

Hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool

Jätkusuutliku väikejärve tervendamise juhised

Leping nr 3-2_3/8693-5/2018

Sisukord

Sissejuhatus.....	3
1. Jätkusuutliku järvede tervendamise printsiibid	5
1.1. Tõhusus	5
1.2. Teadmispõhine veemajandamine	12
1.3. Kuluefektiivsus.....	12
1.4. Keskkonnasõbralikkus	13
1.5. Ühendamine ringmajandusega	14
2. Väikejärve jätkusuutliku tervendamise mudel sette eemaldamise ja taaskasutuse teel.....	15
2.1. Uurimisala lühikirjeldus	15
2.2. Sette väljakaevamise tõhusus järve tervendamise seisukohalt.....	16
2.3. Negatiivsete keskkonnamõjude leevendamine.....	18
2.4. Sette taaskasutuse uuringud	20
Kokkuvõte.....	22
Kasutatud kirjandus	24

Sissejuhatus

Inimtegevuse tagajärjel rikastuvad veekogud toiteainetega, mis toob endaga kaasa primaarproduktiooni tõusu ning vee kvaliteedi halvenemise. Eutrofeerunud järvede vee kvaliteedi parandamine on praegusel ajal veekaitse üks peamisi ülesandeid kogu maailmas. Järvede tervendamine on kriitilise tähtsusega veeressursi säästliku majandamise seisukohalt. Tervendamiseks peetakse tegevust, mille tagajärjel saab veekogu hea seisundi. Seda eristatakse tavaliselt taastamisest (põhjalik järvesängi muutmine), korrastamisest (välisilme muutmine, mis ei pruugi parandada vee kvaliteeti), rehabiliteerimisest (Ott ja Timm, 2020). Järvi on vaja tervendada ka selleks, et vastata kehtivate veekaitseliste regulatsioonide (nt EL Veepoliitika raamdirektiiv) nõuetele.

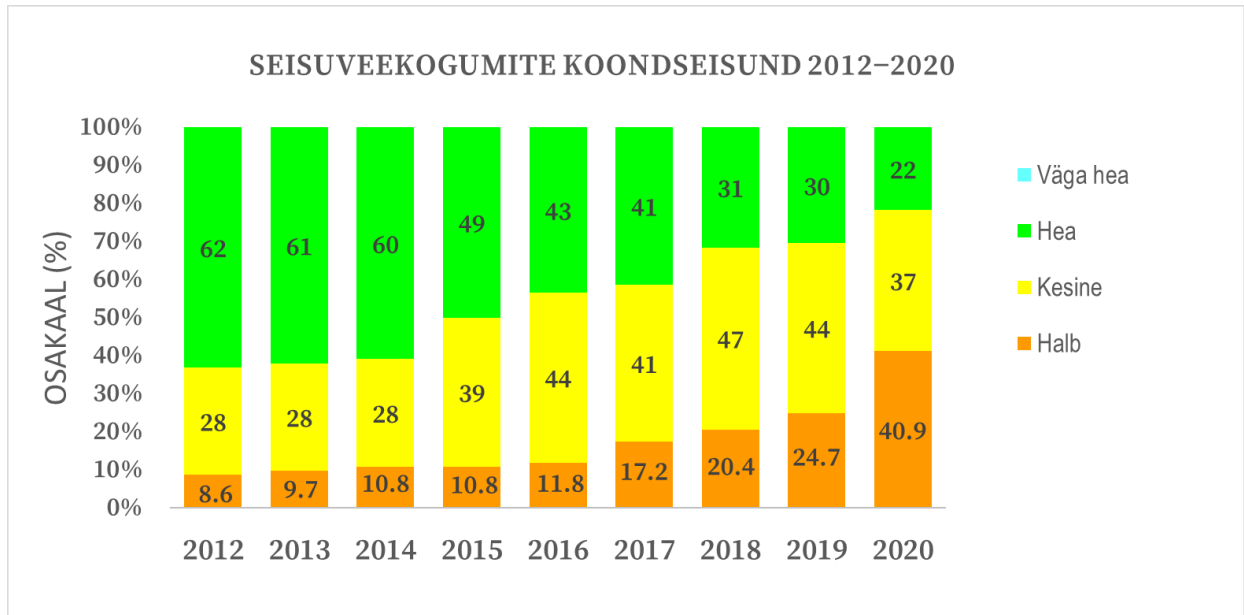
Eestis moodustavad järved ligi 5% riigi territooriumist ning on sellega vaidlematult üks tähtsamaid loodusressursse (Ott jt., 2018). Eesti järved on valdavalt väikesed ja madalad, seega täituvad need setetega ja vananevad kiiresti. Väikesed järved on eriti tundlikud survetegurite muutuste suhtes. 1950ndatel ja 1960ndatel olid Eesti järved valdavalt looduslikus seisundis. 1970ndatel ja 1980ndatel halvenes Eesti järvede vee kvaliteet märkimisväärselt, seda peamiselt liigse väetiste kasutamise ja loomakasvatustaristu ebaõigelt korraldatud sõnnikumajanduse tõttu. Meie tuntumad problemaatilised järved, ka kõige rikutumad järved (nt Harku, Kokora Mustjärv, Ruusmäe) on saanud üleliigse koormuse punktrestusest, eriti asulatest; Oti andmed, 2018). Samasse ajajärku langeb ka intensiivsem järvede tervendamise seotud uurimistöö Eestis, enamuse toleagestest projektidest oli seotud just järvede kalamajandusliku seisundi parandamisega. Neist üks tähtsamaid oli traalimise lõpetamine Võrtsjärves, mistõttu järv muutus kiisa järvest pigem koha ja angerja järveks (Eesti Maaülikool, 2014). Eesti veemajanduse pöördepunktiks oli siiski ühismajandite lagunemine ning sellega seotud põllumajandusliku tootmise soikumine, heitvee koguste vähenemine 1990ndate alguses. Need muutused toiteainete koormustes kajastusid eelkõige väikejärvede vee kvaliteedi paranemises (Ott & Kõiv, 1999), kuna suuremate järvede vee kvaliteet (ka Eesti suurim Peipsi järv) näitas suurt resistentsi muutunud toiteelementide reostuskoormuste suhtes (Nõges et al., 2007; Kangur ja Möls, 2008; Tammeorg et al., 2016).

Alates aastast 2000 on tehtud eriti suuri investeeringuid veemajanduse valdkonnas. Olulisemate investeeringuobjektide hulka kuuluvad reoveepuhastite ja kanalisatsioonitrasside väljaehitamised.

Väiksemaid ja suuremaid veekogude tervendamisalaseid töid on teostatud peaaegu kõikides maakondades (Laas jt., 2011). Siia kuuluvad ka silmapaistvaimad väikejärvede tervendamise projektid (näiteks Ülemiste ja Arbi järved). Samuti teostati mitme väikejärve veekaitse seisukohalt olulisi uuringuid (näiteks ulatuslikud limnoloogilised uuringud järvedes: Kahala, Köstrejärv, Lahepera, Verevi, Pullijärv) ning koostati meetmekavad. Aastal 2011 Eesti Keskkonnainvesteeringute (KIK) toel valmis Eesti Maaülikoolis 12 peatükist koosnev järvede tervendamise käsiraamat, mis on üks peamisi eestikeelseid juhendmaterjale järvede tervendamise valdkonnas. Enne seda on olulisi järvede tervendamise aspekte käsitletud ka Peipsi Koostöö Keskuse poolt väljaantud käsiraamatus (Sults, 2004). 2020. a. anti välja ka siseveekogude õpik, kus kolmest osast üks on pühendatud looduskaitse praktilistele külgedele (Siseveekogud. Õpik kõrgkoolidele, 2020).

Värskeimate, 2020. a., andmete põhjal pole ligi 78% seirega kaetud Eesti seisuveekogumitest heas seisundis (Keskkonnaagentuur, 2021). Eriti murettekitav on aastail 2012-2020 jälgitav tendents, mille järgi heast kehvas seisundis olevate järvede osakaalu on koguni suurenenud (joonis 1). Säärane statistika rõhutab vajadust üle vaadata seniseid järvede tervendamise praktikaid. Käesolevas töös pakutakse võimaliku lahendusena tervendamist jätkusuutlikul moel. Käesolevad juhised on välja töötatud 2020. a. augustis KIK toel valminud projekti „Jätkusuutlik väikejärve tervendamine sette eemaldamise ja selle toiteainete taaskasutuse teel“ jätkuprojekti raames. Meetodid on suunatud peamiselt väikejärvede tervendamiseks ning on toeks veemajandajatele. Projekti piiratud mahu tõttu jäävad antud töös käsitlemata olulised temaatikaga seotud aspektid, mis on seotud keskkonnaõigusega (neist üldiselt käsitletakse eraldi peatükina Järvede tervendamise käsiraamatus). Samuti ei esitata töös põhjalikke kuluefektiivuse arvutusi. Metoodika selliste arvutuse koostamiseks on alles algusjärgus (Tammeorg et al., ettevalmistamisel käsikiri). Käesoleva töö näol on tegemist esimese omataolise järve tervendamise mudeliga, mis vajab edasiseid uuringuid.

Käesoleva töö autor avaldab tänu KIK-ile, ka projektile PRG1167. Samuti avaldatakse tänu kõigile Lahti Lakes 2021 (Lahti, Soome, 7-9 juuni, 2021) konverentsi osalejatele, kes vastasid konverentsi toimumise järel saadetud küsitlusele, mis andis alguse jätkusuutliku järvede tervendamise mudeli väljaarendamisele. Eesti väikejärvede seire juhile, Prof. emer. I. Otile kasulike materjalide ja kommentaaride eest, ka Helsingi Ülikooli dotsendile, Priit Tammeorule teksti toimetamise eest.



Joonis 1. Seisuveekogumite ökoloogilise seisundi vahehindangud 2012–2020 (sisaldab ka suurjärvede hinnanguid). Allikas: Keskkonnaagentuur, 2021.

1. Jätkusuutliku järvede tervendamise printsiibid

Jätkusuutliku järvede tervendamise põhiomadused on tõhusus, kuluefektiivsus keskkonnasõbralikkus, seos ringmajandusega.

1.1. Tõhusus

Tervendamise meetodite tõhusus (efektiivsus) eeldab arusaamist järvede vee kvaliteeti mõjutavatest faktoritest. Üldiselt on järvesiseste tervendamismeetodite rakenduse eelduseks piisavalt madal toiteainete väliskoormus. Kõrge toiteainete väliskoormus on enamasti põhjuseks, miks tervendamisprojektid on ebaõnnestunud või miks vee kvaliteedi paranemist on jälgitud vaid lühikest aega (Cooke et al., 2005; Bormans et al., 2016; Lürling et al., 2020). Eriti fosfor (P) on osutunud parasvöötme järvede primaarproduktiooni limiteerivaks toiteelemendiks (Schindler et al., 1974; 2016). Paljud järved (sh Peipsi) on näidanud suurt vastupanuvõimet lämmastiku (N)

sissekande suhtes (Saunders and Kalff, 2001) ehk siis lämmastiku liig viiakse süsteemist välja denitrifikatsiooni teel, kuid vajadusel N-fikseerijad seovad lämmastikku õhust. Paljud sinivetika liigid on võimelised siduma lämmastikku atmosfäärist.

Eesti Keskkonnaagentuuri andmetel on aastail 1992-2017 punktreostusallikatest veekeskkonda viidud toiteainete koormused on vähenenud (Keskkonnaagentuur, 2019). Probleemiks on jätkuvalt kõrge hajureostuskoormus, mis on nii P kui ka N peamine allikas. Sarnased tendentsid on valdavad ka mujal Euroopas (Euroopa Keskkonnaagentuur, 2019). Toiteainete väliskoormust peaks viima alla kriitilise väärtuse, mis arvutatakse tavaliselt Vollenweideri (1968) mudeli abil. Hiljuti on Lõuna-Soome järvede puhul näidatud, et kriitiline P koormus on ületatud, kui haritava põllumaa pindala valgala ületab järve pindala 1,63 korda (Horppila et al., 2019) ning seda võiks kasutada eutrofeerumise riski hindamise vahendiks sarnastes hüdrogeoloogilistes tingimustes.

Veeökosüsteemide vastureaktsioon toiteainete koormuse vähenemisele on tihti ajalise nihkega. On näidatud, et setetesse talletunud toitesoolade vabanemise vette ehk sisekoormuse tõttu võib fosfori (P) väliskoormuse alandamine avalduda järvevee kvaliteedi paranemises alles aastakümnete pärast (Jeppesen et al., 2005; Søndergaard et al., 2013). Madalates järvedes avaldub sisekoormuse mõju pinnavee kontsentratsiooni suurenemises suve jooksul (Søndergaard et al., 2013; Søndergaard and Jeppesen, 2020). Sisekoormus varustab vetikaid erinevalt väliskoormusest enamasti kergesti kättesaadava fosforiga ja just kõige kriitilisemal ajal ehk siis kui valglalt sissevool on madal (Nürnberg et al., 2013; Tammeorg et al., 2016). Seetõttu on seos vetikate (sh sinivetikate) biomassi ja sisekoormuse vahel ilmne (Bormans et al., 2016; Tammeorg et al., 2016).

P sisekoormuse eelduseks on mobiilse P varu olemasolu, sette P mobiliseerimine ja liikumine vette. Mobiilse P varu moodustavad labiilne fosfor (sette poorivee P ja nõrgalt sette osakeste külge seotud P), rauaga seotud P ja osaliselt ka orgaaniline P. Labiilne P on tundlik tasakaalu reaktsioonide suhtes. Rauaga seotud P muutub mobiilseks madalate sette redokspotentiaali väärtuste juures (200 mV). Sel juhul redutseerub raudoksiidide koostises olev Fe^{3+} lahustuvaks (Fe^{2+}) ning toimub ka seotud fosfaatide vabanemine. Seda protsessi on kergem tuvastada sügavamates (kihistuvates) järvedes, kus hüpolimnioni (kõige külmem alumine veekiht) vesi jääb hapnikuvabaks suvel ja talvel. Siiski on protsess tavaline ka madalates järvedes (Tammeorg et al., 2020a; 2020b) ning muutub eriti ilmseks kõrgematel vee temperatuuridel (Smith et al., 2011). Rauaga seotud ühendite redutseerimist võib soodustada ka orgaanilise aine mineralisatsioon

(anoksia progresseerub). Aga fosfaat vabaneb ka otse orgaanilise aine mineralisatsioonil. Madalates järvedes oluliseks P transpordi mehhanismiks on setete resuspensioon (kriitilise nihkepinge ületamisel tõmmatakse setteosakesed hõljuvasse olekusse). Sellega võib kaasned ka sette poorivee P „väljaloputamine“ (Tammeorg et al., 2016). Ka setteosakeste P võib muutuda vetikatele kättesaadavaks – kõrgete pH väärtuste (8-9) juures (nagu on tavaliselt kõrge fotosünteesi juures) asendab hüdroksüülrühm fosfaati raudühendite koostises. P vabaneb ka bioturbatsiooni käigus – bentostoidulised kalad, nagu särk, võivad tuhvida settes ning seeläbi üles veesambasse paisatud setteid on peetud oluliseks P sisekoormuse mehhanismiks ja osaliselt ka sinivetikate õitsengute põhjuseks Vesijärves 1970ndatel aastatel (Keto et al., 2005). Olulist bioturbatsiooni tekitavad ka latikas, kiisk, linask, koger.

Sisekoormus võib moodustada olulise osa järvede P bilansis ning sel juhul ongi vaja lisaks väliskoormuse vähendamisele ka täiendavaid järvesiseseid meetodeid (Tabel 1). Meetodeid võib jagada füüsikalisteks, bioloogilisteks ja keemilisteks. Enamkasutatud füüsikaliste meetodite hulka kuuluvad näiteks vee hapnikuga rikastamine, setete eemaldamine, hüpolimnioni vee ärajuhtimine (Bormans et al., 2016). Võib aga jagada kõiki tervendamismeetodeid ka selle alusel, kas need põhinevad toiteainete väljaviimisel süsteemist (setete eemaldamine, hüpolimnioni vee ärajuhtimine, taimse ja loomse biomassi eemaldamine) või suurendavad toiteainete kinnipidamist (hapnikuga rikastamine või keemiline sadestamine). Üldiselt on P kinnipidamist soodustavad meetodid vähem efektiivsemad, kui need meetodid, mis põhinevad toiteainete veekogust väljaviimisel – nende puhul peaks arvestama lühiajalisema toimega ja protseduuri kordamisega toime pikendamiseks.

Tasub mainimist, et kõigi olemasolevate järvesiseste meetodite puhul tuleb arvestada vaid lühiajalise positiivse toimega juhul, kui väliskoormus jääb kõrge. Väliskoormust pole võimalik nulli viia ning seega kõigi järvesiseste meetodite puhul võib arvestada nende korduva rakendamise vajadusega, mis mõjutab omakorda kuluefektiivsust. Tabelis 1 jätkusuutlikkuse aspektide esitamisel on oletatud, et väliskoormus on piisavalt madal.

Tabel 1. Enimkasutatavad järvesisesed meetodid ja nende potentsiaal jätkusuutlikul väikejärvede tervendamisel eeldusel, et väliskoormus on piisavalt madal. P sisekoormus moodustab suure osa P bilansis. Tõhusust mõjutavatest faktoritest möödamine muudab rakendamise kallimaks. Seos ringmajandusega vähendab meetme maksumuse. Negatiivsed keskkonnamõjud suurendavad maksumuse, kuid parimate praktikate abil on neid võimalik suuresti leevendada. Maksumuse juures ei tooda hindu välja, sest need muutuvad. Meetoditel on erinevaid modifikatsioone ning spetsiifikat, mis võivad olla olulised tõhususe, maksumuse ja keskkonnamõju aspekti seisukohalt.

Meetod	Tõhus, kui rakendatakse	Maksumus	Keskkonnamõjud (negatiivsed)	Seos ringmajandusega
Setete eemaldamine	Väikestes ja madalates järvedes; õige planeerimise juures on tõhusaim, sest eemaldatakse P allikas	Kallis	Mõjud põhjaloomastikule ja kaladele; setete resuspensioon, toksiliste ainete ekspositsioon; kõrvalprodukt (suures koguses setet)	Otsene, paljud järvesetted on head väetismaterjalid
Hüpolimnioni vee ärastamine	Järvedes, kui hüpolimnion moodustab suure osa järve mahust; vee ärajuhtimist ajastatakse sette P vabanemise maksimumiga, kihistumise lõhkumist välditakse	Füüsilistest meetoditest odavam	Veetaseme alanemine, kõrva produkt (vesi, mis on metalli-, toiteaineterikas)	Positiivne, võimalik kasutada kastmiseks
Hapnikuga rikastamine	Järvedes, kus kihistuva osa P moodustab valdava osa kogu P bilansis	Suured käituskulud	Keemilise kihistumise lõhkumine, (olenevalt meetodist) hüpolimnioni temperatuuri tõus ja mõjud temperatuuri suhtes tundlikele kaladele	Puudub
Keemiline töötlus	Väiksema setete resuspensiooni riskiga; arvestatakse järve hüdrooloogiliste ja morfoloogiliste parameetritega	Kallis		Puudub
Biomani-pulatsioon	Väiksed kuni keskmise suurusega järved; väljapüügil arvestatakse TP (üldfosfori kontsentratsioon) kontsentratsiooniga; enamasti väga lühiajalise mõjuga	Odav	Kõige keskkonnasõbralikum	Positiivne, kala inimestele ning loomasöödaks

Setete eemaldamise efektiivsus

Cooke et al. (2016), Björk (2014), Bormans et al. (2016), Lürling et al. (2020), kes võtsid kokku palju olemaolevaid sette eemaldamise juhtumeid, demonstreerisid enamasti meetodi tõhusust järvevee kvaliteedi parandamisel. Sette (ehk saasteallika) eemaldamist on seostatud vee toiteainete kontsentratsioonide vähenemisega (e.g., Van Wichelen et al., 2007), fütoplanktoni biomassi ja ka sinivetikate biomassi vähenemisega (e.g., Björk et al., 2010; Lürling et al., 2020), makrofüütide katvuse suurenemisega (Van Wichelen et al., 2007). Setteid eemaldatakse kas sette väljakaevamise (kuivmeetodil) või väljapumpamise abil (selleks ei pea veetaset alandama). Meetodi efektiivsus on tihti mõjutatud eemaldatud settekihi paksusest – võivad paljastuda P rikkad setted, mis võib nõuda täiendavate meetodite rakendamist (Jing et al., 2019). Meetodi efektiivsust on mõningatel juhtudel vähendanud ka sette ladestamiskohalt toiteainerikka sette ja vee tagasivalgumine järve (Kisand, Timm, 2014). Õige planeerimise juures võib antud meetodit pidada kõige efektiivsemaks, sest setetega viiakse toiteainete sisekoormuse allikas (seega meetod on väga pikaajalise toimega) välja. Suureneb ka veekogu sügavus.

Aereerimismeetodite efektiivsus

Aereerimismeetodeid on mitmeid (osaline õhu-lift aeraator, täielik õhu-lift aeraator, kontaktkoonuse abil, kunstlik kihistumise lõhkumine, jne). Soomes on laialdaselt kasutatavad MIXOX-tüüpi aeraatorid, mis pumpavad epilimnioni e. ülemise veekihi hapniku rikkast vett hüpolimnionisse kihistumist lõhkumata. Hapnikuolusid ja seega elutingimusi elustiku jaoks on aereerimise abil tihti parandatud (Bormans et al., 2016). Samas kihistuse kunstlik lõhkumine võib soodustada temperatuuri tõusu põhjalähedases vees ning ohustada temperatuuri suhtes tundlikke kalaliike. Hiljuti tehtud uuringud näitasid aereerimismeetodite piiratust vee kvaliteedi majandamisel (Tammeorg et al., 2017; 2020 b). Uuringute tulemusena selgus, et tüüpiliselt aereeritavate järvede P bilansis mängivad olulisemat rolli madalamad piirkonnad (ehk suurem osa P sisekoormusest pärineb hoopis järve madalamatelt aladelt). Samuti rõhutati, et kihistunud järvedes jõuab setetest vabanenud P pinnakihti alles sügise lõpus, kui limiteerivatest osutuvad juba teised faktorid (nt valgus, temperatuur jne). Bormans et al. (2016) soovivad vältida aereerimist järvedes, mille sügavus on alla 15 m. Siiski pole P sisekoormus vaid sügavuse funktsioon.

Tammeorg et al. (2020b) töötasid välja lihtsa tööriista, mille abil saaks ennustada aereemismeetodite edukust vee kvaliteedi parandamise seisukohalt:

$$F = ((\text{Järve valgla pindala, km}^2 - 23.67) / 34.3) * 0.218 + ((\text{järve keskmine sügavus, m} - 2.48) / 1.07) * 0.267 + (\text{järve P väliskoormus, mg/m}^2/\text{y} - 22.05) / 13.38) * 0.933$$

Meetodit võib kaaluda järvedes, mille F väärtus on ligi -0.6.

Hüpolimnioni vee ärajuhtimise efektiivsus

Meetod on üldiselt soovitatud väikeste ja suhteliselt sügavate järvede jaoks (kus hüpolimnion moodustab arvestatava osa veekogu mahust). Nürnberg võttis kokku paljud olemasolevad ning dokumenteeritud hüpolimnioni vee ärajuhtimise rakendamisnäiteid 2007. a. ülevaateartiklis ning värskendas selle hiljuti (Nürnberg, 2020). Nende andmete järgi võib epilimnioni vee üldfosfori kontsentratsiooni muutust ennustada võrrandi järgi:

$$TP \text{ kontsentratsiooni muutus} = 0.471 - 0.331 * \log(\text{kogu TP eksport})$$

Peamised faktorid, mis määrasid meetodi efektiivsust olid hüpolimnioni vee ärajuhtimise ajastus (väljapumpamise aeg peab kokku langema sette P vabanemise maksimumi ajaga) ning ärajuhitava vee osakaal võrreldes kogu hüpolimnioni mahuga (Nürnberg, 2007; 2020). Hiljutises meetodi rakenduses Kymijärvel (Myllypohja osas) näidati, et aastane P väljavool võib suureneneda 35-46% võrra ilma kihistumist lõhkumata, kui optimeerida vee ärajuhtimise aeg (Silvonen et al., 2021).

Keemilise töötlemise efektiivsus

Üldiselt lisatakse kahte tüüpi kemikaale: 1) neid, mis oksüdeerivad sete-vesi piirpinda (kaltsiumnitraat, raudkloriid, lubi); 2) neid, mis seovad P. Kasutatakse peamiselt kuue elemendi (Ca, Mg, Al, Si, and La) fosfaadi siduvaid ühendeid. Planeerimisel peab arvestama kemikaali päritolu, koostise, osakese suuruse ja tihedusega, selle toimega eri pH, redokstingimuste ja lahustunud orgaanilise süsiniku kontsentratsiooni juures (Lürling et al., 2020). Viimased võivad olla väga suure ajalise varieeruvusega järvedes. Looduslikeks (keskkonnasõbralikeks) peetakse Al

soolasid. Huser et al. (2016) võttis kokku 114 Al sooladega töödeldud järve. Autorid näitasid pinnalähedase vee TP, Chl *a* kontsentratsioonide vähenemist ja vee läbipaistvuse suurenemist enamusel juhtudel. Meetod toimis keskmiselt 11 aastat (0-45 aastat), lühemalt madalates järvedes ja pikemalt kihistuvates järvedes. Toime kestvust määravad oluliselt kemikaali annus, morfoloogia ja hüdroloogia (mida iseloomustavad näiteks morfomeetriline indeks ning valgla ja järve pindala suhe). Madalates järvedes meetodi efektiivsust tihti piirab setete resuspensioon (ka setete horisontaaltransport, setete fokuseerumine). Sel juhul peab kemikaali annust suurendama efekti pikendamiseks.

Biomanipulatsiooni efektiivsus

Biomanipulatsiooni puhul mõjutatakse toiduahelat selleks, et parandada vee kvaliteeti. Eesmärgiks on suurendada vett filtreeriva zooplanktoni hulka. Selleks eemaldatakse lepiskalu või asustatakse röövkalu või siis introdutseeritakse taimi (mis on varjupaigaks zooplankteritele või konkurendiks vetikatele), karpe. Lepiskalade eemaldamisega võib saavutada ka P sisekoormuse vähenemist (sest väheneb bioturbatsioon). Biomanipulatsiooni õnnestumise tõenäosuse suurendamiseks peaks röövkalade osakaal järves olema 25–30% (Benndorf, 1995). Nii plankton- kui ka bentostoiduliste kalade hulka tuleb võimalikult kiiresti (1-2 aasta jooksul) vähendada vähemalt 75-80% ulatuses (Meijer et al., 1999). Vastavalt Sammalkorpi and Jeppesen (2003) soovitudele, peaks ühe aasta väljapüügi parasvöötme madalas järves (kg/ha/a) planeerima, arvestades TP kontsentratsiooni ($\mu\text{g/l}$):

$$\text{Püügivajadus} = 16,9 \times \text{TP}^{0,52}$$

Eesti üks kõige paremini dokumenteeritud järvede tervendamiskprojektidest on Ülemiste järve biomanipulatsiooni projekt (Panksep jt., 2011). Aastail 2004-2006 teostati selektiivset väljapüüki: kokku 156 tonni kalu (enamasti latikas ja särg). P kontsentratsiooni vähenemist seostati väliskoormuse vähenemisega ja osaliselt ka kala-tekitatud resuspensiooni vähenemisega. Suurte vesikirpude arvukuse kasvu siiski ei täheldatud.

1.2. Teadmistepõhine veemajandamine

Arusaamine järve vee kvaliteeti mõjutavatest faktoritest on peamine, mis aitab otsustada meetodi sobivuse üle. Kõigi meetodite efektiivsust muudab ka kliimamuutus, mis üldiselt võimendab eutrofeerumist (Moss et al., 2011). Järved on väga erinevad ning meetod, mis on sobilik ühe järve jaoks ei pruugi olla sobilik teise järve jaoks. Seega iga järve tervendamise planeerimisel peab lähenema individuaalselt. Praeguseks on ligi 24 järve puhul (I. Oti andmed, 2021) Eesti järvede puhul väljatöötatud meetmekavad (näiteks, Harku, Verevi, Veisjärv, Viitna Pikkjärv jne). Olulisi taustaandmeid annab korralik järvede seire. Hiljuti on analüüsitud, miks vaatamata suurtele jõupingutustele ei õnnestunud täita EL Veepoliitika raamdirektiivi nõudeid (Carvalho et al., 2019). Selgus, et üks põhjustest on seotud ebapiisava seirega, ehk seire ei võimalda oluliste survetegurite väljaselgitamist. Aga olulised on ka spetsiifilised uuringud konkreetse järve seisukohalt (Lürling et al., 2020). Paljudes meetmekavadega Eesti järvedes on teatud määral teostatud ka limnoloogilisi uuringuid (nt Neitsijärv; I. Oti andmed, 2021). Probleemiks võib osutuda vastavate uuringute vananemine. Aeg uuringu ja meetodi rakendamise vahel ei tohi olla liiga pikk, sest olulised hüdroloogilised, biogeokeemilised protsessid, võivad muutuda aja jooksul nt kliima muutuste tõttu.

1.3. Kuluefektiivsus

Kõiki järvi pole vaja tervendada. Näiteks, ei peeta otstarbekaks Saaremaal asuva Koigi järve taastamist (Ott jt., 2018). Järv on suures osas kaetud taimede ja võsaga ning on kujunenud oluliseks lindude pesitsuspaigaks. Tuleb keskenduda eelkõige olulisematele ökosüsteemiteenuste pakkujatele ja neile, mis on halvas seisundis. Nende hulka kuuluvad nt Ülemiste, Harku, Neitsijärv (Ott jt., 2018).

Üldiselt füüsikalised ja keemilised meetodid nõuavad suuri investeeringuid (Cooke et al., 2005; Bormans et al., 2016), olulisemalt suuremaid kui bioloogilised meetodid. Füüsikalistest meetoditest odavamaks peetakse hüpolimnioni vee ärajuhtimist. Iga meetodi puhul suurendab meetodi kulu ka see, kui tervendamise tööd ei ole korralikult planeeritud (kui olulised survetegurid jäävad arvestamata nagu suur väliskoormus, kliima muutused). Biomanipulatsioon muutub

oluliselt kallimaks väga suurte järve puhul. Teatud meetodite puhul meetodi rakenduse kulude hulka lisandub ka kõrvalproduktide majandamine. Samas teatud juhtudel ja õigel viisil neist võib hoopis kasu saada (nt eemaldatud järve sette, kala), mis vähendab kogu meetodi maksumust ning parandab kuluefektiivsust.

Nagu rõhutatud eespool on piisavalt madal väliskoormus praktiliselt iga järvesisese tervendamiseprojekti eeldus. Samas on näidatud, et väliskoormuse alandamine ei ole alati kuluefektiivne. Näiteks tihedalt asustatud piirkonnas paiknevates järvedes (Minnesota, USA) näidati, et vee kvaliteedi parandamine AI soolade abil on ligi 50 korda odavam, kui valglaühiste meetmete puhul (Huser et al., 2016). Seega tervendamismeetmete rakendamisele peaks eelnema ka kuluefektiivsuse analüüs.

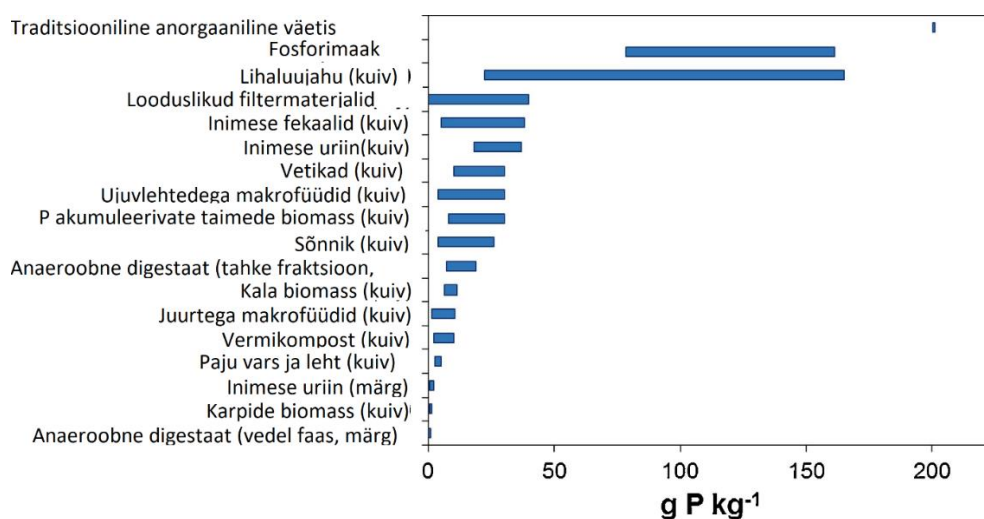
1.4. Keskkonnasõbralikkus

Kõik järvede tervendamisel meetmed on enamasti positiivse mõjuga. Siiski mõned tarbivad palju energiat ja mittetaastuvaid energia-allikaid või nende rakendamisega kaasnevad olulised keskkonnamõjud allavoolu vee kvaliteedile, tekivad asjakohast töötlust vajavad kõrvalproduktid. Setete eemaldamisega (oleneb meetodi spetsiifisusest) negatiivsete keskkonnamõjude hulka kuuluvad: põhjaloomastiku hävimine, mõjud kaladele, setete resuspensioon, ohtlike ainete eksponeerimine, vajadus eemaldatud sette asjakohase ladestamisala jaoks, et välistada toiteaineterikka vee tagasivalgumist. Hüpolimnioni vee ärastamisel tekib ärastatud vee töötlemise küsimus (vesi on hapnikuvaba, kõrge fosfaadi, ammooniumi, metallide sisaldusega, sageli ebameeldiva lõhnaga vesiniksulfiidi eraldumise tõttu). Probleeme võib tekkida ka veetaseme alanemisega ja kihistumise lõhkumisel. Ka mõnede aereerimismeetodite puhul võib tekkida tahtmatu kihistuse lõhkumine või hüpolimnioni vee temperatuuri tõusu vastavate tagajärgedega külmalembestele kaladele ja setete toiteainete, orgaanilise aine dünaamikale. Aereerimisseadmete ülalpidamine nõuab palju energiat. Keemiliste meetodite puhul peab arvestama kemikaali koostise ja selle päritoluga (selle ökotoksilisusega). Kasutatakse nt kaevandamise kõrvalprodukte, mis sisaldavad raskmetalle ja muid toksilise aineid. Üldiselt peetakse biomanipulatsiooni kõige keskkonnasõbralikumaks ja ohutuks meetodiks. Kuna järvesisese tervendamismeetodid on kasutusel juba pikka aega (Cooke et al., 2005), siis on paljude puhul välja kujunenud head

praktikad. Parimate olemasolevate praktikate arvestamine võimaldab leevendada negatiivseid keskkonnamõjusid. Näiteks hiljutises Kymijärve hüpolimnioni vee ärajuhtimise projektis sadestati kõigepealt „probleemseid aineid“ filtrite abil ning seejärel suunati vett märgala kaudu tagasi järve (Silvonen et al., 2021). Aga ka siin peaks lähenema igale järvele individuaalselt (mõne järve vett kasutatakse nt joogivee tootmiseks).

1.5. Ühendamine ringmajandusega

Seos ringmajandusega on potentsiaalselt olemas kõigil tervendamismeetoditel, mis põhinevad toiteainete väljaviimisele süsteemist (setete eemaldamine, hüpolimnioni vee väljaviimine, taimse või loomse biomassi eemaldamine). Roy et al. (2017) võttis kokku erinevate materjalide P sisaldust hindamaks P taaskasutuse potentsiaali (joonis 1.5.1). Mineraalsed P varud on piiratud ning joonisel 2 esitatud materjalides sisalduva P taaskasutamine oleks üks keskkonnamajanduse prioriteetsemaid suundi. Oluliseks mainimata materjaliks on järvesette ning Nürnberg (1998) järgi varieerub sette P sisaldus vahemikus 0,5 kuni 10 g/kg. Hiljutise uuringu tulemuste kohaselt, on P taastamise keskkonna ja sotsiaalsed aspektid palju soodsamad, kui P väetise tootmisel maagist (Tonini et al., 2019). Reoveepuhastite ja sõnniku taaskasutuse sotsiaalkulud on vastavalt 80 ja 50% madalamad kui P tootmisel taastumatutest mineraalallikatest (Tonini et al., 2019).



Joonis 1.5.1. Erinevate jäätmete fosfori sisaldused (Allikas: Roy et al., 2017).

Sette eemaldamine (kõige tõhusam vee kvaliteedi parandamise seisukohalt) ning sette taaskasutus põllumajanduses võimaldaks lahendada korraga kahte P jätkusuutlikkuse probleemi: keskkonnareostust ja looduslike P varude piiratust. Sette eemaldamine on küllaltki levinud veekogu seisundi parandamise praktikas nii Eestis kui ka kogu ülejäänud maailmas. Samas on ka uuringuid järve sette P taaskasutamisest põllumajanduses. Tulemused on siiski väga vastuolulised. On näidatud, et järve sete võib olla hea mullaparandusaine ja väetis (Leue and Lang, 2010; Tozzi et al., 2021). Samas katsetes Soome märgala setetega on näidatud, et mõned järvesetted võivad hoopis takistada P kättesaadavust taimedele (Laakso et al., 2017). Seega antud jätkusuutliku järve tervendamise meetod ja ka teised võimalikud insener-tehnilised lahendused on väga perspektiivsed, kuid vajavad eelnevaid uuringuid.

Esimene teadaolev juhtum, kus kombineeriti sette P dünaamika uuringuid järves ja sama järve sette P taaskasutust on Viljandi lähistel asuv Mustijärv. Need tulemused kinnitasid jätkusuutliku väikejärve tervendamise mudeli (sette eemaldamise ja selle taaskasutuse teel) edukust (Kiani et al., 2020; Kiani et al., 2021). Alljärgnevalt käsitletakse vastava projekti jätkusuutlikkuse aspekte.

2. Väikejärve jätkusuutliku tervendamise mudel sette eemaldamise ja taaskasutuse teel

2.1. Uurimisala lühikirjeldus

Väike madal Mustijärv (pindala ligi 1 ha, keskmine sügavus 2 m, pikkus 257 m ja suurim laius 58 m; joonis 2.1.1) asub Viljandi lähistel (58°21'55.8"N 25°32'32.6"E). Veekogu rajati Kurika peakraavi laiendamisel ning paisutamisel aastail 1984-1986. Kurika peakraavil paikneb veel kaks järve ülesvoolu (lähim neist 1,5 km ülesvoolu) ja üks allavoolu. Ülesvoolu asuvat valglat kasutatakse valdavalt karjamaa- ja põllumajandusmaana. Lähimas valglat on rakendatud mahepõllumajandust. Järve on varasemalt, põhiliselt kuni 1992 aastani jõudnud ka reovett Viljandi linna Raua tänava tööstusrajoonist, muuhulgas piimakombinaadist, 1992.st aastast edasi on peamine reostuskoormus olnud Raua tänava sadevesi. Aastaks 2015 oli järv eutrofeerunud ning ligi 70% endisest järvepeegli pindalast kattis pilliroog ning pajud. 2016. aastal kaevati kogu sete

välja, järvepõhja rajati sette kogunemisalad piki voolutelge sissevoolu piirkonnas (sügavusega 3,0 m), järve keskel (3,8 m) ja väljavoolupiirkonnas (2,0 m). 2017. a. järv pikendati allavoolu ligi 0,3 ha võrra, ehitati veetaseme regulaator ning veetase tõsteti normaalpaisutustasemeni (64,8 m üle merepinna).



Joonis 2.1.1. Uurimisala. Mustijärv enne sette väljakaevamist (2015. a., vasakul) ja pärast sette väljakaevamist (2017. a., paremal). Allikas: Maaamet.

2.2. Sette väljakaevamise tõhusus järve tervendamise seisukohalt

Järve olukorda arvestades (valdavalt pilliroo ja võsaga kinnikasvanud) järve tervendamise planeerimisel kaaluti vaid setete eemaldamist. Sete kaevati täielikult välja, mis tegi kokku 7400 m³. Selline sette kogus sisaldas ligi 6,4 t fosforit. Selle koguse eemaldamisega ärastati potentsiaalne reostusallikas, mis oleks varustanud primaarprodutsente fosforiga ja tekitanud probleeme allavoolu veel pikki aastaid. Veekogu hakkas toimima taas reostusainete „lõksuna“, sest enamus uuritud parameetritest, sh TP kontsentratsioon oli väljavoolus väiksem kui järve sissevoolavas vees 2018. a., ehk siis aasta pärast täielikku sette eemaldamist.

2018. a. teostati KIKi toel põhjalikke limnoloogilisi uuringuid (joonis 2.2.1), mille käigus selgus, et taas oli tekkinud järve funktsioneerimisel mitmeid probleeme. Vee-elustiku näitajad (füto- ja zooplanktoni kooslus, zoobentose ja suurtaimestiku kooslus, ka kalade kooslus) viitasid reostunud seisundile (EMÜ lõpparuanne, 2021). Probleeme tekitas suur setete/ toiteainete väliskoormus, mis oli paljuski seotud ülesvoolu toimunud tegevustega, peamiselt sissevoolu (Kurika peakraavi) põhja

puhastustöödega aastal 2018 ning samuti ka ülesvoolu asuva Kurika peakraaviga ristuva oja põhja puhastustöödega 2019. aastal. Lisaks on aerofotodelt näha, kuidas Viljandi linna Raua tänava ääres tööstuspiirkonna ehitustöödega tekkinud heljumireostust kantakse järve 2018. a. aprillis (joonis 2.2.2). Tulemusena tekkis ligi 20 cm paksune uue sette kiht.

Vee kvaliteedi probleeme tekitas ka P sisekoormus ehk P vabanemine uuesti settinud materjalist, mis moodustas ligi 12% P väliskoormusest (Kiani et al., 2020). P sisekoormust soodustas ulatuslik anoksia, mida jälgiti kogu vegetatsiooni perioodi jooksul 2018. a. Variatsioone sette P vabanemises seostati peamiselt rauaga seotud P varuga settes. Sette omadustes jälgiti suuri ruumilisi erinevusi. Piki voolutelge moodustatud sette akumulatsiooni basseinides (kaks sügavamat piirkonda) toimus setete fokusseerumine ning enamus P (ka teiste ainete) koormusest sai kinni peetud enne väljavoolu. Järgmise sette väljakaevamise maht oleks oluliselt väiksema töömahuga, sest peaks keskenduma settebasseinidesse kogunenud setetele. Settebasseinide planeerimine ülesvoolu oleks üks võimalikest lahendustest sette ja toiteainete koormuse kinni püüdmiseks enne jõudmist järve juhul kõrgete koormuste juures.



Joonis 2.2.1. Limnoloogilised uuringud Mustijärvel 2018. a. (Foto: Priit Tammeorg)

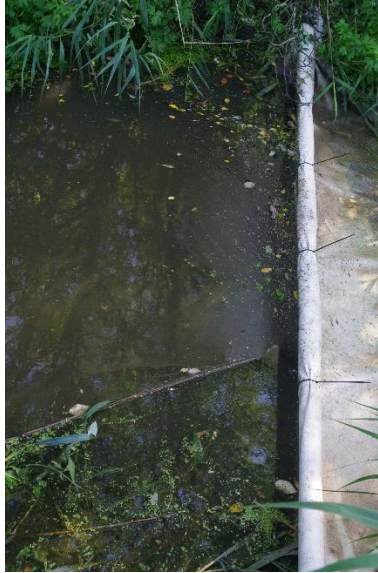
Arvestades, et Kurika peakraavi ja sellega ristuvate vooluveekogude sängi puhastamist ei olnud tehtud viimase 30 aasta jooksul, võib seda, et neid töid teostati uuringupiirkonnast ülesvoolu just 2018. ja 2019. aasta jooksul, nimetada erandlikuks ning mitme ebasoodsa faktori kokkusattumine annab moonutatud pildi vee kvaliteedi hinnangust. Tulevaste järvetervendamise projektide juures tuleks tähelepanu pöörata koordineerimisele valgala ülesvoolu tehtavate, järvede väliskoormust mõjutavate tööde ajastamisele ning püüda neid teostada enne järvesette eemaldamist.



Joonis 2.2.2. Taastatud järve reostus heljumi kujul (läheduse oleva Viljandi linna Raua tänava tööstuspiirkonna ehitusobjektilt erosiooniga Kurika peakraavi jõudnud heljum, aprill 2018); Allikas: Maaamet.

2.3. Negatiivsete keskkonnamõjude leevendamine

Keskkonnamõju hindamise eksperdid hindasid planeeritud tegevuste mõju kergelt negatiivseks lühiajaliselt. Samas pikaajaliselt, mõju oli hinnatud kergelt positiivseks. Negatiivsete keskkonnamõjude leevendamiseks teostati töid vastavalt soovitatule ning arvestades parimaid olemasolevaid praktikaid. Sette eemaldamist teostati arvestades sobilikke ruumilisi ja ajalisi võimalusi. Vett juhiti ära ning sette eemaldamist teostati ajal (augustis-septembris), kus enamus putukate vastseid oli välja lennanud – sellega leevendati negatiivne mõju põhjaelustikule. Setete resuspensiooni riski vähendati sellega, et kasutati „kuiva meetodit“ ehk juhiti vesi ära. Allavoolu reostuse vältimaks kasutati settekardinaid (joonis). Seega tööd ei takistanud kalade liikumist. 2018. a. uuringud kinnitasid, et negatiivsed mõjud elustikule olid minimaalsed: nii zoobentose - kui ka kalade kooslus oli jõudnud taastuda. Bentostoiduliste kalade tüsedusindeks näitas, et kalad on heas toitumuses. Kohalike elanike sõnul järves on nähtud ohtralt haige, mis on väga positiivne lepiskalade populatsiooni kontrolli seisukohalt.



Joonis 2.3.1. Settekardin allavoolu sette transpordi takistamiseks. Foto: Priit Tammeorg.

Arvestades, et järve on akumulunud kunagi nii piimakombinaadi heitvett kui ka tööstuspiirkonnast pärinevat sadevett, võiks oletada, et settes võib olla saasteaineid. Siiski ei ületanud analüüsitud settes ükski saasteaine kompostile kehtestatud piirnorme (Kiani et al. 2021). Seega ohtlike ainete analüüsid ei kinnitanud reostuse ohtu Mustijärve sette puhul.

Sette ladestamiseks kasutati järve kaldajoonest umbes 25-100 m kaugusel olevaid, kruusavallidega piiritletud ladestusalasid. Ladestusalade rajamisel eemaldati esmalt peamine mullakiht ning sellest tehti kaitsevallid. Pärast pinnase planeerimist 2017. aastal laotati järve ümber biosöe kaitsevöönd vähendamaks erosiooniga tagasi veekokku kanduva sette kogust, ning külvati heinaseemne segu.

Sette eemaldamine on üks kõige kasutatavaimatest järvesisestest tervendamismeetoditest Eestis. Võttes kokku senised kogemused, paistab silma, et projektide läbikukkumise peamiseks põhjuseks on toiteainerikka sette vette tagasi valgumine. Seda tuleb kindlasti vältida, ladustades sette järvest vähemalt 50 m kaugusele ning vältides järsukaldalisi aunasid, võimalusel kasutada samuti geotekstiili või muid puhverala toimimist tõhustavaid vahendeid.

Kui veekogu on kasutatud heitvee suublana või valglas on kasutatud mineraalväetisi, siis probleemiks võivad osutuda ka settes sisalduvad ohtlikud ained (nt raskemetallid). Sel juhul vajab sette ladustamine erilist tähelepanu (eri käitlust). Siin väärrib mainimist hiljutine suuremahuline projekt – Kentsi paisjärve (Annikorus) taastamine 2021-2022. Seal on heitveesuublana kasutatud settest ehitatud saared järve, kuid veetaseme tõustes on seal suur oht saasteainete vabanemisele

settest vette. Järvemuda võib parema lahenduse puudumisel küll kasutada täitematerjalina kalda või saarte kujundamisel, kuid igal juhul tuleks vältida otsest kokkupuudet järveveega. Seda saab saavutada näiteks geotekstiili ning kruusavallide kasutamisel muda ning vee vahele. Soovitav on siiski kogu muda järvest eemaldada ning transportida järvest eemale, ja kui eelarvelised vahendid ei võimalda seda kogu järves korraga teha, jagada järv osadesse ning teostada töö etapiviisiliselt.

2.4. Sette taaskasutuse uuringud

Helsingi Ülikooli doktoritöö raames teostati Mustijärvest väljakaevatud sette taaskasutuse uuringuid (Kiani et al., 2021 ja 2022). Selleks tehti aastal 2017 nõukatse EMÜ kasvuruumis. Lüsimeetrid (mis võimaldasid ka leostunud nõrgvee korjamist) täideti erinevate sette ja mulla kombinatsioonidega nagu joonisel ning külvati raiheina. Saaki (joonis 2.4.1) korjati (biomassi lõigati) kuus korda. Selguski, et raihein kasvas kõige paremini puhta sette peal (Kiani et al., 2021). Sette üldraua ja üldfosfori (Fe/P) massisuhe oli ligi 10. Fosfori omastamine taimede poolt (biomass korrutatud selle üldfosfori sisaldusega) korreleerus oluliselt rauaga seotud fosfori kontsentratsiooniga settes. Tähtis on samuti, et leostunud P-d oli kõige vähem just sama katsevariandi puhul, mis tähendab, et sette laotamisega ei kaasne uuringu tulemuste põhjal erilisi keskkonnanariske. Seega Mustijärve näide kinnitab, et kõrvalprodukt (milles sisaldus ligi 6 t fosforit, aga rikkalikult ka muid toiteaineid nagu väävlit, boori, vaske ja tsinki, millest ümbritsevate põldude muldades on puudujääk) on hoopis väärtust. Antud väärtus kompenseerib osa tehtud investeeringuid ning muudab projekti kuluefektiivsemaks. Mustijärve puhul taaskasutati kogu eemaldatud sete põllumajanduses heina kasvatamiseks.



Joonis 2.4.1. Lüsimeetrikatse. Foto: Priit Tammeorg

Kokkuvõte

Vaatamata suurtele veekaitsmemaalastele jõupingutustele eutrofeerumine jääb peamiseks keskkonnaprobleemiks kogu maailmas. Eesti järved pole selles suhtes erand. Üldised tendentsid vee kvaliteedis rõhutavad vajaduse veemajanduspraktikate ülevaatamise vajadust. Käesolevas töös uue strateegiana pakutakse välja jätkusuutlikku järvede tervendamist. Jätkusuutliku järvede tervendamise põhiomadused on: tõhusus, kuluefektiivsus, keskkonnasõbralikkus ning seos ringmajandusega. Enamuse olemasolevate tervendamismeetodite tõhusus eeldab, et väliskoormus on piisavalt madal.

Paljud järvesisesed meetodid on suunatud just P sisekoormusega seotud vee kvaliteedi probleemide lahendamiseks. P sisekoormus on tihti põhjuseks, miks järvede vee kvaliteet vastab suure hiline misega toiteainete väliskoormuse vähenemisele. Sisekoormus varustab primaarprodutsente fosforiga kättesaadaval kujul just kõige kriitilisemal ajal, suvel ehk siis kui väliskoormus on madal ja sealt sobivate fosfori vormide kogused väga väikesed. Sisekoormuse tähtsuse tõttu, ainult väliskoormuse vähendamisele suunatud meetmetest ei piisa.

Järvesiseste meetodite tõhusus eeldab P sisekoormuse arvestatava osakaalu summaarsest P koormusest. Järvede tervendamisel tuleb lähtuda senistest uuringutest, mis seavad piire teatud meetodite rakendamiseks ning tõhususe optimeerimiseks arvestada optimaalsete meetodi rakendamistingimustega. Kliima soojenemine vähendab iga meetodi tõhusust, sest üldiselt võimendab eutrofeerumist.

Iga järve tervendamisele peaks lähenema individuaalselt. Kuluefektiivsuse analüüsid on tähtis jätkusuutliku veemajanduse osa. Tervendamismeetodite keskkonnasõbralikkuse tõstmiseks peab arvestama parimate olemasolevate praktikatega.

Seos ringmajandusega suurendab meetodi kuluefektiivsust ning on neil meetoditel, mis viivad toiteaineid järvest välja. Seni hästi dokumenteeritud jätkusuutliku tervendamise näidiseks on Mustijärve tervendamine, kus degradeerunud veekogust eemaldati täielikul määral sete (ehk eemaldati pikaajaline P allikas veest) ning näidati, et setet on võimalik taaskasutada. Vee kvaliteedi hinnang seireaastal oli siiski moonutatud mitme ebasoodsa faktori poolt (mitmed ülesvoolu toimunud tegevused). Tulevaste järvetervendamise projektide juures tuleks tähelepanu

pöörata koordineerimisele valgalas ülesvoolu tehtavate, järvede väliskoormust mõjutavate tööde ajastamisele ning püüda neid teostada enne järvesette eemaldamist.

Lühidalt, kui planeerid väikejärve tervendamist järvesiseste meetodite abil:

- 1) Veendu, et sisekoormus moodustab arvestatava osa kogu bilansis.
- 2) Lähtu meetoditele seatud optimaalsetest kasutuspiiridest (mis tüüpi järvedes kasutatakse). Nende ületamine paratamatult suurendab meetodi maksumust.
- 3) Tee kuluefektiivsuse analüüs.
- 4) Arvesta parimate olemasolevate praktikatega, et suurendada meetodi keskkonnasõbralikkust. Siia kuulub nt settekardinate kasutamine allavoolu tehtavatest töödest, aga ka toiteainerikka järvemuda tagasi veekogusse valgumise vältimine.
- 5) Tee kindlaks, kas tekkinud kõrvalprodukte on võimalik taaskasutusele võtta. Väetisena kasutamist võib kaaluda sette puhul, mille Fe/P on ligi 10.

Kasutatud kirjandus

- Benndorf, J. (1995). Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 80(4), 519-534.
- Björk, S., J. Pokorný, J & V. Hauser, 2010. Restoration of lakes through sediment removal, with case studies from lakes Trummen, Sweden and Vajgar, Czech Republic. *Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe* (pp. 101–122). Springer, Dordrecht.
- Björk, S. (2014). *Limnological methods for environmental rehabilitation*.
- Bormans, M., Maršálek, B., & Jančula, D. (2016). Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology*, 50(3), 407-422.
- Brigham, R. D., S. Pelini, Z. Xu & A. Vázquez-Ortega, 2021. Assessing the effects of lake-dredged sediments on soil health: Agricultural and environmental implications for northwestern Ohio. *Journal of Environmental Quality*: 50: 494–503.
- Canet, R., C. Chaves, F. Pomares & R. Albiach, 2003. Agricultural use of sediments from the Albufera Lake (eastern Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95: 29–36.
- Carvalho, L., Mackay, E. B., Cardoso, A. C., Baattrup-Pedersen, A., Birk, S., Blackstock, K. L., ... & Solheim, A. L. (2019). Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 658, 1228-1238.
- Eesti Maaülikool, 2014. Järvede haldamine vesikondade veemajanduskavade raames. LakeAdmin projekti tegevuskava.
- Horppila, J., Holmroos, H., Niemistö, J., & Tammeorg, O. (2019). Lake catchment characteristics and external P load-cultivated area/lake area ratio as a tool for evaluating the risk of eutrophication from land use information. *Boreal Environment Research*.

- Horppila, J., Holmroos, H., Niemistö, J., Massa, I., Nygrén, N., Schönach, P., ... & Tammeorg, O. (2017). Variations of internal phosphorus loading and water quality in a hypertrophic lake during 40 years of different management efforts. *Ecological Engineering*, *103*, 264-274.
- Huser, B. J., Egemose, S., Harper, H., Hupfer, M., Jensen, H., Pilgrim, K. M., ... & Futter, M. (2016). Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water research*, *97*, 122-132.
- Huser, B. J., Futter, M., Lee, J. T., & Perniel, M. (2016). In-lake measures for phosphorus control: the most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. *Water Research*, *97*, 142-152.
- Jeppesen, E. & I. Sammalkorpi, 2002. Lakes. In Perrow, M. & T. Davy (eds), *Handbook of Restoration Ecology*, Chapter 14, Cambridge University Press, 297–324.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, J. P. Jensen, K. E. Havens, O. Anneville, L. Carvalho, ... & M. Winder, 2005. Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* *50*: 1747–1771.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B. A., Hansen, R. S., Søndergaard, M., Jensen, J. P., ... & Branco, C. W. C. (2007). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, *581*(1), 269-285.
- Jing, L., Bai, S., Li, Y., Peng, Y., Wu, C., Liu, J., ... & Yu, G. (2019). Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: a five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level. *Science of the total environment*, *686*, 753-763.
- Kangur, K., & Möls, T. (2007). Changes in spatial distribution of phosphorus and nitrogen in the large north-temperate lowland Lake Peipsi (Estonia/Russia). In *European Large Lakes Ecosystem changes and their ecological and socioeconomic impacts* (pp. 31-39). Springer, Dordrecht.
- Keskkonnaagentuur, 2021. Eesti pinnaveekogumite seisundi 2020. aasta ajakohastatud vahehindang. Koostajad: Kerr, M., Kovtun-Kante, A.
- Keto, J., Tallberg, P., Malin, I., Vääränen, P., & Vakkilainen, K. (2005). The horizon of hope for L. Vesijärvi, southern Finland: 30 years of water quality and phytoplankton studies. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, *29*(1), 448-452.

- Kiani, M., Raave, H., Simojoki, A., Tammeorg, O., & Tammeorg, P. (2021). Recycling lake sediment to agriculture: Effects on plant growth, nutrient availability, and leaching. *Science of the Total Environment*, 753, 141984.
- Kiani, M., Tammeorg, P., Niemistö, J., Simojoki, A., & Tammeorg, O. (2020). Internal phosphorus loading in a small shallow Lake: Response after sediment removal. *Science of The Total Environment*, 725, 138279.
- Kisand, A., Timm, H., 2011. Sette eemaldamine. Järvede tervendamise käsiraamat. Eesti Maaülikool.
- Laakso, J., R. Uusitalo, J. Leppänen & M. Yli-Halla, 2017. Sediment from agricultural constructed wetland immobilizes soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 46: 356–363.
- Laanetu, N., Mugra, T., Tupits, I., 2011. Keskkonnamõju hindamine ja järvede hooldus. Järvede tervendamise käsiraamat. Eesti Maaülikool.
- Laas, A., Mugra, T., Sammalkorpi, I., Hamilton, D., 2011. Senised kogemused Eestis ja mujal maailmas. Järvede tervendamise käsiraamat. Eesti Maaülikool.
- Leue, M., & F. Lang, F., 2012. Recycling soil nutrients by using channel deposits as fertilizers? *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 93: 75-88.
- Lürling, M., Smolders, A.J.P., Douglas, G. (2020) Methods for the management of internal phosphorus loading in lakes. In: Steinman A D, Spears BM (Eds) *Internal phosphorus loading in lakes: causes, case studies, and management*. Plantation, Florida, J. Ross Publishing, 445-458.
- Meijer, M.-L., I. de Boois, M. Scheffer, R. Portielje & H. Hoser (1999). Biomanipulation in the Netherlands: an evaluation of 18 case studies in shallow lakes. *Hydrobiologia* 408/409: 13–30.
- Noges, T., Järvet, A., Kisand, A., Laugaste, R., Loigu, E., Skakalski, B., & Noges, P. (2007). Reaction of large and shallow lakes Peipsi and Võrtsjärv to the changes of nutrient loading. In *Shallow Lakes in a Changing World* (pp. 253-264). Springer, Dordrecht.
- Normak, K., Vreimann, T., Kupits, K., Metsur, M., 2019. Vesikonna pinnavett mõjutava inimtegevuse koormuse ülevaade. AS Maves.

- Nürnberg, G. K. (2007). Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal treatments. *Lake and Reservoir Management*, 23(4), 388-409.
- Nürnberg, G. K. (2020). Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique: determination of feasibility and continued benefits. *Hydrobiologia*, 847(21), 4487-4501.
- Nürnberg, G. K., LaZerte, B. D., Loh, P. S., & Molot, L. A. (2013). Quantification of internal phosphorus load in large, partially polymictic and mesotrophic Lake Simcoe, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 39(2), 271-279.
- Ott, I., 2019. Eesti järvede seisundist ja tervendamisevajadustest. Ettekanne RMK Looduskaitse konverentsil (4.11.2019).
- Ott, I., & Kõiv, T. (1999). Estonian small lakes: special features and changes. *Estonian Environment Information Centre, Tallinn*.
- Ott, I., Timm, H. (2020). Siseveekogud: õpik kõrgkoolidele.
- Panksep, K., Pedusaar, T., Järvalt, A., 2011. Biomanipulatsioon. Järvede tervendamise käsiraamat. Eesti Maaülikool.
- Peipsi Koostöö Keskus, 2004. Liigtoiteliste looduslike ja paisjärvede tervendamine: Käsiraamat järvede tervendamismeetmetest, vajalikest uuringutest ja tehnikast. Koostaja: Sults, Ü.
- Renella G., 2021. Recycling and Reuse of Sediments in Agriculture: Where Is the Problem? Sustainability 13: <https://doi.org/10.3390/su13041648>.
- Saunders, D. L., & Kalff, J. (2001). Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia*, 443(1), 205-212.
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*, 195(4275), 260-262.
- Schindler, D. W., Carpenter, S. R., Chapra, S. C., Hecky, R. E., & Orihel, D. M. (2016). Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental Science & Technology*, 50(17), 8923-8929.

- Silvonen, S., Niemistö, J., Csibrán, A., Jilbert, T., Torma, P., Krámer, T., ... & Horppila, J. (2021). A biogeochemical approach to evaluate the optimization and effectiveness of hypolimnetic withdrawal. *Science of the Total Environment*, 755, 143202.
- Søndergaard, M., Bjerring, R., & Jeppesen, E. (2013). Persistent internal phosphorus loading during summer in shallow eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 710(1), 95-107.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. (2020). Understanding the drivers of internal phosphorus loading in lakes. In: Steinman A D, Spears BM (Eds) Internal phosphorus loading in lakes: causes, case studies, and management. Plantation, Florida, J. Ross Publishing, 445-458.
- Tammeorg, O., 2021. KIK projekti Jätksuutlik väikejärve tervendamise meetod sette toiteainete taaskasutuse teel (Leping nr 3-2-3/8344-9/2018) lõpparuanne.
- Tammeorg, O., Horppila, J., Tammeorg, P., Haldna, M., & Niemistö, J. (2016). Internal phosphorus loading across a cascade of three eutrophic basins: a synthesis of short-and long-term studies. *Science of the Total Environment*, 572, 943-954.
- Tammeorg, O., Möls, T., Niemistö, J., Holmroos, H., & Horppila, J. (2017). The actual role of oxygen deficit in the linkage of the water quality and benthic phosphorus release: potential implications for lake restoration. *Science of the Total Environment*, 599, 732-738.
- Tammeorg, O., Nürnberg, G., Niemistö, J., Haldna, M., & Horppila, J. (2020). Internal phosphorus loading due to sediment anoxia in shallow areas: implications for lake aeration treatments. *Aquatic Sciences*, 82(3), 1-10.
- Van Wichelen, J., S. Declerck, K. Muylaert, I. Hoste, V. Geenens, J. Vandekerckhove, ... & W. Vyverman, 2007. The importance of drawdown and sediment removal for the restoration of the eutrophied shallow Lake Kraenepoel (Belgium). *Shallow Lakes in a Changing World* (pp. 291-303). Springer, Dordrecht.
- Vollenweider, R. A. (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. OECD Report OAS/CSI/68.27.