

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geograafia osakond

Bakalaureusetöö geograafias (12 EAP)

**Lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide seosed maastiku
parameetritega Eesti väikejärvedes**

Jelizaveta Vabištševitš

Juhendaja Evelyn Uuemaa, PhD

Tartu 2022

Lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide seosed maastiku parameetritega Eesti väikejärvedes

Annotatsioon

Lämmastik ja fosfor on peetud olulisimateks toiteaineteks veekogudes, kuid nende üleküllus võib põhjustada veekogude eutrofeerumist. Varasemates uurimustes on tõestatud, et toiteainete kontsentratsioonid veekogudes sõltuvad ümbritsevast maastikust. Selle töö eesmärk oli hinnata seoseid lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide ning valgla maastiku parameetrite vahel Eesti väikejärvedes. Võrreldi 52 väikejärve üle Eesti, mille kohta olid andmed kogutud riikliku hüdrokeemilise seireprogrammi raames aastatel 2018–2020. Maastiku parameetrite mõju vaadeldi nii eri laiusega puhvertsoonides kui ka valglates. Tulemused näitasid, et maakatte ja nõlvakalde mõju toiteainete kontsentratsioonidele on rohkem märgatav suuremates puhvertsoonides, kuid mulla lõimise mõju vastupidi väiksemates puhvertsoonides. Mets ja märgala avaldasid suurimat mõju toiteainete kontsentratsioonidele.

Märksõnad: üldlämmastik, üldfosfor, maakate, GIS

CERCS kood: P510 – Füüsiline geograafia, geomorfoloogia, mullateadus, kartograafia, klimatoloogia

Links between landscape characteristics and nutrient concentrations in small lakes in Estonia

Abstract

Nitrogen and phosphorus are considered the most significant nutrients in water bodies, but their overload can lead to eutrophication. Previous studies have shown that nutrient concentrations in water bodies depend on the surrounding landscape. This study aimed to evaluate the relationships between nitrogen and phosphorus concentrations and landscape characteristics in small lakes in Estonia. 52 small lakes were compared across Estonia, for which data was collected in the national hydrochemical monitoring programme in 2018–2020. The impact of landscape characteristics was investigated in different buffer zones as well as the whole catchment area. The results showed that the effect of land cover and slope on nutrient concentrations is more pronounced in the larger buffer zones, while the effect of soil texture is more pronounced in the smaller buffer zones. Forest and wetland had the greatest impact on nutrient concentrations.

Keywords: total nitrogen, total phosphorus, land cover, GIS

CERCS code: P510 – Physical geography, geomorphology, pedology, cartography, climatology

Sisukord

<i>Sissejuhatus</i>	4
<i>1. Kirjanduse ülevaade</i>	6
1.1. Lämmastiku ja fosfori aineringe	6
1.2. Lämmastik ja fosfor kui toiteained veekogudes	6
1.3. Maakatte/maakasutuse mõju lämmastiku ja fosfori sissekandele veekogudes	7
1.4. Eesti väikejärved ja nende uurimine	8
<i>2. Andmed ja metoodika</i>	11
2.1. Uurimisalad	11
2.1.1. Uuritud väikejärvede ökoloogiline seisundiklass	12
2.2. Andmed	13
2.2.1. Toiteained	13
2.2.2. Maakate	14
2.2.3. Reljeef	15
2.2.4. Mullastik	15
2.3. Toiteainete kontsentratsiooni varieeruvuse arvutamine	15
2.4. Maastiku parameetrite osakaalude arvutamine	15
2.5. Andmeanalüüs	16
<i>3. Tulemused ja arutelu</i>	17
3.1. Lämmastiku ja fosfori kontsentratsioon uuritud väikejärvedes	17
3.2. Valgla maakate	19
3.3. Lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide seosed maastiku parameetritega	20
3.4. Tööd limiteerivad faktorid ja tulevikuvõimalused	26
<i>Kokkuvõte</i>	27
<i>Summary</i>	28
<i>Kirjandus</i>	31
<i>Lisa 1. Uuritud väikejärvede näitajad ja ökoloogiline seisundiklass</i>	36
<i>Lisa 2. Toiteainete kontsentratsioon uuritud väikejärvedes</i>	39
<i>Lisa 3. Arvutatud maakatte osakaal erinevates puhvertsoonides</i>	41
<i>Lisa 4. Spearmani korrelatsioonimaatriksid</i>	42

Sissejuhatus

Lämmastiku ja fosfori sisaldus Maa biosfääris on inimtegevuse tagajärjel oluliselt suurenenud (Vitousek *et al.*, 1997), eriti põllumajanduses kasutatavate väetiste tootmise ja kasutamise tõttu (Tilman, 1999). Üleliigne lämmastik ja fosfor satub sageli vette, põhjustades mere- ja magevee ökosüsteemide eutrofeerumist (Smith *et al.*, 1999). Eutrofeerumisel intensiivistub osa vetikaliikide vohamine, vaesestub vee-elustik ja veekogud kasvavad kinni (Chislock *et al.*, 2013; Schindler, 1974; Smith, 1998). Smith (1998) järgi veekogude eutrofeerumise seirel on olnud tähtis mudelite väljatöötamine, mis seovad toiteainete kontsentratsiooni veekvaliteedi aspektidega, mida peetakse oluliseks ja säilitamist väärivaks.

Eesti väikejärvede püsiseiret alustati 1992. aastal hüdrokeemilise seireprogrammi käigus. Väikejärvede veekvaliteeti on sellest ajast erinevatest aspektidest lähtuvalt uuritud. Milius ja Starast (1999) on analüüsinud seoseid erinevate limnoloogiliste muutujate vahel, nagu näiteks vee temperatuur, värvus, pH, klorofüll, fütoplanktoni biomass jt. Samuti on uuritud fütoplanktoni ja perifüütoni primaarproduktiooni väikejärvedes (Cremona *et al.*, 2016) ja selle seost vee läbipaistvusega (Cremona *et al.*, 2019). Ott jt (2020) on hinnanud kliima- ja ilmastikumuutuste mõju väikejärvedele. Alles hiljuti sai ulatuslikult hinnatud valgla mullastiku ja maakatte mõju lahustunud orgaanilise süsiniku ja lahustunud orgaanilise aine (Sepp *et al.*, 2019) ning orgaanilise süsiniku, lämmastiku ja fosfori (Sepp *et al.*, 2022) kontsentratsioonidele Eesti väikejärvedes. Vaatamata ülevalpool mainitud teadustöödele, on Eesti väikejärvede uurimine tihti jäänud suurte järvede, Peipsi ja Võrtsjärve, uurimise kõrval tagaplaanile.

Bakalaureusetöö eesmärk on hinnata lämmastiku ja fosfori kontsentratsioone Eesti väikejärvedes ning välja selgitada valgla maakatte, mulla ja reljeefi mõju väikejärvede veekvaliteedile. Töös keskendutakse toiteainete kontsentratsiooni ja maastiku parameetrite vahelisele seosele ning on püstitatud järgmised uurimisküsimused:

1. Kui suur on lämmastiku (üldN) ja fosfori (üldP) kontsentratsioon Eesti väikejärvedes aastatel 2018–2020?
2. Kas ja kuidas on lämmastiku ja fosfori kontsentratsioon Eesti väikejärvedes seotud valgla maastiku parameetritega?

Uurimistöö esimeses osas antakse ülevaade lämmastiku ja fosfori aineringlusest looduses ning varasematest uurimustest, mis käsitlevad maakatte ja -kasutuse mõju toiteainete sissekandele veekogudes nii Eestis kui ka mujal riikides. Teises osas kirjeldatakse välja valitud Eesti väikejärvi, kasutatud andmeid ja analüüsimismeetodeid. Toiteainete ja satelliidandmete

põhise maakatte vahel seoste leidmiseks kasutati korrelatsioonanalüüsi ning seejärel lineaarregressiooni. Töö viimases osas esitatakse analüüsi käigus saadud tulemusi ning arutletakse nende üle.

1. Kirjanduse ülevaade

1.1. Lämmastiku ja fosfori aineringe

Lämmastikuringe on lämmastiku (N) ja selle ühendite tsükliline liikumine ja muundumine Maa kõigis sfäärides. Lämmastiku aineringe on kiire ja selle vood on suured, kuna lämmastikuühendid lahustuvad hästi vees (Mander, 2014). Atmosfääris esineb lämmastik tavaliselt molekulaarsel kujul (N_2). Teised lämmastikuühendid atmosfääris on dilämmastikoksiid (N_2O), lämmastikmonooksiid (NO), ammoniaak (NH_3), nitrit (NO_2^-) ja nitraat (NO_3^-). Just need ühendid võivad olla lämmastiku talletajaks (ingl *sink*) või allikaks (ingl *source*) veekogudes, nt gaasivahetuse, määrg- ja kuivsadestumise teel (Martin, 2014).

Fosforiringe on fosfori (P) tsükliline liikumine pinnase, veekogude ja elusorganismide vahel, mis toimub peamiselt biosfääris, kuna suur osa fosforiühenditest esineb just tahkel kujul maakoos ja veekogude setetes (Tiessen, 2008). Fosfor esineb ökosüsteemides enamasti orgaaniliste ühenditena. Anorgaaniliste ühendite osakaal on oluliselt väiksem, kuid just anorgaaniline fosfor (fosfaatioon, PO_4^{4-}) on organismide poolt kasutatav (Ott ja Timm, 2020). Inimtegevus avaldab suurt mõju looduslikule fosforiringile. Lahustunud fosfori hulk ringluses on kahekordistunud põllumajanduses kasutatavate väetiste, metsaraie ja mullakao ning reovee ja jäätmete tõttu (Filippelli, 2002).

1.2. Lämmastik ja fosfor kui toiteained veekogudes

Toiteained on taimekasvuks vajalikud asendamatud keemilised elemendid. Lämmastik ja fosfor soodustavad ainevahetust ja taimede arengut ning määravad veekogu troofsuse ehk toitelisuse, mistõttu on neid peetud olulisimateks toiteaineteks veekogudes. Toiteainete puhul on tähtsal kohal kontsentratsioonide tasakaal: kui üks element esineb harvemini võrreldes teistega, võib see mõjutada veetaimede asurkonna suurust. (Ott ja Timm, 2020) Sellist elementi nimetatakse limiteerivaks toiteaineks. Fosfor on tihti limiteeriv tegur, sest selle kogusest sõltub sageli iga-aastane veekogude, eriti mageveejärvede bioloogiline produktiivsus (Jacoby & Welch, 2004), kuid ka lämmastik võib osutada piiravaks teguriks sõltuvalt veekogust ja aastaajast (Martin, 2014).

Lämmastik jõuab veekogudesse sademetega, õhust fikseerimise teel või sissekandena pinna- ja põhjaveest ning lahkub väljavoolu kaudu, denitrifikatsiooni või settimise tulemusena (Boyd, 2015). Peale looduslike allikate lisandub veekogudesse palju lämmastikuühendeid ka tööstusliku ja olmereoveega (Ott ja Timm, 2020). Anorgaanilise fosfori peamisteks allikateks

veeökosüsteemides on tard- ja settekivimitest leiduvad apatiidi vormid ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{OH}, \text{Cl})$) (Jacoby & Welch, 2004). Lisaks satub fosfor vette kas vooluvee kaudu, atmosfäärist sadestunud tolmuosakestena või lagunedes orgaanilisest ainest (Laarmaa jt, 2019).

Eutrofeerumine on protsess, mille käigus veekogu rikastub toiteainetega, eriti fosfaatide ja nitraatidega, mis põhjustab vetikate liigset kasvu, orgaanilise aine suurenemist ning seejärel elusorganismidele vajaliku hapniku ammendumist (Art, 1993). Kultuuriline eutrofeerumine (ingl *cultural eutrophication*; Hasler, 1969) kirjeldab järvede liigset toiteainetest rikastumist, mis on juhtunud inimtegevuse, nagu üleväetamise või olmereovee, mõjul. Just kultuurilise eutrofeerumise tõttu muutub pidevalt lämmastiku ja fosfori kontsentratsioon veekogudes (Downing & McCauley, 1992). Mõlemad toiteained etendavad tähtsat osa selles protsessis: vetikate biomassi kasv sõltub tugevalt üldfosfori (ingl *total phosphorus*) kontsentratsioonist vees, samal ajal kui biomassi reaktsioon üldfosforile on mõjutatud üldlämmastiku (ingl *total nitrogen*) ja üldfosfori (TN:TP) suhtest (Smith, 2003). Üldlämmastiku ja -fosfori all mõeldakse lahustunud orgaanilise ja anorgaanilise N ja P summat (Guildford & Hecky, 2000).

1.3. Maakatte/maakasutuse mõju lämmastiku ja fosfori sissekandele veekogudes

Toiteainete kontsentratsioonide iseloomustamisel on tähtis vaadata suuremat pilti. Kuna veekogu saab oma vee ja suure osa toiteainetest valgalt, siis on oluline mõista valgla looduslikke tingimusi ja selle maakasutust (Laarmaa jt, 2019). Intensiivne põllumajandus ja maakasutuse muutused, nt metsaraie või uute põldude kündmine, suurendavad lämmastiku ja fosfori kogust ainerings ning seejärel ka veekogudes, põhjustades eutrofeerumist (Tilman, 1999).

Arvukalt on hinnatud maakatte või maakasutuse mõju lämmastiku ja fosfori sissekandele jõgedes. Mander *et al.* (2000) on leidnud, et maakasutuse intensiivsuse kiire muutus ning kliima kõikumised selgitavad üldlämmastiku ja -fosfori äravooluvariatsioone nii kogu jõevalgal kui ka selle põllumajanduslikel alamvalglatel. Kull *et al.* (2005) on loonud seose valgla põllumaa osakaalu ja väetamise vähenemise ning lämmastiku äravoolu kahanemise vahel. Sarnase seose on saavutanud Järvet *et al.* (2002) uurides nii lämmastiku kui ka fosfori äravoolu. Uuemaa *et al.* (2007) on analüüsinud seoseid jõgede üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide ning erinevate maastikuindeksite ja maakatte parameetrite vahel. Uurimusest selgus, et maakate avaldas suurt mõju veekvaliteedi väärtuste hindamisel ning toiteainete kontsentratsiooni peamiseks mõjutajaks oli linnastunud alade osakaal.

Pärn *et al.* (2018) on kasutanud mudelit, mis ennustas erinevusi pikaajalistes lämmastiku ja fosfori väljakannetes jõevalglatest üle Eesti. Valglas domineeriv maakasutus ja väetamise kogus olid toiteainete variatsioonide olulisimad mõjutajad. Zhang *et al.* (2020) on uurinud erinevate maakattetüüpide mõju jõevalgla veekvaliteedile. Mõju ulatust hinnati mitmel ajalis-ruumilisel tasandil. Vaadeldi nii jõgikonda terviklikult kui ka jõgede erisuurusega puhvertsoone kuival ja niiskel perioodil. Uurimus kinnitas, et maakate mõjutab tugevalt veekvaliteeti. Näiteks avaldasid metsaga kaetud alad kordades vähem mõju kui põllud või linnastunud alad.

Abell *et al.* (2011) on hinnanud maakasutuse mõju fosfori, lämmastiku ja klorofüllisissekandele 101 Uus-Meremaa järves. Tulemused näitasid, et fosfori ja lämmastiku üleküllus järvedes on kõige tugevamalt seotud karjatamise ja eksootilise metsa, nt männimetsa, kasvatamisega. Varasemas Uus-Meremaa uurimuses, on Galbraith ja Burns (2007) analüüsinud seost erinevate seisuveekogu tüüpide, veekvaliteedi ja maakasutuse tüüpide vahel. Toiteainete kontsentratsioon, sh üldfosfor ja üldlämmastik, korreleerus positiivselt põldude osakaaluga valglates ning negatiivselt põlismetsade osakaaluga. Eestis on maakatte seost lämmastiku (TON¹) ja fosfori kontsentratsioonidega väikejärvedes uurinud Sepp *et al.* (2022). Uurimuses leiti, et valgla mullastik võimaldab järvevee toiteainete kontsentratsiooni paremini prognoosida kui maakate.

1.4. Eesti väikejärved ja nende uurimine

Seisuveekogud moodustavad Eesti pindalast 4.9%, millest enamiku hõlmavad Peipsi järv ja Võrtsjärv ning vaid 14% jääb väikejärvedele ja teistele väikestele seisuveekogudele nagu laukad, tiigid ja karjäärid (Laarmaa jt, 2019). Kokku on looduslikke väikejärvi Eestis üle 1500 (Keskkonnaportaali..., 2021) ning need paiknevad territooriumil üsna ebaühtlaselt (Kask, 1979). Suurim osa väikejärvedest asetseb Lõuna-Eesti kõrgustikel ning seejärel Saaremaal ja Lääne-Eesti rannikualadel.

Eesti järvi jaotatakse kompleksnäitajate alusel 12 tüübiks. Järvetüüpe on iseloomustanud Ott ja Kõiv (1999) ning hiljem ka Laarmaa, Ott ja Timm (2019). **Alkalitroopsed** ehk lubjatoitelised järved saavad oma vee peamiselt põhjaallikatest. Eestis lubjatoitelised järved esinevad harva ning on levinud aladel, mille aluskivi on lubjakivi. Järvevesi on reeglina väga suure karbonaatide ja lämmastiku kontsentratsiooniga ning väga väikse fosfori kontsentratsiooniga.

¹ Total Organic Nitrogen

Düstroofsed ehk rabade huumustoitelised järved asuvad enamasti soode ja rabade leviku aladel ning on äärmiselt elustikuvaesed. **Atsidotroofsed** ehk mineraalma huumustoitelised järved on kõige tumedaveelisemad veekogud Euroopas, mis on tingitud kõrge humiainete sisaldusest. Võrreldes rabajärvedega atsidotroofsed järved on sügavamad ja nende elustik on rikkalikum. **Halotroofsed** ehk soolatoitelised järved on kas osaliselt või täielikult merest eraldatud endised lahed, mis paiknevad peamiselt Lääne-Eesti rannikul ja Saaremaal. Rannajärved on enamasti väga madalad (sügavus kuni 1 m) ning mõned on suurvee ajal siiani merega ühenduses. **Eutroofsed** ehk rohketoitelised ja **miksotroofsed** ehk segatoitelised järved on jaotatud kahte rühma mineraalainete sisalduse põhjal: kalgiveelised ($\text{HCO}_3 \geq 80 \text{ mg/l}$) ja pehmeveelised ($\text{HCO}_3 \leq 80 \text{ mg/l}$). Kalgiveelised eutroofsed järved on Eestis laialt levinud ning asuvad tihti põllumajanduspiirkondades, nt Sakala kõrgustikul. Tänu nende suurele puhverduvõimele, toimuvad eutrofeerumisprotsessid aeglaselt. Kalgiveelised miksotroofsed järved on kõige rikkalikuma vee-elustikuga. Järvevees on palju toiteaineid, nende valglad on suured ja veevahetus toimub kiiresti. Pehmeveelised miksotroofsed järved on oluliselt mitmekesisemad kui kalgiveelised järved. Nende hulka kuuluvad nii madala mineraalainete sisaldusega düstroofsed järved kui ka mõõduka mineraal- ja orgaanilise aine sisaldusega veekogud. Erinevalt kalgiveelistest järvedest on need vaesema elustikuga. **Hüpertroofsed** ehk ülirohketoitelised järved on väga kõrge toiteainete sisaldusega ning on kujunenud suurenenud inimõju, peamiselt punktreostuse tagajärjel. Sellised järved enamasti paiknevad intensiivse põllumajanduse, tööstuse või asula läheduses. **Makrofüüdijärvede** ehk suurtaimerikaste järvede hulgas leidub nii rohke- kui ka segatoitelisi järvi ning need on levinud üle Eesti. Suurtaimerikkad järved on sageli kujunenud inimtegevuse mõjul veetaseme alandamisel. Järvede madala sügavuse tõttu on suurem oht jääda talvel ummuksisse. **Oligotroofsed** ehk vähetoitelised järved paiknevad liivastel toiteainevaestel aladel ning toituvad peamiselt sademeveest. Vähetoitelisi järvi on Eestis jäänud väga vähe, sest enamus on jõudnud mesotroofsesse staadiumi. **Semidüstroofsed** ehk poolhuumustoitelised järved paiknevad samuti liivastel toiteainevaeste pinnastega aladel. Need on kujunenud vähe- või soolatoitelistest järvedest humiainete lisandumisel.

Lämmastiku ja fosfori kogus on olnud Eesti väikejärvedes üsna suur: üle 1300 mg N/m^3 ja 70 mg P/m^3 (Mäemets jt, 1994), kuid viimastel kümnenditel on nende toiteainete kogus märkimisväärselt kahanenud: umbes $900\text{--}1000 \text{ mg N/m}^3$ ja 30 mg P/m^3 (Laarmaa jt, 2019; Ott ja Timm, 2020), millele järgnes ökoloogilise seisundi paranemine. Sarnane tendents on tuvastatud Peipsi ja Võrtsjärves (Nöges *et al.*, 2020) ning ka paljudes teistes Euroopa järvedes

90ndate algusest (Jeppesen *et al.*, 2005). Eestis toiteainete kontsentratsiooni vähenemise peamiseks põhjusteks on eelmise sajandi lõpus alanud muutused põllumajandustavades, eriti väetiste kasutamises (Mander & Palang, 1994), ja reovee puhastamise praktikates.

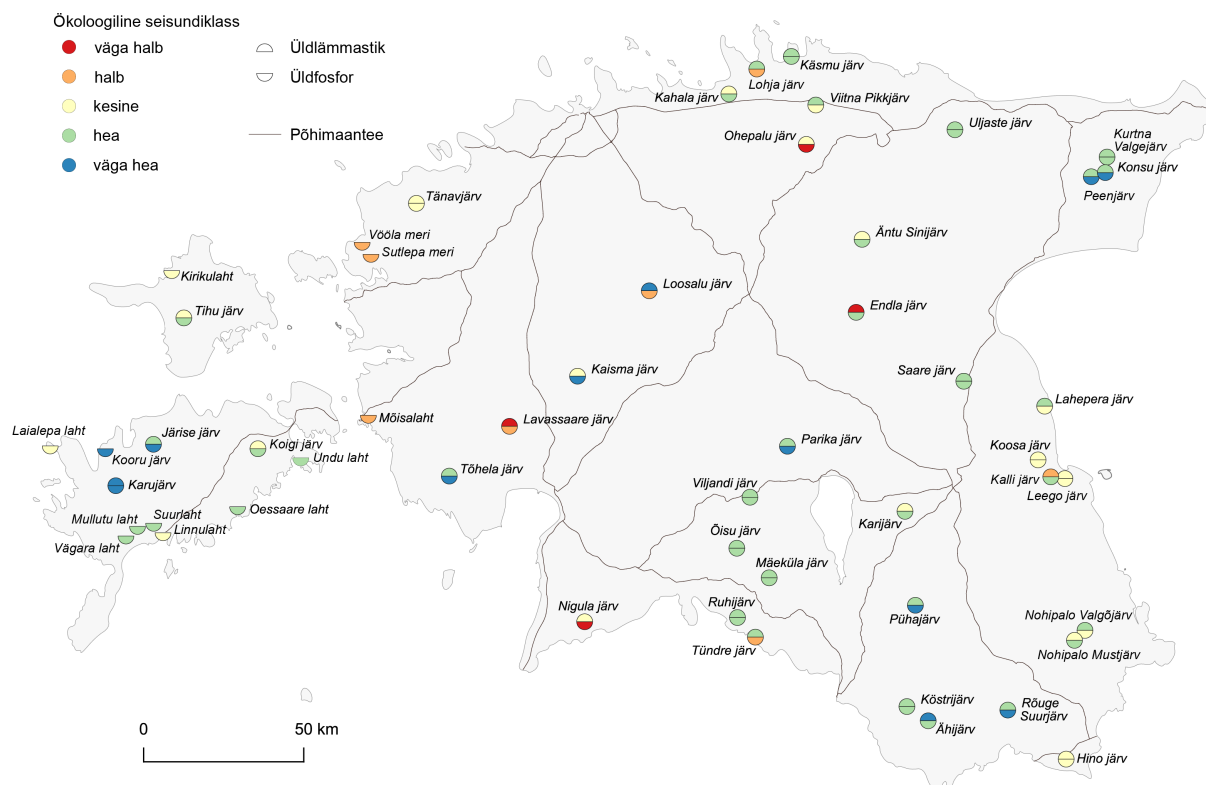
Väikejärvede veekvaliteeti on püsiseire algusest uuritud mitmel tasandil, näiteks analüüsiti erinevaid limnoloogilisi muutujaid (Milius ja Starast, 1999), võrreldi fütoplanktoni ja perifüütoni primaarproduksiooni vee läbipaistvusega (Cremona *et al.*, 2019), hinnati kliima- ja ilmastikumuutuste mõju (Ott jt, 2020) ning vaadeldi valgla mullastiku ja maakatte mõju toiteainete kontsentratsioonidele (Sepp *et al.*, 2019, 2022).

Düstroofne	3	5.8	Loosalu järv, Nigula järv, Ohepalu järv
Halotroofne	12	23.1	Kirikulaht, Kooru järv, Laialepa laht, Linnulaht, Mõisalaht, Mullutu laht, Oessaare laht, Sutlepa meri, Suurlaht, Undu laht, Vägara laht, Vööla meri
Kalgiveeline eutroofne	10	19.2	Karijärv, Karujärv, Mäeküla järv, Pühajärv, Saare järv, Rõuge Suurjärv, Tündre järv, Viljandi järv, Öisu järv, Ähijärv
Kalgiveeline miksotroofne	7	13.4	Kahala järv, Järise järv, Kaisma järv, Koigi järv, Konsu järv, Peenjärv, Ruhijärv
Makrofüüdi järv	8	15.4	Endla järv, Kalli järv, Koosa järv, Köstrijärv, Lahepera järv, Leego järv, Tihu järv, Tõhela järv
Oligotroofne	3	5.8	Hino järv, Viitna Pikkjärv, Nohipalo Valgõjärv
Pehmeveeline miksotroofne	4	7.7	Lavassaare järv, Käsmu järv, Lohja järv, Parika järv
Semidüstroofne	3	5.8	Tänavjärv, Uljaste järv, Kurtina Valgejärv

2.1.1. Uuritud väikejärvede ökoloogiline seisundiklass

Väikejärvedele määratakse pinnaveekogumite ökoloogilist seisundiklassi veepoliitika raamdirektiivi järgi liigitades neid kuude rühma: tüüp I – kalgiveelised järved, tüüp II – keskmise karedusega madalad järved, tüüp III – keskmise karedusega sügavad järved, tüüp IV – pehme veega tumedaveelised järved, tüüp V – pehme veega heledaveelised järved ja tüüp VIII – rannajärved (*Pinnaveekogumite moodustamise...*, 2009). Igal rühmal on seisundiklassi piirid erinevad kvaliteedinäitajate väärtuste järgi. See tähendab, et väga kõrge toiteaine sisaldus ei pruugi ilmtingimata osutada järve väga halvale seisundile, vaid võib olla antud rühma normi piirides. Üldlämmastiku kohta ei ole rannajärvede korral ökoloogilise seisundiklassi piire defineeritud (*Pinnaveekogumite moodustamise...*, 2009).

Uuritud väikejärvede ökoloogiline seisundiklass on lämmastiku- ja fosforisisalduse järgi 2018–2020 aastate seireandmete põhjal enamasti **hea** või **kesine** (lisa 1, tabelid 3–5). Halvas ja väga halvas seisus on lämmastikuisalduse järgi Kalli järv (II), Endla järv (II) ja Lavassaare järv (IV) ning fosforisisalduse järgi Loosalu järv (IV), Lavassaare järv (IV), Tündre järv (III), Ohepalu järv (IV), Nigula järv (IV), Vööla meri (VIII), Sutlepa meri (VIII), Mõisalaht (VIII) ja Lohja järv (II). Ökoloogiline seisundiklass on üldistatult visualiseeritud joonisel 2.



Joonis 2. Uuritud väikejärvede ökoloogiline seisundiklass üldlämmastiku (ringi ülemine osa) ja üldfosfori (ringi alumine osa) kontsentratsioonide järgi 2018–2020 aastate seireandmete põhjal (Maa-amet, 2021).

2.2. Andmed

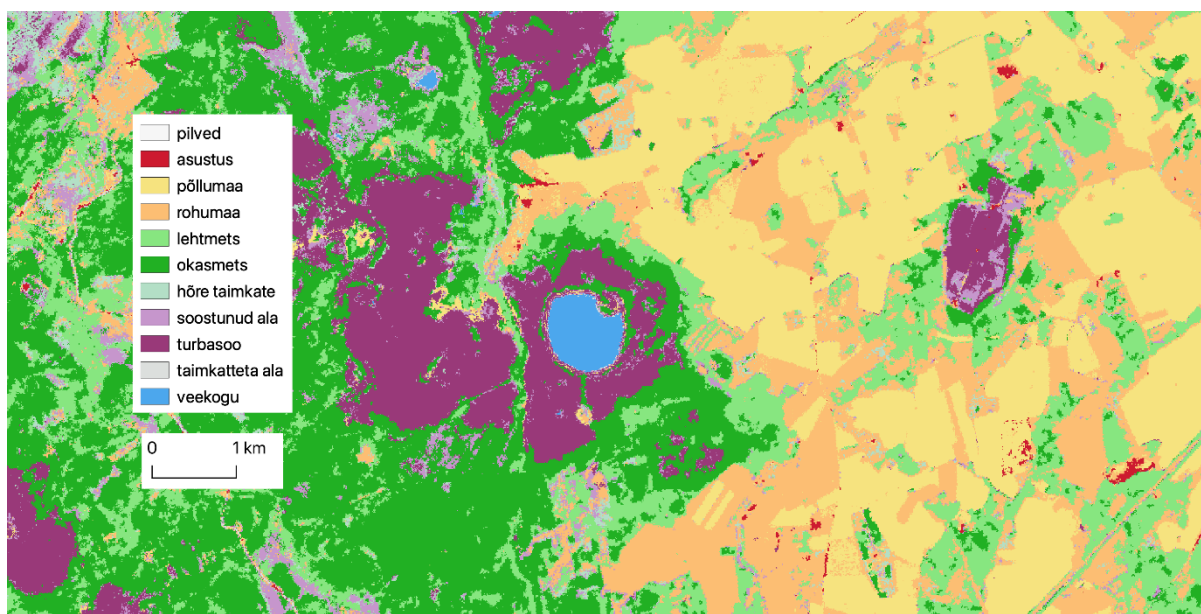
2.2.1. Toiteained

Üldlämmastiku (üldN) ja üldfosfori (üldP) kontsentratsioon veekogudes on uuritud riiklikus väikejärvede hüdrokeemilises seireprogrammis aastast 1992. Veeproovid on võetud pinna- ja põhjakihist, kihistunud järvedel ka hüppekihist. Seire on reeglina korraldatud üks kord kuus maist septembrini (vegetatsiooniperioodil), kuid mõne järve puhul, sh Ohepalu ja Parika, on seire tehtud ka oktoobris. Väikejärvede seireproovide võtmine on teostatud Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi Võrtsjärve Limnoloogiakeskuse poolt (Hindrikson ja Laht, 2020). Veeproovide keemilised näitajad on analüüsitud OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskuse poolt. Üldlämmastiku analüüsimisel kasutatakse ISO 29441 meetodit ja üldfosfori puhul ISO 15681-2 meetodit (Hindrikson ja Laht, 2020). Selles töös uuriti väikejärvi, mille veeproovid olid võetud pinnakihist (sügavusel 0,1–1 m) aastatel 2018–2020. Vaadeldi just 2018–2020 perioodi, sest enim järvi oli kaetud selle aja jooksul ning see võimaldas uusimate maakatteandmete kasutamist.

2.2.2. Maakate

Uurimistöös kasutati Euroopa maakatte kaarti, mis põhineb 2017. aasta satelliidiandmetel (Malinowski *et al.*, 2020). Malinowski *et al.* (2020) on välja töötanud meetodi, mis aitab automatiseerida Sentinel-2 sateliidipiltide klassifitseerimist. Selle metoodika rakendamisel oli loodud 10-meetrise lahutusega Euroopa maakatte kaart. Kaardil on kokku 13 erinevat maakatte klassi, millest Eestis esineb 11: asustatud alad, põllumaad, rohumaad, lehtmetsad, okasmetsad, soostunud alad, turbasood, hõreda taimkattega alad, taimkatteta alad, veekogud ja pilved. Näide maakatte klassidest on esitatud joonisel 3.

Selles töös ühendati maakatte klasse kuude rühma: **asustus**, **põllumaa**, **rohumaa**, **mets** (leht- ja okasmets), **märgala** (soostunud alad ja turbasood) ja **muu ala** (hõre taimkattega ja taimkatteta alad).



Joonis 3. Näide Malinowski et al. (2020) koostatud maakatte kaardist.

Lisaks võrreldi satelliidiandmete põhjal loodud põllumajanduslikke klasse uemate PRIA² ruumiandmetega. Võrdluseks kasutati 2020. aasta PRIA põllumassiivide WFS³ teenust (PRIA, 2021), mis kajastab põlluharijate poolt põllumajanduslikuks tegevuseks taotletud alasid. Suuri lahknevusi kahe andmestiku vahel ei esinenud. Peamine erinevus tekkis rohumaa klasside vahel, sest Malinowski *et al.* (2020) maakatte mudel tihtipeale ülehindas selle klassi suurust võrreldes taotletud põldudega. Näiteks, kuulusid rohumaa klassi ka põldude vahelised rohttaimedega kaetud alad, jalgpalli- ja golfiväljakud. Selline erinevus on ootuspärane, sest

² Põllumajanduse Registre ja Informatsiooni Amet

³ Web Feature Service

satelliidiandmestiku puhul on tegu maakattega, mitte maakasutusega nagu PRIA korral. Analüüsi otsustati jätkata Malinowski *et al.* (2020) maakatte kaardi andmetega, kuna need on piisava täpsusega ja võimaldavad mitme erineva klassi võrdlust.

2.2.3. Reljeef

Reljeefi arvutusteks laaditi Maa-ameti Geoportaalist alla kogu Eesti maapinna kõrgusmudel eraldusvõimega 25 meetrit (*Kõrgusmudelid*, 2021).

2.2.4. Mullastik

Uurimistöös kasutati kõrge eraldusvõimega EstSoil-EH andmestikku, mille aluseks on 1:10 000 mõõtkavaga Eesti mullastiku andmebaas (Kmoch *et al.*, 2021). Andmestikust rakendati kahte lõimise näitajat: savi sisaldus (clay1) ja liiva sisaldus (sand1).

2.3. Toiteainete kontsentratsiooni varieeruvuse arvutamine

Lämmastiku ja fosfori kontsentratsiooni andmete korrastamisel ja varieeruvuse arvutamisel kasutati programmi R 4.0.3. Saadud tulemused visualiseeriti karpvurrdiagrammi kujul.

2.4. Maastiku parameetrite osakaalude arvutamine

Ruumianalüüsi tehti paralleelselt programmides QGIS 3.16 ja ArcGIS 10.6. Igale järvele loodi neli puhvertsooni laiusega 50, 100, 500 ja 1000 meetrit kasutades QGISi tööriista *Buffer*. Eri laiusega puhvreid võrreldi selleks, et hinnata kui ulatuslikul alal on kõige suurem mõju veekvaliteedile. Täiendavalt võeti uuritud väikejärvede valglad Eesti Looduse Infosüsteemi avaliku WFS teenuse kaudu. Valgla geomeetriad puudusid Peenjärve, Vägara lahe, Leego järve ja Suurlahe kohta ning seetõttu jäid need järved valgla tasandi analüüsist välja. Järvede geomeetriad lõigati välja kõigist puhvertsoonidest ja valglatest QGISi *Difference* tööriistaga.

Erinevate maakatte klasside pindalad (m²) puhvertsoonides ja valglates arvutati ArcGISi tööriista *Tabulate Area* abil. Arvutatud pindalad teisendati protsentideks ja seejärel visualiseeriti tabeli ja 100%-se virntulpdiagrammi (ingl *percent stacked bar chart*) kujul programmis R 4.0.3. Savi ja liiva osakaalu arvutamiseks esmalt kasutati QGISi *Rasterize* tööriista vektorkihist rasterkihi loomiseks ning seejärel arvutati liiva ja savi sisalduse keskmist väärtust puhvertsoonides ja valglates *Zonal Statistics* tööriistaga. Nõlvakalle arvutati QGISi tööriista *Slope* abil, parandades eelnevalt digitaalset kõrgusmudelit *Fill Sinks* (Wang & Liu) tööriistaga. Nõlvakalde keskmist, mediaani ja standardhälvet puhvertsoonides ja valglates arvutati *Zonal Statistics* tööriistaga.

2.5. Andmeanalüüs

Andmete statistilist analüüsi ja visualiseerimist tehti programmis R 4.0.3. Töös analüüsiti seoseid maakatte klasside, mullastiku, reljeefi ja toiteainete kontsentratsioonide vahel erinevates puhvriaiustes ning valglates. Andmete normaaljaotusele vastavust kontrolliti Shapiro-Wilki testi ja tõenäosuspaberiga (ingl *quantile-quantile plot*). Kuna selgus, et kõik muutujad ei ole normaaljaotusega, kasutati seoste leidmiseks mitte-parameetrilist Spearmani korrelatsiooni. Seose suunda ja tugevuse kirjeldamiseks arvutati astakkorrelatsioonikordaja (ρ või r_s) ja statistilise usaldusväärsuse hindamiseks p-väärtus. Seose tugevuse tõlgendamiseks kasutati Rowntree (2000) välja pakutud korrelatsioonide klassifikatsiooni:

- 0...0,2 või 0... -0,2 – väga nõrk seos;
- 0,2...0,4 või -0,2...-0,4 – nõrk seos;
- 0,4...0,7 või -0,4...-0,7 – keskmine seos;
- 0,7...0,9 või -0,7...-0,9 – tugev seos;
- 0,9...1 või -0,9...-1 – väga tugev seos.

Tulemused visualiseeriti korrelatsioonimaatriksi ja hajuvusdiagrammi kujul.

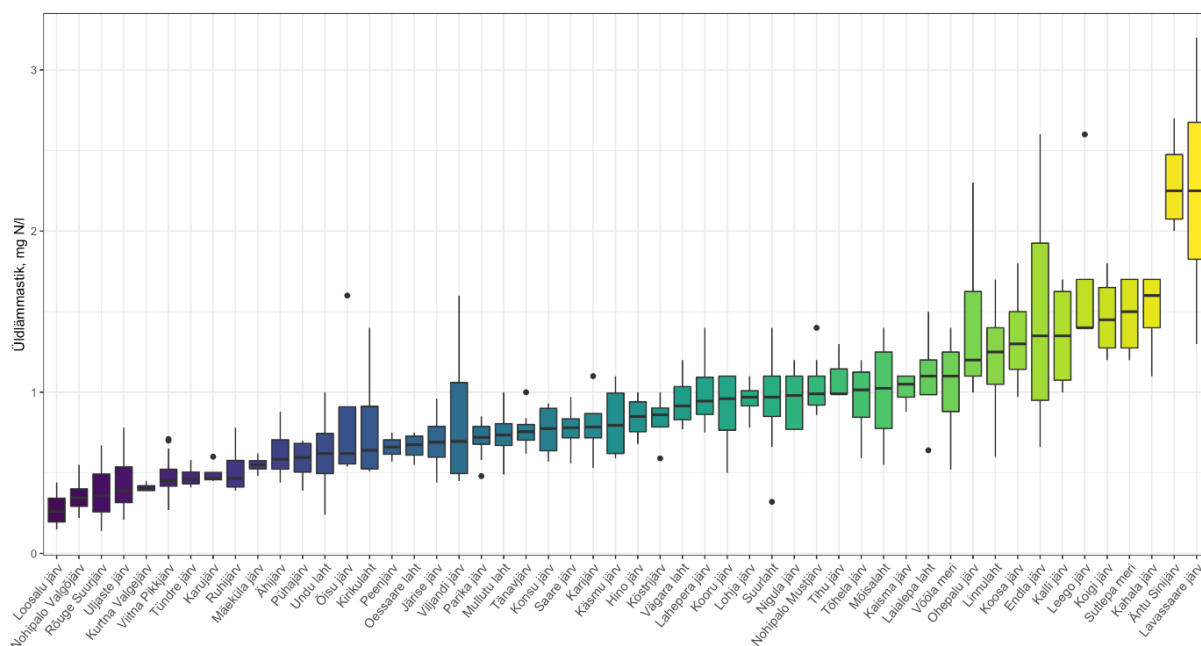
3. Tulemused ja arutelu

3.1. Lämmastiku ja fosfori kontsentratsioon uuritud väikejärvedes

Toiteainete kontsentratsiooni varieeruvus uuritud väikejärvedes on kujutatud joonistel 4 ja 5, täpsemad arvväärtused on esitatud lisas 2. Lämmastiku kontsentratsioon on kõige suurem Lavassaare järves ja Äntu Sinijärves (2,25 mg N/l), kõige väiksem aga Loosalu järves (0,28 mg N/l), Nohipalo Valgõjärves (0,35 mg N/l) ja Rõuge Suurjärves (0,36 mg N/l).

Äntu Sinijärv on alkalitroofne järv, millele on iseloomulik väga suur lämmastiku- ja väga väike fosforisisaldus (Ott ja Kõiv, 1999). Järv asub Äntu maastikukaitsealal, kus vahetu inimõju on väike, seega üleliigne lämmastik jõuab põhjaallikate kaudu järve ümbritsevalt intensiivse põllumajandusega Pandivere kõrgustikult (Laarmaa jt, 2019). Kuigi fosforit kasutatakse väetisena isegi rohkem kui lämmastikku, ei jõua see toiteaine lubjatoiteliste järvede vette kunagi täismahus, sest settib transportimisel allika põhja (Ott ja Timm, 2020).

Lavassaare järv on pehme veega segatoimeline rabajärv, mis asub Lääne-Eesti madaliku lõunaosas Maima rabas. Laarmaa jt (2019) järgi on järv keskmise toiteainete sisaldusega (0,89 mg N/l; 0,043 mg P/l). Sarnased arvvaadused (0,84 mg N/l; 0,041 mg P/l) on viimati mõõdetud 2012. aasta seirel. 2019. aastal saadud ebaharilikult suur kontsentratsioon on tõenäoliselt tingitud järve madalast veetasemest ($z_{\max} = 1$ m). (Hindrikson ja Laht, 2020)

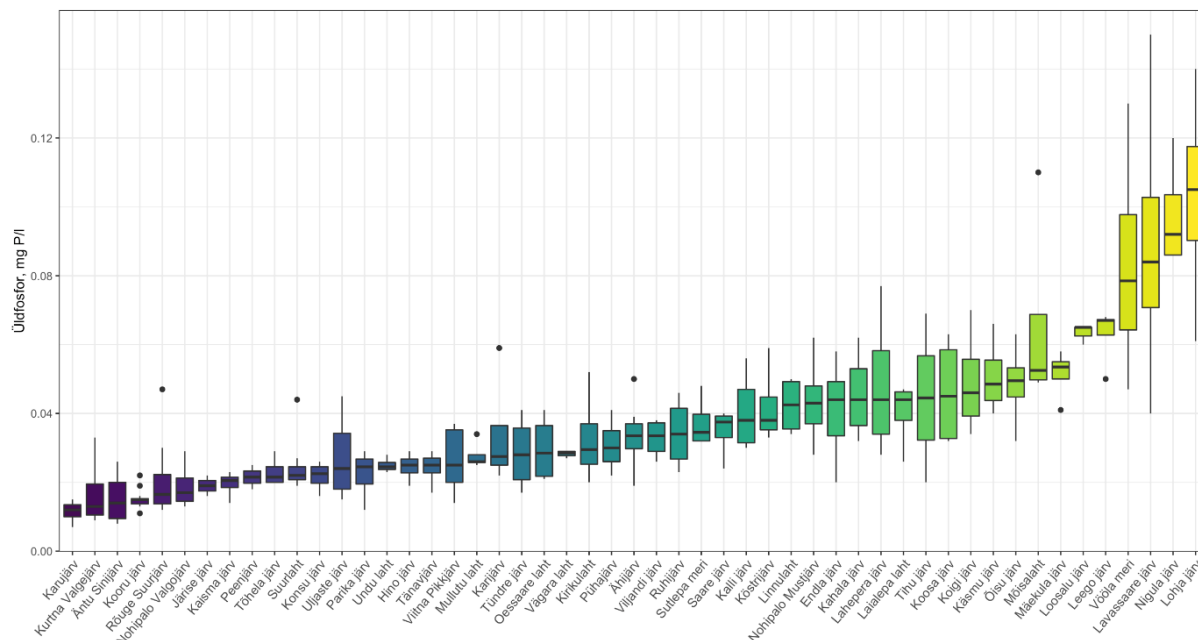


Joonis 4. Üldlämmastiku kontsentratsiooni varieeruvus uuritud väikejärvedes vegetatsiooni-perioodil aastatel 2018–2020.

Üldfosfori kontsentratsioon on kõige suurem Ohepalu järves (2,05 mg P/l), mis on teistest järvedest tunduvalt suurem ja seetõttu on jooniselt 5 välja jäetud. Ohepalu järv on turbaste kallaste ja paksu mudakihi rabajärv, mis asub Kõrvemaa kirdenõlval Ohepalu rabas. See on viimase kümnendi jooksul püsivalt olnud väga halvas ökoloogilises seisundis just fosfori suure sisalduse tõttu (Hindrikson ja Laht, 2020). Järve halva seisundi üheks võimalikuks põhjuseks on isereostus mudakihis maetud setetest. Lisaks on Ohepalu järve ümbruses valdavalt savikamad mullad (savi sisaldus on 50-60%), mis võib soodustada fosfori sissekannet vette.

Üldfosforit on rohkelt ka Lohja järves (0,105 mg P/l), Nigula järves (0,092 mg P/l), Lavassaare järves (0,084 mg P/l) ja Vööla meres (0,079 mg P/l). Kõige vähem on seda aga Karujärves (0,012 mg P/l), Kurtina Valgejärves (0,013 mg P/l) ja Äntu Sinijärves (0,014 mg P/l).

Lohja järv on pehmeveeline segatoiteline järv, mis on merest eraldunud umbes 2500 aastat tagasi ning selle nõgu on üle 1-meetrise mudasete kihiga kattunud (Mäemets, 1977). Nigula järv ja Lavassaare järv on madala veetasemega rabajärved, Vööla meri on soolatoiteline rannajärv. Soolatoitelised järved on paksu põhjasete kihi tõttu väga madalad ja neisse on talletunud palju toiteaineid, eriti fosforit. Vööla mere suurt fosforisisaldust tõenäoliselt põhjustavad nii enesereostus põhjasetetest kui ka merevee sissevool (Laarmaa jt, 2019).



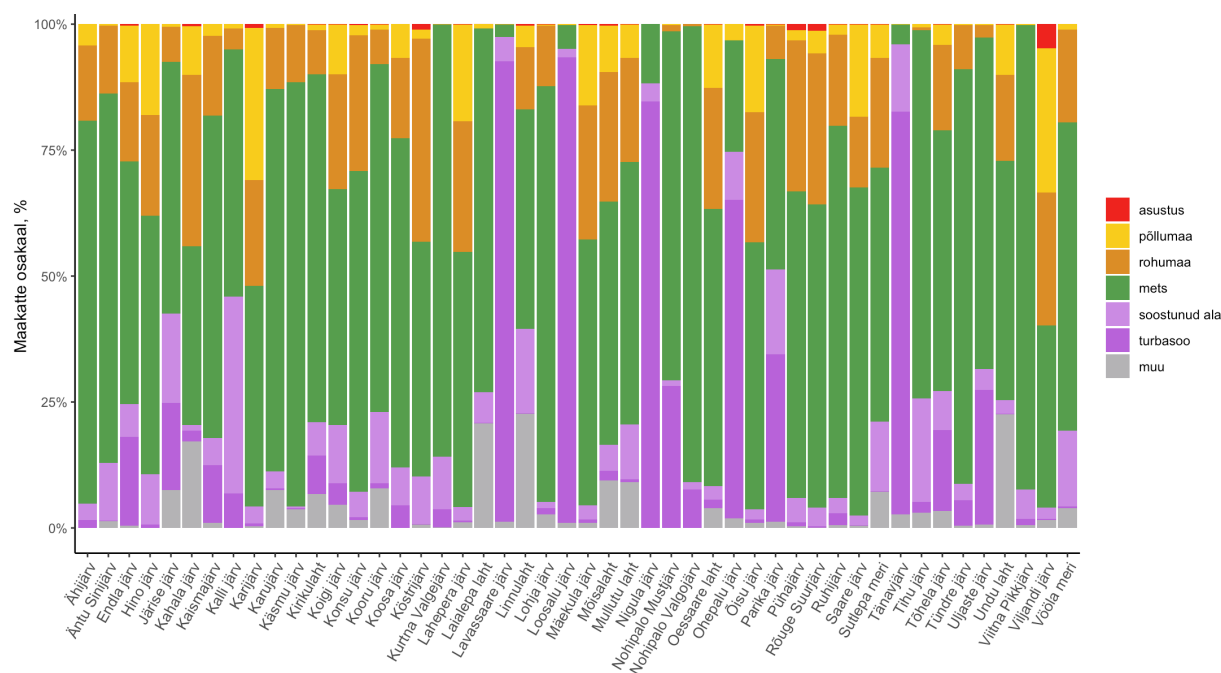
Joonis 5. Üldfosfori kontsentratsiooni varieeruvus uuritud väikejärvedes vegetatsiooni-perioodil aastatel 2018–2020.

Uurimuses otsiti vastust küsimusele, kui suur on lämmastiku ja fosfori kontsentratsioon Eesti väikejärvedes aastatel 2018–2020. Leiti, et lämmastiku kontsentratsioon uuritud väikejärvedes

varieerub 0,28 kuni 2,25 mg N/l ning fosfori kontsentratsioon 0,012 kuni 2,05 mg P/l. Enamus väikejärvedest, millel olid teistest kõrgemad toiteainete kontsentratsioonid on ka selletõttu märgitud kui halvas või väga halvas ökoloogilises seisundis olevad järved (vt joonis 2 või lisa 1, tabelid 4–6). Erandiks on Äntu Sinijärv, mille lämmastiku kontsentratsioon on kõige suurem, kuid sellele on määratud kesine ökoloogiline seisund. Selle põhjuseks on veepoliitika raamdirektiivi järgi antud järvetüüp I, mille ökoloogilise seisundiklassi piirid on teistest palju laiemad (*Pinnaveekogumite moodustamise...*, 2009).

3.2. Valgla maakate

Uuritud väikejärvede valglates esinevate maakatteklasside jaotus on kujutatud joonisel 6 ning 50-, 100-, 500- ja 1000-meetriste puhvertsoonide maakate on esitatud lisas 3. Silma paistavad kaks peamist trendi. Esiteks, mida väiksem on puhver ümber järve, seda suurem on märgala osakaal. Selle peamiseks põhjuseks on kallasjoone klassifitseerimine soostunud alaks (ingl *marsh*) Malinowski *et al.* (2020) maakattekaardil. Võrreldes satelliidipõhist maakattekaarti Maa-ameti ortofotodega tuli välja, et soostunud alaks on tihti klassifitseeritud õõtsik järve ääres, mis viitab järve kinnikasvamisele. Kuigi enamusel väikejärvedest märgala osakaal langeb puhvilaiuse suurenemisega, siis mõnedel see jääb samasuguseks. Sellisteks järvedeks on näiteks Lavassaare, Loosalu, Nigula ja Tänavjärv, mille turvasoo (ingl *peatbog*) osakaal maakattes ületab 80%. Kõik need järved asuvad rabas (Laarmaa jt, 2019).



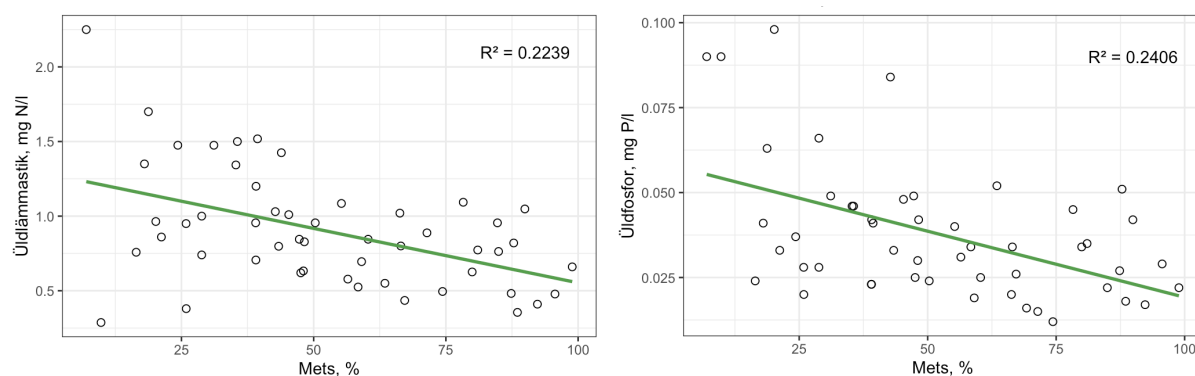
Joonis 6. Arvutatud maakatte osakaal uuritud väikejärvede valglates.

Teiseks, märgala osakaalu vähenemise arvelt, kasvab suurema puhvri laiusega metsa osakaal. Väikejärvede 1000-meetrises puhvris katab mets keskmiselt 52,7% (mediaan on 48,2%). Sarnaselt suureneb ka põllumaa ja rohumaa osakaal paljude järvede ümber. Nii valglates kui ka erinevates puhvertsoonides on väga väike osakaal asustusel. Ootuspäraselt eristub Viljandi järv, mille 1000-meetrises puhvris on 14,7% maad hõivatud asustusega.

3.3. Lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide seosed maastiku parameetritega

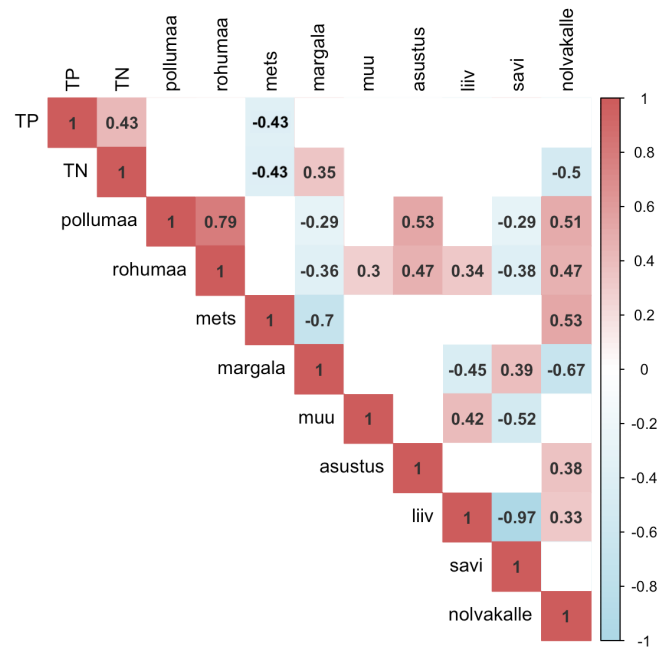
Seosed uuritud väikejärvede toiteainete ja maastiku parameetrite vahel 1000-meetrises puhvertsoonis on kujutatud korrelatsioonimaatriksina joonisel 8. Teiste puhvertsoonide ja valglate korrelatsioonimaatriksid on esitatud lisas 4.

Kõikide puhvrlaiuste tasandil esineb negatiivne seos toiteainete ning metsa osakaalu vahel, mis muutub aina tugevamaks puhvrlaiuse suurenemisega, kuid nõrgeneb valgla tasandil. Metsa osakaalu 1000-meetrises puhvris ja toiteainete keskmiste kontsentratsioonide vahel on keskmise tugevusega negatiivne seos, mis on statistiliselt usaldusväärne nii üldlämmastiku ($r_s = -0,43$; $p < 0,01$) kui ka üldfosfori ($r_s = -0,43$; $p < 0,01$) puhul. Metsa osakaalu ja toiteainete vaheline seos on graafiliselt esitatud joonisel 7. Negatiivne seos näitab, et mida rohkem on metsa järve ümber, seda väiksem on toiteainete kontsentratsioon vees, mis on ootuspärane seos.



Joonis 7. Üldlämmastiku (vasakul) ja üldfosfori (paremal) kontsentratsioonide seos metsa osakaaluga uuritud väikejärvede 1000-meetrises puhvertsoonis. Kasutatud on toiteainete keskmised väärtused.

Sepp *et al.* (2022) on leidnud, et Eesti väikejärvede üldlämmastiku ja -fosfori kontsentratsioon on negatiivses seoses leetunud ja leedemuldadega. Need mullad on toitainetevaesed ning on kõige rohkem levinud metsades, mis kinnitab käesolevas uurimuses järeldatud seost. Sarnane seos oli tuvastatud Uus-Meremaal, kus üldlämmastiku ja -fosfori kontsentratsioon vähenes põlismetsade osakaalu suurenemisega valglas (Abell *et al.*, 2011).

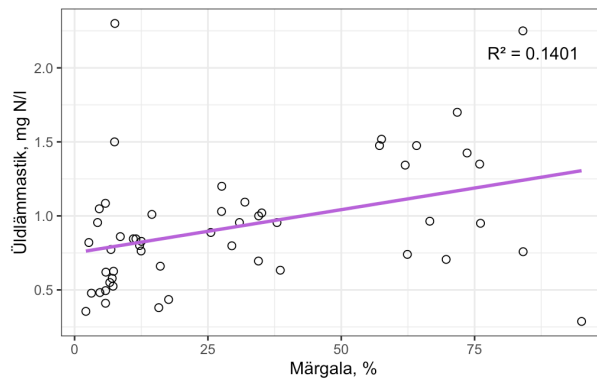


Joonis 8. Spearmani korrelatsioonimaatriks uuritud väikejärvede toiteainete ja maastiku parameetrite kohta 1000-meetrises puhvertsoonis. Esitatud on statistiliselt usaldusväärsed seosed (p -väärtus $< 0,05$).

Vastupidiselt varasematele sarnastele uurimustele (nt Abell *et al.*, 2011; Galbraith & Burns, 2007; Rantakari *et al.*, 2004; Uuemaa *et al.*, 2007), toiteainete kontsentratsioonide ning põllumaa ja rohumaa osakaalu vahel olulisi seoseid ei tuvastatud. Samuti ei leitud olulisi seoseid asustuse ja muu ala osakaalu ning toiteainete vahel.

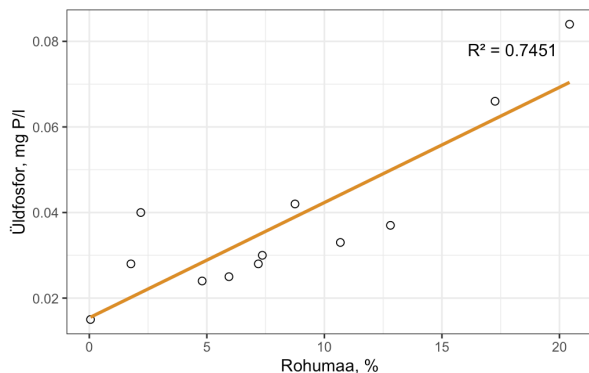
Üldlämmastiku kontsentratsiooni ja märgala osakaalu vahel esineb nõrk positiivne seos, mis on kõige tugevam just 500-meetrises puhvertsoonis ($r_s = 0,39$; $p < 0,01$). Seos on graafiliselt esitatud joonisel 9. Statistiliselt usaldusväärne seos üldlämmastiku ja märgala vahel on ka 1000-meetrises ($r_s = 0,35$; $p < 0,01$) ja 100-meetrises ($r_s = 0,31$; $p < 0,05$) puhvertsoonis. Positiivne seos tähendab, et mida rohkem on märgala järve ümber, seda suurem on üldlämmastiku kontsentratsioon vees. Märgalad, eriti turbasood, on märgitud oluliseks orgaanilise lämmastiku allikaks järvedes nii Eestis (Sepp *et al.*, 2022) kui ka Soomes (Rantakari *et al.*, 2004). Sepp *et al.* (2022) uurimuses suurenes üldlämmastiku kontsentratsioon koos turbamuldade osakaaluga. Turbamullad domineerivad just märgalades. Alternatiivselt võib seda seost põhjendada sellega, et suurem märgala osakaal tuleb järve kinnikasvamisest, sest Malinowski *et al.* (2020) maakattekaardil on märgalaks klassifitseeritud ka õõtsikud järve ääres. Kinnikasvamine aga viitab eutrofeerumisele, mida põhjustab suurenenud toiteainete hulk järves.

Üldfosfori kontsentratsiooni ja märgala vahel ei ole leitud statistiliselt usaldusväärset seost.

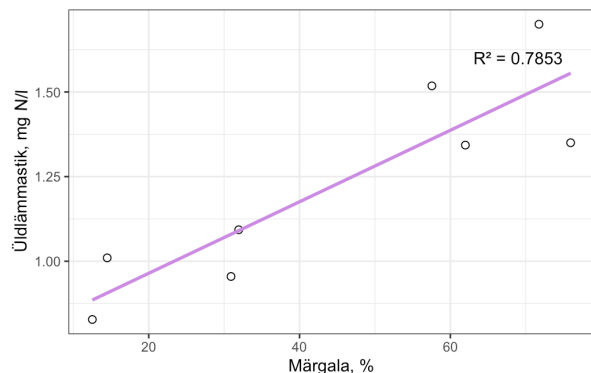


Joonis 9. Üldläämmastiku kontsentratsiooni seos märgala osakaaluga uuritud väikejärvede 500-meetrises puhvertsoonis. Kasutatud on üldläämmastiku keskmised väärtused.

Halotroofsete järvede ehk rannajärvede üldfosfori kontsentratsiooni ja rohumaa osakaalu vahel on tugev positiivne seos 500-meetrises ($r_s = 0,77$; $p < 0,01$) ja 1000-meetrises ($r_s = 0,75$; $p < 0,01$) puhvertsoonis. Seos 500-meetrises puhvertsoonis on graafiliselt esitatud joonisel 10. Positiivne seos näitab, et halotroofsed väikejärved, mille ümber esineb rohkem rohumaad, on suurema üldfosfori kontsentratsiooniga. Antud seost prooviti võrrelda loomakasvatushoonete paiknemisega, mis võivad olla punktreostuse allikaks, kuid olulist seost ei leitud. Seost võib põhjustada loomade karjatamine veekogude läheduses, kuid kuna lämmastikuga olulist seost ei esinenud ning loomakasvatus hoonetega samuti seost ei esinenud, siis on tõenäolisem, et seos on tingitud rannajärvede setete iseloomust. Setete mitte eemaldamine viib varem või hiljem järvede kinnikasvamiseni (Mander, 2014).



Joonis 10. Üldfosfori kontsentratsiooni seos rohumaa osakaaluga halotroofsete väikejärvede 500-meetrises puhvertsoonis. Kasutatud on üldfosfori keskmised väärtused.



Joonis 11. Üldläämmastiku kontsentratsiooni seos märgala osakaaluga makrofüüdi-järvede ehk suurtaimerikaste väikejärvede 500-meetrises puhvertsoonis. Kasutatud on üldläämmastiku keskmised väärtused.

Makrofüüdi-järvede ehk suurtaimerikaste järvede üldläämmastiku kontsentratsiooni ja märgala osakaalu vahel on tugev positiivne seos 500-meetrises puhvertsoonis ($r_s = 0,86$; $p < 0,05$), mis

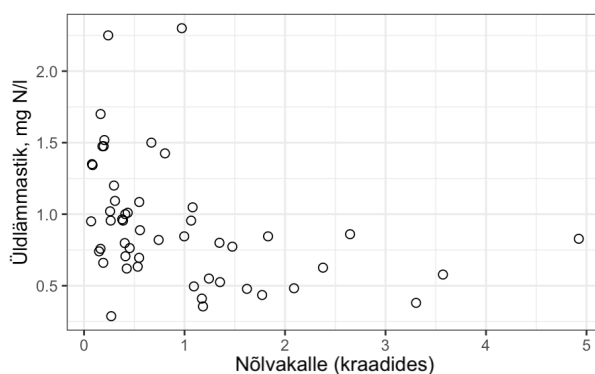
on graafiliselt esitatud joonisel 11. Tugev seos esineb ka 1000-meetrises puhvertsoonis ($r_s = 0,86$; $p < 0,05$). Makrofüüdi järvede iseloomulikud tunnused on madal veetase, mineraalainete rohkus ning taimede katvus üle 75% veepeegli pindalast (Laarmaa jt, 2019). Osa positiivsest korrelatsioonist suurtaimerikaste väikejärvede üldlämmastiku ja märgala osakaalu vahel on tõenäoliselt põhjendatav järvetüübiga, millele on omane kõrge lämmastikuisaldus.

Selle järvetüübi hulka kuulub Endla järv, mis on üldlämmastiku kontsentratsiooni järgi väga halvas ökoloogilises seisundis (vt joonis 2). Makrofüüdi järved tihti kujunevad veetaseme alandamisel, mis kehtib ka Endla järve puhul. Selle järve veetase oli alandatud vähemalt 1,2 m esmalt Räägu kanali kaevamise tagajärjel 1827. aastal ning hiljem kanali süvendamise tõttu eelmise sajandi keskpaigas (Laarmaa jt, 2019).

Ülejäänud järvetüüpide osas ei tuvastatud statistiliselt olulisi seoseid toiteainete ja maakatte klasside vahel.

Üldjuhul avaldab maakate suuremat mõju toiteainete kontsentratsioonile väikejärvedes 500-meetrites ja 1000-meetrites puhvertsoonides. Zhang *et al.* (2020) on vastupidiselt leidnud, et just valgla tasandil avaldab maakate suuremat mõju toiteainete kontsentratsioonile, kuid antud uurimus käsitles vooluveekogusid, mitte järvi. Selles uurimuses tuli välja, et 200-meetrised kuni 500-meetrised puhvertsoonid avaldasid natuke rohkem mõju niiskel perioodil kui kuival perioodil eelkõige suurema toiteainete väljakande tõttu.

Edasi vaadeldi seoseid uuritud väikejärvede toiteainete ning ümbritseva maastiku reljeefi vahel. Üldlämmastiku kontsentratsiooni ja keskmise nõlvakalde vahel esineb pöördvõrdeline seos, mis tugevneb puhvertsooni laienemisega. Kõige tugevam seos on 1000-meetrises puhvertsoonis ($r_s = -0,50$; $p < 0,001$) ning see on esitatud joonisel 12. Pöördvõrdeline seos tähendab, et väiksemate nõlvakalletega aladel leidub järvedes rohkem üldlämmastikku ning vastupidi suuremate nõlvakalletega aladel on järvedes vähem üldlämmastikku. Antud seos võib tunduda ebaloogiline, sest suurema nõlvakaldega aladelt võiks oodata suuremat toiteainete ärakannet. Joonisel 8 on esitatud nõlvakalde seosed eri maakatte klassidega, kus kõige tugevam seos on märgala osakaaluga ($r_s = -0,67$). Negatiivne seos on loogiline, sest märgalad tekivad tavaliselt topograafiliselt tasastel aladel. On võimalik, et osa negatiivsest korrelatsioonist väikejärvede üldlämmastiku ja keskmise nõlvakalde vahel on seletatav märgalade suurema osakaaluga tasastel aladel. Sarnase järelduseni on jõudnud Rantakari *et al.* (2004) Kesk-Soomes asuvate järvede puhul, kus samuti esines negatiivne seos üldlämmastiku ja valgla nõlvakalde vahel.



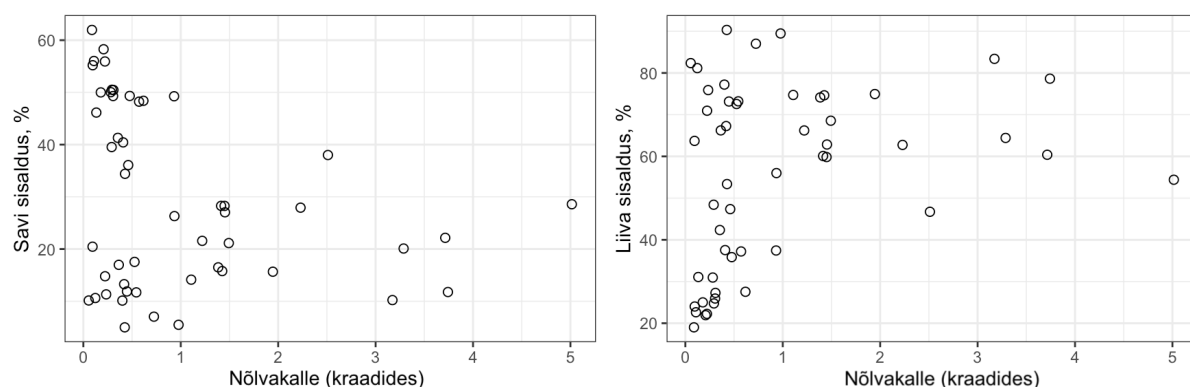
Joonis 12. Üldlämmastiku pöördvõrdeline seos nõlvakaldegaga uuritud väikejärvede 1000-meetrises puhvertsoonis. Kasutatud on näitajate keskmised väärtused.

Üldfosfori ja keskmise nõlvakalde vahel on samuti pöördvõrdeline seos erinevates puhvertsoonides, kuid korrelatsioon on väga nõrk ning ei ole statistiliselt usaldusväärne. Valglate tasandil on nõlvakalde ja üldlämmastiku vahel keskmine negatiivne seos ($r_s = -0,41$; $p < 0,01$) ning nõlvakalde ja üldfosfori vahel nõrk negatiivne seos ($r_s = -0,29$; $p < 0,05$). Abell *et al.* (2011) uurimuses samuti leiti negatiivset korrelatsiooni järvede üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide ning valgla keskmise nõlvakalde vahel.

Lisaks võrreldi uuritud väikejärvede toiteainete kontsentratsiooni mulla lõimisega. Kõikide puhvrilaiuste tasanditel esineb negatiivne seos üldlämmastiku ja liiva sisalduse vahel ning positiivne seos üldlämmastiku ja savi sisalduse vahel, mis muutuvad aina tugevamaks puhvrilaiuse vähenemisega. Statistiliselt usaldusväärne seos üldlämmastiku ja liiva sisalduse vahel on 50-meetrises ($r_s = -0,34$; $p < 0,05$) ja 100-meetrises puhvertsoonis ($r_s = -0,34$; $p < 0,05$) ning üldlämmastiku ja savi sisalduse vahel on samuti 50-meetrises ($r_s = 0,37$; $p < 0,05$) ja 100-meetrises puhvertsoonis ($r_s = 0,34$; $p < 0,05$). Qiu *et al.* (2015) on uurinud mulla lämmastiku saadavuse ruumilisi mustreid ning on leidnud, et üldlämmastiku ja savi sisalduse vahel on tugev positiivne korrelatsioon. Selle põhjuseks on savikamate muldade kalduvus adsorbeerima orgaanilist ainet oma pindadele (Hassink, 1997).

Üldfosfori kontsentratsiooni ja mulla lõimise vahel ei tulnud statistiliselt usaldusväärset seost. Seosed mulla lõimise ja nõlvakalde vahel on graafiliselt kujutatud joonisel 13. Savi sisaldus mullas on nõrgas negatiivses seoses nõlvakaldegaga 500-meetrises puhvril ($r_s = -0,32$; $p < 0,05$). Negatiivne seos tähendab, et savikamad mullad asuvad väiksema nõlvakaldegaga aladel. Lisaks korreleerub savi sisaldus positiivselt märgala osakaaluga, aga see on tingitud EstSoil-EH mullastikukaardi omapärast, kus turvastunud aladele on määratud kõrge savisisaldus hüdroloogilise modelleerimise jaoks (Kmoach *et al.*, 2022). Tõenäoliselt sõltub osa negatiivsest

korrelatsioonist väikejärvede üldlämmastiku ja keskmise nõlvakalde vahel just savi sisaldusest. Rohkem savi leidub tasastel alades ja sealt on väljakanne suurem. Liiva sisalduse seos nõlvakaldega on savi omast vastupidine. Statistiliselt usaldusväärne seos esineb nii 500-meetrises puhvertsoonis ($r_s = 0,37$; $p < 0,01$), 1000-meetrises puhvertsoonis ($r_s = 0,33$; $p < 0,05$) kui ka valgla tasandil ($r_s = 0,29$; $p < 0,05$). Positiivne seos näitab, et liivasemad mullad on levinud suurema nõlvakaldega aladel.



Joonis 13. Savi sisalduse (vasakul) ja liiva sisalduse (paremal) seos nõlvakaldega 500-meetrises puhvertsoonis. Kasutatud on näitajate keskmised väärtused.

Uurimuses otsiti vastust ka küsimusele, kas ja kuidas on lämmastiku ja fosfori kontsentratsioon uuritud väikejärvedes seotud valgla maastiku parameetritega. Leiti, et maakatte ja nõlvakalde mõju toiteainete kontsentratsioonidele on märgatavam suuremates puhvertsoonides, kuid mulla lõimise mõju vastupidi väiksemates puhvertsoonides. Maakatteklassidest suurimat mõju toiteainete kontsentratsioonidele avaldasid mets ja märgala, mis on sarnane varasemate teadustööde tulemustele (nt Abell *et al.*, 2011; Rantakari *et al.*, 2004; Sepp *et al.*, 2022). Nõlvakalle samuti osutus märkimisväärseks mõjutajaks toiteainete kontsentratsioonidele väikejärvedes. Mulla lõimis avaldas mõju vaid üldlämmastiku kontsentratsioonile. Täiendavalt uuritud seosed maakatte, nõlvakalde ja mulla lõimise vahel aitasid kaasa toiteainete ja maastiku parameetrite vaheliste seoste tõlgendamisel.

Selle uurimistöö ja varasemate uurimuste põhjal võib öelda, et jõgede veekvaliteedil on tugevamad seosed valgla maastiku parameetritega kui väikejärvedel. Tõenäoliselt on see osaliselt tingitud sellest, et maastikul on vahetum mõju jõgedele, kuna “kokkupuute pinda” on rohkem. Järvedes on aga olulisemad järvesisesed protsessid ja setted.

3.4. Tööd limiteerivad faktorid ja tulevikuvõimalused

Uurimisprobleemi käsitlemisel pidi arvestama tööd limiteerivate faktoritega, mis võiksid mõjutada analüüsi teel saadud tulemuste täpsust ning selle tõttu ei luba laiaulatuslike üldistuste tegemist. Peamiseks puuduseks on veekvaliteedi seireandmete vähesus ja auklikus, mis ei võimalda jälgida väikejärvede ajalist muutust. Ainult kuut järve on püsivalt seiratud alates 1992. aastast. Lisaks on seireprogrammi avalike andmete ühtlustamine keeruline ja ajakulukas protsess. Ajalise muutuse uurimiseks oleks samuti vaja piisava täpsusega eri aastate kohta maakatte või maakasutuse andmeid.

Teema edasisel käsitlemisel tuleb katsetada teistsuguseid andmeanalüüsimeetodeid, näiteks regressioonianalüüs või peakomponentide analüüs (ingl *principal component analysis*), mis olid tulemuslikud sarnastel uurimustel (nt Abell *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2020). Peale lämmastiku ja fosfori tuleb uurida ka orgaanilise süsiniku kontsentratsiooni väikejärvedes. Selle olulisus seisuveekogude veekvaliteedi uurimisel oli kinnitatud mitmetes uuringutes (nt Rantakari *et al.*, 2004; Sepp *et al.*, 2019, 2022). Lisaks võib vaadelda järve pinnakihi klorofüll-a (Chl *a*) sisaldust, mille kohta on samuti saadaval seireprogrammi andmed ning on defineeritud ökoloogilise seisundiklassi piirid. Veekvaliteedi parameetreid tuleb võrrelda väikejärvede füüsikaliste näitajatega, nt keskmine ja maksimaalne sügavus, veevahetus ning samuti erinevate reljeefi parameetritega, nt topograafiline märguse indeks (ingl *topographic wetness index*).

Kokkuvõte

Bakalaureusetöö eesmärk oli hinnata üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioone Eesti väikejärvedes ning välja selgitada valgla maakatte, mulla lõimise ja nõlvakalde mõju nende veekvaliteedile. Uurimistöös keskenduti just väikejärvedele, sest nende veekvaliteeti pole Peipsi ja Võrtsjärvega võrreldes piisavalt uuritud. Selle eesmärgi saavutamiseks püstitati järgmised uurimisküsimused:

1. Kui suur on lämmastiku (üldN) ja fosfori (üldP) kontsentratsioon Eesti väikejärvedes aastatel 2018–2020?
2. Kas ja kuidas on lämmastiku ja fosfori kontsentratsioon Eesti väikejärvedes seotud valgla maastiku parameetritega?

Uurimistöös võrreldi 52 väikejärve üle Eesti, mille kohta on lämmastiku ja fosfori proovid kogutud riikliku hüdrokeemilise seireprogrammi raames aastatel 2018–2020. Maakatte klasside defineerimise aluseks võeti satelliidiandmetel põhinev maakattekaart. Nõlvakalde arvutati 25-meetrise eraldusvõimega digitaalse kõrgusmudeli põhjal. Mulla lõimise andmed võeti EstSoil-EH mullastikukaardist. Maastiku parameetrite mõju vaadeldi 50-, 100-, 500- ja 1000-meetrite puhvertsoonide ning valglate ulatuses.

Esimese uurimisküsimuse vastuseks leiti, et üldlämmastiku kontsentratsioon uuritud väikejärvedes varieerub 0,28 kuni 2,25 mg N/l ning üldfosfori kontsentratsioon 0,012 kuni 2,05 mg P/l. Lämmastiku kontsentratsioon on kõige suurem Lavassaare järves ja Äntu Sinijärves (2,25 mg N/l) ning üldfosfori kontsentratsioon on kõige suurem Ohepalu järves (2,05 mg P/l).

Teise uurimisküsimuse vastuseks leiti, et maakate ja nõlvakalle avaldasid toiteainete kontsentratsioonidele rohkem mõju suuremates puhvertsoonides. Mulla lõimise mõju oli vastupidi suurem väiksemates puhvertsoonides. Mets oli negatiivses seoses nii üldlämmastiku kui ka üldfosforiga. See näitab, et rohkema metsaga ümbritsetud järved on väiksema toiteainete kontsentratsiooniga. Märkala ja üldlämmastiku kontsentratsiooni vahel oli positiivne seos, mis võib viidata järvede kinnikasvamisele. Nõlvakalde ja mulla lõimise ning toiteainete kontsentratsioonide vahel samuti leiti statistiliselt usaldusväärseid seoseid.

Tulemustest võib järeldada, et maastiku parameetrid mõjutavad uuritud väikejärvede üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioone ning seeläbi ka veekvaliteeti. Teema edasisel uurimisel tuleb tähelepanu pöörata orgaanilise süsiniku ja klorofüllü kontsentratsioonidele ning uurida seoseid järvede füüsikaliste näitajate ja reljefi parameetritega.

Links between landscape characteristics and nutrient concentrations in small lakes in Estonia

Jelizaveta Vabištševitš

Summary

The aim of the bachelor's thesis was to investigate the concentrations of total nitrogen and total phosphorus in small lakes in Estonia and evaluate the impact of landscape characteristics, such as land cover, soil texture and slope, on the water quality of small lakes. The research focused on small lakes because their water quality has not been sufficiently studied compared to large lakes such as Peipus and Võrtsjärv. To achieve this goal, the following research questions were asked:

1. What is the concentration of nitrogen (TN) and phosphorus (TP) in small Estonian lakes in 2018–2020?
2. Is the concentration of nitrogen and phosphorus in small lakes related to the characteristics of the surrounding landscape, and how?

The research project compared 52 small lakes across Estonia, for which total nitrogen and total phosphorus samples were collected within the national hydrochemical monitoring program in 2018–2020. Land cover classes were defined based on aggregated satellite data. The slope was calculated from a digital elevation model (DEM) with a resolution of 25 meters. Soil texture data was taken from the EstSoil-EH soil map. The impact of landscape characteristics was investigated in 50-, 100-, 500- and 1000-meter buffer zones as well as the whole catchment area.

In response to the first research question, the concentration of total nitrogen in the studied small lakes varies from 0.28 to 2.25 mg N/l, and the concentration of total phosphorus from 0.012 to 2.05 mg P/l. Nitrogen concentration is highest in lakes Lavassaare and Äntu Sinijärv (2.25 mg N/l), and total phosphorus concentration is highest in lake Ohepalu (2.05 mg P/l).

In response to the second question, land cover and slope had a more significant impact on nutrient concentrations in larger buffer zones. In contrast, the impact of soil texture was more significant in smaller buffer zones. Forest and wetland had the greatest impact on nutrient concentrations. Statistically significant correlation was also found between slope, soil texture and nutrient concentrations.

In conclusion, landscape characteristics affect the concentrations of total nitrogen and total phosphorus in the studied small lakes, and thus also the water quality. Further research is needed to analyse the concentrations of organic carbon and chlorophyll, as well as the relationship with the physical characteristics of the lakes and the relief parameters.

Tänuavaldused

Soovin tänada oma juhendajat Evelyn Uuemaad pühendumuse, julgustamise ja väärtuslikke nõuannete eest. Samuti tänan oma õde ja sõpru emotsionaalse toe eest.

Kirjandus

- Abell, J. M., Özkundakci, D., Hamilton, D. P., & Miller, S. D. (2011). Relationships between land use and nitrogen and phosphorus in New Zealand lakes. *Marine and Freshwater Research*, 62(2), 162–175. <https://doi.org/10.1071/MF10180>
- Allemann, H. (2020). *Väikejärvede hüdrokeemiline seire 2020. Vahearuanne*. Eesti Keskkonnauuringute Keskus.
- Art, H. W. (Toim). (1993). *Eutrophication. The dictionary of ecology and environmental science* (1. tr). Henry Holt and Company.
- Boyd, C. E. (2015). Nitrogen. *Water Quality: An Introduction* (2nd edition, lk 223–242). Springer.
- Chislock, M. F., Doster, E., Zitomer, R. A., & Wilson, A. E. (2013). Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. *Nature Education Knowledge*, 4(4), 10.
- Cremona, F., Laas, A., Arvola, L., Pierson, D., Nõges, P., & Nõges, T. (2016). Numerical Exploration of the Planktonic to Benthic Primary Production Ratios in Lakes of the Baltic Sea Catchment. *Ecosystems*, 19(8), 1386–1400. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0006-y>
- Cremona, F., Laas, A., Kõiv, T., Sepp, M., Nõges, P., & Nõges, T. (2019). How light conditions influence theoretical pelagic to benthic primary production ratios in small lakes. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 24(1), 18–23. <https://doi.org/10.1111/lre.12257>
- Downing, J. A., & McCauley, E. (1992). The nitrogen: Phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, 37(5), 936–945. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.5.0936>
- EELIS. (2021). *Eesti looduse infosüsteemi andmed*.
- Filippelli, G. M. (2002). The Global Phosphorus Cycle. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 48(1), 391–425. <https://doi.org/10.2138/rmg.2002.48.10>
- Galbraith, L. M., & Burns, C. W. (2007). Linking land-use, water body type and water quality in southern New Zealand. *Landscape Ecology*, 22(2), 231–241. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9018-x>
- Guildford, S. J., & Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 45(6), 1213–1223. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213>

- Hasler, A. D. (1969). Cultural eutrophication is reversible. *BioScience*, 19(5), 425–431.
<https://doi.org/10.2307/1294478>
- Hassink, J. (1997). The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191(1), 77–87.
<https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>
- Hindrikson, M. (2018). *Väikejärvede hüdrokeemiline seire 2018. Aruanne*. Eesti Keskkonnauuringute Keskus.
- Hindrikson, M., & Laht, M. (2020). *Väikejärvede hüdrokeemiline seire ja ohtlikud ained 2019. Aruanne*. Eesti Keskkonnauuringute Keskus.
- Jacoby, J., & Welch, E. (2004). Nutrient cycles. *Pollutant Effects in Freshwater: Applied Limnology* (III, lk 56–85). CRC Press.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M. F., Deneke, R., Dokulil, M. T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S. E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E. H. H. R., Lauridsen, T. L., Manca, M., Miracle, M. R., ... Winder, M. (2005). Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50(10), 1747–1771. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x>
- Järvet, A., Mander, Ü., Kull, A., & Kuusemets, V. (2002). Nutrient runoff change in a rural catchment in South Estonia. *River Systems*, 13(3–4), 305–319.
<https://doi.org/10.1127/lr/13/2002/305>
- Kask, I. (1979). Eesti järvede arvust ja järvenõgude klassifikatsioonist. A. Raukas (Toim), *Eesti NSV saarkõrgustike ja järvenõgude kujunemine* (lk 88–103). Valgus.
- Keskkonnaportaali kodulehekül. (2021). Kasutatud 10.02.2021,
<https://keskkonnaportaali.ee/page/home-et>
- Kmoch, A., Kanal, A., Astover, A., Kull, A., Virro, H., Helm, A., Pärtel, M., Ostonen, I., & Uemaa, E. (2021). EstSoil-EH: A high-resolution eco-hydrological modelling parameters dataset for Estonia. *Earth System Science Data*, 13(1), 83–97.
<https://doi.org/10.5194/essd-13-83-2021>
- Kull, A., Kull, A., Uemaa, E., Kuusemets, V., & Mander, Ü. (2005). Modelling of excess nitrogen in small rural catchments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108(1), 45–56. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.011>
- Kõrgusmudelid. (2021). Kasutatud 10.05.2022,
<https://geoportaali.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Korgusandmed/Korgusmudelid-p508.html>

- Laarmaa, R., Ott, I., Timm, H., Maileht, K., Sepp, M., Mäemets, H., Palm, A., Krause, T., & Saar, K. (2019). *Eesti järved*. Varrak.
- Maa-amet. (2021). *Maa-ameti ruumiandmed seisuga 30.01.2021*.
- Malinowski, R., Lewiński, S., Rybicki, M., Gromny, E., Jenerowicz, M., Krupiński, M., Nowakowski, A., Wojtkowski, C., Krupiński, M., Krätzschar, E., & Schauer, P. (2020). Automated Production of a Land Cover/Use Map of Europe Based on Sentinel-2 Imagery. *Remote Sensing*, 12(21), 3523.
<https://doi.org/10.3390/rs12213523>
- Mander, Ü. (2014). Biogeokeemilised tsüklid. Ü. Mander & Liiber (Toim), *Üldmaateadus. Õpik kõrgkoolidele* (lk 454–472). Eesti Loodusfoto.
- Mander, Ü., Kull, A., Kuusemets, V., & Tamm, T. (2000). Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering*, 14(4), 405–417.
[https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00064-6](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00064-6)
- Mander, Ü., & Palang, H. (1994). Changes of landscape structure in Estonia during the Soviet period. *GeoJournal*, 33(1), 45–54. <https://doi.org/10.1007/BF00810135>
- Martin, J. L. (2014). Chemical and Water Quality Kinetic Characteristics and Processes. *Hydro-Environmental Analysis: Freshwater Environments* (lk 367–410). CRC Press.
- Milius, A., & Starast, H. (1999). Correlations between limnological variables of Estonian lakes. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology* (lk 117–129). Estonian Academy Publishers.
- Mäemets, A. (1977). *Eesti NSV järved ja nende kaitse*. Valgus.
- Mäemets, A., Ott, I., & Mäemets, A. (1994). Eesti väikejärvede seisundi muutused ja kaitse. A. Järvekülg (Toim), *Eesti jõgede ja järvede seisund ning kaitse* (lk 32–46). Teaduste Akadeemia Kirjastus.
- Nõges, T., Janatian, N., Laugaste, R., & Nõges, P. (2020). Post-soviet changes in nitrogen and phosphorus stoichiometry in two large non-stratified lakes and the impact on phytoplankton. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01369.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01369>
- Ott, I., & Kõiv, T. (1999). *Eesti väikejärvede eripära ja muutused. Estonian small lakes: Special features and changes*. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus.
- Ott, I., Laarmaa, R., Maileht, K., Timm, H., Lehtpuu, M., Krause, T., Palm, A., & Meesak, E. (2020). *Kliimamuutuste mõju uuring Eesti väikejärvedele*. Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut.

- Ott, I., & Timm, H. (2020). Toiteained. *Siseveekogud* (lk 143–152). Eesti Loodusfoto.
- Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. (28.07.2009). Veeseaduse määrus nr 44 lisa 5. Riigi Teataja I. Kasutatud 04.05.2021, https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/1251/1201/0015/KKM59_lisa5.pdf#
- PRIA. (2021). *Põllumassiivide kaart*.
- Pärn, J., Henine, H., Kasak, K., Kauer, K., Sohar, K., Tournebize, J., Uuemaa, E., Välik, K., & Mander, Ü. (2018). Nitrogen and phosphorus discharge from small agricultural catchments predicted from land use and hydroclimate. *Land Use Policy*, 75, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.048>
- Qiu, W., Johnstone, P., Wallace, D., Arnold, N., Searle, B., Sharp, J., Beare, M., & Curtin, D. (2015). *Spatial variability of nitrogen supply assessed using soil and plant bioassays*. Kasutatud 17.05.2022, https://www.massey.ac.nz/~flrc/workshops/15/Manuscripts/Paper_Qiu_2015.pdf
- Rantakari, M., Kortelainen, P., Vuorenmaa, J., Mannio, J., & Forsius, M. (2004). Finnish Lake Survey: The Role of Catchment Attributes in Determining Nitrogen, Phosphorus, and Organic Carbon Concentrations. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 4(2), 683–699. <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000028387.61261.96>
- Rowntree, D. (2000). *Statistics Without Tears: An Introduction for Non-Mathematicians*. Penguin Books.
- Schindler, D. W. (1974). Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*, 184(4139), 897–899. <https://doi.org/10.1126/science.184.4139.897>
- Sepp, M., Kõiv, T., Nõges, P., & Nõges, T. (2019). The role of catchment soils and land cover on dissolved organic matter (DOM) properties in temperate lakes. *Journal of Hydrology*, 570, 281–291. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.01.012>
- Sepp, M., Kõiv, T., Nõges, P., Nõges, T., Newell, S. E., & McCarthy, M. J. (2022). Catchment soil characteristics predict organic carbon, nitrogen, and phosphorus levels in temperate lakes. *Freshwater Science*, 41(1), 1–17. <https://doi.org/10.1086/717954>
- Smith, V. H. (1998). Cultural Eutrophication of Inland, Estuarine, and Coastal Waters. M. L. Pace & P. M. Groffman (Toim), *Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science* (lk 7–49). Springer.

- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126–139.
<https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1), 179–196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Zhang, J., Li, S., & Jiang, C. (2020). Effects of land use on water quality in a River Basin (Daning) of the Three Gorges Reservoir Area, China: Watershed versus riparian zone. *Ecological Indicators*, 113, 106226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106226>
- Tiessen, H. (2008). Phosphorus in the global environment. P. J. White & J. P. Hammond (Toim), *The Ecophysiology of Plant-Phosphorus Interactions* (1k 1–7). Springer Netherlands.
- Tilman, D. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(11), 5995–6000. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.11.5995>
- Uuemaa, E., Roosaare, J., & Mander, Ü. (2007). Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. *Hydrology Research*, 38(2), 125–138.
<https://doi.org/10.2166/nh.2007.002>
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277(5325), 494–499.
<https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>

Lisa 1. Uuritud väikejärvede näitajad ja ökoloogiline seisundiklass

Tabel 2. Uuritud väikejärvede pindala, keskmine sügavus ja veevahetus.

Nr	Registrikood	Järve nimi	Pindala (ha)	Keskmine sügavus z_m (m)	Maksimaalne sügavus z_{max} (m)	Veevahetus (korda aastas)
1	VEE2136000	Ähijärv	183	3.8	5.5	0.2
2	VEE2043600	Äntu Sinijärv	1.9	6	8	7
3	VEE2052800	Endla järv	282	1.5	2.4	31
4	VEE2155500	Hino järv	212	3.1	10.4	0.3
5	VEE2071200	Järise järv	94	0.7	1.4	4
6	VEE2001600	Kahala järv	345	0.9	2.8	1
7	VEE2054000	Kaisma järv	135	1.3	2.1	2
8	VEE2085400	Kalli järv	196	1.1	1.4	9
9	VEE2084300	Karijärv	84	5.7	14.5	1
10	VEE2076800	Karujärv	348	1.6	5.5	1
11	VEE2001100	Käsmu järv	49	2.2	3.3	4
12	VEE2051340	Kirikulaht	114	-	-	4–10
13	VEE2071500	Koigi järv	129	0.5	1.1	13
14	VEE2027900	Konsu järv	141	5.8	10.2	1.1
15	VEE2070800	Kooru järv	88	0.3	1.2	37
16	VEE2075500	Koosa järv	281	1.2	1.9	5
17	VEE2133700	Köstrijärv	12	3.3	4.4	1
18	VEE2025900	Kurtna Valgejärv	8.5	4.2	10.5	< 0.5
19	VEE2065600	Lahepera järv	100	2.4	4.2	2
20	VEE2065710	Laialepa laht	64	0.8	1	0.6
21	VEE2064400	Lavassaare järv	195	0.7	1	6
22	VEE2085500	Leego järv	83	0.6	1.6	2
23	VEE2088700	Linnulaht	75	0.5	2	2
24	VEE2001000	Lohja järv	56	2.2	3.7	2
25	VEE2048700	Loosalu järv	35.5	3.7	5	< 0.5
26	VEE2099100	Mäeküla järv	64	2	2.9	4
27	VEE2062820	Mõisalaht	72	-	-	-
28	VEE2088610	Mullutu laht	411	0.9	1.2	10
29	VEE2097400	Nigula järv	20.4	2.4	3.1	4
30	VEE2129800	Nohipalo Mustjärv	22	3.9	8.9	3
31	VEE2129700	Nohipalo Valgõjärv	7	6.2	12.5	< 0.5
32	VEE2078700	Oessaare laht	116	1	1.6	48
33	VEE2011500	Ohepalu järv	68	0.5	2.5	4
34	VEE2089700	Õisu järv	191	2.8	4.3	10
35	VEE2074900	Parika järv	55	1	3.2	-

Nr	Registrikood	Järve nimi	Pindala (ha)	Keskmine sügavus z_m (m)	Maksimaalne sügavus z_{max} (m)	Veevahetus (korda aastas)
36	VEE2028000	Peenjärv	8	-	-	1
37	VEE2105300	Pühajärv	293	4.3	8.5	1
38	VEE2140300	Rõuge Suurjärv	14.6	11.9	38	4
39	VEE2099300	Ruhijärv	85	2.9	6.8	5
40	VEE2057300	Saare järv	27.4	4.2	5.6	2
41	VEE2039710	Sutlepa meri	186	1.2	1.5	3
42	VEE2088600	Suurlaht	540	1.2	2.1	5
43	VEE2028300	Tänavjärv	139	1.8	2.5	< 0.5
44	VEE2051300	Tihu järv	49	-	0.2	4.5
45	VEE2073400	Tõhela järv	317	1.3	1.5	1
46	VEE2114800	Tüandre järv	73	4.9	10.6	< 0.5
47	VEE2014100	Uljaste järv	63	2.2	6.4	0.2
48	VEE2078730	Undu laht	226	-	-	-
49	VEE2088620	Vägara laht	88	-	-	-
50	VEE2003900	Viitna Pikkjärv	16	3	6.2	0.5
51	VEE2082800	Viljandi järv	161	5.6	11	2
52	VEE2038300	Vööla meri	67.7	0.5	-	4–5

Tabel 3. Seirejärvede ökoloogiline seisundiklass üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse põhjal 2018. aastal (Hindrikson, 2018).

	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
üldN, mg/l	Rõuge Suurjärv, Loosalu järv, Karujärv	Nohipalo Valgõjärv, Pühajärv, Viitna Pikkjärv, Uljaste järv, Ähijärv, Saare järv, Köstrijärv, Järise järv	Nohipalo Mustjärv, Endla järv, Tänavjärv, Koigi järv, Tihu järv		
üldP, mg/l	Pühajärv, Kooru järv, Järise järv, Karujärv	Endla järv, Nohipalo Mustjärv, Suurlaht, Ähijärv, Saare järv, Rõuge Suurjärv, Köstrijärv, Tihu järv, Mullutu laht, Koigi järv, Oessaare laht, Undu laht, Vägara laht	Viitna Pikkjärv, Nohipalo Valgõjärv, Tänavjärv, Uljaste järv, Kirikulaht, Laialepa laht, Linnulaht	Loosalu järv	

Tabel 4. Seirejärvede ökoloogiline seisundiklass üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse põhjal 2019. aastal (Hindrikson ja Laht, 2020).

	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
üldN, mg/l		Nohipalo Valgõjärv, Pühajärv, Rõuge Suurjärv, Viitna Pikkjärv, Ähijärv, Uljaste järv, Õisu järv, Mäeküla järv, Ruhijärv, Viljandi järv, Tündre järv, Peenjärv, Konsu järv, Kurtna Valgejärv, Parika järv	Endla järv, Nohipalo Mustjärv, Tänavjärv, Äntu Sinijärv, Kaisma järv, Karijärv, Nigula järv		Ohepalu järv, Lavassaare järv
üldP, mg/l	Rõuge Suurjärv, Kooru järv, Kaisma järv, Konsu järv, Peenjärv, Parika järv	Pühajärv, Endla järv, Nohipalo Mustjärv, Suurlaht, Ähijärv, Äntu Sinijärv, Õisu järv, Mäeküla järv, Ruhijärv, Viljandi järv, Karijärv, Kurtna Valgejärv	Nohipalo Valgõjärv, Tänavjärv, Viitna Pikkjärv, Uljaste järv	Lavassaare järv, Tündre järv	Ohepalu järv, Nigula järv

Tabel 5. Seirejärvede ökoloogiline seisundiklass üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse põhjal 2020. aastal (Allemann, 2020).

	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
üldN, mg/l	Ähijärv	Nohipalo Valgõjärv, Pühajärv, Rõuge Suurjärv, Viitna Pikkjärv, Tõhela järv, Parika järv, Lohja järv, Lahepera järv, Käsmu järv, Konsu järv, Uljaste järv	Nohipalo Mustjärv, Tänavjärv, Hino järv, Ohepalu järv, Leego järv, Koosa järv, Kahala järv	Kalli järv	Endla järv
üldP, mg/l	Pühajärv, Rõuge Suurjärv, Kooru järv, Tõhela järv, Parika järv, Konsu järv	Endla järv, Nohipalo Mustjärv, Suurlaht, Ähijärv, Käsmu järv, Kalli järv, Kahala järv, Uljaste järv	Nohipalo Valgõjärv, Tänavjärv, Viitna Pikkjärv, Hino järv, Leego järv, Lahepera järv, Koosa järv	Vööla meri, Sutlepa meri, Mõisalaht, Lohja järv	Ohepalu järv

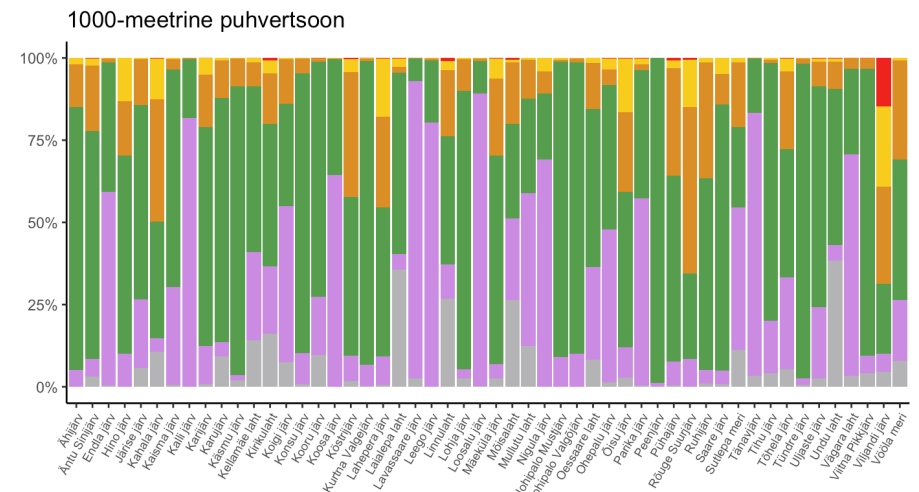
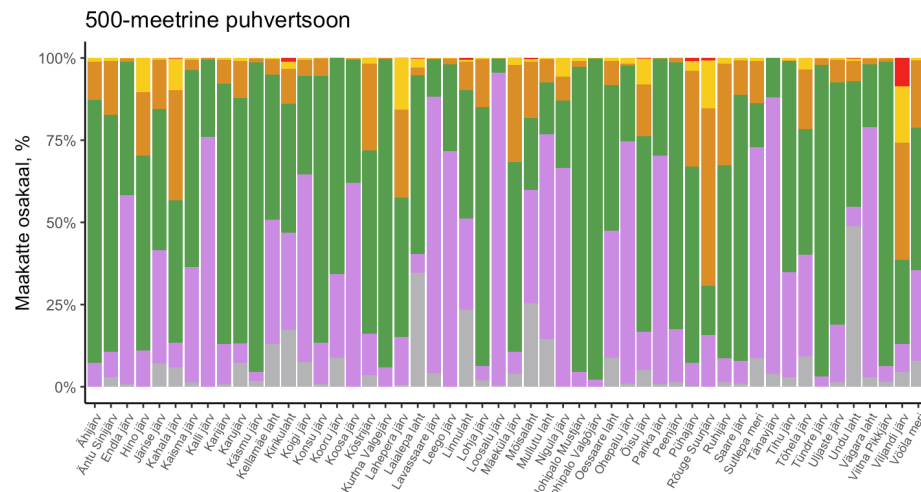
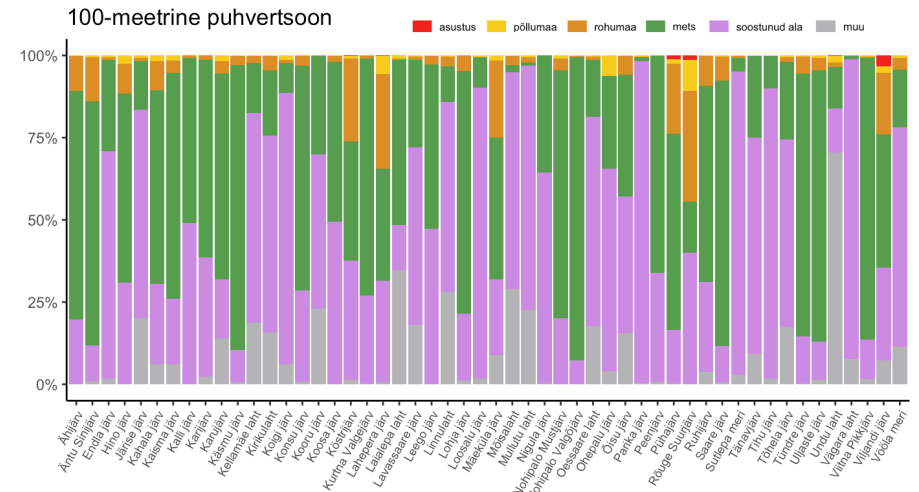
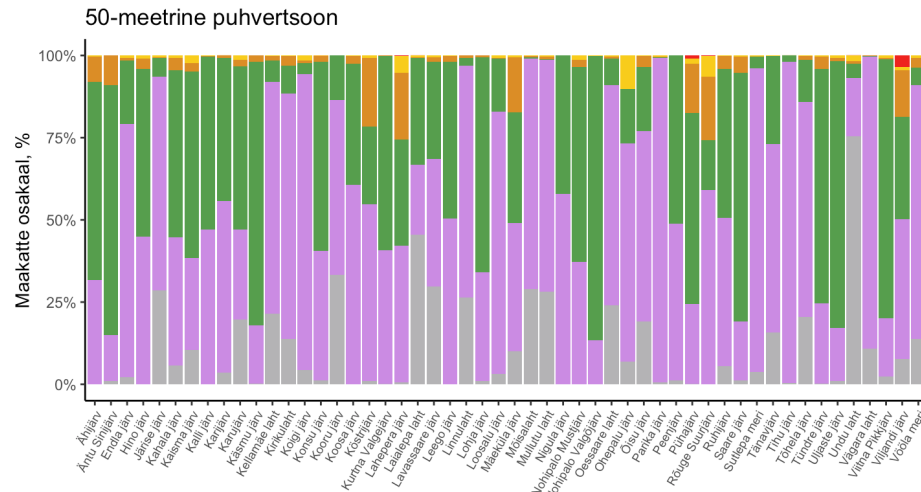
Lisa 2. Toiteainete kontsentratsioon uuritud väikejärvedes

Tabel 6. Üldlämmastiku ja -fosfori kontsentratsioon uuritud väikejärvedes aastatel 2018–2019.

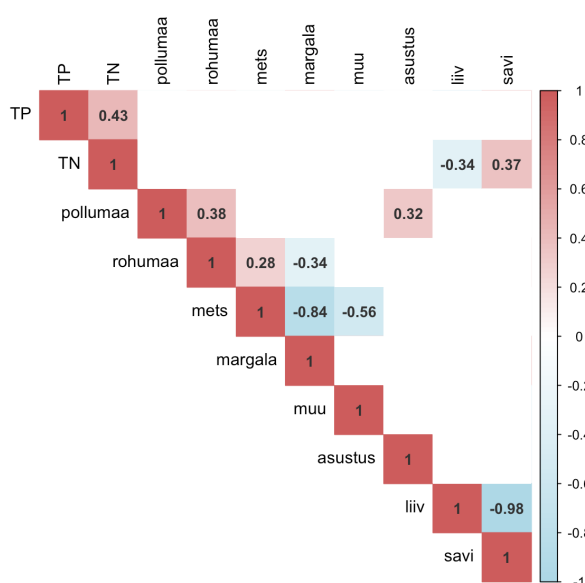
Nr	Järve nimi	üldN, mg N/l		üldP, mg P/l	
		aritmeetiline keskmine	mediaan	aritmeetiline keskmine	mediaan
1	Ähijärv	0.626	0.585	0.034	0.0335
2	Äntu Sinijärv	2.3	2.25	0.016	0.014
3	Endla järv	1.518	1.35	0.041	0.044
4	Hino järv	0.845	0.85	0.025	0.025
5	Järise järv	0.695	0.69	0.019	0.019
6	Kahala järv	1.5	1.6	0.046	0.044
7	Kaisma järv	1.02	1.05	0.02	0.0205
8	Kalli järv	1.35	1.35	0.041	0.038
9	Karijärv	0.8	0.785	0.034	0.0275
10	Karujärv	0.495	0.465	0.012	0.012
11	Käsmu järv	0.82	0.795	0.051	0.0485
12	Kirikulaht	0.798	0.64	0.033	0.0295
13	Koigi järv	1.475	1.45	0.049	0.046
14	Konsu järv	0.763	0.775	0.022	0.0225
15	Kooru järv	0.888	0.96	0.015	0.015
16	Koosa järv	1.343	1.3	0.046	0.045
17	Köstrijärv	0.828	0.86	0.042	0.038
18	Kurtna Valgejärv	0.41	0.4	0.017	0.013
19	Lahepera järv	1.01	0.945	0.048	0.044
20	Laialepa laht	1.085	1.1	0.04	0.044
21	Lavassaare järv	2.25	2.25	0.09	0.084
22	Leego järv	1.7	1.4	0.063	0.067
23	Linnulaht	1.2	1.25	0.042	0.0425
24	Lohja järv	0.955	0.97	0.105	0.105
25	Loosalu järv	0.287	0.26	0.09	0.065
26	Mäeküla järv	0.55	0.55	0.052	0.0535
27	Mõisalaht	1	1.025	0.066	0.0525
28	Mullutu laht	0.74	0.735	0.028	0.026
29	Nigula järv	0.964	0.98	0.098	0.092
30	Nohipalo Mustjärv	1.048	0.99	0.042	0.043
31	Nohipalo Valgõjärv	0.355	0.345	0.018	0.017
32	Oessaare laht	0.633	0.675	0.03	0.0285
33	Ohepalu järv	1.425	1.2	1.916	2.05
34	Õisu järv	0.845	0.62	0.049	0.0495

Nr	Järve nimi	üldN, mg N/l		üldP, mg P/l	
		aritmeetiline keskmine	mediaan	aritmeetiline keskmine	mediaan
35	Parika järv	0.706	0.72	0.023	0.0245
36	Peenjärv	0.66	0.66	0.022	0.0215
37	Pühajärv	0.578	0.595	0.031	0.03
38	Rõuge Suurjärv	0.38	0.36	0.02	0.0165
39	Ruhijärv	0.525	0.465	0.034	0.034
40	Saare järv	0.773	0.78	0.035	0.0375
41	Sutlepa meri	1.475	1.5	0.037	0.0345
42	Suurlaht	0.955	0.97	0.024	0.022
43	Tänavjärv	0.758	0.755	0.024	0.025
44	Tihu järv	1.093	0.99	0.045	0.0445
45	Tõhela järv	0.955	1.015	0.023	0.0215
46	Tüandre järv	0.478	0.46	0.029	0.028
47	Uljaste järv	0.435	0.39	0.026	0.024
48	Undu laht	0.62	0.62	0.025	0.0245
49	Vägara laht	0.95	0.915	0.028	0.0285
50	Viitna Pikkjärv	0.482	0.45	0.027	0.025
51	Viljandi järv	0.86	0.695	0.033	0.0335
52	Vööla meri	1.03	1.1	0.084	0.0785

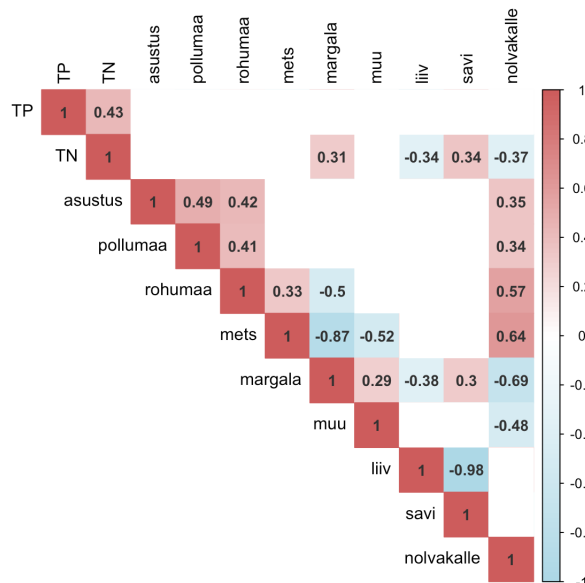
Lisa 3. Arvutatud maakatte osakaal erinevates puhvertsoonides



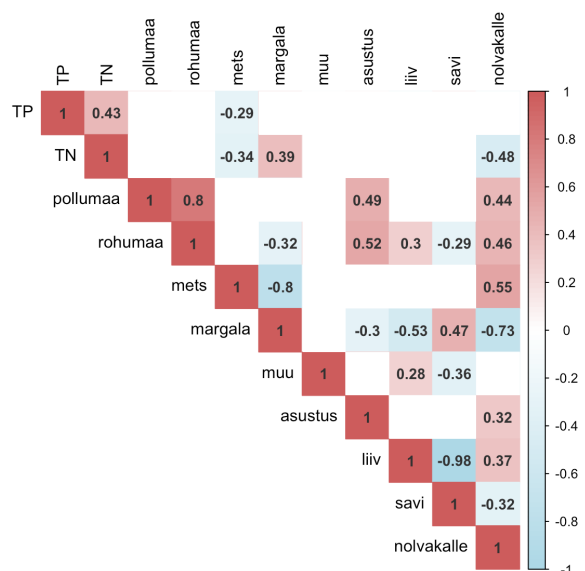
Lisa 4. Spearmani korrelatsioonimaatriksid



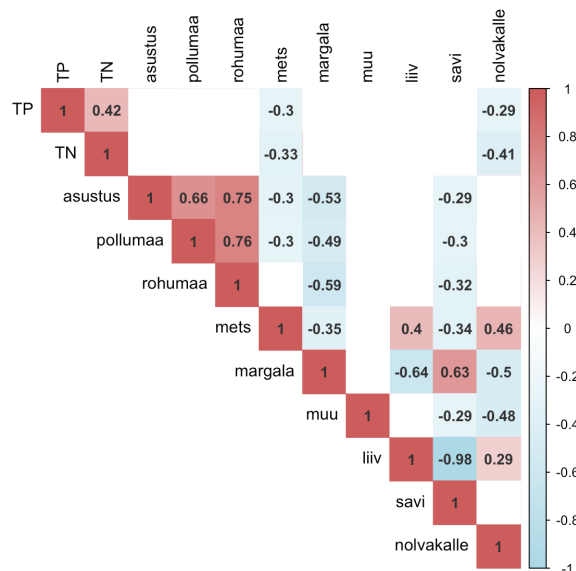
Joonis 14. Spearmani korrelatsioonimaatriks uuritud väikejärvede toiteainete ja maastiku parameetrite kohta 50-meetrises puhvertsoonis. Esitatud on statistiliselt usaldusväärsed seosed (p -väärtus $< 0,05$).



Joonis 15. Spearmani korrelatsioonimaatriks uuritud väikejärvede toiteainete ja maastiku parameetrite kohta 100-meetrises puhvertsoonis. Esitatud on statistiliselt usaldusväärsed seosed (p -väärtus $< 0,05$).



Joonis 16. Spearmani korrelatsioonimaatriks uuritud väikejärvede toiteainete ja maastiku parameetrite kohta 500-meetrises puhvertsoonis. Esitatud on statistiliselt usaldusväärsed seosed (p -väärtus $< 0,05$).



Joonis 17. Spearmani korrelatsioonimaatriks uuritud väikejärvede toiteainete ja maastiku parameetrite kohta valglates. Esitatud on statistiliselt usaldusväärsed seosed (p -väärtus $< 0,05$).

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Jelizaveta Vabištševitš,

1. Annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonide seosed maastiku parameetritega Eesti väikejärvedes“, mille juhendaja on Evelyn Uemaa 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 3.0, 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.

Jelizaveta Vabištševitš

30.05.2022