

**TARTU ÜLIKOOL**  
**ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT**  
**ZOOLOOGIA OSAKOND**  
**LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL**

**Piia Tomingas**

**METSANDUSLIKU KUIVENDAMISE MÕJU MAASTIKU**  
**VÄIKEVEEKOGUDELE JA NENDE ELUSTIKULE**

**Bioloogia ja ökoinnovatsiooni õppekava**

**Magistritöö (30 EAP)**

Juhendajad: Maarja Vaikre

Raido Kont

**Tartu 2023**

## **Infoleht**

### **Metsandusliku kuivenduse mõju maastiku väikeveekogudele ja nende elustikule**

Looduslikud ja inimtekkelised väikeveekogud, nagu ojad, lombid, tiigid ja kraavid, on olulised, kuid vähe uuritud ja potentsiaalselt kuivendamisest ohustatud elurikkuse tulipunktid maastikes. Käesolev töö oli esimene, mis uuris, milline on olnud metsandusliku kuivendamise mõju väikeveekogude selgrootukooslustele maastiku tasemel; lisaks hinnati kuivenduse mõju maastiku väikeste vooluveekogude arvu ja seisundit. Kuivendatud aladel oli suurem uuritud selgrootute liigirikkus kui vähe kuivendatud aladel, sealjuures ei olnud kooslused muutunud ühetaolisemaks. Suurem liigirikkus tulenes peamiselt inimtekkeliste tiikide rohkusest kuivendatud aladel, kus esinesid liigid, mis teistes veekogudes puudusid, sealhulgas paljud kiilid. Kraavid ei olnud paljude spetsialistliikide jaoks väärtuslikud elupaigad. Kraavide lisandumise tõttu on maastiku väikevooluveekogude arv pea kümnekordistunud, kuid looduslikus seisundis ojade osakaal on vaid 25% kõigist ojadest.

Märksõnad: väikeveekogud, ojad, tiigid, kraavid, kuivendamine, EPT, kiilid

Teadusvaldkond: B260 – hüdrobioloogia, merebioloogia, veeökoloogia, limnoloogia

### **Landscape-scale impacts of forest drainage on the status and biodiversity of small waterbodies**

Natural and man-made small waterbodies, e.g. streams, puddles, ponds and ditches, are important, yet poorly studied biodiversity hotspots in landscapes, that could be potentially vulnerable to drainage. This research study was the first to assess the possible forest drainage impact on invertebrate communities of small waterbodies on landscape scale and on the number and condition of small streams. The species richness was higher in intensively drained landscapes, therein the communities had not simplified. The positive effect on species richness could be attributed to the higher number of man-made ponds in intensively drained landscapes, which hosted different species compared to other waterbodies, including more dragonflies and damselflies (*Odonata*). Ditches were not valuable habitats for many specialist species. The addition of ditches into the landscape has caused a tenfold increase in the total length of small streams, but moreover, only 25% of the natural streams have maintained their natural state.

Keywords: small waterbodies, streams, ponds, ditches, drainage, EPT, *Odonata*

Research classification: B260 – hydrobiology, marine biology, aquatic ecology, limnology



## Sisukord

Sissejuhatus .....	3
1. Praegused teadmised kuivenduse mõjust väikeveekogudele ja nende elustikule .....	6
1.1. Väikeveekogude elustiku olulisus .....	6
1.2. Metsandusliku kuivenduse mõju looduslike väikeveekogude elustikule.....	6
1.3. Kuivenduskraavide elurikkus .....	8
2. Metoodika.....	9
2.1. Uurimisala .....	9
2.2. Vooluveekogude digimine .....	9
2.3. Välitööd.....	10
2.4. Andmeanalüüs .....	12
2.5. Töö autori roll.....	15
3. Tulemused .....	16
3.1. Kuivendamise mõju maastiku vooluveekogudele ja tiikidele.....	16
3.2. Elustiku üldkirjeldus .....	17
3.3. Liigirikkuse ja arvukuse seos maastiku kuivenduse ja veekogu omadustega.....	19
3.4. Väikeveekogude kooslused .....	22
3.5. Indikaatorliigid .....	24
4. Arutelu.....	25
4.1. Muutused veekogude arvus ja seisundis .....	25
4.2. Kuivendamise mõju veeseligrootutele liigirikkusele ja arvukusele .....	26
4.3. Kuivendamise mõju veeseligrootute kooslustele .....	28
4.4. Kraavid kui asenduselupaigad väikeveekogude liikidele.....	29
4.5. Tulemuste rakendamine ja tuleviku uurimissuunad.....	30
5. Kokkuvõte .....	31
6. Summary .....	32
7. Tänuavaldused.....	33
Kasutatud kirjandus.....	34
Lisa 1. Leitud liikide arvukus üldise veekogutüübi kaupa.....	43

## Sissejuhatus

Märgalad, sh määrjad metsad ja mageveekogud, on ühed maailma kõige ohustatumad ökosüsteemid (Dudgeon et al., 2006; Gardner & Finlayson, 2018). Muude ohutegurite seas on maastiku kuivendamine oluliselt halvendanud nende biotoopide seisundit, vähendades elupaikade hulka ja nende kvaliteeti (Dudgeon et al., 2006; Gardner & Finlayson, 2018), kuid vähem on teada metsandusliku kuivenduse mõjust märgalade ja mageveekogude ühele puutepunktile – väikeveekogudele. Väikeveekogude hulka kuuluvad erinevad väikesemõõtmelised ja väikese valgalaga veekogud, nagu ojad ja jõgede ülemjooksud, püsivalt või ajutiselt veega täitunud madalad reljeefiosad ehk lombid, tuuleheite juurepaljandite lombid, erinevad üleujutusosalad (lodud, lammid, kopratiigid), kobraste kaevatud kanalid, älved ja laukad, inimtekkelistest ka tiigid, kraavid ja näiteks metsanduslike tööde käigus tekkinud rattarööpad. Sõltuvalt definitsioonist arvavad mõned autorid väikeveekogude hulka ka väiksemad jõed ja järved (Biggs et al., 2017), kuid siin töös neid ei käsitleta.

Suur osa looduslikest väikeveekogudest asub märgades metsades, eriti märgadel toitainerikastel muldadel (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015), ja nende kogupindala võib olla märkimisväärne. Näiteks Eesti metsade ja madalsoode lompide pindala hektari kohta ( $403 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) on samas suurusjärgus kõikide Eesti järvede ja tiikidega ( $490 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015). Inimtegevusega on samadesse maastikesse lisandunud ka tiigid ja kraavid, mis moodustavad samuti suure osa väikeveekogudest. Mitmekesiste ja laialt levinud biotoopidena on väikeveekogud olulised metsamaastiku elurikkuse tulipunktid, mis pakuvad elupaiku paljudele liikidele (Meyer et al., 2007; Remm et al., 2015; Vaikre et al., 2015; Verdonschot et al., 2011; Williams et al., 2003) ning aitavad oluliselt kaasa aineringete toimimisele (Macadam & Stockan, 2015; Penaluna et al., 2017).

Metsandusliku kuivendamise, mille põhieesmärk on soodustada puidutootliku metsa kasvu, alustati Eestis 19. sajandil esimesel poolel, kuid intensiivne kraavivõrgustike rajamise periood jäi aastatesse 1950–1990 (Paavilainen & Päivänen, 1995). Praegu on Eesti teiste Baltimaade, Soome ja Rootsi kõrval üks maailmas enim kuivendatud riikidest – kuivendatud metsad moodustavad ligi 25% kogu metsamaast, sealjuures on looduslike soometsade pindala ja ühendatus oluliselt vähenenud ning avatud sookooslused metsastunud (Lõhmus et al., 2015). Kuivendamine on mõjutanud ka nende metsade väikeveekogusid, kuigi mõju iseloom on kompleksne, sest kraavide lisandumisel ei pruugi veekogude ja elupaikade hulk

maastikus muutuda, olgugi et osa lompidest ja ojadest võib kaduda (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015; Vaikre et al., 2015, 2020). Samas on kraavid ja õgvendatud ojad looduslike vooluveekogudega võrreldes ühetaolisema põhjastruktuuri, ühtlasema voolu ning vähenenud voolutakistustega voolusängis, millel võib olla oluline mõju koosluste struktuurile (Haapala & Muotka, 1998; Muotka et al., 2002). Siiski ei kaasata looduslike väikeveekogusid enamikul juhtudest veekaitseprojektidesse. Näiteks Euroopa vete staatuse ja ohtude hindamise viimases raportis (Kristensen et al., 2018) käsitletakse mageveekogude all vaid jõgesid ja järvesid. Väikeveekogudest sõltuva elustikku tõhusamaks kaitseks on aga oluline neid ohustavaid tegureid paremini tundma õppida ja kirjeldada.

Siiani on vähe uuritud vooluveekogude kadumise ulatust pärast kuivendamist (nt Nurmla, 2010; Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015), mille teeb keerulisemaks asjaolu, et enamik tänapäevastest väikevooluveekogudest on kaardistamata (Ågren et al., 2015; Hansen, 2001; Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015). Kuivenduse mõju voolu-veekogude elustikule on siiani uuritud seoses setete ja toitainete hulga suurenemisega äravoolus (nt Brüsecke et al., 2022; Vuori et al., 1998), lompides seoses nende kadumise või lühema hüdroperioodiga kuivendatud aladel (Suislepp et al., 2011; Vaikre et al., 2015) ning kraavides seoses võimalike lisandunud elupaikadega (nt Davies et al., 2008; Rolke et al., 2018; Rosenvald et al., 2014; Vaikre et al., 2020; Williams et al., 2003). Varem ei ole aga võrreldud looduslike ja kuivendatud alade väikeveekogusid maastiku tasemel. Seetõttu pole teada, kas ja kuidas mõjutab kuivendamine vee-elustiku liigirikkust maastike lõikes ning milline roll võib olla kraavidel elurikkuse hoidmisel pärast vee-elupaikade ümberjaotumist. Varem on põllumajandusmaastiku põhjal näidatud, et maastiku kuivendamine võib muuta sealsete veekogude kooslused ühetaolisemaks (Blann et al., 2009), kuid metsamaastikes pole seda hüpoteesi kontrollitud.

Käesoleva töö eesmärk oli välja selgitada, kuidas on metsanduslik kuivendamine mõjutanud sealsete väikeveekogude arvu, seisundit ja elustikku. Suur osa väikeveekogudest on kaardistamata, kuid et kuivendussüsteemide rajamine mõjutab kraavide lisandumise kaudu otseselt vooluveekogusid, keskenduti kuivenduse mõju hindamisel just looduslike ojade ja kraavide muutustele. Kuivendussüsteemide loomisel rajatakse ka tuletõrjetiike (*Maaparandussüsteemi projekteerimisnormid*, 2020), seega hinnati lisaks tiikide arvu erinevatel valgaladel.

Vee-elustiku hindamisel kasutati EPT rühma – ühepäevikuliste (*Ephemeroptera*), kevikuliste (*Plecoptera*) ja ehmeistiivaliste (*Trichoptera*) – ning kiililiste (*Odonata*) vastsete liigilist koosseisu. Enamik EPT rühma vee-elulistest vastsetest on veereostuse ja

keskkonnamuutuste osas tundlikud, mistõttu seostub nende liigirikkus enamasti positiivselt veekogu ökoloogilise seisundiga (Plafkin, 1989). Kõige tundlikumad neist on kevikulised, kellest enamik on vooluvete spetsialistid (Plafkin, 1989; Timm et al., 2011). Ka kiililised on looduskaitstes laialt kasutatavad veekogude kvaliteedi indikaatorid, kuid võrreldes EPT rühmaga on nad mõnevõrra erinevate elupaiganõudmistega (Martin, 2013), seega annab EPT rühma ja kiilide koos analüüsimine elupaikade kohta mitmekülgsemat infot.

Esitati järgnevad uurimisküsimused:

- 1) Kuidas on maastike metsanduslik kuivendamine muutnud väikeste vooluveekogude seisundit ja arvu?
- 2) Kui palju väikeseid vooluveekogusid on maastikes kaardistamata?
- 3) Kuidas on metsanduslik kuivendamine mõjutanud väikeveekogude selgrootukooslusi ja tundlike (EPTO) liikide esinemist? Täpsemalt:
  - a) Kas kuivendamine on vähendanud spetsialistliikide liigirikkust ja arvukust ning muutnud kooslused ühetaolisemaks?
  - b) Kas kuivendamine on põhjustanud mingite liikide/liigirühmade kadumist või lisandumist maastikku?
  - c) Milliste elupaigavajadustega liikidele pakuvad kraavid asenduselupaiku?

# 1. Praegused teadmised kuivenduse mõjust väikeveekogudele ja nende elustikule

## 1.1. Väikeveekogude elustiku olulisus

Väikeveekogud on olulised elurikkuse tulipunktid maastikes (Biggs et al., 2017), sealhulgas peamised kahepaiksete kudealad (Suislepp et al., 2011) ja elupaigad paljudele selgrootutele, kelle hulgas on ka suur hulk elupaigaspetsialiste (Davies et al., 2008; Williams et al., 2003). Näiteks on Eestis 14 liiki mudaujureid (*Coleoptera: Dytiscidae: Ilybius*) ja 15 liiki väleujureid (*Coleoptera: Dytiscidae: Agabus*), kellest vastavalt viie ja kolme peamine elupaik on ajutised lombid (Nilsson & Holmen, 1995). Lisaks spetsialistliikidele võivad mõned väikeveekogud, eriti jõgede ülemjooksud, olla olulised ka jõgede alamjooksu elustikule, pakkudes kiskja- ja konkurentsivabu elupaiku, refuugiume temperatuuri ja vooluhulga ekstreemumite eest, olles levikuteedeks läbi maastiku, toitumis- ja kudemisaladeks ning alamjooksu koloniseerijate lätteks (Meyer et al., 2007).

Väikeveekogude selgrootukooslustel on oluline roll metsaökosüsteemi toitaineringluses (Penaluna et al., 2017). Detriiditoidulised liigid aitavad peenestada veekogude põhja langenud surnud orgaanilist materjali, nt lehevarist ja oksa, ja kiirendada sellega mikroobseid lagundamisprotsesse (Macadam & Stockan, 2015). Veekogude põhjas kaevandavad liigid aitavad samuti kaasa põhjasetete kiiremale lagunemisele, viies setete vahele rohkem lagundamiseks vajalikku hapnikku (Bachteram et al., 2005; Macadam & Stockan, 2015). Filtreerivad liigid aitavad aga vett orgaanikast puhastada (Macadam & Stockan, 2015). Mõne veelise vastsestaadiumiga putukarühma, eriti surusääsklaste (*Diptera : Chironomidae*), ühepäevikuliste (*Ephemeroptera*) ja kevikuliste (*Plecoptera*) populatsioonid võivad olla vahel väga arvukad – sel juhul viivad nad valmikuna veekogust välja lennates suure hulga toitaineid ümbritsevasse maismaaökosüsteemidesse (Raitif et al., 2018). Nii vastsed kui valmikud on ühtlasi väga olulised, sageli isegi peamised toiduallikad paljudele loomtoidulistele organismidele, sh teistele selgrootutele, kaladele ja lindudele (Macadam & Stockan, 2015).

## 1.2. Metsandusliku kuivenduse mõju looduslike väikeveekogude elustikule

Metsanduslik kuivendamine muudab ulatuslikult väikeveekogude arvukust ja tüüpe maastikus. Üheks märgatavamaks aspektiks on lisanduvad kuivenduskraavid, mis asendavad osa looduslikest elupaikadest – lompidest, üleujutusalaadest ja ojadest –, kuigi veekogude üldpindala ei pruugi selle tagajärjel maastikus muutuda (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015). Pärast intensiivset kuivendamist võivad kraavid olla isegi ainsad alles jäänud veekogud maastikus (Biggs et al., 2017). Peamiselt kaovad kuivendamise tagajärjel lombid, eriti need,

mis asuvad kraavidele lähemal (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015; Suislepp et al., 2011; Vaikre et al., 2020). Kui muldade veesisaldus väheneb, aeroobsed lagundamisprotsessid kiirenevad ning aluselise põhjavee sissevool on takistatud, langeb mulla ja ka veekogude pH (Lõhmus et al., 2015), mis võib veeselgrootute liigirikkust omakorda piirata (Therriault & Kolasa, 1999; Townsend et al., 1983). Seisuveelised kraavid võivad sel juhul paljudele lombiliikidele sobivate tingimustega asenduselupaikadeks olla (Vaikre et al., 2015, 2020; Williams et al., 2003). Kraavid on lompidega võrreldes tihti sügavamad ja püsivama veega (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015; Suislepp et al., 2011), mis võib muuta need isegi lompidest paremateks elupaikadeks, kui samas paljud kuivendatud alade lombid kuivavad sadetemetevaesematel aastatel enne veeorganismide arengu lõppu ja võivad seega ökolõksudena toimida (Suislepp et al., 2011). Ka kraavivee pH võib mõnel juhul olla ümbritsevaga võrreldes kõrgem, näiteks kui kraav ulatub aluselise lähtekivimini (Paavilainen & Päivänen, 1995).

Metsandusliku kuivendamise negatiivne mõju ojadele väljendub nii veekvaliteedi languse (Brüsecke et al., 2022; Vuori et al., 1998) kui ojade morfoloogiliste muutuste, s.t õgvendamise, kraavitamise ja kuivamise kaudu (Nurmla, 2010). Esimestel kuivendus- ja raiejärgsetel aastatel kasvab suurema äravoolu ja erosiooni tõttu tihti vee orgaaniliste ühendite sisaldus (Brüsecke et al., 2022; Nieminen et al., 2017; Vuori et al., 1998), setete hulk (Nieminen et al., 2017; Turunen et al., 2020), lämmastiku, fosfori jt ainete leostumine (Nieminen et al., 2017; Paavilainen & Päivänen, 1995; Vuori et al., 1998) ning langeb vee pH (Vuori et al., 1998), mis kokkuvõttes põhjustavad veeselgrootute liigirikkuse ja/või arvukuse langust (Rajakallio et al., 2021; Turunen et al., 2020; Vuori et al., 1998). Sealjuures on leitud, et suurem setete hulk võib selgrootukooslusi mõjutada eelkõige veesammalde kui oluliste mikroelupaikade kadumise kaudu (Turunen et al., 2020).

Kuivenduse mõjul ojade kadumist on uuritud väga vähe. Ilmselt on peamised takistused ajalooliste kaartide vähesus ja nende ebatäpsus, mistõttu on kuivenduseelse seisundi kindlakstegemine keeruline. Ka tänapäevase maastiku väiksemate ojade arvu ja paiknemist on raske täpselt hinnata, sest kaasaegsed laserskaneerimise (LiDAR: *Light Detection and Ranging*) andmetel põhinevad mudelid ei anna veel täpseid tulemusi (Ågren et al., 2015; Metes et al., 2022). Kaardipõhise analüüsi käigus on Eesti piires siiski leitud, et enne intensiivse kuivendamise perioodi algust 1950. aastatel oli uuringualadel keskmiselt umbes neli korda rohkem väikeseid ojasid (valgala kuni 25 km<sup>2</sup>) kui tänapäeval (Nurmla, 2010). Kuivenduse eesmärgil õgvendatakse ka looduslikke ojasid. Näiteks Kirde-Eesti märgaladel oli veel enne intensiivse kuivendamise perioodi lõppu ligi 80% kõigist ojadest õgvendatud

(Tuulmets & Aasalo, 1980). Eestis on näidatud, et ojade õgvendamise mõju tundlike veeselgrootute osakaalule ja mitmekesisusele on lühiajaline ning vee-elustik taastub aja jooksul, kui ülemjooksu organismid oja allavoolu koloniseerivad (Käiro et al., 2017). Ojaspetsialistidest kalade jaoks on metsakraavid ja õgvendatud ojad aga väheväärtuslikud elupaigad, mitte uued ökosüsteemid, seda eeskätt väiksema voolukiiruse, rohke taimestiku, vähese kaldajoone varieeruvuse ja vee väiksema läbipaistvuse tõttu (Rosensvald et al., 2014). Kuigi need tunnused mõjutavad ka veeselgrootute koosluseid (Simon & Travis, 2011; Vuori et al., 1998), on võimalik, et väiksem kalade kisklussurve tasakaalustab mingil määral nende mõju (Simon & Travis, 2011).

### **1.3. Kuivenduskraavide elurikkus**

Kuivenduskraavid on sageli liigirikkad ja nende selgrootukoosluste alfa- ja beetamitmekesisus võib looduslikke väikeveekogusid teatud maastikes isegi ületada (Hill, Chadd, et al., 2016; Simon & Travis, 2011; Vaikre et al., 2020), kuigi põllumajandusmaastikes võivad need olla ka kõige väiksema elurikkusega veekogud (Davies et al., 2008; Williams et al., 2003). Kraavide potentsiaalselt suur liigirikkus tuleneb mitmekesisest keskkonnatingimustest, suurest ulatusest ja omavahelisest ühendatusest (Hill, Chadd, et al., 2016; Rolke et al., 2018; Simon & Travis, 2011). Sõltuvalt omadustest võivad kraavid olla lisaelupaikadeks teatud osale lombielustikust (Vaikre et al., 2015, 2020; Williams et al., 2003) ja ojaelustikust (López-Rodríguez et al., 2019; Simon & Travis, 2011) ning ka jõgede selgrootutele (Gething & Little, 2020). On arvatud, et kraavide ulatuslik võrgustik aitab lisaks kehva lennuvõimega putukaliikidel maastikus edukalt levida (Rolke et al., 2018; Vaikre et al., 2020). Seega võivad kraavid olla kuivendatud metsades väärtuslikud elurikkuse hoidjad ja levitajad, kuigi mitte kõigi spetsialistliikide jaoks (Vaikre et al., 2020).

Kraavidekoosluste koosseisu ja järjepidevust mõjutab oluliselt kraavide puhastamine setetest ja taimestikust, mille eesmärk on vee äravooluvõimekust parandada (Paavilainen & Päivänen, 1995). On leitud, et kuigi pärast kraavide hooldamist taastub sealne liigirikkus juba paari aastaga, on teisesel suksessioonil kooslused muutunud (Vaikre et al., 2020; Verdonschot et al., 2011). Verdonschot *et al.* (2011) pakkusid välja, et sellisel juhul sõltub koosluste kujunemine esimestest koloniseerijatest ja ajapikku kraavikooslused siiski ühtlustuvad. Regulaarne kraavide hooldamine võib samas viia ka hoopis häiringukindlatest generalistidest koosnevate koosluste kujunemiseni (Louhi et al., 2010; Vaikre et al., 2020). Ilmselt on kraavide puhastamise positiivse mõju avaldumiseks kõige olulisem ajaline ja ruumiline heterogeensus, mis looks vee-elustikule võimalusi refuugiume leida ja erinevaid nišše asustada (Gething et al., 2020).

## 2. Metoodika

### 2.1. Uurimisala

Käesolev magistritöö on osa projektist „Ökosüsteemide taastuvus hüdrooloogiliselt ümberkujundatud ja majandatavates loodusmaastikes“, lühinimetusega MÄTAS (Märgalade Taastumisvõime). Projekti kuuluvad 23 ala Eestis, mis moodustavad omaette 1–2 väljavoolupunktiga terviklikud märgalad pindalaga 219 ha kuni 1187 ha (keskmine 599 ha). Neist 13 ala on intensiivselt kuivendatud ehk tiheda kraavivõrgustikuga (kraavidest mõjutatud ala osakaal üle 25%, keskmine 51%), 10 ala on vähe või üldse mitte kuivendatud referentsalad (kraavidest mõjutatud ala osakaal alla 25%, keskmine 12%). Alad jagunevad viide klastrisse Kesk- ja Kagu-Eestis, millest igaihes on vähemalt üks intensiivselt kuivendatud ja üks vähe kuivendatud või kuivendamata ala.

### 2.2. Vooluveekogude digimine

Üks magistritöö ülesannetest oli kaardianalüüsi põhjal hinnata vooluveekogude kadumise ulatust kuivendatud maastikes MÄTAS alade näitel. Osa ojadest võib kaardilt puududa seetõttu, et nad on liiga väikesed või on nende looduslik säng sedavõrd muudetud, et nende looduslikku päritolu ei saa tänapäevastelt kaartidelt enam tuvastada. Kaardistamata ojadeks loeti need, mida ei olnud kajastatud kõige ajakohasemal Eesti põhikaardil (1:10 000; Maa-amet, 2022). Oja- ja kraavisängide leidmiseks kasutati Maa-ameti WMS teenusena pakutavat reljeefvarjutuse kaarti, reljeefvarjutusega põhikaarti ja ortofotosid. Lisaks põhikaardilt puudevatele looduslikele ojadele (loogeline säng) digiti ka puuduvad kraavid (sirge säng), kuid mõlema puhul ainult need objektid, mille pikkus oli vähemalt 50 m.

Teiseks tuvastati ajaloolised, kuid tänaseks kadunud või oluliselt muudetud sängiga vooluveekogud. Selleks analüüsiti kolme Maa-ameti WMS serveri kaudu kättesaadavat ajaloolist kaardikihti: üheverstane kaart (1:42 000, 1894–1922; Maa-amet, a), Eesti Vabariigi topograafiline kaart (1:25 000, 1923–1939; Maa-amet, b) ja Nõukogude Liidu o42 topograafiline kaart (1:10 000, 1940ndad; Maa-amet, c). Kaardikihtide valimisel arvestati, et nende mõõtkava oleks võimalikult suur (veekogud kaardistatud võimalikult täpselt) ning et need kataksid ka 1950. aastate ehk intensiivse kuivendamisperioodi eelse aja. Vooluveekogude digimise käigus võrreldi vanu kaarte üksteise ja tänapäevase põhikaardiga 23 MÄTAS alal, kandes kõik ojad, mis on tänaseks kadunud või mille sängi kuju on oluliselt muudetud, eraldi kaardikihile.

Eesti põhikaardi vooluveekogude tuvastamisel loeti looduslikeks ojadeks vähem kui 6 m laia sängiga veekogud, mille tüübiks oli märgitud “Jõgi” või “Oja”, või sellised objektid tüübiga “Kraav”, mille puhul oli selgelt tegemist loogelise ehk loodusliku tekkega sängiga. Ülejäänud vooluveekogusid käsitleti kraavidena. Põhikaardi ja digitud ojade seisundi hindamiseks kasutati sängi kuju ning jagati ojad lõikudeks vastavalt järgmistele kriteeriumitele: looduslik – säng oli loogeline ning ei olnud “läbi lõigatud” ristuvate kraavidega; õgvendatud – säng oli sirgemaks kaevatud, kuid asus tõenäoliselt endises asukohas; kraav – sängi asemele oli rajatud kraav, mis ei asunud sängi looduslikus asukohas, sealjuures looduslik säng oli tõenäoliselt hävinud või kuiv; vana säng – oja oli juhitud kraavi, kuid säng oli endiselt kaardile märgitud ning tõenäoliselt kraaviga ühenduses; hävinud säng – vana säng, mis ei ole enam teiste vooluveekogudega ühenduses. Vooluveekogude digimisel kasutati tarkvara QGIS versiooni 3.28.1-Firenze (QGIS Development Team, 2023).

### 2.3. Välitööd

Välitööd veeselgrootute kogumiseks toimusid 2022. aasta mais ja juunis 9 järjestikuse päeva jooksul. Proovide kogumiseks valiti välja 10 MÄTAS projekti ala Selgise, Lääniste, Karula ja Leevi klastrist (joonis 1), millest viis olid intensiivselt kuivendatud (edaspidi kuivad alad) ning viis vähe või üldse mitte kuivendatud referentsalad (edaspidi märjad alad). Kõikide alade kohta olid eelnevalt olemas maastikku kirjeldavad tunnused (tabel 1). Eelnevatel välitöödel kogutud info põhjal märgiti igal alal võimalusel ära vähemalt 5 kraavi ja 5 *hotspot*'i ehk potentsiaalselt elustikurikast väikeveekogu, kust võiks proove koguda. Selleks, et vähendada kraavidevahelisi erinevusi pH tasemes, valiti proovide kogumiseks ainult mineraalmuldadel asuvad kraavid. Kraavide proovipunktid asusid üksteisest vähemalt 121 m kaugusel. *Hotspot*'ide valikul lähtuti sellest, et igal alal oleksid kaasatud erinevad veekogutüübid, järgides eelistusjärjekorda, kus eespool olid arvatavasti elustikurikkamad veekogud:

- 1) Looduslikus sängis vooluveekogu (kruusane põhi, kiire vool)
  - a) looduslikus sängis vooluveekogu (muu põhi)
  - b) õgvendatud vooluveekogu (kruusane põhi)
  - c) õgvendatud vooluveekogu (muu põhi)
  - d) ajaloolise oja asemel olev kraav
  - e) peakraav (6-8 m) mineraalmullal

2) Looduslik (või inimtekkeline) taimeistikurikas seisuveekogu, eelistatult mitte inimasustuse juures

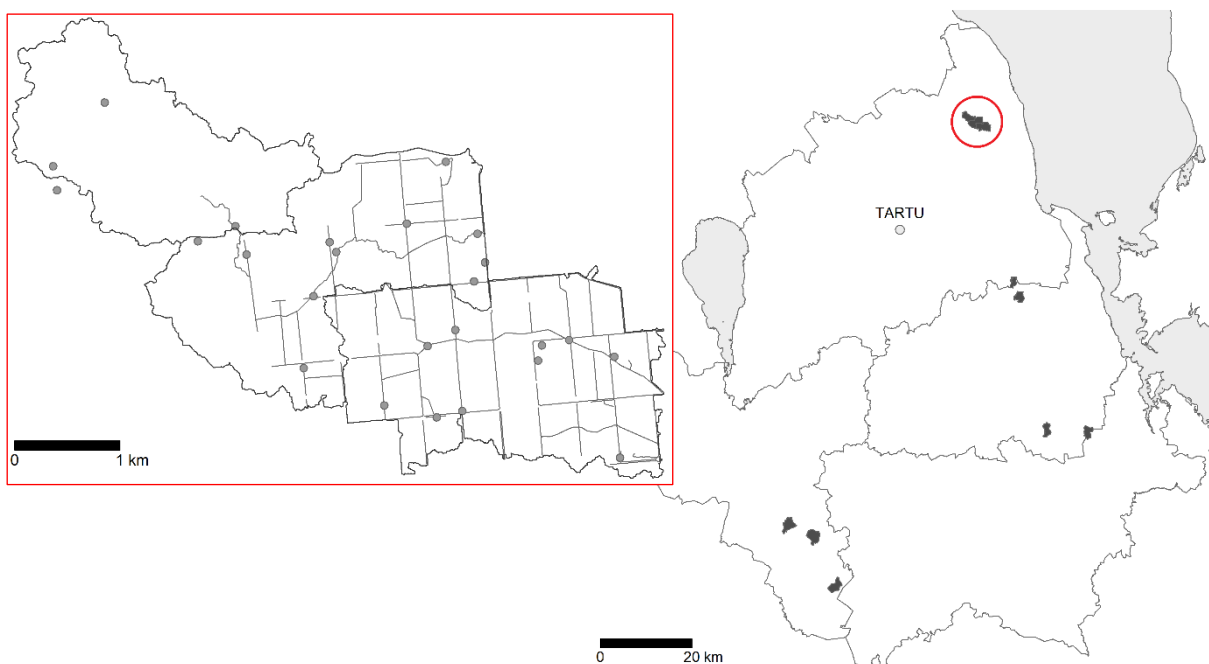
a) kopraatiigid/üleujutusosalad

b) tuletõrjetiigid ja muud metsatiigid

c) looduslikud lombid (sügavus u 20 cm; suurus > 5 m<sup>2</sup>; veetaimestik olemas)

d) muud tiigid (nt taluhoovides)

e) (äärmisel vajadusel) lai (< 1,1 m) ja seisva veega kraav, kus on rohkelt veetaimestikku



Joonis 1. Välitööde uurimisalade paiknemine Eestis (paremal), punase ringiga on tähistatud Selgise klasteri kolm uurimisala, mis on näitlikustamiseks detailselt välja toodud üleval vasakul. Punktid tähistavad proovivõtukohti.

Selgrootuproove koguti 93 veekogust: 43 kraavist ja 50 *hotspot*’ist (tabel 2). Ühel märkealal leiti plaanitud viiest kraavipunktist vaid 3 sobivat – ülejäänud olid kuivad – ning ühel märkealal puudusid kraavid täielikult. Proovid koguti spetsiaalse väikesesilmalise (silma suurus 0,5 mm) kahvaga. Vooluveekogude proovid koguti kolmes paarimeetrise vahega punktis jalaprooviga (standardmeetod), mis voolu puudumisel või mudase põhja korral asendati kolme kahvatõmbega. Seisuveekogudes tehti kolmes erinevas kohas kolm kahvatõmmet. Suuremad ja kohapeal kiirelt määratavad selgrootud märgiti üles ja vabastati veekogusse. Lisaks kirjeldati igas proovipunktis veekogu parameetreid ja põhja tüüpi, vee

füüsikalisi ja keemilisi omadusi, vee- ja kaldataimestikku, kaldatüüpi ja kõrvalmõjusid veekogule.

Tabel 1. Maastikutunnuste keskmised ( $\pm$ standardhälve) vähe ja intensiivselt kuivendatud välitööalade võrdluses. Metsamajandamise intensiivsus on arvatud kui  $<30$  a metsa ja  $>60$  a metsa pindalade suhe

Maastikutunnused	Märg (n = 5)	Kuiv (n = 5)
Kraavidest mõjutatud ala (%)	10,3 ( $\pm 7,3$ )	52,9 ( $\pm 20,8$ )
Turvasmullad (%)	36,8 ( $\pm 11,2$ )	39,3 ( $\pm 20,0$ )
Metsamaa (%)	80,5 ( $\pm 13,1$ )	89,7 ( $\pm 11,2$ )
Metsamajandamise intensiivsus	0,5 ( $\pm 0,4$ )	1,5 ( $\pm 1,1$ )

Tabel 2. Proovivõtupunktide jaotus veekogutüüpide vahel kuivadel ja märgadel aladel.

\* – kuivadel aladel võeti kaks lisaproovi kraavidest, mis kvalifitseerusid *hotspot*'idena

	Kraavid	Sügavad seisuveekogud	Lombid	Ojad	Kokku
<b>Kuiv</b>	25+2*	15	3	5	50
<b>Märg</b>	18	8	10	7	43

Kogutud proov säilitati etanoolis ning sorteeriti ja määrati laboris. Kõik ehmesiivalised, ühepäevikulised, kevikulised ja kiililised määrati kõrgeima võimaliku tasemeni, enamasti liigini. Kiililiste hulka kuuluvat sadulliidrikku (*Coenagrion puella*) ja sarvikliidrikku (*Coenagrion pulchellum*) loendati ühise liigina, sest liigid on omavahel väga sarnase välimuse ja ökoloogiaga, sh Eestis laialt levinud, ning suurel osal isenditest olid määramise ajaks lõpuslehed – peamised eristustunnused – kaduma läinud. Ehmesiivalise *Anabolia furcata/laevis* määrang jäi täpsema kättesaadava määra puudumisel kahe liigi vahele. Ehmesiivaliste perekonnad *Agraylea*, *Hydropsyche* ja *Agrypnia/Phryganea* kaasati liigianalüüsidesse, kui nende esinemine ei kattunud sama perekonna liigini määratud isendite esinemisega.

#### 2.4. Andmeanalüüs

Sõltuvad tunnused olid veekogude EPTO rühma (ühepäevikulised, kevikulised, ehmesiivalised ja kiililised) liigirikkus ja arvukus ning EPT rühma (ühepäevikulised, kevikulised, ehmesiivalised) liigirikkus. Peamine eesmärk oli hinnata kolme järgneva kategoorilise muutuja mõju eeltoodud tunnustele: ala kuivendusaste (märg/kuiv), üldise veekogutüübi ja kuivendusastme koosmõju (kraav/*hotspot* märjal/kuival alal) ja täpsem veekogutüüp (lomp / sügav seisuveekogu / oja / kraav). Pidevate muutujatena kaasati

veekogutunnused ja maastikutunnused. Liigirikused ja arvukus ei olnud normaaljaotusega, seega tehti suurem osa analüüsides mitteparameetriliste meetoditega.

Kuivade ja märgade alade koguliigirikkuse võrdlemiseks koostati liikide akumulatsiooniskõverad. Erinevate veekogutüüpide koguliigirikkuse võrdlemiseks koostati akumulatsiooniskõverad ka veekogutüübi ja kuivendusastme koosmõju (kraav/*hotspot* märjal/kuival alal) ning täpsema veekogutüübi (lomp / sügav seisuveekogu / oja / kraav) põhjal. Alade liigirikuste varieeruvuse põhjuste leidmiseks tehti mitteparameetiline Spearmani korrelatsioonanalüüs pidevate maastikutunnustega.

Tabel 3. Analüüsidesse kaasatud veekogutunnuste keskmised ( $\pm$ standardhälve) veekogutüübi kaupa. hs – *hotspot*; kr – kraav; märg – vähe kuivendatud ala; kuiv – intensiivselt kuivendatud ala

Veekogude tunnused	hs_märg (n = 25)	hs_kuiv (n = 25)	kr_märg (n = 18)	kr_kuiv (n = 25)
Vee pH	7,56 ( $\pm$ 1,09)	7,50 ( $\pm$ 0,61)	7,52 ( $\pm$ 0,82)	7,47 ( $\pm$ 0,83)
Vee elektrijuhtivus	0,16 ( $\pm$ 0,20)	0,11 ( $\pm$ 0,09)	0,14 ( $\pm$ 0,17)	0,13 ( $\pm$ 0,09)
Veetemperatuur (°C)	15,8 ( $\pm$ 2,9)	15,8 ( $\pm$ 2,9)	15,0 ( $\pm$ 1,7)	14,7 ( $\pm$ 3,3)
Voolukiirus (m/s)	0,03 ( $\pm$ 0,06)	0,04 ( $\pm$ 0,11)	0,02 ( $\pm$ 0,05)	0,00 ( $\pm$ 0,01)
Veekogu keskmine sügavus (cm)	30,0 ( $\pm$ 37,3)	55,7 ( $\pm$ 48,0)	14,8 ( $\pm$ 13,4)	10,7 ( $\pm$ 8,9)
Veekogu varjutatus (%)	31,7 ( $\pm$ 30,2)	29,3 ( $\pm$ 28,2)	46,7 ( $\pm$ 30,1)	38,1 ( $\pm$ 26,5)
Settekihi paksus (cm)	24,2 ( $\pm$ 9,6)	11,0 ( $\pm$ 28,2)	19,2 ( $\pm$ 8,4)	7,3 ( $\pm$ 15,7)
Orgaaniline põhjasete (%)	79,6 ( $\pm$ 37,9)	25,4 ( $\pm$ 40,0)	69,2 ( $\pm$ 35,4)	39,0 ( $\pm$ 44,4)
Kaldataimed (%)	30,8 ( $\pm$ 24,0)	25,6 ( $\pm$ 25,6)	14,9 ( $\pm$ 13,4)	40,6 ( $\pm$ 23,0)
Kõrrelised ja tarnad veekogu põhjas (%)	32,7 ( $\pm$ 27,4)	29,8 ( $\pm$ 25,7)	19,8 ( $\pm$ 23,7)	22,2 ( $\pm$ 21,6)
Lehevaris veekogu põhjas (%)	13,7 ( $\pm$ 17,2)	13,2 ( $\pm$ 17,5)	14,7 ( $\pm$ 16,5)	10,5 ( $\pm$ 14,3)

Veekogude keskmist liigirikkust ja arvukust mõjutavate tunnuste leidmiseks koostati üldistatud lineaarsed segamudelid (*generalized linear mixed models*, GLMM). Mudelite ehitamine koosnes järgnevatest etappidest:

1. olemasolevast andmehulgast sõeluti välja sõltumatud tunnused, mille andmerekast vähem kui pooled olid tühjad väärtused;
2. iga sõltuva muutuja kohta koostati ühetunnuselised mudelid pidevate ja kategooriliste tunnustega;

3. pidevatele ligikaudu oluliseks tulnud tunnustele ( $p < 0,2$ ; tabel 3) tehti korrelatsioonanalüüs ( $r^2 > 0,45$ ;  $p < 0,05$ );
4. iga sõltuva muutuja kohta koostati mitu mitmefaktorilist mudelit, mis sisaldasid punktis 2 leitud tõenäoliselt olulisi tunnuseid, sealjuures punktis 3 leitud korreleeruvaid tunnuseid ükshaaval. Ala kood kaasati igasse mudelisse juhusliku tunnusega;
5. punktis 4 koostatud mudelitest eemaldati tunnused, mille p-väärtus oli üle 0,05;

Lõppmudel iga sõltuva muutuja kohta valiti madalaima AIC-väärtuse põhjal. Parimate mudelite puhul kontrolliti lisaks, kas ja kuidas mõjutab kuivendusastme tunnuse lisamine või eemaldamine teiste muutujate mõju tugevust ja olulisust. Kuivenduse mõju suund leiti marginaalkeskmete hinnangu (EMM: *Estimated Marginal Means*) *post-hoc* testiga, kasutades R-i paketti *emmeans* (Lenth, 2023).

Mudelite koostamisel oli üks andmepunkt (oja kuival alal), mis erines kõigist teistest oluliselt oma suure liikide arvu (20) poolest. Selle punkti ajutisel eemaldamisel andmehulgast oli võimalik kõikide mudelite jäägid normaaljaotusele lähedasteks saada. Seetõttu koostati mudelid nii kõnealuse ojapunktiga kui ilma selleta ja võrreldi neid omavahel. Kõigi kolme sõltuva tunnuse puhul olid parimad mudelid samad nii ojapunktiga kui ilma selleta, mis tähendab, et andmepunkt ei mõjutanud mudelite tulemusi palju. Esitatud tulemused põhinevad siiski korrektse jääkide jaotusega mudelitel, mis koostati ilma ebaharilikult liigirikka ojapunktita.

Koosluste võrdlemiseks kasutati mittemeetrilise mitmemõõtmelise skaleerimise (NMDS: *Non-Metric Multidimensional Scaling*) analüüsi. Andmestikust eemaldati liigid, mida esines vähem kui kolmes veekogus, ja veekogud, milles ei esinenud ühtegi EPTO rühma liiki; arvukused logaritmiti. Analüüs viidi läbi R-is *vegan* paketi *metaMDS* funktsiooniga, kasutades Bray-Curtis erinevusmõõdikut. Ordinatsiooniskeemil kuvati veekogutunnused, mis kirjeldasid veekogude paiknemist skeemil hästi ( $r^2 > 0,2$ ;  $p < 0,05$ ) ja mille seosed ordinatsioonitelgedega olid suhteliselt lineaarsed (kontroll funktsiooniga *ordisurf*). Koosluste eristumist kolme jaotuse alusel – ala kuivendusaste (kuiv/märg), üldiste veekogutüüpide ja kuivenduse koosmõju (kuiv/märg + kraav/hs) ning täpsemad veekogutüübid (lomp / sügav seisuveekogu / oja / kraav) – kontrolliti mitmese reaktsiooni permutatsioonanalüüsiga (MRPP: *Multi-Response Permutation Procedure*). Eeltoodud veekogude jaotustele otsiti indikaatorliike, kasutades indikaatorliikide analüüsi R-i paketi *indicspecies* (Caceres & Legendre, 2009) ja sama andmestikku, mida NMDS analüüsi puhul.

Andmeanalüüsiks kasutati programmi R versiooni 4.2.2 (R Core Team, 2022) RStudio versiooni 2022.12.0.353 (Posit team, 2022) kaudu, sealhulgas pakette *vegan* (Oksanen et al., 2022), *FSA* (Ogle et al., 2023), *MuMIn* (Bartoń, 2023), *emmeans* (Lenth, 2023), *lme4* (Bates et al., 2015), *corrplot* (Wei & Simko, 2021), *AICcmodavg* (Mazerolle, 2023) ja *indicspecies* (Caceres & Legendre, 2009).

## **2.5. Töö autori roll**

Autori panus magistritöösse oli proovide kogumine välitöödel, nende sorteerimine ja määramine laboris, vooluveekogude digimine tänapäevastelt ja vanadelt kaartidelt, andmeanalüüs ning töö kirjutamine. Juhendajad Maarja Vaikre ja Raido Kont kujundasid katseplaani, osalesid välitöödel ja nõustasid autorit hiljem andmeanalüüsi ja töö kirjutamise juures. M. Vaikre aitas lisaks laboris veeselgrootute eraldamisega proovist ja nõustas liikide määramisel. R. Kont nõustas digimisprotsessi juures, liitis digitud ojade ja põhikaardi andmed ning koostas uurimisalade kaardi põhiskripti. MÄTAS projekti valgalad oli varem välja valinud Marko Kohv ja maastikutunnuste abil kirjeldanud R. Kont.

### 3. Tulemused

#### 3.1. Kuivendamise mõju maastiku vooluveekogude ja tiikide arvule

Väikeste vooluveekogude kogupikkus uurimisaladel oli 629,9 km, millest 93,5% moodustasid kraavid, 4,9% õgvendatud ja kraavidega asendatud ojad ning 1,6% loodusliku ilmega ojalõigud (tabel 4). Kokku tuvastati 13 valgalal 23 oja, mille kogupikkus oli 40,88 km (lühim 66 m, pikim 8461 m); 10 valgalal tänapäevased ojad puudusid. Reljeefkaardilt digiti kokku 5,48 km seni kaardistamata looduslikke vooluveekogusid, millest 463 m olid looduslikud ojalõigud, ülejäänud osutusid suure tõenäosusega koprakanaliteks, mida ojade hulka ei arvestatud. Kõigist tänapäevastest looduslikest vooluveekogudest olid 25,2% looduslikus seisundis ehk loogelise sängiga, 9,6% olid õgvendatud ja 65,2% ojadest oli suunatud kraavi, mis ei kattunud vana sängiga.

Tabel 4. Tänapäevaste ja hävinud vooluveekogude pikkused kuivade ja märgade alade võrdluses

	Looduslikus seisundis ojad (km)	Õgvendatud ojad (km)	Kraavi juhitud ojad (km)	Hävinud ojad (km)	Kraavid (km)	Vooluveekogud kokku (km)
Kuiv	3,1	1,2	20,7	3,5	504,3	529,3
Märg	7,2	2,7	6,0	1,6	84,7	100,6
Kokku	10,3	3,9	26,7	5,1	589,0	629,9

Intensiivselt kuivendatud aladel oli enamik ojadest kraavidesse juhitud (82,8%), vähe kuivendatud aladel aga loodusliku ilmega (45,6%) (tabel 4). Looduslikus seisundis ojade osakaalu hinnati vaid neil aladel, kus vähemalt ajalooliselt on ojad olemas olnud ( $n = 14$ ). Selgus, et looduslike ojade osakaal kõigi vooluveekogude hulgas (sh kraavid) sõltus neil aladel kuivendamise intensiivsusest (Kruskal-Wallis:  $H = 3,91$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,048$ ), kuid looduslikus seisundis ojade osakaal kõigist ojadest ei sõltunud ala kuivendamise intensiivsusest (Kruskal-Wallis:  $H = 0,79$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,37$ ).

Kraavide kogupikkus uuringualadel oli 589 km, millest 86% asus intensiivselt kuivendatud aladel (tabel 4). Nende hulgas oli 19,6 km reljeefkaardilt digitud kaardistamata kraavisänge, millest 55,6% asusid intensiivselt kuivendatud aladel. 23 uurimisalast vaid ühel puudusid kraavid täielikult. Ülejäänud aladel moodustasid kraavid enamiku vooluveekogude kogupikkusest (61,3% kuni 100%), sh ühel vähe kuivendatud alal olid kraavid ainsad vooluveekogud. Oluline on märkida, et leiud tehti vaid kaardianalüüsi põhjal ja looduses vee

olemasolu kraavisängides ei kontrollitud. Välitööde vaatluste põhjal võib aga eeldada, et suur osa kraavidest on vähemalt mingi osa aastast väga madala veetasemega või täiesti kuivad.

Erinevus kuivade ja märgade alade vahel väljendus ka inimtekkeliste tiikide arvus. Eesti põhikaardi (2022) alusel oli intensiivselt kuivendatud aladel märkimisväärselt rohkem tiike, võrreldes vähe kuivendatud aladega, vastavalt 53 ja 14 tiiki. Keskmine tiikide arv ala kohta oli intensiivselt kuivendatud aladel 4,1 ( $\pm$  3,2) ja vähe kuivendatud aladel 1,4 ( $\pm$  1,1).

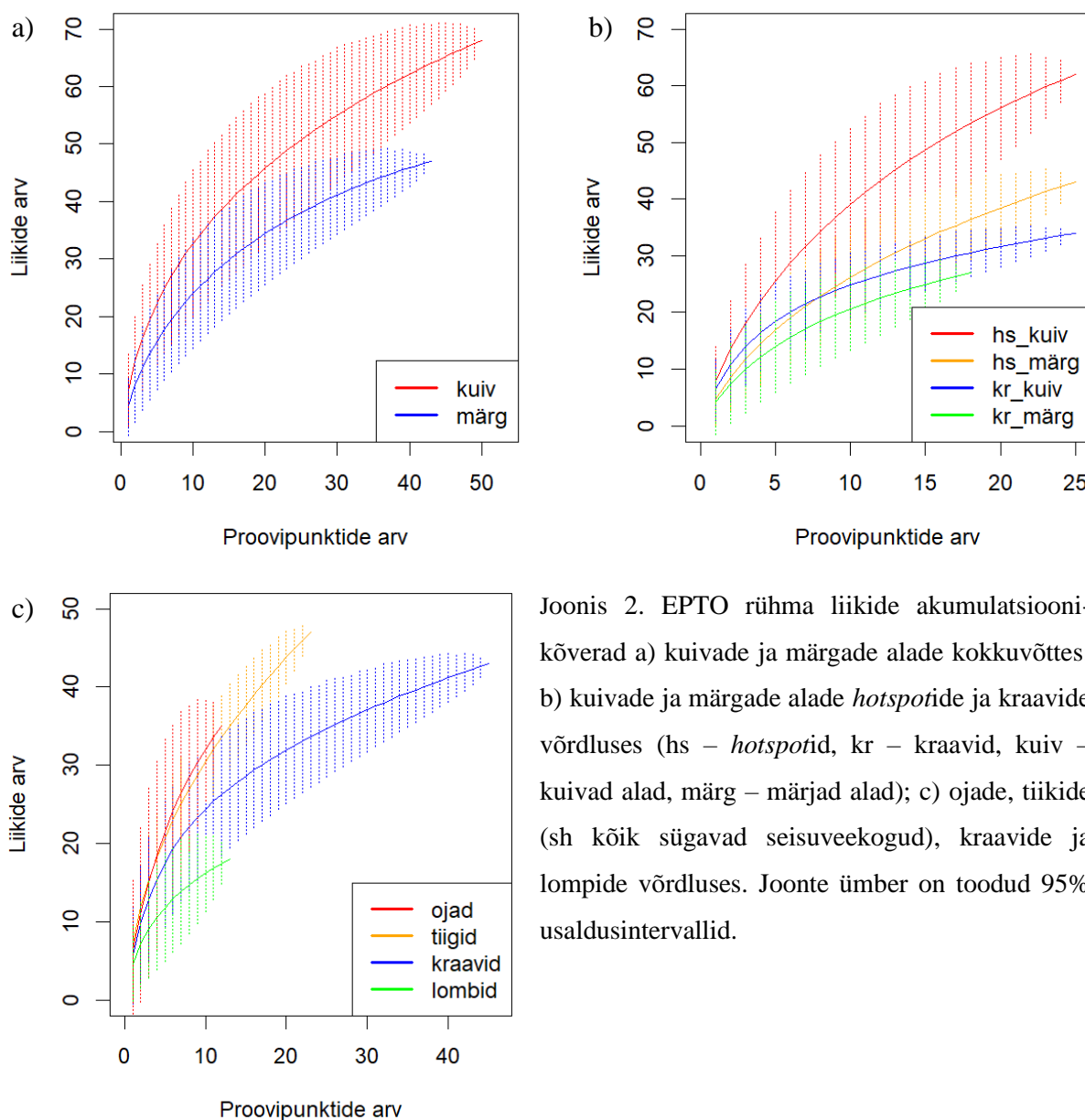
### 3.2. Elustiku üldkirjeldus

Kokku määrati proovidest 15 666 ühepäevikuliste, kevikuliste, ehmeistiivaliste ja kiililiste (EPTO) isendit 75 liigist (lisa 1), lisaks jäi 103 isendi puhul määrang taksonoomilise perekonna tasemele ja 28 isendi puhul perekonnast kõrgemale tasemele. 3 leitud kiililiiki – rohe-tondihobu (*Aeshna viridis*), valgelaup-rabakiil (*Leucorrhinia albifrons*) ja suur rabakiil (*Leucorrhinia pectoralis*) – kuuluvad Eestis III kaitsekategooriasse (*III kaitsekategooria...*, 2014). Kõige liigirikkamad olid ehmeistiivalised (37 liiki), järgnesid kiililised (20 liiki), ühepäevikulised (13 liiki) ja kevikulised (5 liiki) (lisa 1). Arvukaimad olid kevikulised (7831 isendit), järgnesid ühepäevikulised (4467), ehmeistiivalised (2503) ja kiililised (995). Kõige arvukamad liigid olid harilik kevik (*Nemoura cinerea*, 7787 isendit) ja tiigipäevik (*Cloeon dipterum*, 3202), ülejäänud liikidel oli isendite arv alla 620.

Igalt uurimisalalt leiti 12 kuni 46 EPTO liiki (keskmine = 26). Kuivendatud alalt leiti kõige rohkem 46 liiki (M12), kuivendamata alalt kõige rohkem 40 liiki (M7). Kuivendatud aladelt leiti kokkuvõttes rohkem liike (67) kui märgadelt aladelt (47) (joonis 2a). Liigirikkamad olid üldises jaotuses ka kuivendatud alade *hotspotid* (joonis 2b) ning veekogutüüpide põhjal sügavad seisuveekogud (joonis 2c). Kuus liiki – harilik kevik; kiililine sadul-/sarvikliidrik (*Coenagrion puella/pulchellum*); ehmeistiivalised lombipurukas (*Trichostegia minor*), kolmkant-oksavana (*Anabolia brevipennis*), tünn-järvevana (*Limnephilus stigma*) ja *Limnephilus ignavus* – leiti igalt alalt. Suur osa liikidest (29) esines ainult ühel alal.

*Hotspot*'idest (hs) leiti kokku 70 liiki, mida oli peaaegu kaks korda rohkem kui kraavidest (38). *Hotspot*'ides esines 38 unikaalset liiki, sealhulgas 7 liiki ühepäevikuid, 12 liiki kiile, 2 liiki kevikuid ja 17 liiki ehmeistiivalisi (lisa 1). Neist arvukamad olid harilik ojaapäevik (*Baetis rhodani*), harilik mudapäevik (*Caenis horaria*), suve-salekevik (*Leuctra digitata*) ja harilik lõpusehmeslane (*Rhyacophila fasciata*). 6 liiki leiti aga ainult kraavidest: ühepäevik *Caenis luctuosa*; kiilid tanuliidrik (*Coenagrion armatum*) ja lapik-vesikiil (*Libellula*

depressa); ehmeestiivad *Anabolia furcata/laevis*, *Lype reducta* ja harilik jõevana (*Potamophylax latipennis*). 32 liiki esinesid nii kraavides kui elustiku *hotspot*'ides.



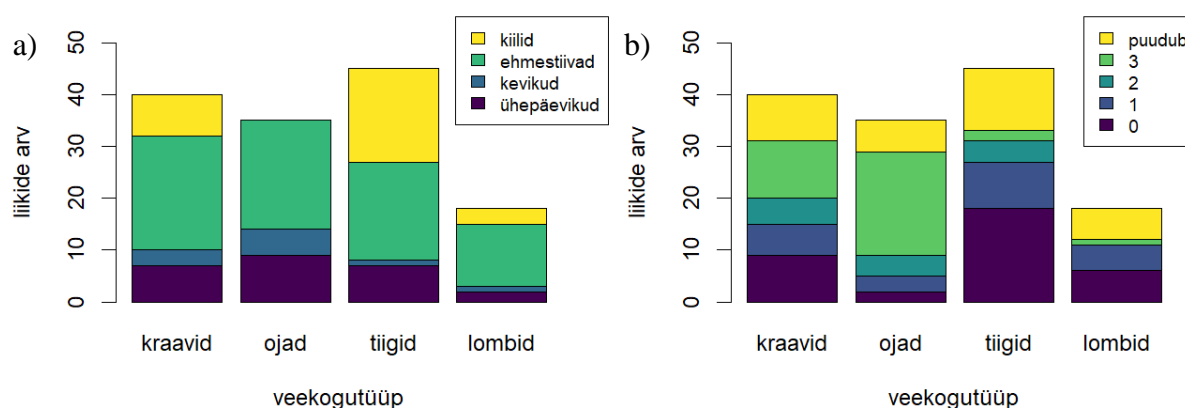
Joonis 2. EPTO rühma liikide akumulatsioonikõverad a) kuivade ja märgade alade kokkuvõttes; b) kuivade ja märgade alade *hotspot*ide ja kraavide võrdluses (hs – *hotspot*id, kr – kraavid, kuiv – kuivad alad, märg – märjad alad); c) ojade, tiikide (sh kõik sügavad seisuveekogud), kraavide ja lompide võrdluses. Joonte ümber on toodud 95% usaldusintervallid.

Nii sügavates seisuveekogudes (tiigid, tuletõrjetiigid, kopraatiigid ja kraavilaiendid), lompides, ojades kui kraavides panustasid liigirikkusesse enim ehmeestiivalised, vähem ühepäevikulised ja kevikulised (joonis 3a; tabel 5). Kõige varieeravam oli kiililiste osakaal veekogudes. Enim kiililisi (18 liiki) leiti sügavatest seisuveekogudest, samas kui kraavides ja lompides oli neid vastavalt 8 ja 3 liiki (tabel 5). Ojades kiililised puudusid. Leitud III kaitsekategooria kiililised esinesid tiikides, kopraatiikides, tuletõrjetiikides nii kuivadel kui märgadel aladel.

Tabel 5. EPTO rühma liikide arv alade ja veekogutüüpide võrdluses

	<i>Ephemeroptera</i>	<i>Plecoptera</i>	<i>Trichoptera</i>	<i>Odonata</i>	Kokku
<b>Kuiv</b>	<b>12</b>	<b>3</b>	<b>36</b>	<b>16</b>	<b>67</b>
kraav	6	2	19	7	34
hotspot	11	3	33	14	61
<b>Märg</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>22</b>	<b>14</b>	<b>47</b>
kraav	3	2	16	6	27
hotspot	7	4	20	12	43
Oja	9	5	21	0	35
Sügav seisuveekogu	7	1	19	18	45
Lomp	2	1	12	3	18
Kraav	7	3	22	8	40
<b>Kokku</b>	<b>13</b>	<b>5</b>	<b>37</b>	<b>20</b>	<b>75</b>
Osakaal Eesti liikidest*	32%	24%	20%	34%	24%

\* Timm, 2015 järgi



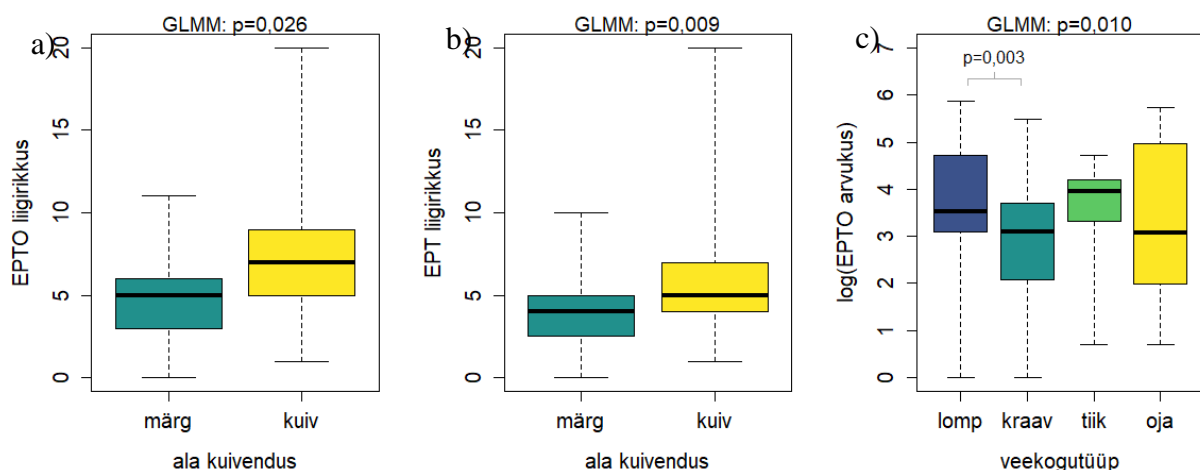
Joonis 3. a) Kraavide, sügavate seisuveekogude (erinevat tüüpi tiigid, kraavilaiendid), lompide ja ojade liigirikkus EPTO rühmades. b) Liikide jaotus veekogutüüpides FBS4 (*Flow-Bottom Score 4*; Timm et al., 2011) hinnangu järgi. 0 – seisuvesi ja mudane põhi; 1 – seisuvesi ja liivapõhi; 2 – seisuvesi ja kiviapõhi / aeglane vool ja liivapõhi; 3 – kiire vool ja kiviapõhi.

### 3.3. Liigirikkuse ja arvukuse seos maastiku kuivenduse ja veekogu omadustega

Oluline erinevus kuivade ja märgade alade vahel ilmnes nii EPTO liigirikkuse parimas mudelis ( $F_{1,8} = 7,5$ ;  $p = 0,027$ ) kui EPT liigirikkuse parimas mudelis ( $F_{1,6} = 14,4$ ;  $p = 0,009$ ) (tabel 3; joonised 4a ja 4b). *Post-hoc* testi põhjal oli mõlemal juhul suurem keskmine liigirikkus intensiivselt kuivendatud aladel (tabel 3). EPTO liigirikkuse mudelis oli olulise

positiivse mõjuga ka vee pH ( $F_{1,80} = 19,8$ ;  $p < 0,001$ ), mis ei kaotanud oma olulisust ja seletusvõimet isegi kuivenduse mõju eemaldamisel. EPT keskmist liigirikkust määras suurem hulk tunnuseid: positiivse mõjuga olid pH ( $F_{1,33} = 14,0$ ;  $p < 0,001$ ) ja veekogu varjutatus ( $F_{1,78} = 13,5$ ;  $p < 0,001$ ), negatiivse mõjuga turvasmuldade osakaal alal ( $F_{1,6} = 18,2$ ;  $p = 0,006$ ). Kuivendamise mõju eemaldamisel kaotas turvasmuldade osakaal suure osa oma seletusvõimest, kuid jäi siiski napilt oluliseks tunnuseks ( $F_{1,8} = 5,7$ ;  $p = 0,045$ ). Kuivendamine ilma turvasmuldade kaasamiseta samas mudelis oluliseks ei tulnud ( $F_{1,8} = 3,5$ ;  $p = 0,1$ ).

Keskmi EPTO rühma logaritmitud arvukust mõjutas positiivselt pH ( $F_{1,89} = 42,6$ ;  $p < 0,001$ ), negatiivselt veetemperatuur ( $F_{1,90} = 10,4$ ;  $p = 0,002$ ) (tabel 3; joonis 4c). Kuivenduse mõju ei tulnud parimasse mudelisse lisamisel oluliseks ( $F_{1,7} = 4,2$ ;  $p > 0,05$ ). Kui andmestikust eemaldati kaks dominantset liiki – harilik kevik (*Nemoura cinerea*) ja tiigipäevik (*Cloeon dipterum*), kes moodustasid 70,1% kogu arvukusest – kadus temperatuuri seletav mõju. Parimas mudelis olid sellisel juhul positiivse mõjuga pH ( $F_{1,84} = 14,7$ ;  $p < 0,001$ ) ja veekogutüüp ( $F_{3,84} = 4,0$ ;  $p = 0,010$ ). Kuivendus ei tulnud mudelisse lisades oluliseks ( $F_{1,6} = 4,5$ ;  $p = 0,075$ ), samuti ei mõjutanud teiste tunnuste seletusvõimet ega olulisust. *Post-hoc* testi põhjal oli lompides suurem keskmine arvukus kui kraavides (EMM:  $p = 0,003$ ), teiste veekogutüüpide vahel olulisi erinevusi ei ilmnenu.

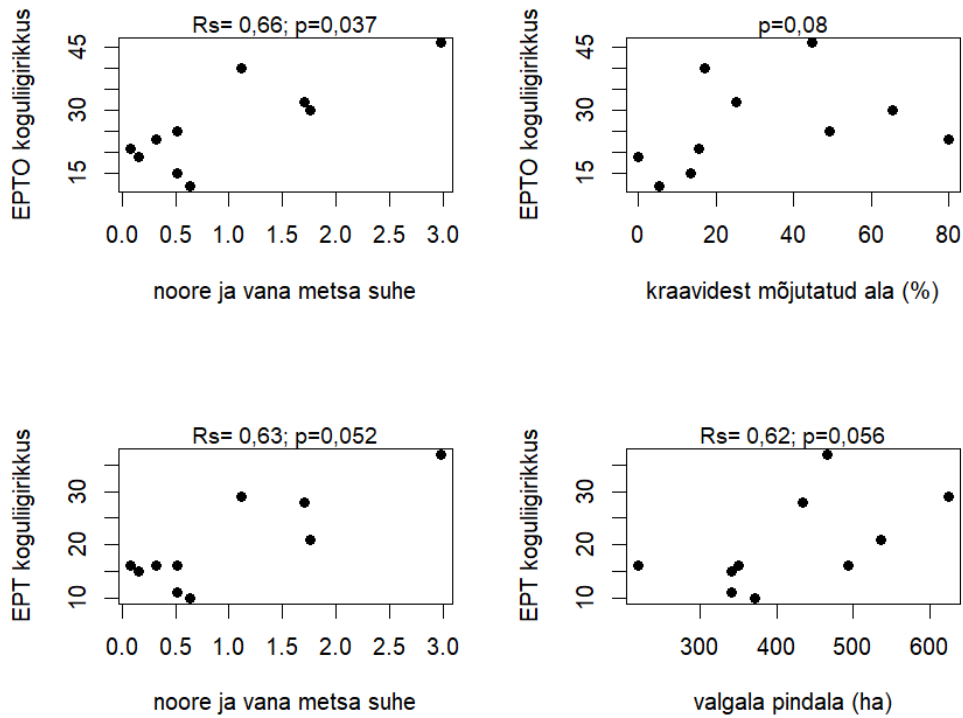


Joonis 4. a) EPTO ja b) EPT rühma liigirikkus märgade ja kuivade alade võrdluses; c) logaritmitud EPTO (ilma dominantideta) arvukus veekogutüüpide võrdluses. Tume joon tähistab mediaani, karbi servad vastavalt 25% ja 75% kvartiili ning veapiirid miinimum- ja maksimumväärtust.

Tabel 3. GLMM parimad mudelid keskmise liigirikkuise ja arvukuse kirjeldamiseks. ddf on arvatatud Satterthwaite'i meetodiga.

Mudel ja faktorid	Koefitsent	Standardviga	ddf	t	p
a) EPTO liigirikkus ( $r^2 = 0,48$ )					
pH	+1,4	0,3	80	4,4	<0,001
intensiivne kuivendus (jah)	+2,4	0,9	8	2,7	0,026
vabaliige	-6,1	2,5	72	-2,5	0,016
b) EPT liigirikkus ( $r^2 = 0,48$ )					
pH	+1,0	0,3	33	3,7	<0,001
veekogu varjutatus (%)	+0,03	0,007	78	3,7	<0,001
turvasmuldade % alal	-0,07	0,02	6	-4,3	0,006
intensiivne kuivendus (jah)	+1,9	0,5	6	3,8	0,009
vabaliige	-1,7	2,1	24	-0,8	0,43
c) log(EPTO arvukus) ( $r^2 = 0,56$ )					
pH	+1,2	0,2	88	6,4	<0,001
veetemperatuur	-0,2	0,06	89	-3,2	0,002
vabaliige	-2,2	1,5	85	-1,4	0,16
d) log(ilma dominantideta arvukus) ( $r^2 = 0,37$ )					
pH	+0,7	0,2	84	3,8	<0,001
veekogutüüp (kraav)	-1,4	0,4	88	-3,4	0,001
veekogutüüp (sügav seisuveekogu)	-1,0	0,5	88	-2,1	0,037
veekogutüüp (oja)	-1,0	0,5	86	-2,0	0,044
vabaliige	-1,0	1,4	76	-0,8	0,45

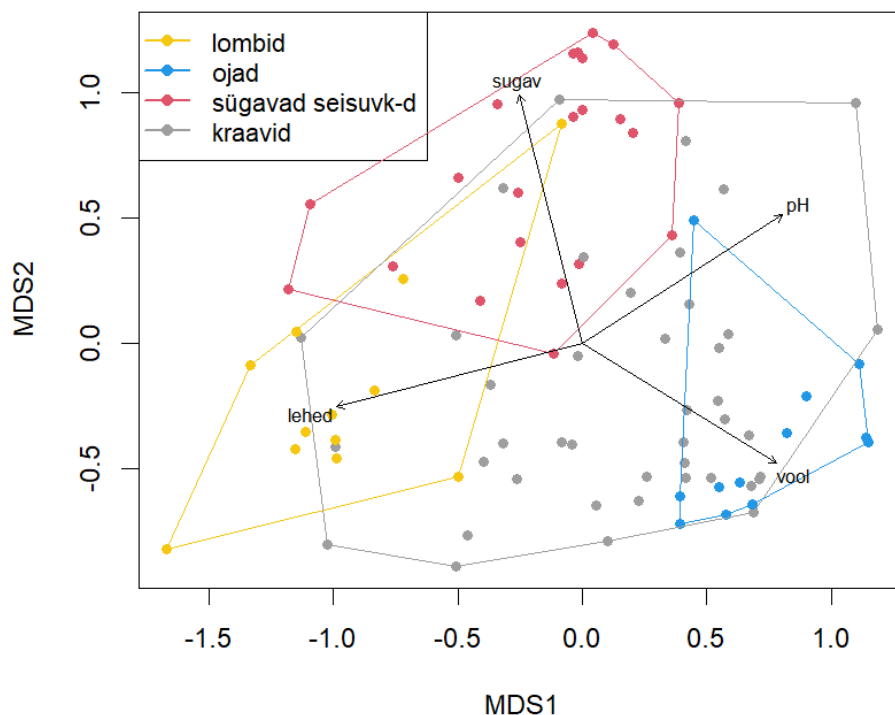
EPTO koguliigirikkus maastikus korreleerus positiivselt ala metsamajandamise intensiivsusega (alla 20-aastase metsa pindala / üle 60-aastase metsa pindala) ( $r_s = 0,66$ ;  $n = 10$ ;  $p = 0,037$ ; joonis 5). Kraavidest mõjutatud ala osakaal ei korreleerunud maastiku EPTO liigirikkuusega oluliselt ( $p = 0,080$ ), seos puudus ka teiste maastikutunnustega. EPT koguliigirikkus korreleerus maastikutunnustest vaid ligikaudu oluliselt metsamajandamise intensiivsusega ( $r_s = 0,63$ ;  $n = 10$ ;  $p = 0,052$ ) ja valgala pindalaga ( $r_s = 0,62$ ;  $n = 10$ ;  $p = 0,056$ ).



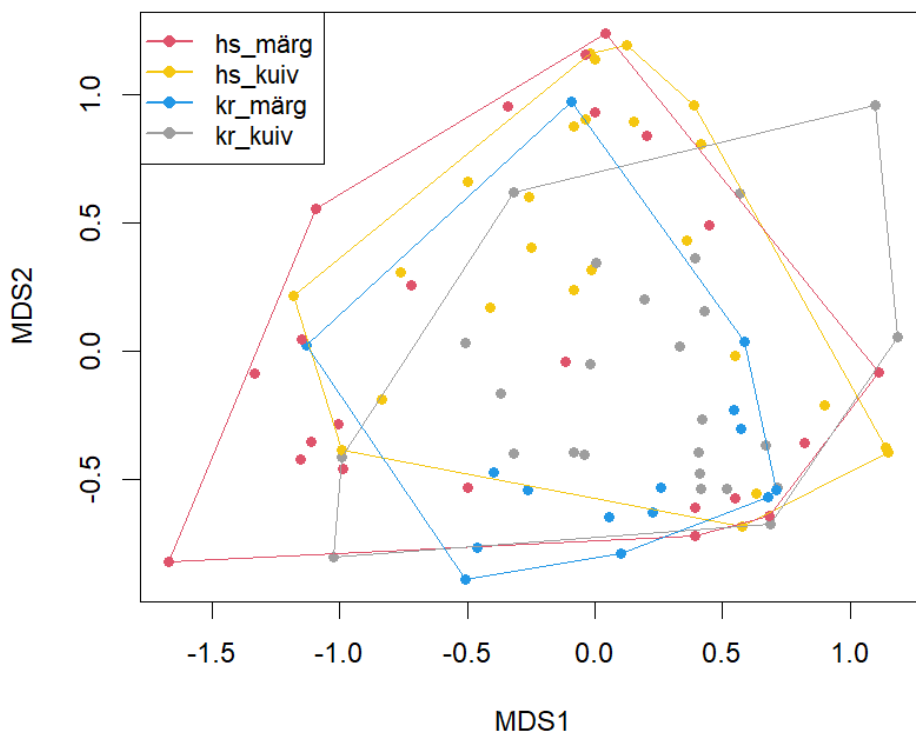
Joonis 5. EPTO ja EPT koguliigirikkuse korrelatsioonid maastikutunnustega.

### 3.4. Väikeveekogude kooslused

Kooslustevaheliste erinevuste seletamisel oli kõige olulisem veekogutüüp (MRPP:  $A = 0,13$ ;  $p = 0,001$ ) (joonis 6), sealjuures eristusid kõik tüübid üksteisest (ojad vs kraavid:  $p = 0,003$ ; kõigil teistel  $p < 0,001$ ). Lombid, ojad ja tiigid erinesid üksteisest rohkem ( $A = 0,13...0,20$ ) kui kraavidest ( $A = 0,02...0,09$ ). Kooslused ei erinenud oluliselt kuivade ja märgade alade vahel (MRPP:  $A = 0,006$ ;  $p = 0,072$ ), kuid eristusid nõrgalt kraavide ja hotspotide vahel ( $A = 0,024$ ;  $p = 0,001$ ) ning kahe eelneva tunnuse koosmõjus ( $A = 0,028$ ;  $p = 0,001$ ), sealjuures eristusid kuivade alade kraavid ja *hotspot*'id ( $p < 0,001$ ) (joonis 7). NMDS ordinatsioonitelgedega korreleerusid vee pH ( $r^2 = 0,25$ ;  $p = 0,001$ ), sügavus ( $r^2 = 0,29$ ;  $p = 0,001$ ), lehevarise katvusprotsent veekogu põhjas ( $r^2 = 0,29$ ;  $p = 0,001$ ) ja voolukiirus ( $r^2 = 0,23$ ;  $p = 0,001$ ) (joonis 6). Ükski maastikutunnus ei korreleerunud telgedega oluliselt (s.t  $r^2 > 0,2$ ;  $p < 0,05$ ).



Joonis 6. Veekogude kooslused NMDS ordinatsioonis veekogutüübi järgi (stress = 0,129). Nooltega on näidatud ordinatsioonitelgedega oluliselt korreleeruvad keskkonnatunnused ( $r > 0,2$ ;  $p < 0,05$ ), kus noole pikkus näitab tunnuse suhtelist olulisust.



Joonis 7. Veekogude kooslused NMDS ordinatsioonis (stress = 0,129) kuivenduse mõju ja üldistatud veekogutüübi järgi: hs\_kuiv – hotspot kuival alal; hs\_märg – hotspot märjal alal; kr\_kuiv – kraav kuival alal; kr\_märg – kraav märjal alal.

### 3.5. Indikaatorliigid

Indikaatorliikide analüüsi põhjal olid 17 liiki mõne veekogutüübiga oluliselt seotud. Lompidega seostusid 3 indikaatorliiki, sügavate seisuveekogudega 6 liiki ja ojadega 8 liiki (tabel 4). Enim indikaatorliike oli ehmeistiivaliste hulgas (9), kuid vaid sügavates seisuveekogudes olid olulised ka kiilid, sh III kaitsekategooria liik suur rabakiil (*Leucorrhinia pectoralis*). Igas lombis ja ojas oli olemas vähemalt üks indikaatorliik, sama kehtis ka ligi 95% sügavates seisuveekogudes. Kraavides ei esinenud ühtegi neile ainuomast indikaatorliiki, samuti ei olnud ükski kevikuline indikaatorliigiks. Intensiivselt kuivendatud maastike veekogudes oli neli indikaatorliiki: kaks ehmeistiivalist ja kaks kiili (tabel 4). Märghadel aladel olulised indikaatorliigid puudusid.

Tabel 4. Olulised ( $p < 0,05$ ) indikaatorliigid ja nende indikatsiooniväärtus (IndVal.g; 0–100) veekogu- ja alatüüpide kaupa. Poolpaksus kirjas on liigid, mille indikaatorväärtus on kõrge (>50).

Veekogutüüp / Ala tüüp	Selts	Liik	Indikaatorväärtus (0-100)	p
<b>Lomp</b>	<i>Trichoptera</i>	<b>lombipurukas (<i>Trichostegia minor</i>)</b>	<b>80</b>	<b>0,001</b>
		<b>kolmkant-oksavana (<i>Anabolia brevipennis</i>)</b>	<b>56</b>	<b>0,021</b>
		torbikvana ( <i>Grammotaulius nigropunctatus</i> )	48	0,01
<b>Sügav seisuveekogu</b>	<i>Odonata</i>	<b>sadul/sarvikliidrik (<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>)</b>	<b>80</b>	<b>0,001</b>
		<b>odaliidrik (<i>Coenagrion hastulatum</i>)</b>	<b>69</b>	<b>0,001</b>
		<b>metsa-tondihobu (<i>Aeshna cyanea</i>)</b>	<b>55</b>	<b>0,016</b>
		<b>suur rabakiil (<i>Leucorrhinia pectoralis</i>)</b>	<b>52</b>	<b>0,001</b>
	<i>Ephemeroptera</i>	<b>tiigipäevik (<i>Cloeon dipterum</i>)</b>	<b>71</b>	<b>0,001</b>
	<i>Trichoptera</i>	järvevana <i>Limnephilus subcentralis</i>	43	0,025
	<b>Oja</b>	<i>Trichoptera</i>	<b>suurpeaehmeslane (<i>Plectrocnemia conspersa</i>)</b>	<b>53</b>
<b>kraavivana (<i>Micropterna sequax</i>)</b>			<b>50</b>	<b>0,005</b>
<b>lõpusvana (<i>Ironoquia dubia</i>)</b>			<b>50</b>	<b>0,008</b>
risuvana ( <i>Chaetopteryx villosa</i> )			44	0,027
oksavana <i>Anabolia concentrica</i>			39	0,028
<i>Ephemeroptera</i>		<b>harilik ojäpäevik (<i>Baetis rhodani</i>)</b>	<b>50</b>	<b>0,006</b>
		järvepäevik ( <i>Centroptilum luteolum</i> )	42	0,049
	harilik tuttpäevik ( <i>Habrophlebia fusca</i> )	40	0,014	
<b>Kuivendatud ala</b>	<i>Trichoptera</i>	<b>voolu-järvevana (<i>Limnephilus rhombicus</i>)</b>	<b>50</b>	<b>0,009</b>
		järvevana <i>Limnephilus bipunctatus</i>	37	0,029
	<i>Odonata</i>	metsa-tondihobu ( <i>Aeshna cyanea</i> )	45	0,035
		harilik vesikiil ( <i>Libellula quadrimaculata</i> )	40	0,035

## 4. Arutelu

### 4.1. Muutused veekogude arvus ja seisundis

Tulemustest selgus, et metsandusliku kuivendamise tagajärjel on kasvanud väikeste vooluveekogude arv maastikus, kuid looduslike ojade morfoloogiline seisund on halvenenud. Intensiivse kuivamisega on maastikesse lisandunud palju kraave, suurendades vooluveekogude kogupikkust ligi kümme korda, kuid lisaks sellele on kraavidesse suunatud või õgvendatud suur hulk looduslikest vooluveekogudest, olles kooskõlas varasemate Eestis tehtud uurimustega (Käiro et al., 2017; Nurmla, 2010; Rosenvald et al., 2014). See tingis, et looduslikus seisundis, s.t looklevad ojad moodustasid kokku vaid 25,2% kõigist uurimisalade ojadest, kuigi olulisi erinevusi intensiivselt ja vähe kuivendatud alade vahel ei ilmnenud. See tulemus näitab tõenäoliselt, et looduslikus süngis ojad on juba ajalooliselt tugevalt muudetud ning seda võidakse teha ka ilma ülejäänud ulatuslike kuivendussüsteemide rajamiseta. Tulemus kattub hästi ka Nurmla (2010) hinnanguga, mille järgi oli enne 1950. aastaid Eestis must-toonekure pesitsuspiirkondades ligi neli korda rohkem looduslikus seisundis väikeseid ojasid (valgala kuni 25 km<sup>2</sup>), võrreldes tänapäevaga, samas kui suurte süvendatud ojade kogupikkus on kasvanud. Ojade ajalooline ulatus ja kadumine kuivenduse tagajärjel on ilmselt siiski mõnevõrra alahinnatud, sest kõik kunagised ojad ei pruugi enam tänapäevaks tuvastatavad olla. Tulemusi saab üldistada tasase pinnamoe ja suurte soomassiividega aladele, kus ajalooliselt pole kunagi palju ojasid olnud, sest teistsugune pinnamood ja muldade omadused (Ågren et al., 2014; Jaeger et al., 2007) muudavad ilmselt näiteks mäestikega seotud ojade hulga suurusjärke.

Kuivendamise ja sellele järgneva metsaraie tagajärjel juhitakse vett suuremahuliselt alalt ära, mis võib põhjustada ka seda, et osa väikestest looduslikest ojadest kuivab täielikult (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015). Uuritud intensiivselt kuivendatud aladel oli ligi kaks korda rohkem hävinud, s.t vooluvetevõrgustikuga ühenduse kaotanud vanu ojasänge, kuid arvud olid mõlemal juhul suhteliselt väikesed, sest suurem osa ojadest on endiselt olemas, kuigi kraavitud või õgvendatud. On tõenäoline, et koos kraavitud, õgvendatud ja vähesete hävinud ojadega on ka väikeste vooluveekogude funktsioonid maastikes, nagu refuugiumiteks ning toitumis- ja kudealadeks olemine (Meyer et al., 2007), kuid ka üldiselt maastiku liigilise ja geneetilise mitmekesisuse säilitamine (Finn et al., 2011), kehvemaks muutunud või kadunud (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015).

Reljeefkaardi põhjal leiti uurimisaladelt 463 meetri ulatuses kaardistamata ojasid, mis moodustasid vaid ligi 1% kõigist ojadest. Sellest võib järeldada, et üldiselt on

vooluveekogud uurimisaladel ja tõenäoliselt ka mujal Eestis hästi kaardistatud. Mägistest piirkondadest Põhja-Ameerikas on kaardianalüüsi ja välitööde põhjal leitud, et ühe jõe valgjal moodustasid ilma süvendatud sängita ajutised ojad 55% kõikidest vooluveekogudest, lisaks puudus kaartidelt 25–50% püsivalt olemasolevatest ojadest (Hansen, 2001). Sarnase metoodikaga on ka Ågren *et al.* (2015) Rootsis näidanud, et ühe jõe 68 km<sup>2</sup> suurusel valgjal oli kaardistamata 58% alalistest ja 76% ajutistest ojadest. Ilmselt ei katnud reljeefkaardianalüüs ka siinse töö puhul kõiki ajutisi, eriti ilma süvendatud sängita ojasid, ja täpsemateks hinnanguteks oleks vaja spetsiaalseid välitöid. Ojade – eriti ajutiste – adekvaatne kaardistamine on keeruline ja töömahukas protsess, mille jaoks parimaid tehnoloogilisi lahendusi veel otsitakse (nt Metes *et al.*, 2022), samas aitaks nende täielik kaardistatus esiteks ojaelupaikade muutusi ja ohustatust paremini hinnata, teiseks neid ka metsamajandamise otseste mõjude eest kaitsta (Ågren *et al.*, 2015).

Uuritud intensiivselt kuivendatud aladel oli rohkem tiike (kuivad alad: 53, märjad alad: 14), nende hulgas nii talutiike, metsandusliku kuivendamisega kaasnevaid tuletõrjetiike (*Maaparandussüsteemi projekteerimismid*, 2020) kui kuivendamise mõju leevendamiseks rajatud spetsiaalseid leevendustiike (Vaikre *et al.*, 2020). Teadaolevalt pole varem tiikide arvu erinevat tüüpi maastikes võrreldud, kuid näiteks Suurbritannia põllumajandusmaastikes on leitud, et 20. sajandi jooksul hoopis kadus seal maakasutusmuutuste, sh kuivendamise tõttu üle poole väikestest seisuveekogudest, kuigi eraldi tehistiikide osakaalu ei vaadatud (Boothby & Hull, 1997). Käesoleva töö uurimisaladel olid ajalooliste kaartide põhjal talukohad ja tiigid sageli juba enne intensiivset kuivendamist olemas ning võib arvata, et elupaigalähedaste maastike kuivendamine on olnudki ajalooliselt prioriteet. Tuletõrje- ja leevendustiikide rajamine käivad samas metsandusliku kuivendamise nõuete ja soovitustega kaasas (*Maaparandussüsteemi projekteerimismid*, 2020; Remm, Lõhmus, & Maran, 2015; Vaikre *et al.*, 2020), mistõttu oli nende suurem arv kuivendatud aladel ootuspärane.

#### **4.2. Kuivendamise mõju veeselgrootute liigirikkusele ja arvukusele**

Käesolev uuring on teadaolevalt esimene, mis käsitles metsandusliku kuivendamise võimalikke mõjusid väikeveekogude elustikule maastiku tasemel. Selgus, et intensiivselt kuivendatud maastikes oli uuritud rühmade keskmine ja koguliigirikkus suurem kui looduslikel aladel ning see tulenes peamiselt sügavate seisuveekogude rohkusest. Sügavates seisuveekogudes, s.t peamiselt erinevat tüüpi tiikides, oli esindatud enam kui pool kõigist leitud liikidest (45 75-st), kusjuures 14 liiki esinesid ainult seal. Ka varem on näidatud, et tiigid erinevad oma selgrootukoosluste poolest oluliselt teistest väikeveekogudest,

panustades suurel määral maastiku koguliigirikkusesse (Davies et al., 2008; Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015; Williams et al., 2003). Näiteks leiti ühes Inglismaa uuringus, kus võrreldi jõgede, ojade, kraavide ja tiikide selgrootukooslusi, et regionaalne mitmekesisus, unikaalsete ning haruldaste liikide esinemine oli kõrgeim just tiikides (Williams et al., 2003). Sügavad seisuveekogud ehk peamiselt tiigid olid kõige olulisemad elupaigad kiililistele, nende hulgas kõigi kolme leitud III kaitsekategooria liigi jaoks. See on kooskõlas mitmete uuringutega, kus on leitud, et tiigid on paljude kiilide, sh ohustatud liikide jaoks tähtsad elupaigad (Hill, Ryves, et al., 2016; Vaikre et al., 2020), eriti kui algsed looduslikud elupaigad, nt üleujutusosalad või väikesed järved, on hävinud (Biggs et al., 2017; Iversen et al., 2016). Uute liikide, sh kiilide ilmumist kuivendatud metsamaastikusse pärast tiikide kaevamist on varem täheldatud ka Hiiumaal euroopa naaritsa toidubaasi täiendamiseks kaevatud kahepaiksetiikide puhul (Remm, Lõhmus, & Maran, 2015).

Võrreldes looduslike lompidega on tiigid enamasti sügavamad ja püsivama veega, mistõttu saavad neid asustada ka liigid, kes ei ole kohastunud veekogu kuivamisega, näiteks pikema vastestaadiumiga kiilid (Collinson et al., 1995; Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015; Vaikre et al., 2020). Sealjuures on tiigid maastiku tasemel varieeruvate keskkonnatingimustega, sõltudes peamiselt lähiümbruse taimestikust, aluspõhjast ja maakasutusest, mis tõenäoliselt aitab kaasa iga tiigi omanäolise koosluse kujunemisele ja suurele beeta-mitmekesisusele (Davies et al., 2008; Williams et al., 2003). Koosluste kujunemisel võib võtmetegur olla ka tiigi kaugus lähimatest sarnastest veekogudest, kust koloniseerivad isendid levida saavad, mis piirab kehva levimisvõimega liikide jõudmist veekogusse (Williams et al., 2003). Kuigi käesolevas töös ei võrreldud eraldi kuivade ja märgade alade tiikide kooslusi, võiks selle hüpoteesi põhjal olla kuivendatud aladel, kus oli tiike tihedamalt, suurem alfa-mitmekesisus. Samas see ei pruugi seletada suuremat gamma-mitmekesisust, mis võib elupaikade liigse ühendatuse ja erinevuste vähenemise korral hoopis kahaneda (Scheffer et al., 2006).

Uuritud veeselgrootute maastikuülene koguliigirikkus sõltus metsamajandamise intensiivsusest, olles suurem aladel, kus noore metsa osakaal oli kõrgem. Ilmselt tuleneb siingi positiivne seos eelkõige suuremast tiikide, sh tuletõrjetiidide arvust intensiivselt kuivendatud ja ühtlasi intensiivse metsamajandusega maastikes. Ojade puhul on varem näidatud vastupidist, kus metsanduslikul kuivendamisel ja lageraietel ning eriti nende koosmõjul on olnud oluline negatiivne mõju nende selgrootukooslustele (Rajakallio et al., 2021). Lageraietel ja nendega kaasnevad muud metsatööd muudavad mulla kergesti erodeeritavaks, põhjaveetase tõuseb ning peened orgaanilised ja mineraalsed setted koos toitainetega jõuavad kraavide kaudu ka ojaesse (Nieminen et al., 2017) ning võivad

põhjustada sealse põhjaelustiku vaesumist (Rajakallio et al., 2021; Vuori et al., 1998). Tõenäoliselt on intensiivne metsamajandamine vähendanud maastiku looduslike vooluveekogude hulka ka pikaajaliselt, seda nii muutunud veerežiimi kui otseselt metsatööde kaudu (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015). Seega võib metsamajandamine kõrvaltegevuste, näiteks leevendustiikide loomise kaudu soosida seisuveekogude elustikku (Vaikre et al., 2020), kuid ojade elustikule on mõju vastupidine (Rajakallio et al., 2021).

Uuritud veeselgrootute keskmine arvukus intensiivselt ja vähe kuivendatud alade veekogude vahel ei erinenud, see kehtis ka kahe dominantse generalistliigi – hariliku keviku (*Nemoura cinerea*) ja tiigipäeviku (*Cloeon dipterum*), kes moodustasid 70% koguarvukusest –, eemaldamisel. Erinevusi keskmistes arvukustes mõjutas pigem vee pH ja konkreetne veekogutüüp (dominantliikide eemaldamisel). Ainsa olulise erinevusena oli sel juhul keskmine arvukus lompides suurem kui kraavides. Mõni varasem uuring on samuti näidanud veekogutüübi olulisust erinevate selgrootute arvukuse jaoks, kuigi teiste erinevustega: näiteks leidsid Vaikre et al. (2015), et inimtekkelistes tiikides oli rohkem kevikulisi (*Plecoptera*), võrreldes kraavide ja lompidega. Käesolevas töös tulenes lombielustiku suur arvukus eelkõige mõnest lompides väga arvukast ehmeistiivaliste liigist, nagu lombipurukas (*Trichostegia minor*) ja tünn-järvevana (*Limnephilus stigma*), kes olid hariliku keviku ja tiigipäeviku järel ühed kõige suurema isendite koguarvuga liigid.

Kõiki, sh dominantseid liike arvestades, sõltus arvukus pH-st ja veetemperatuurist. See on kooskõlas varasemate uuringutega – madala pH juures on nii vee-elustiku liigirikkus kui arvukus väiksemad (Spyra, 2017; Therriault & Kolasa, 1999; Townsend et al., 1983). Mitmed kevikuliigid võivad küll olla veetemperatuuri ja sellega seotud vee hapnikusisalduse osas väga tundlikud (Elliott, 1988; Hrovat et al., 2014), kuid harilik kevik, kellele temperatuuri mõju osas näiliselt ilmnes, on eurütermne liik, kes saab edukalt hakkama suures temperatuurivahemikus (Elliott, 1988). Kuna välitööde ajal kõikus päeva maksimaalne temperatuur ligi 10 kraadi võrra ning mõnel päeval sadas vihma, on võimalik, et mõõdetud erinevused veetemperatuuris sõltusid osaliselt konkreetse päeva ilmast ja arvukuse seos temperatuuriga on juhuslik. Varem on näidatud, et abiootilised tegurid kirjeldavad veekogu liigirikkust ja mitmekesisust oluliselt paremini kui arvukust, mistõttu võib arvukus olla seotud pigem biootiliste teguritega, nt toiduhulga ja kiskjate arvuga (Therriault & Kolasa, 1999).

#### **4.3. Kuivendamise mõju veeselgrootute kooslustele**

Koosluste homogeniseerumine ehk spetsialistliikide asendumine generalistidega on globaalne probleem, mille põhjuseks arvatakse olevat elupaikade hävimine ja

degradeerumine (Clavel et al., 2011). Varem on näidatud, et põllumajandusmaastikes võib kuivendamise tagajärjel suur osa veekogude spetsialistliikidest kaduda ja asendada generalistliikidega (Blann et al., 2009), sama on ilmnenu ka metsade maismaaelustiku puhul (Remm et al., 2013). Käesolevas töös aga ei leitud, et intensiivne kuivendamine oleks metsamaastiku väikeveekogude koosluseid ühetaolisemaks muutnud: intensiivselt ja vähe kuivendatud alade kooslused ei eristunud oluliselt ning nende grupisisene varieeruvus oli sarnane. Kooslused eristusid oluliselt veekogutüübi alusel, kusjuures lombid, sügavad seisuveekogud, ojad ja kraavid erinesid kõik üksteisest oluliselt.

Vähe kuivendatud alad ei seostunud ühegi indikaatorliigiga, mis tähendab, et kuivendamisega ei ole tavaliste liikide esinemissagedus oluliselt langenud. Intensiivselt kuivendatud aladel esines aga neli neile omast indikaatorliiki, keda leidis peamiselt kraavides ja sügavates seisuveekogudes (üks liik ka ojades). Sellest nähtub, et intensiivselt kuivendatud maastikes on lisanduvate kraavide ja tiikide arvelt suurem vee-elupaikade mitmekesisus, mistõttu leiab rohkem liike seal endale sobiva niši, nagu on näidatud ka varem (Hill, Chadd, et al., 2016; Simon & Travis, 2011; Vaikre et al., 2020). Siiski saab neid järeldusi teha vaid tavaliste liikide kohta, sest indikaatorliikide analüüsi kaasati ainult need 39 liiki, kes esinesid vähemalt kolmes veekogus. Kuigi üldine liigirikkus kasvab, on maastiku kuivendamine paljudele haruldastele ja elupaigaspetsialistidest liikidele ilmselt siiski olulise negatiivse mõjuga, seda kas elupaiga kvaliteedi languse, hävimise ja/või elupaikade killustumise kaudu (Ilmonen et al., 2012; Korkeamäki & Suhonen, 2002). Haruldaste liikidega arvestamiseks on vaja neid aga eraldi uurida.

#### **4.4. Kraavid kui asenduselupaigad väikeveekogude liikidele**

Käesolevas uuringus selgus, et kraavid ei paku asenduselupaiku kõikidele looduslike väikeveekogude selgrootutele. Kraavides esines ligi pool kõigist leitud liikidest (39 75-st), sealjuures oli esindatud sarnasel hulgal kõikide veekogutüüpide spetsialiste (FBS4 indeks: Timm et al., 2011). Samas ei suutnud kraavid ühtegi elupaika täielikult asendada, mida illustreerib asjaolu, et nii ojades, lompides kui sügavates seisuveekogudes esines mitmeid unikaalseid liike (ka Davies et al., 2008; Vaikre et al., 2015, 2020; Williams et al., 2003). Seega on erinevat tüüpi veekogude (sh ojade) säilimine kuivendatud maastikes väga oluline. Lisaks ei loonud kraavid konkreetselt uudseid elupaiku (cf. Vaikre et al., 2020), mida iseloomustas kraavikoosluste kattumine *hotspot*'ide kooslustega ja nende indikaatorliikide puudumine. Siiski leiti kuus liiki – enamik neist ojaspetsialistid – üksikute isenditena ainult kraavidest, kes võisid olla sinna levinud lähedalasuvatest looduslikest elupaikadest.

Kraavid on oma omadustelt väga varieeruvad: olenevalt mullatüübist, vanusest, suuruselt, asukohast maastikus ja kuivendussüsteemis võivad need olla madalad või sügavad, ajutised või püsivad, voolu- või seisuveed, mistõttu võivad kraavid oma funktsiooni ja selgrootukoosluste poolest sarnaneda nii lompide (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015; Vaikre et al., 2015) kui ojadega (Simon & Travis, 2011). Käesolevas töös olid 43-st uuritud kraavist 33 vähemalt välitööde toimumise hetkel pigem seisuveelised, mis võis tuleneda väikestest kõrgusvahedest valitud uurimisaladel. Vooluveekoguna toimivate kraavide puhul on sealne voolukiirus Eesti tasastes maastikes siiski keskmiselt väiksem kui looduslikes ojadest (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015; Rosenvald et al., 2014), mistõttu kõik kiirevooluliste ojade spetsialistid neid ilmselt ei asusta. Lisaks esineb kõva põhjasubstraati ja kõdupuitu kraavides harvemini (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015), need on aga olulise funktsiooniga vee-elustikule, suurendades mitmekesisust, pakkudes stabiilset substraati kinnitumiseks (ka perifüütonile) ning suurendades mikroelupaikade rohkust (Bisson & Wondzell, 2003). Kraavide lisandumine võib seega ala koguliigirikkust suurendada näiteks juhul, kui mõne liigi looduslike elupaiku on maastikus ajalooliselt vähe olnud (Williams et al., 2003), kuid tõenäoliselt mitte juba komplekse veekogude süsteemiga maastike puhul.

#### **4.5. Tulemuste rakendamine ja tuleviku uurimissuunad**

Väikevooluveekogude täpne kaardistamine on jätkuvalt arenev uurimisvaldkond, mille kaudu leitud lahendused aitaksid kaitsta vooluveekogusid nii kuivendamise kui otsese negatiivse metsamajandamise mõju eest (Ågren et al., 2015). Käesolevas töös leiti reljeefkaardi põhjal vaid üksikud Eesti põhikaardilt puuduvad vooluveekogud, kuid tulevikus oleks vaja neid tulemusi kontrollida ka välitööde andmete põhjal, sest suur osa ajutistest ilma väljakujunenud voolusängita ojadest võis jääda tuvastamata (Hansen, 2001).

Käesolevas töös leiti, et intensiivsel kuivendamisel oli positiivne mõju maastiku liigirikkusele eeskätt suurema tiikide arvu kaudu. See leid toetab varem väljapakutud leevendus- ja settetiikide rajamist kuivendatud maastikesse, sest need kooslused ei asenda küll looduslike lompide elupaiku, kuid toetavad see-eest mitmeid haruldasi liike (Remm, Lõhmus, & Rannap, 2015; Vaikre et al., 2020). Lisaks on tulevikus vaja hinnata kuivendamise mõju eraldi veekogude haruldastele spetsialistliikidele, kelle tegeliku seisundi väljaselgitamiseks oleks vaja liigispetsiifilist lähenemist (nt Korkeamäki & Suhonen, 2002). Sealjuures peab tiike ja kraave asustavate liikide puhul arvestama, et inimtekkeline veekogu ei pruugi kattuda liigi loodusliku realiseerunud nišiga (Iversen et al., 2016). Samuti tuleb seda arvesse võtta juhul, kus mõne ohustatud liigi jaoks planeeritakse elupaigakaitset.

## 5. Kokkuvõte

Looduslikud ja inimtekkelised väikeveekogud, nagu ojad, lombid, tiigid ja kraavid, on olulised, kuid vähe uuritud ja potentsiaalselt kuivendamisest ohustatud elurikkuse tulipunktid märgades metsades. Suur osa väikeveekogudest on siiani kaardistamata. Käesolev töö oli esimene, mis uuris, milline on olnud kuivendamise mõju väikeveekogude selgrootukooslustele maastiku tasemel; lisaks hinnati, kuidas on metsanduslik kuivendamine muutnud maastiku väikeste vooluveekogude arvu ja seisundit. Koos Eesti põhikaardiga analüüsiti ka tänapäevast reljeefkaarti ja 20. sajandi esimese poole ajaloolisi kaarte. Ühepäevikuliste, kevikuliste, ehmeistiivaliste ja kiililiste proovid koguti 43 kraavist ja 50 elustikurikkast väikeveekogust (*hotspot*) viielt intensiivselt ja viielt vähe kuivendatud alalt. Kuivenduskraavide lisandumise tõttu on maastiku väikevooluveekogude arv pea kümnekordistunud, kuid lisaks on looduslikus seisundis ojade osakaal vaid 25% kõigist ojadest, ülejäänud 75% on tänapäeval suunatud kraavi või õgvendatud. Intensiivselt kuivendatud aladel oli suurem keskmine ja koguliigirikkus kui vähe kuivendatud aladel, sealjuures ei olnud kooslused muutunud ühetaolisemaks ning keskmine arvukus ei erinenud oluliselt. Intensiivselt kuivendatud alade positiivne mõju väikeveekogude liigirikkusele ilmnis peamiselt inimtekkeliste tiikide rohkuse kaudu, kus esinesid teistest veekogudest erinevad liigid ja kooslused, sealhulgas paljud kiililised. Kraavid pakkusid elupaika suurele osale lombi-, oja- ja tiigielustikust, kuid mitte kõikidele spetsialistliikidele. Seetõttu oleneb kuivendatud maastike elurikkus suuresti sellest, millist tüüpi veekogud maastiku jäänud või lisandunud on.

## 6. Summary

Natural and man-made small water bodies, e.g. streams, puddles, ponds and ditches, are important, yet poorly studied biodiversity hotspots in wet forests, that could be potentially vulnerable to drainage. In addition, a remarkable part of small waterbodies is still missing from the maps. This research study was the first to assess the possible forest drainage impact on invertebrate communities of small waterbodies on landscape scale. Additionally, the effect on the number and condition of small streams was evaluated. Alongside Estonian Basic Map, current digital elevation models and topographic maps from the first half of the 20th century were analyzed. Biodiversity samples of four families of insects – *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera* and *Odonata* – were gathered from 43 ditches and 50 other small waterbodies (hotspots) from five intensively drained and five vaguely or not drained areas. The addition of ditches into the landscape has caused a tenfold increase in the total length of small streams, but moreover, only 25% of the natural streams had maintained their natural state, the other 75% being either dredged or running in ditches. The average and total species richness were higher in intensively drained landscapes, therein the communities had not homogenized and average abundance was not significantly different. The positive effect on species richness could be attributed to the higher number of man-made ponds in intensively drained landscapes, which hosted different species and communities compared to other waterbodies, including more dragonflies and damselflies (*Odonata*). Ditches hosted half of all the found species, including some typical species of puddles, streams and ponds, but were unable to support many specialist species. Therefore, the total biodiversity of a landscape depends greatly on the variety of waterbodies that have maintained and have been added to the landscape.

## 7. Tänuavaldused

Täna südamest oma juhendajaid Maarja Vaikret ja Raido Konti, kes tutvustasid mulle imepärasest veekogude maailma, olid alati valmis mu lennukaid mõttesähvatusi kannatlikult kuulama ja siis mind päriselt teostatavate ideede juurde tagasi tooma. Olen teilt väga palju õppinud! Täna ka Asko Lõhmust, kes võttis mu avatud meelega looduskaitsebioloogia töörühma vastu ja usaldas mulle selle põneva ja olulise uurimisteema.

Tänu sõnad kuuluvad ka kõikidele entomoloogia töörühma liikmetele, kelle seltsis oma ülikooliharidust alustasin – tänu teile tabas mind ootamatu, aga põhjalik putukavaimustus, mis kandis mind ka läbi käesoleva töö. Kadri Ude ja Laura Puura – aitäh, et magistrantuuri esimese kursuse kevadel minuga samas grupis lepatriinude äriplaani ja roheaiandust edendamas olite, ilma teieta poleks see kevad võimalik olnud!

Täna südamest kõiki oma pereliikmeid ja lähedasi, kes on sellel pikal teekonnal alati minu kõrval olnud ja mõistnud, kui ma ei jõua Haapsalu koju nii tihti, kui tahaksin. Eriti suur aitäh sulle, ema, et olid väsimatu ja täiesti asendamatu jõuna minu kõrval välitöödel, julgustasid mind ka muudel rasketel hetkedel ikka edasi minema ning tuletasid ikka ja jälle meelde, et vahel on vaja lihtsalt metsas jalutades linnulaulu kuulata. Sinu innustavad sõnad – „Lihtsalt tee ära ja siis on tehtud!“ – on mind tublisti edasi lükanud.

Og þetta hér er fyrir þig, Laila. Takk fyrir að vera með mér í gegnum þetta allt – fyrir að gefa mér tilgang, að hvetja mig til að ná draumum mínum og fyrir að hlusta alltaf. Ég er svo þakklát fyrir að hafa þig í lífi mínu.

## Kasutatud kirjandus

- Ågren, A. M., Lidberg, W., & Ring, E. (2015). Mapping temporal dynamics in a forest stream network—Implications for riparian forest management. *Forests*, 2982–3001.
- Ågren, A. M., Lidberg, W., Strömgren, M., Ogilvie, J., & Arp, P. A. (2014). Evaluating digital terrain indices for soil wetness mapping – a Swedish case study. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 3623–3634.
- Bachteram, A. M., Mazurek, K. A., & Ciborowski, J. J. (2005). Sediment suspension by burrowing mayflies (Hexagenia spp., Ephemeroptera: Ephemeridae). *Journal of Great Lakes Research*, 31, 208–222.
- Bartoń, K. (2023). *MuMIn: Multi-Model Inference*. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48.
- Biggs, J., Von Fumetti, S., & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: Implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793, 3–39.
- Bisson, P., & Wondzell, S. (2003). Influence of wood on aquatic biodiversity. *The ecology and management of wood in world rivers*, 249–263.
- Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G. R., & Vondracek, B. (2009). Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 39, 909–1001.
- Boothby, J., & Hull, A. (1997). A census of ponds in Cheshire, North West England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7, 75–79.

- Brüsecke, J., Muotka, T., Huttunen, K.-L., Litjo, S., Lepo, W.-P., & Jyväsjärvi, J. (2022). Drainage-induced browning causes both loss and change of benthic biodiversity in headwater streams. *Limnology and Oceanography Letters*.
- Caceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*.  
<http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 222–228.
- Collinson, N., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M., Walker, D., Whitfield, M., & Williams, P. (1995). Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological conservation*, 74, 125–133.
- Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Sear, D., Bray, S., & Maund, S. (2008). Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125, 1–8.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L., & others. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81, 163–182.
- Elliott, J. (1988). Egg hatching and resource partitioning in stoneflies (Plecoptera): Ten British species in the family Nemouridae. *The Journal of Animal Ecology*, 201–215.
- Finn, D. S., Bonada, N., Múrria, C., & Hughes, J. M. (2011). Small but mighty: Headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization. *Journal of the North American Benthological Society*, 30, 963–980.

- Gardner, R. C., & Finlayson, C. (2018). Global wetland outlook: State of the world's wetlands and their services to people. *Ramsar convention secretariat*, 2020–2025.
- Gething, K. J., & Little, S. (2020). The importance of artificial drains for macroinvertebrate biodiversity in reclaimed agricultural landscapes. *Hydrobiologia*, *847*, 3129–3138.
- Gething, K. J., Ripley, M. C., Mathers, K. L., Chadd, R. P., & Wood, P. J. (2020). The influence of substrate type on macroinvertebrate assemblages within agricultural drainage ditches. *Hydrobiologia*, *847*, 4273–4284.
- Haapala, A., & Muotka, T. (1998). Seasonal dynamics of detritus and associated macroinvertebrates in a channelized boreal stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 171–189.
- Hansen, W. F. (2001). Identifying stream types and management implications. *Forest Ecology and Management*, *143*, 39–46.
- Hill, M. J., Chadd, R. P., Morris, N., Swaine, J., & Wood, P. (2016). Aquatic macroinvertebrate biodiversity associated with artificial agricultural drainage ditches. *Hydrobiologia*, *776*, 249–260.
- Hill, M. J., Ryves, D., White, J. C., & Wood, P. (2016). Macroinvertebrate diversity in urban and rural ponds: Implications for freshwater biodiversity conservation. *Biological Conservation*, *201*, 50–59.
- Hrovat, M., Urbanič, G., & Sivec, I. (2014). Aquatic insects along environmental gradients in a karst river system: A comparative analysis of EPT larvae assemblage components. *International review of hydrobiology*, *99*, 222–235.
- III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmise*. (2014). Riigi Teataja I. <https://www.riigiteataja.ee/akt/760308?leiaKehtiv>
- Ilmonen, J., Mykrä, H., Virtanen, R., Paasivirta, L., & Muotka, T. (2012). Responses of spring macroinvertebrate and bryophyte communities to habitat modification:

- Community composition, species richness, and red-listed species. *Freshwater Science*, 31, 657–667.
- Iversen, L. L., Rannap, R., Briggs, L., & Sand-Jensen, K. (2016). Variable history of land use reduces the relationship to specific habitat requirements of a threatened aquatic insect. *Population ecology*, 58, 155–164.
- Jaeger, K. L., Montgomery, D. R., & Bolton, S. M. (2007). Channel and perennial flow initiation in headwater streams: Management implications of variability in source-area size. *Environmental Management*, 40, 775–786.
- Korkeamäki, E., & Suhonen, J. (2002). Distribution and habitat specialization of species affect local extinction in dragonfly Odonata populations. *Ecography*, 25, 459–465.
- Kristensen, P., Whalley, C., Zal, F. N. N., Christiansen, T., & others. (2018). European waters assessment of status and pressures 2018. *EEA Report*, 7/2018.
- Käiro, K., Haldna, M., Timm, H., & Virro, T. (2017). The effect of channelization on the biological quality of lowland streams using macroinvertebrates as proxies. *Hydrobiologia*, 794, 167–177.
- Lenth, R. V. (2023). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- López-Rodríguez, M. J., Márquez Muñoz, C., Ripoll-Martín, E., & Tierno de Figueroa, J. M. (2019). Effect of shifts in habitats and flow regime associated to water diversion for agriculture on the macroinvertebrate community of a small watershed. *Aquatic Ecology*, 53, 483–495.
- Louhi, P., Mäki-Petäys, A., Erkinaro, J., Paasivaara, A., & Muotka, T. (2010). Impacts of forest drainage improvement on stream biota: A multisite BACI-experiment. *Forest Ecology and Management*, 260, 1315–1323.
- Lõhmus, A., Remm, L., & Rannap, R. (2015). Just a ditch in forest? Reconsidering draining in the context of sustainable forest management. *Bioscience*, 65, 1066–1076.

- Maa-amet (a). *Eesti Vabariigi topograafiline kaart 1:25 000 (1923-1939)*
- Maa-amet (b). *Nõukogude Liidu topograafiline kaart 1942. a koordinaatsüsteemis, 1:10 000 (1946-1989).*
- Maa-amet (c). *Üheverstane kaart 1:42 000 (1894-1922)*
- Maa-amet. (2022). *Eesti põhikaart 1:10 000*
- Maaparandussüsteemi projekteerimismid.* (2020). Riigi Teataja I.  
<https://www.riigiteataja.ee/akt/104112020073>
- Macadam, C. R., & Stockan, J. A. (2015). More than just fish food: Ecosystem services provided by freshwater insects. *Ecological Entomology*, *40*, 113–123.
- Martin, M. (2013). *Eesti kiilide määraja*. Keskkonnaamet.
- Mazerolle, M. J. (2023). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>
- Metes, M. J., Jones, D. K., Baker, M. E., Miller, A. J., Hogan, D. M., Loperfido, J., & Hopkins, K. G. (2022). Ephemeral Stream Network Extraction from Lidar-Derived Elevation and Topographic Attributes in Urban and Forested Landscapes. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *58*, 547–565.
- Meyer, J. L., Strayer, D. L., Wallace, J. B., Eggert, S. L., Helfman, G. S., & Leonard, N. E. (2007). The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *43*, 86–103.
- Muotka, T., Paavola, R., Haapala, A., Novikmec, M., & Laasonen, P. (2002). Long-term recovery of stream habitat structure and benthic invertebrate communities from in-stream restoration. *Biological conservation*, *105*, 243–253.
- Nieminen, M., Sarkkola, S., & Laurén, A. (2017). Impacts of forest harvesting on nutrient, sediment and dissolved organic carbon exports from drained peatlands: A literature review, synthesis and suggestions for the future. *Forest ecology and management*, *392*, 13–20.

- Nilsson, A. N., & Holmen, M. (1995). *The Aquatic Adephaga (Coleoptera) of the Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae: II-Dytiscidea*. Brill.
- Nurmla, M. (2010). Must-toonekure (*Ciconia nigra*) pesitsuspiirkondade vooluveekogud ja nende ajaloolised muutused. *Magistritöö*.
- Ogle, D. H., Doll, J. C., Wheeler, A. P., & Dinno, A. (2023). *FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods*. <https://CRAN.R-project.org/package=FSA>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. D., Durand, S., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Paavilainen, E., & Päivänen, J. (1995). *Peatland forestry: Ecology and principles* (Kd 111). Springer Science & Business Media.
- Penaluna, B. E., Olson, D. H., Flitcroft, R. L., Weber, M. A., Bellmore, J. R., Wondzell, S. M., Dunham, J. B., Johnson, S. L., & Reeves, G. H. (2017). Aquatic biodiversity in forests: A weak link in ecosystem services resilience. *Biodiversity and Conservation*, 26, 3125–3155.
- Plafkin, J. L. (1989). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Posit team. (2022). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Posit Software, PBC. <http://www.posit.co/>
- QGIS Development Team. (2023). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association. <https://www.qgis.org>
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

- Raitif, J., Plantegenest, M., Agator, O., Piscart, C., & Roussel, J.-M. (2018). Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. *Science of the total environment*, *644*, 594–601.
- Rajakallio, M., Jyväsjärvi, J., Muotka, T., & Aroviita, J. (2021). Blue consequences of the green bioeconomy: Clear-cutting intensifies the harmful impacts of land drainage on stream invertebrate biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, *58*, 1523–1532.
- Remm, L., Lõhmus, A., & Maran, T. (2015). A paradox of restoration: Prey habitat engineering for an introduced, threatened carnivore can support native biodiversity. *Oryx*, *49*, 559–562.
- Remm, L., Lõhmus, A., & Rannap, R. (2015). *Temporary and small waterbodies in human-impacted forests: An assessment in Estonia*.
- Remm, L., Lõhmus, P., Leis, M., & Lõhmus, A. (2013). Long-term impacts of forest ditching on non-aquatic biodiversity: Conservation perspectives for a novel ecosystem. *PLoS One*, *8*, e63086.
- Rolke, D., Jaenicke, B., Pfaender, J., & Rothe, U. (2018). Drainage ditches as important habitat for species diversity and rare species of aquatic beetles in agricultural landscapes (Insecta: Coleoptera). *Journal of Limnology*, *77*.
- Rosenvald, R., Järvekülg, R., & Lõhmus, A. (2014). Fish assemblages in forest drainage ditches: Degraded small streams or novel habitats? *Limnologica*, *46*, 37–44.
- Scheffer, M., Van Geest, G., Zimmer, K., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Butler, M., Hanson, M., Declerck, S., De Meester, & L. (2006). Small habitat size and isolation can promote species richness: Second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, *112*, 227–231.
- Simon, T. N., & Travis, J. (2011). The contribution of man-made ditches to the regional stream biodiversity of the new river watershed in the Florida panhandle. *Hydrobiologia*, *661*, 163–177.

- Spyra, A. (2017). Acidic, neutral and alkaline forest ponds as a landscape element affecting the biodiversity of freshwater snails. *The Science of Nature*, *104*, 1–12.
- Suislepp, K., Rannap, R., & Lõhmus, A. (2011). Impacts of artificial drainage on amphibian breeding sites in hemiboreal forests. *Forest Ecology and Management*, *262*, 1078–1083.
- Therriault, T. W., & Kolasa, J. (1999). Physical determinants of richness, diversity, evenness and abundance in natural aquatic microcosms. *Hydrobiologia*, *412*, 123–130.
- Timm, H., Käiro, K., Möls, T., & Virro, T. (2011). An index to assess hydromorphological quality of Estonian surface waters based on macroinvertebrate taxonomic composition. *Limnologica*, *41*, 398–410.
- Townsend, C. R., Hildrew, A. G., & Francis, J. (1983). Community structure in some southern English streams: The influence of physicochemical factors. *Freshwater biology*, *13*, 521–544.
- Turunen, J., Muotka, T., & Aroviita, J. (2020). Aquatic bryophytes play a key role in sediment-stressed boreal headwater streams. *Hydrobiologia*, *847*, 605–615.
- Tuulmets, H., & Aasalo, L. (1980). Jõed ja järved. *Põllumajandusmaastik Eestis*. Tallinn, *45*, 50.
- Vaikre, M., Remm, L., & Rannap, R. (2015). Macroinvertebrates in woodland pools and ditches and their response to artificial drainage in Estonia. *Hydrobiologia*, *762*, 157–168.
- Vaikre, M., Remm, L., & Rannap, R. (2020). Forest ditch maintenance impoverishes the fauna of aquatic invertebrates: Opportunities for mitigation. *Journal of Environmental Management*, *274*, 111188.
- Verdonschot, R. C., Keizer-vlek, H. E., & Verdonschot, P. F. (2011). Biodiversity value of agricultural drainage ditches: A comparative analysis of the aquatic invertebrate

- fauna of ditches and small lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21, 715–727.
- Vuori, K.-M., Joensuu, I., Latvala, J., Jutila, E., & Ahvonen, A. (1998). Forest drainage: A threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 8, 745–759.
- Wei, T., & Simko, V. (2021). *R package „corrplot“: Visualization of a Correlation Matrix*.  
<https://github.com/taiyun/corrplot>
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., & Sear, D. (2003). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological conservation*, 115, 329–341.

## Lisa 1. Leitud liikide arvukus üldise veekogutüübi kaupa

Lisamärkused. hs – *hotspot*; kr – kraav; märg – vähe kuivendatud ala; kuiv – intensiivselt kuivendatud ala. Tabelis on toodud koguarvukus iga veekogutüübi kohta. Tärniga märgitud liigid on kantud Eestis III kaitsekategooriasse (*III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine*, 2014).

Selts	Liik	hs_märg (n = 25)	kr_märg (n = 18)	hs_kuiv (n = 25)	kr_kuiv (n = 25)
<i>Ephemeroptera</i>	<i>Arthroplea congener</i>	3		12	4
	<i>Baetis niger</i>			3	
	<i>Baetis rhodani</i>	148		345	
	<i>Caenis horaria</i>			39	
	<i>Caenis luctuosa</i>				2
	<i>Caenis robusta</i>	8			
	<i>Centroptilum luteolum</i>	2	20	27	50
	<i>Cloeon dipterum</i>	700	37	2007	458
	<i>Ephemera danica</i>			4	
	<i>Habrophlebia fusca</i>			160	4
	<i>Leptophlebia marginata</i>			1	
	<i>Leptophlebia vespertina</i>	8		10	
	<i>Siphonurus aestivalis</i>	90	69	8	247
	<i>Odonata</i>	<i>Aeshna caerulea</i>	1		
<i>Aeshna cyanea</i>		4	1	19	9
<i>Aeshna grandis</i>				2	
* <i>Aeshna viridis</i>		1			
<i>Coenagrion armatum</i>			1		1
<i>Coenagrion hastulatum</i>		46		55	33
<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>		176	5	329	81
<i>Cordulia aenea</i>			1	1	2
<i>Enallagma cyathigerum</i>				4	
<i>Erythromma najas</i>		1			
<i>Ischnura elegans</i>		1		1	
<i>Lestes dryas</i>		2			
<i>Lestes sponsa</i>		3	2	36	
* <i>Leucorrhinia albifrons</i>				1	
<i>Leucorrhinia dubia</i>				1	
* <i>Leucorrhinia pectoralis</i>		6		11	
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>		4		2	
<i>Libellula depressa</i>					4
<i>Libellula quadrimaculata</i>		1	1	8	53
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>			3		
<i>Plecoptera</i>	<i>Amphinemura borealis</i>	4			
	<i>Leuctra digitata</i>	25		7	
	<i>Nemoura avicularis</i>	3	2		
	<i>Nemoura cinerea</i>	434	956	2036	4361
	<i>Nemoura flexuosa</i>			1	1
<i>Trichoptera</i>	<i>Agapetus ochripes</i>			1	
	<i>Agrypnia obsoleta</i>			1	

Selts	Liik	hs_märg (n = 25)	kr_märg (n = 18)	hs_kuiv (n = 25)	kr_kuiv (n = 25)
<i>Trichoptera</i>	<i>Anabolia brevipennis</i>	66	38	27	5
	<i>Anabolia concentrica</i>	12		2	3
	<i>Anabolia furcata/laevis</i>				1
	<i>Anabolia nervosa</i>			1	
	<i>Athripsodes aterrimus</i>			4	
	<i>Chaetopteryx villosa</i>	6	6	13	2
	<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	66	49	8	24
	<i>Grammotaulius nigropunctatus</i>	41		1	3
	<i>Halesus digitatus</i>	2			
	<i>Halesus radiatus</i>			2	
	<i>Halesus tessellatus</i>			1	
	<i>Holocentropus dubius</i>			7	
	<i>Hydropsyche pellucidula</i>			1	
	<i>Ironoquia dubia</i>	4	9	10	9
	<i>Limnephilus binotatus</i>	10	35	7	
	<i>Limnephilus bipunctatus</i>			21	24
	<i>Limnephilus borealis</i>	6	1	5	
	<i>Limnephilus flavicornis</i>	52	12	83	13
	<i>Limnephilus ignavus</i>	27	62	28	79
	<i>Limnephilus lunatus</i>	1	3	4	81
	<i>Limnephilus rhombicus</i>	6	2	42	75
	<i>Limnephilus sparsus</i>		18	4	43
	<i>Limnephilus stigma</i>	384	21	111	59
	<i>Limnephilus subcentralis</i>	3		7	
	<i>Limnephilus vittatus</i>	14			1
	<i>Lype reducta</i>		5		
	<i>Micropterna sequax</i>	1	10	4	
	<i>Oecetis furva</i>			2	
	<i>Oligotricha striata</i>			2	
	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	17	1	4	6
	<i>Potamophylax latipennis</i>				1
	<i>Potamophylax rotundipennis</i>			1	
	<i>Rhyacophila fasciata</i>	19		1	
<i>Triaenodes bicolor</i>			5		
<i>Trichostegia minor</i>	359	30	154	68	
<i>Agraylea sp.</i>			8		
Kokku		2767	1397	5705	5807

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Piia Tomingas,

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

*Piia Tomingas*

**26.05.2023**