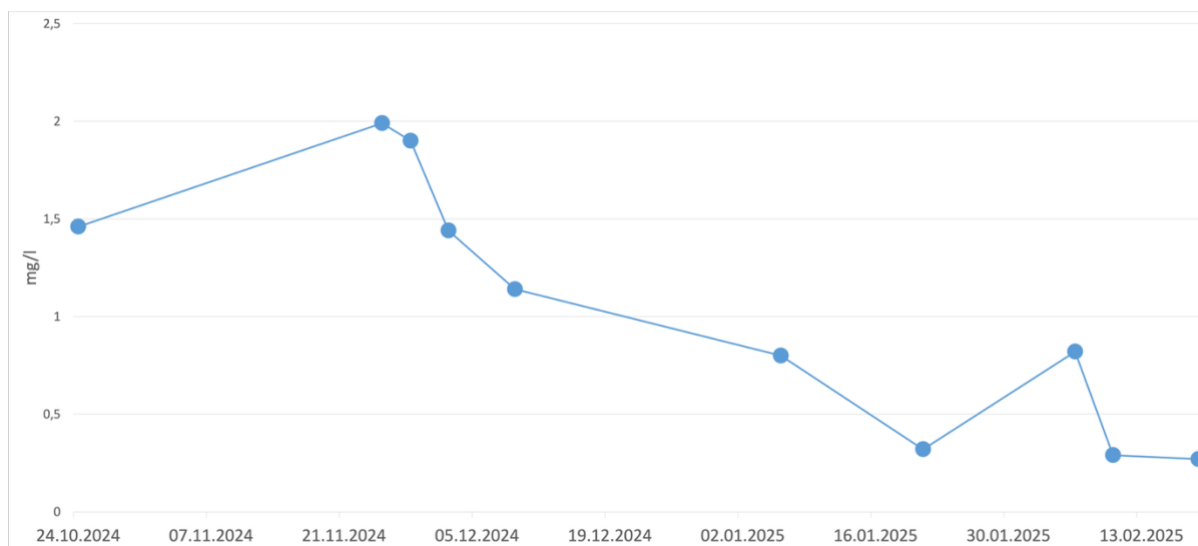
2.4.2 Mudeli valideerimine

Mudeli täpsuse hindamiseks viidi läbi täiendavad mõõtmised puhasti erinevates etappides: anoksilises mahutis, aeroobses mahutis, mudatihendusmahutis ja väljavoolus. Igas etapis määrati fosfaatfosfori kontsentratsioonid ja võrreldi neid mudeli vastavate väärtustega. Vajadusel kohandati mudelit, et see vastaks paremini tegelikele töötingimustele.

3. TULEMUSED JA ARUTELU

3.1 Reoveepuhasti algolukord

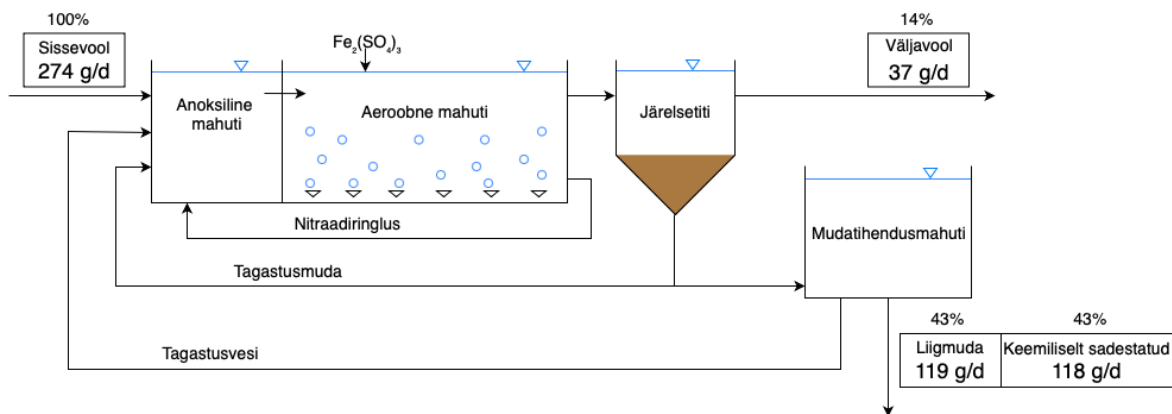
Perioodil 24.01–04.03 monitooriti laborianalüüsidega reoveepuhasti väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsiooni. Puhastis rakendati keemilist fosforiärastust. Koagulanti $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ lisati 76 ml/h.



Joonis 4. Reoveepuhasti väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsioon keemilise fosforiärastuse tehnoloogiaga (mg/l).

Tulemused näitasid, et väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsioon püsis küll alla 2 mg/l, kuid varieerus vahemikus 0,27–1,99 mg/l (Joonis 4). Tulemustest võib järeldada, et keemiline ärastus toimis piisavalt hästi, kuid mitte väga stabiilselt.

Kontsentratsioon oli nii muutlik peamiselt seetõttu, et tegemist on suhteliselt väikese reoveepuhastiga. Suuremates puhastites, kus reostuskoormus on ka suurem on sissevoolu kontsentratsioonid ühtlasemad, väiksemas reoveepuhastis on selgelt eristatavad muutused kontsentratsioonis.



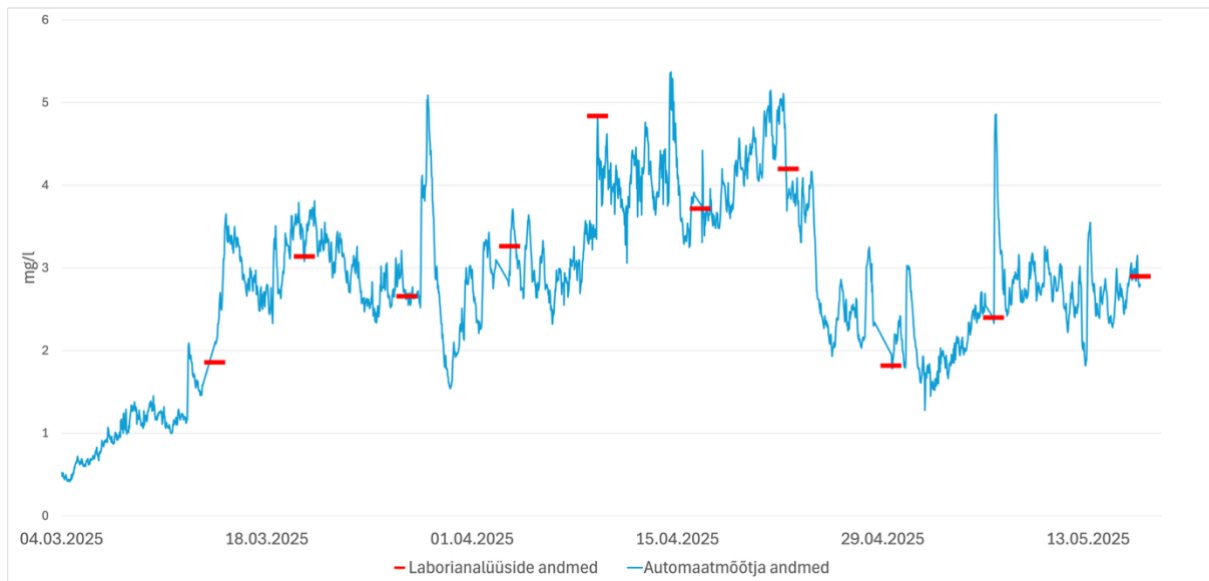
Joonis 5. Reoveepuhasti fosfori massibilanss.

Joonisel 5 on esitatud fosfori massibilanss reoveepuhastis keemilise ärastuse toimimise perioodil. Sissevoolus oli fosfori mass 274 g/d, millest 37 g/d (14%) suundus väljavoolu. Keemilise sadestuse kaudu ärastati fosforist 118 g/d (43%) ja liigmudaga 119 g/d (43%) ehk nende osakaal oli peaaegu võrdne. Need tulemused näitavad, et keemiline ärastus oli puhastis oluline fosfori eemaldamise mehhanism, olles pisut tõhusam kui aktiivmuda biomassi sidumine.

Esialgseid leostumiskatsed näitasid, et aktiivmudast leostub pika aja jooksul fosfaatfosforit, mis viitab justkui fosfori ülesidumisele ehk bioloogilisele fosforiärastusele. Hiljem ilmnes, et tegemist oli vale-interpretatsiooniga, kuna massibilanssi arvutades ning hiljem operatiivsete muudatuste tulemusi analüüsid järeldati et bioloogilise fosfori ülesidumist keemilise ärastuse ajal siiski ei esinenud.

3.2 Muudatused reoveepuhastis

Reoveepuhasti operatiivsed muudatused viidi läbi ajavahemikus 04.03.2025–16.05.2025, et saavutada võimalikult efektiivne fosfori eemaldamine ka ilma keemilise fosforiärastuseta.



Joonis 6. Puhasti väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsiooni automaatmõõtja ning laborianalüüside andmed perioodil 04.03.2025–16.05.2025.

Kõigepealt peatati 04.03.2025 puhastis keemilise fosforiärastuse kemikaali $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ lisamine. Eesmärgiks oli vaadelda kas bioloogiline fosforiärastus ilma anaeroobse mahutita annab mingil määral tulemusi.

03.04.2025 vähendati nitraadiringluse pumba vooluhulka $204 \text{ m}^3/\text{d}$ -lt $84 \text{ m}^3/\text{d}$ -le. Eesmärk oli vähendada lahustunud hapniku ja nitraatide kandumist anoksilisse mahutisse. Tuvastati, et puhasti senine ringluse vooluhulk oli ka lämmastikuärastuse jaoks liiga intensiivne seega oli loogiline samm seda vähendada.

09.04.2025 peatati nitraadiringluse pumba töö täielikult. See muutis anoksilise mahuti anaeroobseks, sest sinna ei kandunud enam aeroobsest mahutist nitraate ning lahustunud hapnikku. Aeroobne keskkond on vajalik, et soodustada PAO-de kasvu ning seeläbi bioloogilist fosforiärastust.

06.05.2025 vähendati aeroobse mahuti õhutamist, et lahustunud hapniku kontsentratsioon langeks $2,5 \text{ mg/l}$ -lt $1,2 \text{ mg/l}$ -le. See muudatus vähendas lahustunud hapniku hulka, mis muidu liiguks mudaga tagasi anaeroobsesse tsooni ja pärsiks bioloogilist fosforiärastust.

Tulemuste hindamiseks kasutati nii reoveepuhasti automaatmõõturite andmeid kui ka laborianalüüse. Automaatmõõtja andmeid valideeriti laborikatsetega kümnel korral ning leiti, et mõõtja näidud on üldiselt usaldusväärsed (Joonis 6).

Pärast keemilise fosforiärastuse peatamist tõusis väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsioon kiiresti, jõudes 15.03.2025 tasemele 3,6 mg/l ja 28.03.2025 maksimaalselt üle 5 mg/l. Seejärel kontsentratsioon langes, kuid jäi keskmiselt 3 mg/l juurde.

Nitraadiringluse pumba vooluhulga vähendamine 03.04.2025 tõi kaasa esialgse kontsentratsiooni languse, kuid tõusis see uuesti. See viitab sellele, et ainuüksi vooluhulga vähendamisest ei piisanud PAO-de arvu tõusuks.

Alles pärast pumba täielikku seiskamist 09.04.2025 hakkas kontsentratsioon tasapisi langema. Kuni 22.04.2025 püsis fosfaatfosfori kontsentratsioon siiski vahemikus 3–5,3 mg/l, kuid 25.04.2025 langes see alla 2 mg/l. 01.05.2025 mõõdeti väljavoolu kontsentratsiooniks 1,28 mg/l, kuigi pärast seda tõusis see uuesti.

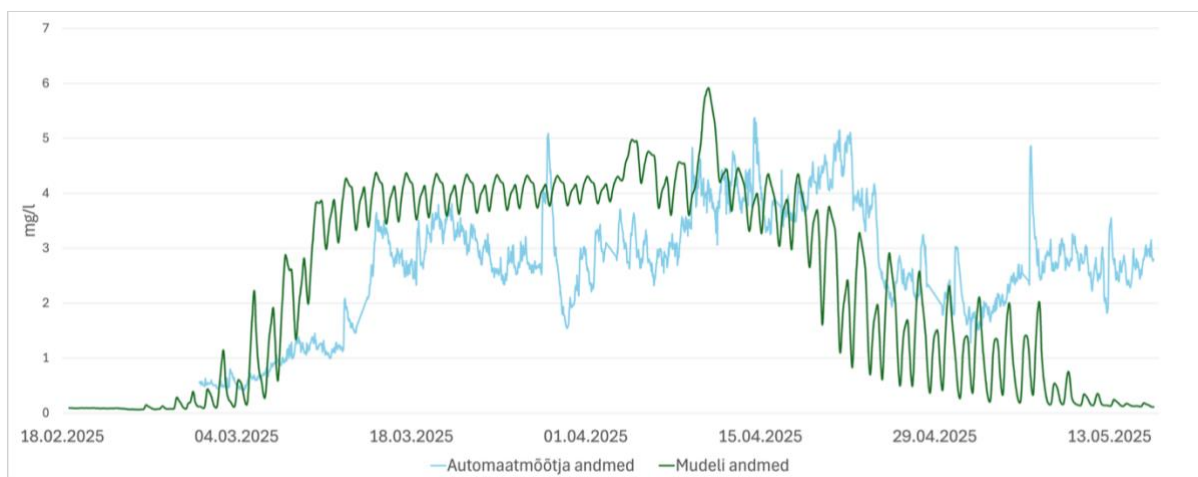
Aeroobse mahuti õhutamisprogrammi muutmine 06.05.2025 põhjustas lühiajalise kontsentratsiooni hüppe 4,8 mg/l-ni, mis langes kohe taas. Puhastis 12.05.2025 toimunud avarii, mille käigus osa puhasti mudast välja kandus, põhjustas ka kontsentratsiooni järsu muutuse. Pärast seda stabiliseerus väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsioon 2,2–3,2 mg/l vahemikus kuni 16.05.2025.

Nitraadiringlust ei peatatud kohe, sest teistes reoveepuhastites sarnast uuringut läbi viies oli tulemus olnud positiivsem. Nitraadiringluse vähendamine tekitas nendel juhtudel juba piisavalt hea keskkonna PAO-de kasvuks ning bioloogiline fosforiärastus käivitus mõne päevaga. Käesolevas puhastis aga ei andnud ringluse vähendamine oodatud tulemusi. Samuti tehti valejärelt leostumiskatsete tulemustest, mis justkui näitasid ka keemilise fosforiärastuse perioodil bioloogilise fosforiärastuse mikroorganismide aktiivsust, mida tegelikkuses ei esinenud.

3.4 Fosfori sisalduse muutuse võrdlus mudelis ja puhastis

Mudelis simuleeriti päriselus tehtud operatiivsed muudatused samas ajakavas.

Esimesel mudelil ei muudetud mikroorganismide kontsentratsioone, vaid kasutati mudeli vaikimisi andmeid. Seetõttu oli igas mahutis (anoksiline mahuti, aeroobne mahuti, järelsetiti ning mudatihendusmahuti) CASTO (*Carbon Accumulating Storage Type Organism*) ehk mikroorganismide, kes koguvad süsinikuühendeid, väärtus 500 g KHT/m³. PAO-de hulk oli siis simulatsiooni alguses juba 279 g KHT/m³. GAO-de arvukus oli 14 g KHT/m³, kuid seegi tõusis kiiresti väärtuseni 150 g KHT/ m³ (Lisa 2).



Joonis 7. Fosfaatfosfori kontsentratsioon mudeli väljavoolus ning automaatmõõtja andmed perioodil 18.02.2025–16.05.2025.

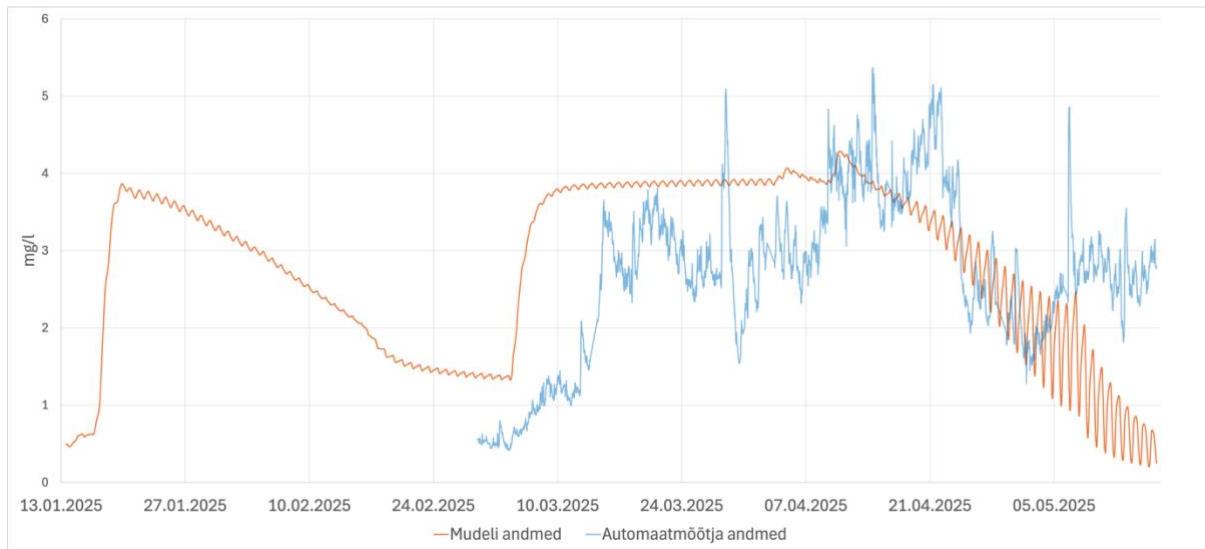
Joonisel 7 on mudeli ajaperiood pandud vastavusse puhastis tehtud muudatuste kuupäevadega. Mudel CASTO kontsentratsiooniga 500 g KHT/m³ läbis järgmised etapid:

1. Keemilise fosforiärastuse etapp (päevad 0–14), kus kontsentratsioon püsis alla 1,8 mg/l.
2. Keemilise ärastuse katkestus (päevad 14–44), mille järel kontsentratsioon tõusis 4,2–4,5 mg/l.
3. Nitraadiringluse vähendamine (päevad 44–50), kus kontsentratsioon püsis kõrge ja hetkeks tõusis 4,8 mg/l-ni.
4. Nitraadiringluse täielik seiskamine (päevad 50–77), mis tõi kaasa kontsentratsiooni languse alla 0,6 mg/l.
5. DO alandamine (päevad 77–87), mille järel püsis kontsentratsioon stabiilselt madalal tasemel.

Mudel näitas, et suurim kontsentratsiooni langus saavutati alles pärast ringluse seiskamist, peale õhutamise vähendamist aeroobses mahutis ühtlustus kontsentratsioon veelgi. Mudeli ning automaatmõõtja tulemustes on mõlemas näha trendi, et peale keemilise fosforiärastuse lõpetamist kontsentratsioon tõuseb. Kontsentratsioon langeb aga mudelis oluliselt paremini kui reoveepuhastis. Suurim erinevus ilmnes perioodi lõpus, kus mudelis jäi kontsentratsioon madalamale kui tegelikes mõõtmistes, kus need justkui tõuseks hoopis.

Mudelit simuleeriti uuesti, kuid seekord muudeti CASTO kontsentratsioon igas mahutis 3 g KHT/m³-ni. Kuna puhastis on mitmeaastase keemilise fosforiärastuse tulemusena PAO-de

konsentratsioon madal kajastati seda ka mudelis. Sooviti näha, kas madalam PAO-de algkonsentratsioon aeglustab bioloogilise fosforiärastuse tööle hakkamist mudelis.



Joonis 8. Fosfaatfosfori kontsentratsioon mudeli väljavoolus ning automaatmõõtja andmed perioodil 13.01.2025–16.05.2025. Mudeli CASTO kontsentratsioon oli 3 g KHT/m³.

CASTO kontsentratsioonide muutmine mahutites mõjutas oluliselt fosfaadi kontsentratsiooni väljavoolus ka keemilise fosforiärastuse perioodil (Joonis 8). PAO-de hulk simulatsiooni alguses oli 2,6 g KHT/m³ (Lisa 3). Ilmselt ei toiminud mudelis hästi ka tavapärase fosfori sidumine aktiivmuda biomassi. Mudelis simuleeriti seekord keemilise fosforiärastuse etappi pikemalt, kokku 50 päeva, et väljavoolu fosfor stabiliseeruks. 50. päevaks oli väljavoolu kontsentratsioon jõudnud alla 1,5 mg/l-ni.

Kuigi eeldati, et PAO-de erinev algkogus mõjutab oluliselt väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsiooni, on tegelikkuses mudelite tulemused üllatavalt sarnased (Lisa 4). Peamine erinevus ilmneb perioodi lõpus, kus madalama PAO algkonsentratsiooniga mudelis on fosfaatfosfori aeglasem. Samas on üldine trend mõlemas mudelis sama, et peale keemilise fosforiärastuse lõpetamist tõuseb kontsentratsioon kiiresti ning seejärel langeb madalale väärtusele.

Vaatamata katseperioodi lõpus ilmnenu erinevustele mudeli ja automaatmõõturite andmete vahel, kirjeldab mudel siiski suhteliselt hästi puhasti toimimist. Seetõttu saab mudeli tulemuste põhjal teha otsuseid reoveepuhasti opereerimise ja töörežiimide muutmise kohta. Samas tuleb arvestada, et mudel ei saa kunagi kirjeldada puhastit täielikult üks-ühele, kuna tegelik protsessis mõjutavad tulemusi muutlik sissevool, tehnilised muudatused ja rikked või avariid,

temperatuur ja muud tegurid, mis on mudelis lihtsamalt kirjeldatud kui päriselus toimuvad protsessid.

Mudel arvutab tulemusi nende andmete põhjal mis sinna sisestatakse, kuid puhasti tegelikku tööd ei saa kunagi lõplikult ette näha ega kõiki tegureid arvesse võtta. Sellest hoolimata on mudeli kasutamine puhasti tõhususe kontrollimiseks ja erinevate töörežiimi muudatuste testimiseks kasulik.

Kuigi katseperioodi lõpuks (16.05.2025) ei langenud puhasti väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsioon alla 2 mg/l, võib eeldada, et bioloogilise fosforiärastuse protsessi stabiliseerudes saavutatakse ka see piirväärtus. Mudeli tulemused näitasid bioloogilise fosforiärastuse edukat toimimist ja on tõenäoline, et sama toimub ka tegelikus puhastis. Mudelis võivad soovitud tulemused saabuda kiiremini, kuna seal puuduvad häiringud ja tingimuste muutused nagu päriselus.

Edaspidi võiks käesolevas reoveepuhastis bioloogilise fosforiärastuse käivitumise soodustamiseks rakendada ka seemnemuda sissetoomist. See tähendab aktiivmuda toomist teisest reoveepuhastist, kus bioloogiline fosforiärastus töötab juba efektiivselt. See tõstab kiiresti puhasti PAO-de kontsentratsiooni, mis võiks aidata bioloogilist fosforiärastust tõhustada.

KOKKUVÕTE

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk oli uurida võimalust teha reoveepuhastis üleminek keemiliselt fosforiärastuselt bioloogilisele fosforiärastusele, toetudes matemaatilise modelleerimise tulemustele. Reoveepuhasti väljavoolust tehti laborianalüüsi ning analüüsiti automaatmõõtja andmeid, et hinnata puhasti efektiivsust.

Esmalt peatati puhastis keemiline fosforiärastus, mille tulemusena hakkas väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsioon tõusma. Sama muutust oli näha ka mudeli simulatsioonides, kuid seal toimus see veidi kiiremini. Seejärel vähendati nitraadiringluse vooluhulka ning hiljem peatati nitraadiringlus täielikult, mis muutis anoksilise mahuti anaeroobseks. Mudelis oli sellest ajast näha pidevat kontsentratsiooni langust, samas kui puhasti väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsioon esmalt tõusis ja hiljem langes. Pärast langust hakkas kontsentratsioon taas kasvama, mistõttu oodatud muutust puhastis ei ilmnenud. Viimaks katsetati lahustunud hapniku kontsentratsiooni vähendamist aeroobses mahutis, et see kanduks vähem anaeroobsesse mahutisse. Mudelis alandas see väljavoolu kontsentratsiooni veelgi, jõudes tasemeni alla 1 mg/l. Reoveepuhastis seevastu jätkas kontsentratsioon kasvu ja eksperimendi lõpuks oli puhasti väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsioon umbes 3 mg/l.

Mudelit simuleeriti kaks korda, üks CASTO algkontsentratsiooniga 500 g KHT/m³ ja teine 3 g KHT/m³. Oodati, et kahe simulatsiooni tulemused erinevad märkimisväärselt, kuid muutuste perioodi lõpuks olid need üpris sarnased. Sellest võib järeldada, et mudel kipub üle hindama mikroorganismide võimet oma arvukust reoveepuhastis kiiresti suurendada. Tegelikuses ei toimunud nii kiiret fosforit akumulereivate organismide kasvu, sest väljavoolu fosfaatfosfori kontsentratsioon jäi suhteliselt kõrgeks.

Tulemustest saab teha järeldusi bioloogilise fosforiärastuse rakendamisel esinevatest probleemidest ja nende võimalikest lahendustest. Samuti saab järeldada, et reoveepuhastuse modelleerimine on hea tööriist puhasti toimimise kirjeldamiseks, kuigi mudel ei saa arvesse võtta kõiki protsessi aspekte ja seetõttu võivad esineda teatud erinevused. Käesoleva töö puhul ennustas mudel efektiivsemat bioloogilist fosforiärastust ning selle kiiremat käivitumist reoveepuhastis.

Edasistes projektides võiks katsetada keemilise fosforiärastuse järkjärgulist vähendamist, et stabiliseerida fosfaatfosfori tõusu väljavoolus. Samuti on vajalik luua puhastis anaeroobne keskkond, kuna anoksiline ei ole PAO-de kasvuks piisav. Käesolevas projektis võiks tulevikus

proovida ka teise reoveepuhasti aktiivmuda sissetoomist, et suurendada PAO-de arvukust puhastis.

Summary

The aim of this bachelor's thesis was to explore the possibility of transitioning from chemical phosphorus removal to biological phosphorus removal in a wastewater treatment plant, based on the results of mathematical modelling. Laboratory analyses were performed on the effluent of the treatment plant, and automatic sensor data were analysed to assess the plant's performance.

Firstly, the chemical phosphorus removal was stopped, resulting in an increase in the effluent phosphate phosphorus concentration. The same trend was also observed in the model simulations, although it occurred more quickly in the model. Next, the flow rate of the nitrate recirculation was reduced and soon after stopped entirely, which turned the anoxic tank into an anaerobic one. In the model, a continuous decrease in phosphate phosphorus concentration was observed from that point on, while in the real plant, the concentration first increased and then decreased. After the decrease, the concentration began to rise again, indicating that the expected change did not occur in the treatment plant. Lastly, the dissolved oxygen concentration in the aerobic tank was reduced to limit its transfer to the anaerobic tank. In the model, this further reduced the effluent phosphate phosphorus concentration, reaching levels below 1 mg/l. In contrast, in the real plant, the concentration continued to increase, and by the end of the experimental period, the effluent phosphate phosphorus concentration was around 3 mg/l.

The model was simulated twice: once with an initial CASTO concentration of 500 g COD/m³ and once with 3 g COD/m³. It was expected that the simulation results would differ significantly, but by the end of the observation period, they were surprisingly similar. This suggests that the model tends to overestimate the growth of PAO-s in the treatment plant. In reality, the growth was slower, as the effluent PO₄-P concentration remained relatively high.

The results provide knowledge on the challenges of implementing biological phosphorus removal and possible solutions. They also suggest that wastewater treatment modelling is a valuable tool for describing plant operation, even though it cannot consider all aspects of the process. In this study, the model predicted more effective biological phosphorus removal in the treatment plant.

In future projects, it would be best to test a gradual reduction of chemical phosphorus removal to stabilise the increase in effluent phosphate phosphorus. It is also important to create an

anaerobic environment in the plant, as an anoxic environment is not enough for PAO growth. For this project, introducing active sludge from another wastewater treatment plant could also be tested to increase the PAO population in the system.

Tänuavaldused

Töö autor soovib tänada oma juhendajat Taavo Tennot ning töö eksperimentaalse osa teostamist toetanud Anne Paaverit, Aimar Kivirüüti, Risto Riietit ja Siiri Vellingut.

KIRJANDUSE LOETELU

Chen, G. H., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment*. IWA Publishing. <http://ebookcentral.proquest.com/lib/tartu-ebooks/detail.action?docID=6265123>

Chen, L., Chen, H., Hu, Z., Tian, Y., Wang, C., Xie, P., Deng, X., Zhang, Y., Tang, X., Lin, X., Li, B., Wei, C., & Qiu, G. (2022). *Carbon uptake bioenergetics of PAOs and GAOs in full-scale enhanced biological phosphorus removal systems*. *Water Research*, 216, 118258. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118258>

Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). *Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems*. *Science*, 321(5891), 926–929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401>

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2024/3019, 27. november 2024, *asulareovee puhastamise kohta (uuesti sõnastatud) (EMPs kohaldatav tekst)*, EP, CONSIL (2024). <http://data.europa.eu/eli/dir/2024/3019/oj/est>

Kõrgmaa, V., & Kriipsalu, M. (2023). *Reoveepuhastuse käsiraamat*. <http://hdl.handle.net/10492/8620>

Lasky, J. (2023). *Adenosine triphosphate (ATP)*. Salem Press Encyclopedia of Science.

Le Corre, K. S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P., & and Parsons, S. A. (2009). *Phosphorus Recovery from Wastewater by Struvite Crystallization: A Review*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(6), 433–477. <https://doi.org/10.1080/10643380701640573>

Lopez-Vazquez, C. M., Oehmen, A., Hooijmans, C. M., Brdjanovic, D., Gijzen, H. J., Yuan, Z., & van Loosdrecht, M. C. M. (2009). *Modeling the PAO–GAO competition: Effects of carbon source, pH and temperature*. *Water Research*, 43(2), 450–462. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.032>

Mander, Ü., & Liiber, Ü. (2014). *Üldmaateadus*. Tartu. Eesti Loodusfoto.

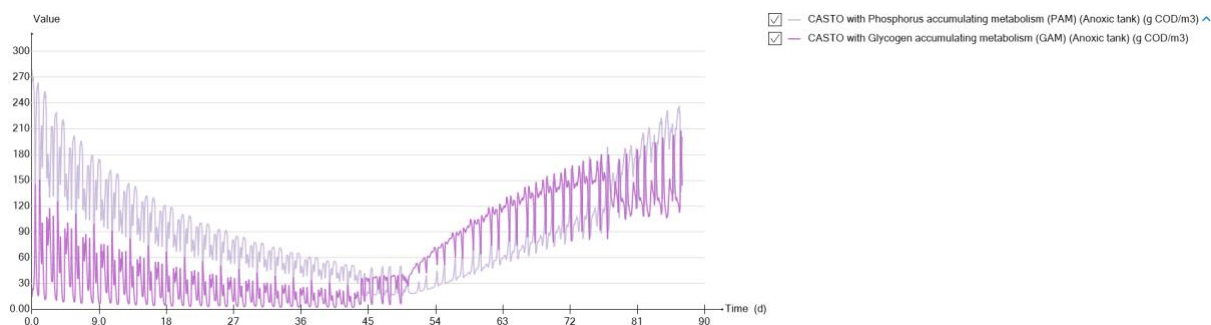
- Mulkerrins, D., Dobson, A. D. W., & Colleran, E. (2004). *Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters*. *Environment International*, 30(2), 249–259. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00177-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00177-6)
- Ndeba, L., Ntwampe, S. K. O., & Tombo, E. F. I. (2018). *The Application of ADM/ASM Interface in Sumo Wide Plant Model*. ASETH-18, ACABES-18 & EBHSSS-18 Nov. 19-20 2018 Cape Town (South Africa). <https://doi.org/10.17758/EARES4.EAP1118257>
- Otieno, B., Funani, C. K., Khune, S. M., Kabuba, J., & Osifo, P. (2023). *Struvite recovery from anaerobically digested waste-activated sludge: A short review*. *Journal of Materials Research*, 38(16), 3815–3826. <https://doi.org/10.1557/s43578-023-01108-4>
- Sattari, S. Z., Bouwman, A. F., Martínez Rodríguez, R., Beusen, A. H. W., & Ittersum, M. K. van (2016). *Negative global phosphorus budgets challenge sustainable intensification of grasslands*. *Nature Communications*, 7(1), 10696. <https://doi.org/10.1038/ncomms10696>
- Schaum, C. (2018). *Phosphorus: Polluter and Resource of the Future: Removal and Recovery from Wastewater*. IWA Publishing. <http://ebookcentral.proquest.com/lib/tartu-ebooks/detail.action?docID=5447404>
- Smil, V. (2000, January 1). *Phosphorus in the Environment: Natural Flows and Human Interferences*. *ANNUAL REVIEW OF ENERGY AND THE ENVIRONMENT*, 25, 53–88. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.53>
- Uzkurt Kaljunen, J., Al-Juboori, R. A., Khunjar, W., Mikola, A., & Wells, G. (2022). *Phosphorus recovery alternatives for sludge from chemical phosphorus removal processes – Technology comparison and system limitations*. *Sustainable Materials and Technologies*, 34, e00514. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2022.e00514>
- Valsami-Jones, E. (2005). *Phosphorus in Environmental Technology: Principles and Applications*. IWA Publishing.
- Wilfert, P., Dugulan, A. I., Goubitz, K., Korving, L., Witkamp, G. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2018). *Vivianite as the main phosphate mineral in digested sewage sludge and its role for phosphate recovery*. *Water Research*, 144, 312–321. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.020>

LISAD

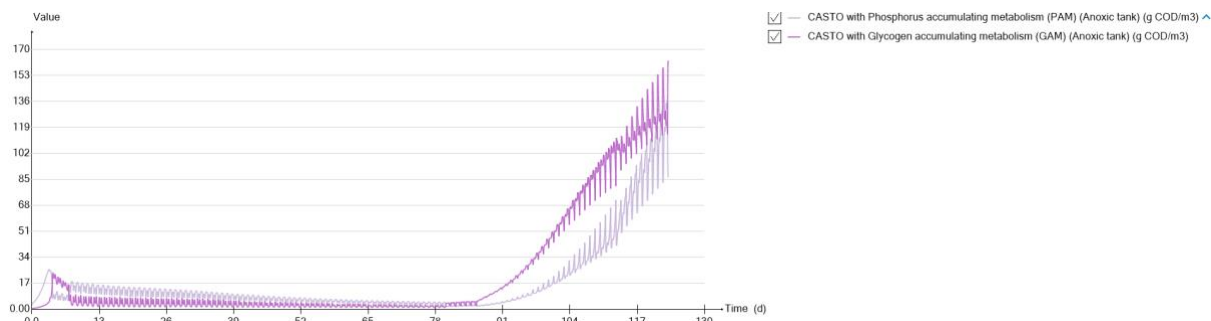
Lisa 1. Heitvee reostusnäitajate piirväärtused ja reovee puhastusastmed.

Reostusnäitaja	Reoveekogumisala reostuskoormus									
	Alla 300 ie		300–1999 ie		2000–9999 ie		10 000–99 999 ie		100 000 ja enam ie	
	Reostusnäitaja piirväärtus, mg/l	Reovee puhastusaste, %	Reostusnäitaja piirväärtus, mg/l	Reovee puhastusaste, %	Reostusnäitaja piirväärtus, mg/l	Reovee puhastusaste, %	Reostusnäitaja piirväärtus, mg/l	Reovee puhastusaste, %	Reostusnäitaja piirväärtus, mg/l	Reovee puhastusaste, %
Biokeemiline hapnikutarve (BHT ₇)	40	Ei kohaldata	25	80	15	80	15	80	15	80
Keemiline hapnikutarve (KHT)	150	Ei kohaldata	125	75	125	75	125	75	125	75
Üldfosfor	Ei kohaldata	Ei kohaldata	2	70	1	80	0,5	90	0,5	90
Üldlämmastik	Ei kohaldata	Ei kohaldata	60	30	45	30	15	80	10	80
Heljuvaine	35	70	35	70	25	80	15	90	15	90

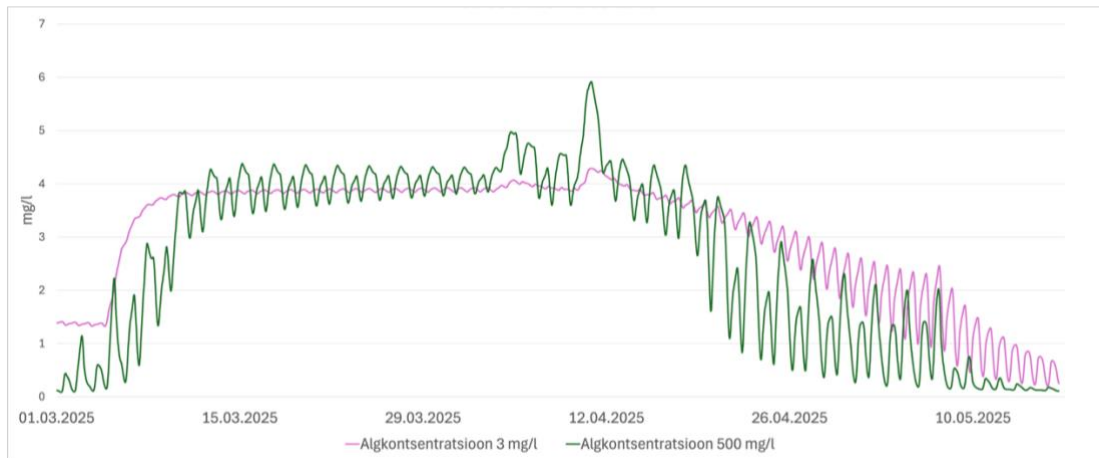
Lisa 2. 87 päeva mudeli simulatsiooni PAO ning GAO kontsentratsioonide muutus. CASTO algkontsentratsioon oli 500 g KHT/m³.



Lisa 3. 123 päeva mudeli simulatsiooni PAO ning GAO kontsentratsioonide muutus. CASTO algkontsentratsioon oli 3 g KHT/m³.



Lisa 4. Fosfaatfosfori kontsentratsiooni võrdlus CASTO algkontsentratsiooniga 3 g KHT/m³ ning 500 g KHT/m³ simuleeritud mudelite vahel.



Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Liisa Ikkonen,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „**Reoveepuhastite bioloogilise fosforiärastuse tõhustamine**“ mille juhendaja on Taavo Tenno, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Liisa Ikkonen

Tartus, 26.05.2025