A photograph of a forest stream with a person standing on the bank. The stream flows through a dense forest of tall, thin trees. The water is a muddy brown color. The banks are eroded and show signs of recent work. A person in a purple shirt is standing on the left bank, looking towards the stream. The sky is overcast.

Maarja Vaikre  
Riinu Rannap  
Liina Remm  
Elin Soomets

LEEVENDUSVEEKOGUDE  
RAJAMINE METSAALADELE  
KRAAVITAMISE MÕJUDE  
LEEVENDAMISEKS

# **Leevendusveekogude rajamine metsaaladele kraavitamise mõjude leevendamiseks**

**(KIK projekt 13227)**

Koostajad: Maarja Vaikre, Riinu Rannap, Liina  
Remm, Elin Soomets

Tartu Ülikool, Ökoloogia ja maateaduste instituut  
Looduskaitsebioloogia töörühm

## Sisukord

<b>Sissejuhatus</b> .....	2
<b>Metoodika</b> .....	4
Leevendusveekogude rajamine .....	4
Kahepaiksete ja vee-suurselgrootute välitööd .....	5
<b>Rekonstrueerimise mõju veekogudele</b> .....	6
<b>Kahepaiksed</b> .....	7
Pruunid konnad .....	7
Vesilikud .....	10
<b>Vee-suurselgrootud</b> .....	11
Taksonoomiline koosseis .....	11
Olukord enne rekonstrueerimist.....	12
Rekonstrueerimise mõju .....	13
Leevendusveekogude kaevamise mõju ning võrdlus looduslike lompidega .....	15
<b>Leevendusveekogude rajamise põhimõtted</b> .....	16
Kraavilaiendid.....	16
Tiigid.....	17
<b>Kasutatud kirjandus</b> .....	20
<b>LISA 1. Andmeanalüüs</b> .....	25
<b>LISA 2. Pruunide konnade kudupallide piknemine</b> .....	30
<b>LISA 3. Rabakonna ja rohukonna kudupallide ning tähnikvesiliku vastsete arv erinevates veekogutüüpides</b> .....	32



## Sissejuhatus

Mageveekogud ja -märgalad on ühed ohustatumad ökosüsteemid maailmas (Dudgeon jt., 2006). Märgalade ökoloogiline seisund on halvenenud nende õgvendamise, eutrofeerumise ning põllu- ja metsamajanduslikuks kasutuseks kuivendamise tõttu (Balmford jt., 2002; Heino jt., 2009). Skandinaaviamaades, Venemaal, Briti saartel ning Balti riikides, kus on toimunud 90% kogu maailma metsakuivendustegevusest, oli 1990. aastateks kuivendatud üle 13,5 miljoni hektari märgalasid (Paavilainen ja Päivänen, 1995). Eesti on seega üks enim metsakuivendusest mõjutatud aladest maailmas. Süstemaatilised kuivendustööd algasid siin 1940-ndatel aastatel. Maaparandussüsteemide registri (portaal.agri.ee) kohaselt on praeguseks Eestis kuivendatud metsamaad kokku 723 530 hektarit. Riigimetsast on kuivendatud üle poole ehk ligikaudu 490 000 hektarit (Maaparandussüsteemide register, RMK: [www.rmk.ee](http://www.rmk.ee)).

Metsakuivenduse peamiseks eesmärgiks on puidutootlikkuse suurendamine märgades metsades, siirde- ja madalsoodes. Kraavivõrgu loomisega alandatakse põhjavee taset, mistõttu paraneb mulla õhustatus ning orgaanilise aine lagunemistingimused, kuid mis toob omakorda kaasa pikaajaliste ning suuresti pöördumatute muutuste ahela ökosüsteemis (Lõhmus jt., 2015). Üleliigse pinnavee kraavidesse juhtimise tagajärjel väheneb kevadiste ja sügiseste üleujutuste kestvus (Peltomaa, 2007) ning suureneb toitainete, metallide ning setete kontsentratsioon metsakuivendusobjektist allavoolu jäävates veekogudes, mõjutades nii põhjaloomastiku liigilist koosseisu ja arvukust (Vuori jt., 1998; Prevost jt., 1999) kui ka kalastikku, eriti marja arengut koelmualadel (Jutila jt., 1999). Kuigi kraavivõrgustiku rajamine võib kuivendatud metsas veekogude koguarvu suurendada – loodulikud asenduvad kraavide ja teiste inimtekkeliste veekogudega (Remm jt., 2015a), väheneb samas loodulike veekogude hulk ning säilinud veekogude veetase ja kvaliteet langeb, seda nii kalade (Rosensvald jt., 2014) kui kahepaiksete (Suislepp jt., 2011) elu- ja sigimispäigana. Põuastel perioodidel, mil põhjavee tase alaneb, kuivavad regulaarselt nii kraavid kui ka looduslikud väikeveekogud (Laanetu, 2005; Herzon ja Helenius, 2008).

Selgroogsete loomade hulgas on kahepaiksed tänapäeval ühed kõige ohustatumad: ligi 43% umbes 8000 teadaolevast liigist on langeva arvukusega (Stuart et al. 2004). Kahepaiksete kadumise üheks peamiseks põhjuseks on nende elupaikade, sh. märgalade hävimine ja kvaliteedi langus. Kahepaiksetel on metsa ökosüsteemides väga oluline roll koosluste tasakaalustajatena (Gibbons jt., 2006), mis seisneb selles, et kahepaiksed kasutavad toiduks suurtes kogustes selgrootuid loomi (Davic ja Welsh, 2004; DuRant ja Hopkins, 2008), olles samas ise esmatähtsaks toiduobjektiks röövlomadele (Blaustein ja Wake, 1995; Penaluna jt., 2017). Kui kahepaiksete arvukus langeb, mõjutab see oluliselt nii nende saakloomade (selgrootute) liigilist koosseisu ja arvukust (Whiles jt., 2006; Chólon-Gaud jt., 2009; Keitzer ja Goforth, 2013), samas kui neist toituvate liikide seisund halveneb (Heatwole, 2013). Seetõttu on kahepaiksed oluliseks lülits ökosüsteemide terviklikkuse ja toimimise tagamisel (Blaustein jt., 1994; Penaluna jt., 2017).

Vee-suurselgrootutel on oluline roll toitainete ringluses ja lagundamisel ning on kesksel kohal märgalade toiduahelas (Wallace ja Webster, 1996; Sartori jt., 2015). Neist toituvad kalad ja kahepaiksed ning paljud väikeveekogude selgrootud on oluliseks toiduobjektiks

veelindudele haudeperioodil või rände ajal (Colburn, 2004). Vaid vastseperioodi vees veetvad putukad viivad toitaineid ka maismaaökosüsteemi, olles valmikuna toiduks näiteks lindudele (Nakano ja Murukami, 2001; Kraus ja Vonesh, 2012). Samuti on suurselgrootud oluliseks bioindikaatoriks hindamaks mageveekogude ökoloogilist kvaliteeti ning reostuskoormust (Rosenberg ja Resh, 1993; Cranston jt., 1996).

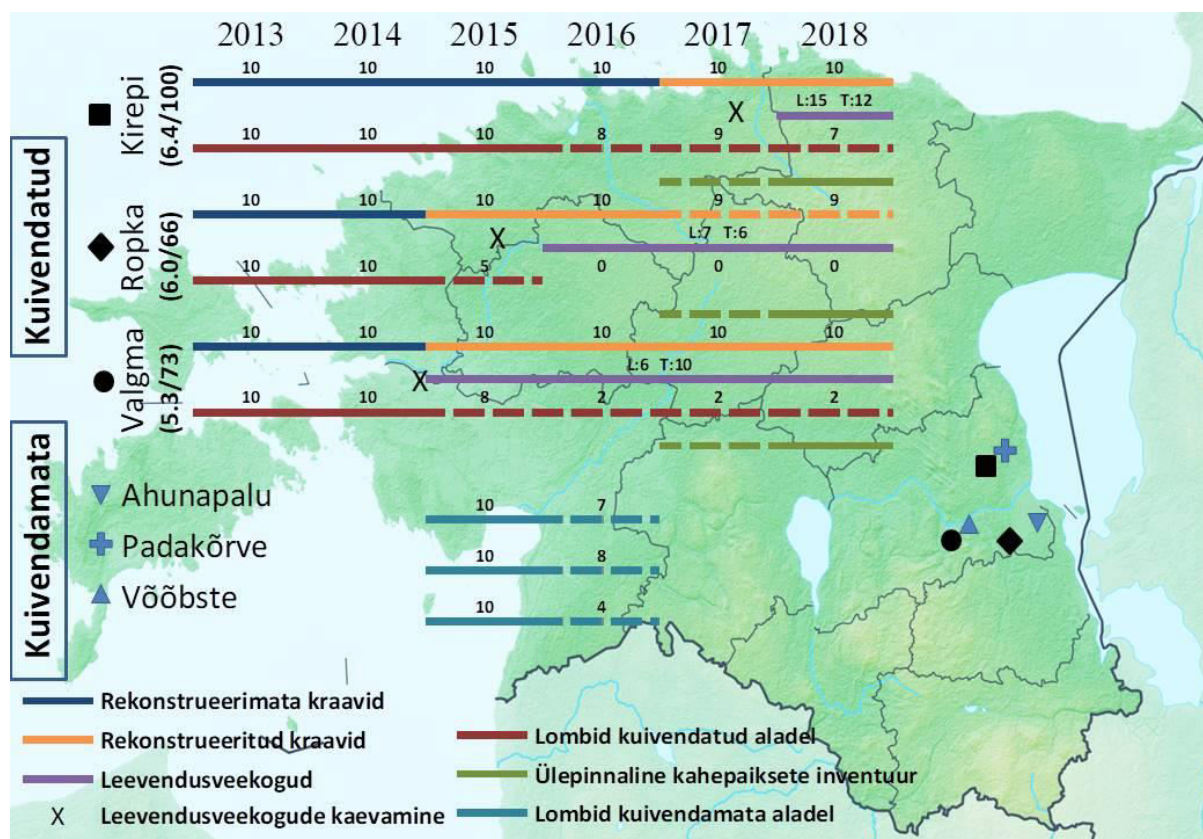
Kuigi tänapäeval uusi kuivendussüsteeme üldjuhul enam ei rajata, toimub jätkuvalt olemasolevate kraavide hooldus, uuendamine ja rekonstrueerimine, kraavide kuivendusfunktsiooni ning puidu tootlikkuse säilitamiseks (Paavilainen ja Päivänen, 1995). Näiteks Tartumaa metskonna prognoositav metsakuivendussüsteemide uuendamise ja rekonstrueerimise mahu vajadus on keskmiselt 1300 ha aastas ning hooldustöid korraldatakse iga 5–7 aastase perioodi järel (RMK Tartumaa metskonna metsa majandamise kava aastani 2022). On näidatud, et kraavide rekonstrueerimine ei ole alati vajalik puistu kasvu tagamiseks isegi kui need on vanad ja ummistunud (Sarkkola jt., 2013). Põhjamaades on leitud, et kui kuivendatud aladele on kasvanud arvestatav puistu (alates 150 m<sup>3</sup>/ha), ei sõltu mullavee tase enam kuigivõrd kraavide olukorrast, vaid eelkõige puistu mahust (st vee aurumise võimekusest) ja sademete hulgast (Sarkkola jt., 2010). Rekonstrueerimise eesmärgiks on aga ka raie järel tõusnud veetaseme alandamine ja masinatele liikumisvõimaluste tagamine. Peale suurenenud settekoormuste eesvooludes (Joensuu jt., 2002; Nieminen jt., 2010) võib metsa infrastruktuuri (teed ja kraavid) rekonstrueerimine soodustada ka invasiivsete taimeliikide levikut (Matisone jt., 2018).

Kuivenduse ja kraavide korrashoiutööde mõju ökosüsteemidele, sh elustikule on küll teadvustatud, kuid leevendusmeetmeid rakendatakse ja märgalaid taastatakse üsna vähesel määral. Kasutuses olevad leevendusmeetmed negatiivsete keskkonnamõjude vähendamiseks vee-elustikule on eesvooludele rajatavad settetiigid, suure langusega eesvooludele ja kraavidele rajatavad kärestikud, kraavide nõlvadele rajatavad kaldakindlustused ning metsa iseloomust ja tuleohtlikkusest sõltuvalt rajatavad tuletõrje veevõtukohtad (Kuivendussüsteemide majandamise strateegia, 2011). Eelnimetatud leevendusmeetmed on suunatud peamiselt kraavide rekonstrueerimistöödest tuleneva settekoormuse vähendamisele suublas, mitte aga kuivendussüsteemile kui elupaigale.

Eestis on väikeveekogusid seni taastatud peamiselt ohustatud kahepaiksetele, nende sigimistingimuste parandamiseks avamaastikes (Rannap jt., 2009; Magnus ja Rannap, 2019), metsaaladele pole aga varem elustikuveekogusid rajatud. Samas on leitud, et suur osa Eesti kahepaiksetest eelistab oma maismaa eluetapil metsa-alasid raiesmikele (Lõhmus, 2006; Rannap jt., 2012). Seega on Tartumaal 2015.–2017. a. kraavivõrgu rekonstrueerimise käigus RMK poolt rajatud leevendusveekogude näol tegemist pilootprojektiga, mille eesmärgiks oli välja selgitada: (i) kaevatud väikeveekogude kui kuivendusmõjusid leevendava meetme toimimine ja tõhusus vee selgrootutele ja kahepaiksetele, (ii) millist tüüpi (kraavilaiendid või kraavidest eraldi paiknevad tiigid) ja milliste omadustega leevendusveekogud pakuvad selgrootutele ning kahepaiksetele kvaliteetseimat elupaika, (iii) kraavide sobivust vee-elustiku elupaigana.

## Metoodika

Uuring hõlmas kolme Tartumaal paiknevat kraavitatud riigimetsa ala: Valgma (Katastriüksus 91501:001:0163), Ropka (91501:006:0004) ja Kirepi (12601:005:0356), kus varem kraave pole rekonstrueeritud. Välitööd toimusid 2013.–2018. a, nii enne kui ka pärast kraavivõrgu rekonstrueerimist. Lisaks tehti välitööd 2015. ja 2016. a kolmel ligikaudu sama pindalaga kraavitamata riigimetsa alal: Ahunapalu, Padakõrve ja Võõbste (Joonis 1).



**Joonis 1.** Uuringudisaini ülevaade koos uuritud veekogude arvuga (osa kuivas; kraavilaiendid (L); tiigid (T)) aastate lõikes ning uurimisalade paiknemine. Sulgudes on toodud kraavide kogupikkus (km)/kuivendatud alade pindala (ha).

## Leevendusveekogude rajamine

Rekonstrueerimistööd koos leevendusveekogude rajamisega tehti Valgmal 2015. a märtsis ja Ropkal sama aasta mais. Kirepil toimusid rekonstrueerimistööd 2017. a märtsis, kuid leevendusveekogud rajati hiljem (Joonis 1). Leevendusveekogudena rajati kraavidest eraldiasetsevad tiike (5 × 5 m, 6 × 8 m ja 10 × 10 m) ja kraavilaiendid. Viimaste hulgas olid: kahepoolsed laiendid 5 × 5 ja 8 × 8 m; ühepoolsed laiendid 5 × 6 ja 10 × 5 m; ühepoolsed valliga laiendid 7 × 9 ja 3 × 6 m ning nurgalaiendid 8 × 8 m (Joonis 2). Tiikide ja kraavilaiendite rajamisel raadati ja juuriti 7 m laiune ala veekogude ümber, kuhu kaevamise ajal ladustati pinnas, mis kaevetööde lõppedes tasandati. Leevendusveekogud rajati nii, et oleks tagatud pinnavee valgumine veekogusse, rajades vastavalt vajadusele veekogu



ümbritsevasse muldesse voolunõvad. Suuremate tiikide ja laiendite korral rajati veekogu põhi võimalusel ebahürtlaseks, luues nii sügavama ja madalama veega alasid. Veekogu keskmine sügavus jäi kraavi põhjaga võrreldes 35 – 40 cm madalamale. Rajatud leevendusveekogude välitööde perioodil mõõdetud vee sügavus varieerus 4 – 160 cm ning kalda kaldenurk 15° kuni 50°.



**Joonis 2.** Erinevat tüüpi kraavilaiendid: kahepoolne laiend 8 × 8 m (A), ühepoolne laiend 10 × 5 m (B), valliga laiend 3 × 6 m (C), nurgalaiend (D). Kõigis siin kuvatud laiendites leidis pruunide konnade või tähnikvesiliku noorjärke (Fotod: Maarja Vaikre).

### Kahepaiksete ja vee-suurselgrootute välitööd

Igal rekonstrueeritaval alal valiti võrdluseks 10 kraavi ja 10 looduslikku metsaveekogu suurusega > 4 m<sup>2</sup> ja sügavusega > 15 cm. Kahepaiksete uuringuks kasutati kahvapüüki (10 kahvatõmmet iga veekogu kohta; kolmnurkne kahv, 40 cm küljepikkus), mis viidi läbi igal uurimisaastal mais või juunis. Samal ajal koguti ka vee-suurselgrootute proove (U-kujuline kahv, 17 × 19 cm, silma suurus 0,5 mm). Proovide omavahelise võrreldavuse tagamiseks kahvati kõikides veekogudes 4 m<sup>2</sup> suurune ala 20 sekundi jooksul. Proovivõtul sooritati aktiivseid kahvatõmbeid erinevates elupaikades (taimestiku vahel, põhja lähedal, avavees jne.) koos põhjamuda üles trampimisega. Vee-suurselgrootute proovid koos kahva sattunud materjaliga fikseeriti 96% piiritusse ning sorteeriti ja määrati hiljem laboris. Enne proovide kogumist kirjeldati veekogude omadusi, nagu veekogu ümbrisev biotoop, taimestik ja vee keemia. Aastatel 2015 ja 2016 kogututi selgrootute proove ning kahvati kulleseid ka kolme kuivendamata metsaala väikeveekogudest, valides igalt alalt 10 veekogu. Looduslike võrdlusalade andmed võimaldavad kindlaks teha, kas leevendusveekogusid asustavad ka

looduslikele pisiveekogudele omased liigid või kas leidub selliseid liike, keda leevendusveekogud ei toeta. Lisaks külastati 2017. a. ja 2018. a. kõiki kolme kuivendatud ala aprillis, inventeerides kogu ala lausaliselt kahepaiksete kudu leidmiseks ning 2018. a. tehti ülepinnaline inventuur mais ning juulis, et hinnata kahepaiksete arengu edukust sigimisveekogudes.

Statistilised analüüsid koos valimi suuruste ja statistikutega on toodud Lisas 1.

## Rekonstrueerimise mõju veekogudele

Rekonstrueerimistööde tulemusena alanes veetase nii kraavides kui nende läheduses olnud väikeveekogudes, kusjuures suur osa looduslikest väikeveekogudest kuivas täielikult või täideti tööde käigus pinnasega (Tabel 1). **Ropkal** oli esimesel rekonstrueerimisjärgsel aastal hävinud viis 10-st uuritud looduslikust veekogust, teisest aastast alates polnud aga ühtki veekogu alles. Seal juhiti üleliigne pinnavesi teevalli-aluste truupide kaudu kraavi. **Valgmal** säilis rekonstrueerimistööde järgselt 10-st metsalombist vaid kaks. **Kirepil**, kus rekonstrueerimistööd toimusid alles 2017. a., kuivas 2018. aastaks kolmandik uuritud metsalompidest. Võimalik, et üheks põhjuseks oli nende asumine raiesmikel ja noorendikes, kus puistu transpiratsioon ja otseaurumine võrastikust on väiksem. Lompide kuivamise tõenäosus pärast kraavide rekonstrueerimist ei olenenud lompide kaugusest kraavidest (Lisa 1; A). Nähtavasti oli kraavivõrk piisavalt tihe ja rekonstrueerimisvõtted tugevad mõjumaks kogu alale.

Rekonstrueerimistööde järgselt vähenes kraavide varjulisus ja suurenes vee pH kõigil uurimisaladel (Tabel 1). Vee happelisuse vähenemine võib tuleneda sellest, et kraavide puhastamise käigus eemaldati setted ja taimestik ning vesi puutus kokku mineraalse pinnasega.

**Tabel 1.** Veekogu omaduste keskmised näitajad koos standardhälbega üle aastate veekogu tüüpide kaupa enne ja pärast kraavide rekonstrueerimist.

	Looduslikud veekogud	Kraavid		Lombid		Leevendusveekogud	
		Enne	Pärast	Enne	Pärast	Tiigid	Laiendid
Valimi suurus	49	80	98	78	35	70	60
Kuivamine (%)	19	-	2	2,5	65	-	-
Sügavus (cm)	17 (±7)	22 (±18)	9 (±6)	21 (±10)	17 (±13)	80 (±22)	37 (±15)
pH	6,6 (±3,1)	6,2 (±0,7)	6,9 (±0,9)	5,5 (±1,3)	5,0 (±0,9)	5,7 (±1,4)	7,0 (±0,8)
Varjulisus (%)	43 (±7)	36 (±19)	20 (±15)	36 (±26)	42 (±23)	16 (±22)	16 (±15)



## Kahepaiksed

Välitööde käigus leiti uurimisaladelt kuut liiki kahepaikseid (Tabel 2), kellest rohukonn (*Rana temporaria*), rabakonn (*R. arvalis*; EL loodusdirektiivi IV lisa liik), harilik kärnkonn (*Bufo bufo*), tiigikonn (*Pelophylax lessonae*) ja tähnikvesilik (*Lissotriton vulgaris*) kuuluvad III kaitsekategooriasse ning harivesilik (*Triturus cristatus*; EL loodusdirektiivi II ja IV lisa liik) II kategooriasse. Kahepaiksetest kõige arvukamalt leidus rohu- ja rabakonna (edaspidi: pruunid konnad). Tiigikonn ja harivesilik asustasid veekogusid alles pärast rekonstrueerimistöid ja sellega varjulisuse vähendamist ning leevendusveekogude rajamist.

Enne kraavide rekonstrueerimist kudesid kahepaiksed kõigil aladel nii päikesele avatud metsa- ja raiesmikulompides kui ka kraavides. Kraavide rekonstrueerimine (varjulisuse vähenemine) tõstis oluliselt kulleste esinemise tõenäosust kraavides, samas kui lompides kulleste kohtamise tõenäosus nende kuivamise tõttu langes (Lisa 1; B).

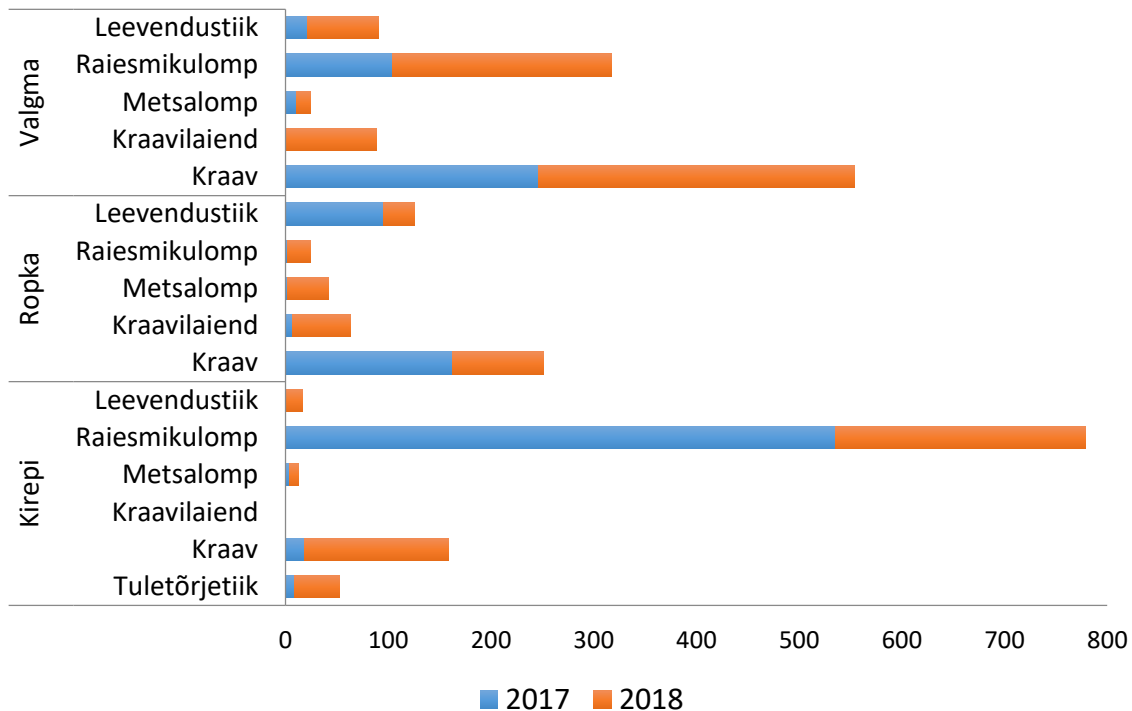
**Tabel 2.** Uurimisaladelt leitud kahepaikseliigid enne ja pärast rekonstrueerimistöid

	Valgma		Ropka		Kirepi	
	Enne	Pärast	Enne	Pärast	Enne	Pärast
Rohukonn	x	x	x	x	x	x
Rabakonn	x	x	x	x	x	x
Tähnikvesilik	x	x	x	x	x	x
Harivesilik	-	-	-	x	-	-
Harilik kärnkonn	-	x	-	x	x	x
Tiigikonn	-	x	-	x	-	x

## Pruunid konnad

Uurimisaladel 2017. ja 2018. a. läbi viidud ülepindalaline kudupalliandmestik näitas, et enamik raba- ja rohukonna kudupallidest asus raiesmikulompides ja kraavides (Lisa 1; C1 ja C2), kuigi jaotus erines nii aastate kui alade vahel (Joonis 3). Ka liikide osakaalud veekogutüüpide kaupa olid aastati erinevad (Lisa 3). 2017.a. asus **Ropkal** 38% pruunide konnade kudupallidest leevendusveekogudes, **Valgmal** aga vaid 5% (Joonis 3; Lisa 2 ja 3). Samas 2018. aastal Valgmal kudu osakaal leevendusveekogudes suurenes ja kraavides vähenes. Ropkal aga suurenes kudupallide osakaal raiesmiku- ja metsalompides (Joonis 3; Lisa 2 ja 3). Kudu suurem arv Ropka leevendusveekogudes tulenes tõenäoliselt raiesmike ja raiesmikuröobaste vähesusest (2017.a. raiesmike osakaal vaid 5%). 2018.a., kui raiesmike osakaal suurenes, sigiti rohkem ka raiesmikuröobastes. Ka Valgmal, kus raiesmike osakaal oli 45%, kudesid pruunid konnad meelsasti raiesmikulompides. Inimtekkelised veekogud raiesmikel või nende lähistel on pruunidele konnade põhilised sigimisveekogud majandatud metsamaastikel (Remm jt., 2015a). Rohu- ja rabakonna sigimist rekonstrueerimisjärgsetes kraavides võib seletada kahe teguri koosmõju: kraavide rekonstrueerimise tulemusel alanen kraavide veetase tunduval (Tabel 1) ning kraavisihtidelt maha võetud võsa avas eelnevalt varjulised kraavilõigud päikesele. Nii muutusid enne varjulised ja külmaveelised kraavid madalaveelisteks, kiiresti soojeneva veega veekogudeks. Ka Viljandimaal tehtud uuring on näidanud, et pärast kraavikallastel tehtud raiet, kui kraavide varjulisus oluliselt väheneb,

suunduvad kahepaiksed paari aasta jooksul neisse kudema (Soomets jt., 2017). Kui kraavikallastel taastub puittaimestik, väheneb oluliselt ka päikesele avatus, mistõttu kraavid muutuvad varjuliseks ning kahepaiksetele sigimiseks ebasobivaiks nagu on näidatud kraavitatud kaitsealadel (Remm jt., 2018).



**Joonis 3.** Pruunide konnade kudupallide arv alade lõikes erinevates veekogutüüpides 2017. ja 2018. aastal.

**Kirepil** toimusid 2017.a. ulatuslikud raied (raiesmike osakaal 25%) ning pärast kraavide rekonstrueerimist kudes enamik pruunidest konnadest päikesele avatud raiesmikulompides, kus leidis 95% kudupallidest (Joonis 3). Äsja rekonstrueeritud kraave kudemiseks peaaegu ei kasutatud ning leevendusveekogusid polnud selleks ajaks veel rajatud. 2018. a. paiknes aga 31% kudupallidest kraavides ning 54% raiesmikulompides. Kuigi leevendusveekogud olid 2018. a. juba rajatud, pruunid konnad neid kudemiseks peaaegu ei kasutanud. Rabakonna kudupalle leidis vaid neljas tiigis. Kuna Kirepi leevendusveekogude vaatlused pärinevad vaid ühest aastast, siis ei saa aasta mõju välistada. Võimalik, et tiikide taimestudes kahepaiksete sigimine neis suureneb.

Analüüsid pruunide konnade sigimiseelistusi leevendusveekogudes selgus, et tiikides leidis oluliselt enam kudu kui kraavilaiendites (Lisa 1; D1). Samas kogunesid juunis ja juulis kraavilaienditesse kraavis leidunud kullest. Nii võimaldavad kraavilaiendid kullestel kraavide kuivamise korral ellu jääda ja moonde läbida. Kraavilaiendite tüüpide vahel erinevust ei täheldanud ning kudupallide esinemise määras pigem varjulisus (Lisa 1; D2). Tiikides ei sõltunud kudupallide esinemine ei veekogu suuruselt varjulisusest ega madala kaldaala olemasolust (max 20° ning vähemalt 30 cm; Lisa 1; D3). Varasematest uuringutest

on aga teada, et kahepaiksed eelistavad sigida laugete kallaste ja kiirelt soojeneva veega veekogudes (Suislepp jt., 2011; Magnus ja Rannap, 2019; Joonis 4). Üleujutusala ja veekogude lauge kaldaala soodustavad taimestiku arengut, mis on määrava tähtsusega kahepaiksete mitmekesisusele (Vermonden jt., 2009), pakkudes neile paljunemis-, varjumis- ning toitumisvõimalusi. Veekogu lauged kaldad ning avatus päikesele soodustavad ka vee kiiret soojenemist, mis omakorda võimaldab kulleste kiiremat arengut (Colburn, 2004). Võimalik, et pruunide konnade sigimist suurtes leevendustiikides ei määranud nii väga madala kaldaala kui kevadise üleujutatava luha-ala olemasolu (Joonis 4). Samas, vaadates kulleste leidumist leevendusveekogudes leidsime kolme aasta jooksul Ropkal ja nelja aasta jooksul Valgmal pruunide konnade kulleseid pea kõigist leevendusveekogudest. Seda seetõttu, et erinevatel aastatel kasutati sigimiseks erinevaid leevendusveekogusid.



**Joonis 4.** Hästiõnnestunud leevendustiik Ropkal: kraavist eraldiasetsev, päikesele avatud ja madalveelise kaldaalaga (foto eesosas). Kahepaiksetest esinesid: harivesilik, tähnikvesilik ja rabakonn (Foto: Liina Remm).

Veekogude lõikes (kraavid, kompensatsiooniveekogud, lombid), kuivasid 2018. aasta juulis kõikidel aladel enim raiesmikulombid – juuliks oli alles vaid üks lomp, kus aprillis kudu leidis, kusjuures leevendusveekogudest kuivas Valgmal vaid üks tiik (5 × 5 m) ning Kirepil kolm kraavilaiendit. 2018. a mais või juulis olid 19 kraavi poolenisti või täielikult kuivanud. Seetõttu võivad pruunide konnade poolt eelistatavad päikesele avatud raiesmikulombid (Joonis 5) ning samuti kraavid hoopis ökoloogiliseks lõksuks osutada ning asurkonna alalhoidmiseks on harva kuivavad leevendusveekogud hädavajalikud.

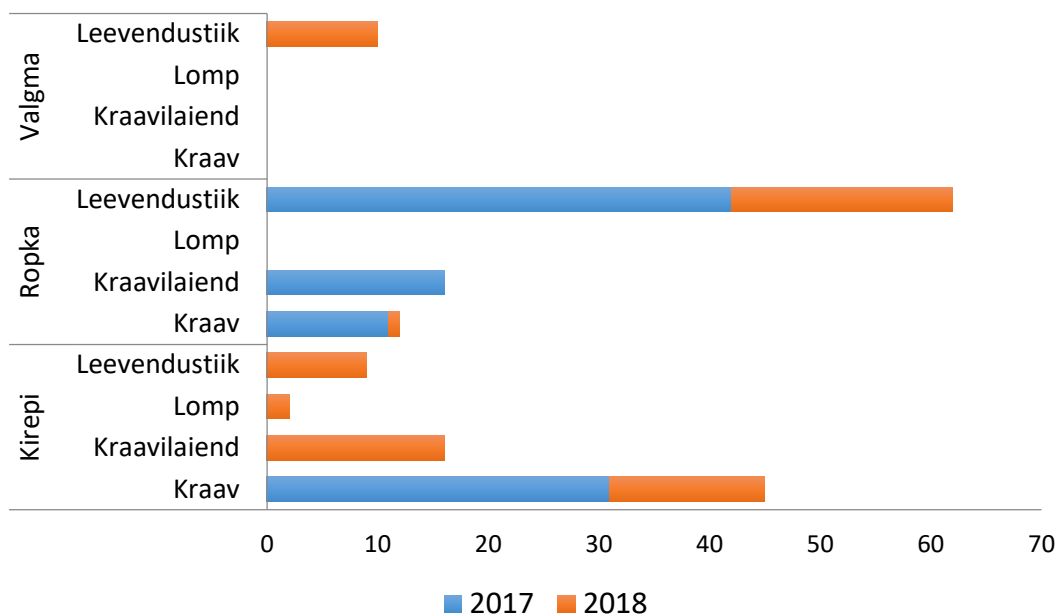




**Joonis 5.** Kül mavõetud kudu Valgma raiesmikurööbastes (Foto: Maarja Vaikre).

### Vesilikud

Tähnikesilikud sigisid peamiselt kompensatsioonitiikides (48%), kuid neid leidis ka kraavides (34%) ja kraavilaiendites (19%). Raiesmiku- ja metsalompides vesilikud peaaegu ei siginud (Lisa 1; C3). Vesilike puhul esines ka ala mõju (Joonis 6), nimelt leidis vesilikke enim Ropka veekogudes (11-s leevendusveekogus) ning vähim Valgmal (kolmes leevendusveekogus). **Kirepil** leidis tähnikesiliku vastseid kümnes leevendusveekogus. Harivesilikku leiti Ropkal kahes kõrvuti asetsevas leevendustiigis (Joonis 4) ja nende kõrval olevas kraavis. Võrreldes rekonstrueerimistöde käigus rajatud kompensatsiooniveekogusid selgus, et ka tähnikesilikud eelistasid sigimiseks leevendustiike kraavilaienditele (Lisa 1; D4). Kuna vesilikele sobivate omadusteg looduslikud veekogud on enamasti maastikust kadunud, on inimtekkelised veekogud neile oluliseks sigimispai gaka (Magnus ja Rannap, 2019). Erinevalt kraavidest või raiesmikulompidest, kus veetase sageli olulisel määral kõigub, on tiigid stabiilsema veetasemega ning seetõttu vesilikele sigimiseks sobivamad.



**Joonis 6.** Tähnikvesiliku vastsete arv (mai – juuli vaatlused) alade lõikes erinevates veekogutüüpides 2017. ja 2018. aastal. Raiesmiku- ja metsalombid on liidetud lombiks. 2017.a. Kirepil leevendusveekogusid veel kaevatud ei olnud.

## Vee-suurselgrootud

### Taksonoomiline koosseis

Kokku leiti uurimisaladelt 6 aasta jooksul 324 suurselgrootu taksonit 17-st suuremast rühmast. Keskmine mitmekesisus veekogu kohta jäi aga vahemiku 11 kuni 18 taksonit olenevalt veekogutüübist (Tabel 3). Kõige arvukamateks taksoniteks olid surusääsed (Chironomidae; N = 28 388), harilik vesikakand (*Asellus aquaticus*; N = 24 534), metsasääsed (*Aedes sp.*; N = 11 812) ja tiigipäevik (*Cloeon dipterum*; N = 5399). Seltsidest olid kõige arvukamad putukad, eriti kahetiivalised (N = 52 146), mardikad (N = 10 178) ning kakandilised (N = 24 534).

Uuritud veekogusid iseloomustas suhteliselt madal Shannoni erisusindeks (Tabel 3), mis sõltub taksonite üldarvust ning nende omavahelisest domineerimisastmest. See näitab, et uuritud veekogudes on suhteliselt vähe taksoneid ning koosluse moodustavad dominantsed liigid. Tõepoolest, viis arvukamat taksonit moodustasid 62% isenditest ning 57% taksonitest olid esindatud  $\leq 20$  isendiga.

Eesti Punase nimestiku liike leidis rekonstrueerimiselsetes ja looduslikes veekogudes, aga rekonstrueeritud kuivendusobjektidel ainult leevendusveekogus. Leidsime kahte Eesti Punase nimestiku liiki: ühes rekonstrueerimiselsetes kraavis ja lombis apteegikaani (*Hirudo medicinalis*; II kaitsekategooria; NT – ohulähedane, hinnatud 2008 a.), ühes kuivendamata ala lombis ning kraavilaiendis lai-tõmmuujuri (*Graphoderus bilineatus*; III kategooria; VU – ohualdis (2008), LC – soodsas seisundis (2018); EL loodusdirektiivi II lisa liik).

## Olukord enne rekonstrueerimist

Keskmine taksonirikkus oli kõrgem kuivendamata ala lompides, seejärel kraavides ning kuivendatud ala lompides (Tabel 3). Vee-suurselgrootute keskmine taksonirikkus, seltside mitmekesisus ja Shannoni erisusindeks veekogutüüpides rekonstrueerimiseelselt statistiliselt ei erinenud (Lisa 1; F). Veekogude tüübid erinesid aga koosluste poolest (Lisa 1; E). Kuivendamata ala lompe iseloomustasid suurematest rühmadest ehmesiivalised, kraave aga karbid, teod, ühepäevikulised, kaanid ja kakandid (Lisa 1). Meie uurimisaladele iseloomulikud ehmesiivalised toituvad enamasti lehekõdust, olles olulised orgaanilise aine muundajad (Wallace ja Webster, 1996) ning asustavad mitmesuguseid orgaanikarikkaid ning ka ajutisi veekogusid. Kraave aga näivad asustavat pigem püsivamat vett eelistavad rühmad (Vaikre jt., 2018). Näiteks veelimused ja kaanid on sageli ainuomased pikema hüdroperioodiga veekogudele (Brooks, 2000). Võimalik, et kraavide kooslusi mõjutab ka nende omavaheline ning eesvooludega ühendatus, võimaldades levida ka liikidel, kellel maismaalise eluviisiga staadiumid puuduvad ning pääseda kohalikust kuivamisest.

**Tabel 3.** Taksonite ja suuremate rühmade (Lisa 1) keskmine mitmekesisus koos standardhälbega, kogumitmekesisus ning keskmine Shannoni erisusindeks ( $H'$ , maksimaalne väärtus saab olla 10) veekogutüüpide kaupa koos proovide arvuga (N). Veekogutüüpide keskmiste näitajate vahelised erinevused on statistiliselt mitteolulised.

Veekogu tüüp	N	Taksonite arv		Suuremate rühmade arv		$H'$	
		keskmine	kogu	keskmine	kogu		
Kraav	enne	80	17±6,8	198	8±2,5	17	1,74±0,42
	pärast	98	12±5,0	178	6±2,1	16	1,4±0,53
Kuivendatud ala lomp	enne	78	15±5,9	162	6±2,7	17	1,61±0,55
	pärast	35	12±6,4	114	5±2,2	16	1,57±0,37
Kuivendamata ala lomp	48	18±7,8	145	8±2,0	16	1,81±0,42	
Kraavilaiend	60	11±5,1	127	5±1,8	15	1,4±0,67	
Leevendustiik	70	13±4,7	145	5±1,8	4	1,55±0,44	

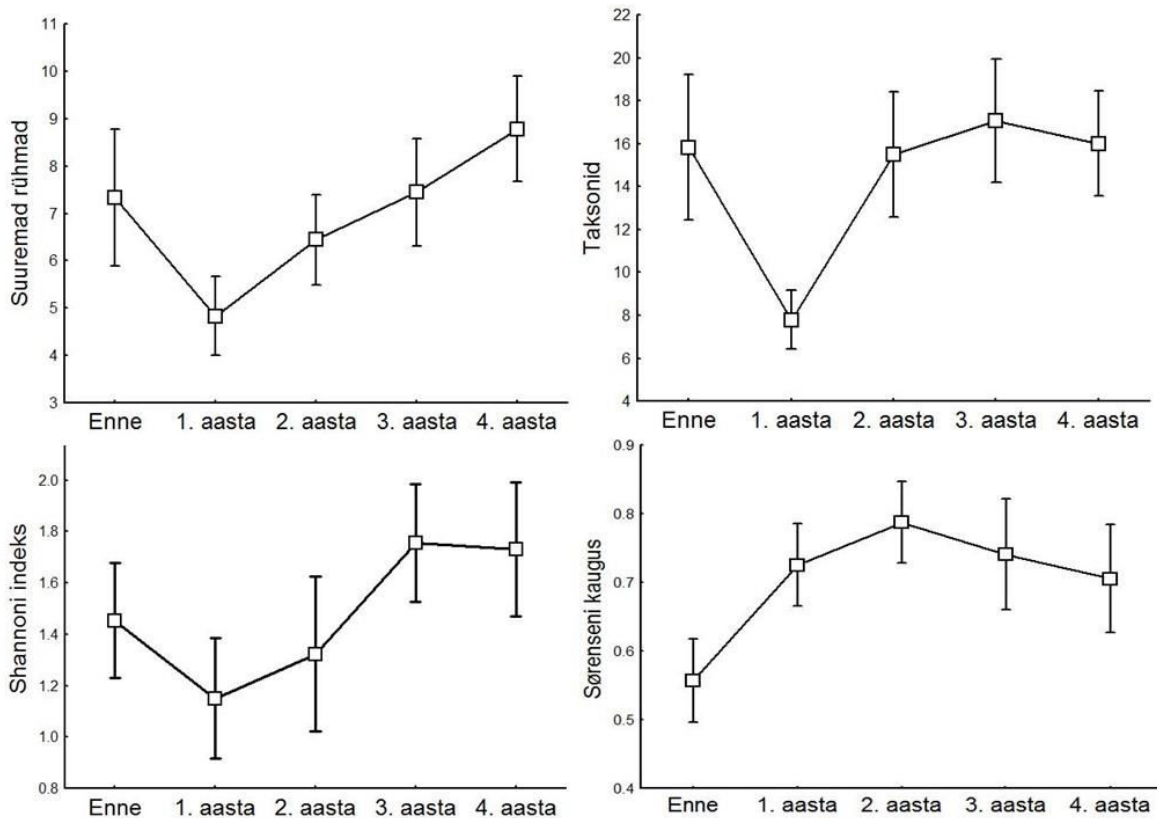
Kraavid, olles küll harilikult käsitletud kui vooluveekogud, kindlasti looduslikke ojasid ei asenda. Elupaika leiavad neis pigem peale laialt levinud ja vähe spetsialiseerunud liikide (elupaigaks nii järved kui jõed) ka taimestikurohkeid väikeseid seisu- või aeglast vooluvett eelistavad liigid. Vaid kolm kraavi meie uuringus oli nähtava vooluga. Kiire vooluga hapnikurikast vett eelistavad taksonid meie kraavidets puudusid või leidsime vaid üksikuid isendeid üksikutes veekogudes. Näiteks kõrge voolu- ja reostustundlikkusega seltsi kevikulised esindajatest leidsime kogu uuringu peale kokku vaid kaks liiki, kellest levinuim, harilik kevik (*Nemoura cinerea*) asustab mitmesuguseid veekogusid.



## Rekonstrueerimise mõju

Rekonstrueerimine põhjustas veeseligrootute koosluste ühetaolisemaks muutumist kogu kuivendusobjektidel. Pärast rekonstrueerimist vähenes selgrootute kogumitmekesisus kraavides 20 taksoni võrra ehk 10% ning lompides (nende ulatusliku kuivamise tõttu) lausa 48 taksoni ehk 30% võrra. Seejuures proovide koguarv oli tulenevalt pikemast jälgimisperiodist pärast rekonstrueerimist isegi suurem. Keskmine mitmekesisus veekogu tasemel muutus nii kraavides kui ka lompides vähem (Tabel 3). Koosluste homogeniseerumine on ka kuivenduskraavide kaevamise etapis valdav nii maismaal kui ka väikeveekogudes (Laine jt., 1995; Vaikre jt., 2015). Kõrge beeta-mitmekesisus ehk liigilise koosseisu muut maastikul on tavaline väikeveekogude puhul – nende suur koguliigirikkus tulebki nende paljususest ja mitmekesisusest maastiku mastaabis (Colburn, 2004; Jeffries, 2010). Näiteks rattarööbaste puhul on leitud, et mida lühema hüdroperiodiga (aeg, mil veekogu sisaldab vett) veekogu on, seda vähem on veekogudes ühiseid liike (Armitage jt., 2012).

Kraavides kahanes taksonite ning seltside mitmekesisus kohe pärast rekonstrueerimist märgatavalt (Joonis 7). Pioneerliigid jõudsid aga kiiresti kohale. Pioneerliigid on võimelised asustama veekogusid mõni päev pärast kaevetöid (Williams jt., 2008; Jeffries, 2010). Juba teiseks-kolmandaks aastaks olid keskmine taksonirikkus ja seltside mitmekesisus taastunud, kuid kooslused nelja aasta jooksul rekonstrueerimis-eelsete sarnasteks ei muutunud (Joonis 7; Lisa 1: G ja H). Suurbritannia madalsoorohumaadel on näidatud, et suurseligrootute kooslused erinevad märgatavalt regulaarselt puhastatavates kraavides võrreldes kraavidega, mida pärast kaevamist puhastatud ei ole ning viimases oli ka liikide arv suurem (Painter, 1999). Mida varieeruvad on kraavid oma omaduselt, seda suurem on ka vee-suurseligrootute liigiline mitmekesisus kraavitatud aladel (Painter, 1999). Seetõttu võiks alapõhiselt muist kraave või kraavilõike (nt. suuremad, veesise taimestikurohked, vooluveega kraavid) rekonstrueerimata jätta.



**Joonis 7.** Suuremate rühmade ja taksonite keskmine mitmekesisus, keskmine Shannoni indeks ning Sørenseni kaugus kraavides koos 95% usalduspiiridega enne ja pärast rekonstrueerimist. Vaadeldud on kõiki alasid koos.

Rekonstrueerimise järgselt (vaatluste arv oli nii enne kui pärast rekonstrueerimist 180) ei leidnud me uuringualadelt enam 81 taksonit. Siiski oli suur osa kadunud taksonitest esindatud eelnevalt vaid üksikute isenditega üksikutes veekogudes, mistõttu võib nende kadumine olla juhuslik. Arvukamatest taksonitest kadusid nii lombi- kui kraaviproovidest varjejalgse *Cyphon* sp. vastsed ja lehevana (*Glyptotaelius pellucidus*) ning kraavidest suurpeaehmeslane (*Plectrocnemia conspersa*). Samuti vähenesid oluliselt järgnevate, enne rekonstrueerimist laialt levinud, taksonite koguarvukused: ehmeistiivaliste nagu harilik järvevana (*Limnephilus stigma*), kolmkantvana (*Phacopteryx brevipennis*) ja lombipurukas (*Trichostegia minor*); ühepäevikulistest oga-kaldapäevik (*Siphonurus aestivalis*) ja suure kaldapäevik (*Siphonurus lacustris*) ning sääskedest perekondade *Mochlonyx* ja *Aedes* sp.. Nende koguarvukused langesid põhiliselt kraavides, kuid vähemal määral ka lompides. Veesisese taimestiku ning mikroeluopaikade rohkus on määrava tähtsusega koosluste kujunemisel (Bazzanti jt., 2009; Bazzanti, 2015). Kraavide orgaanikast ja taimestikust puhastamine ning puittaimestiku vähenemine kraavikaldal vähendab mikroelupaiku, muudab toidubaasi suurselgrootutele ning limiteerib teatud taksonite esinemist.

Ennegi väga arvukate ning hästi reostust taluvate elupaigageneralistide, nagu surusääsed ja rabeliimukas (*Lumbriculus variegatus*), koguarvukused suurenesid vastavalt 2,8 ja 2,5 korda. Varasemad uuringud Eestis kinnitavad sama: ka lähteojade õgvendamise ja paisjärvede rajamine soosib elupaigageneraliste (Käiro jt., 2011; Käiro jt., 2017).

Pärast rekonstrueerimist ilmus uurimisaladele 65 uut taksonit, kellest suur osa oli esindatud üksikute isenditega. Arvukamad nende seas olid seisuvetele omased tiigiujur (*Scarodytes halensis*), *Potamonectes* sp., käabusujur (*Hygrotus inaequalis*), tõmmuujurid (*Graptodytes* sp.), kiilid nagu harilik vesikiil (*Libellula quadrimaculata*), tanuliidrik (*Coenagrion armatum*), kuuliidrik (*Coenagrion lunulatum*), kahetiivalistst kibun (*Chrysops* sp.) ja hallasääsed (*Anopheles* sp.). Tiigiujur (*S. halensis*) on omane hõreda taimestikuga kraavidele ja tiikidele ning on tihti rohkearvuline äsja kaevatud antropogeensetes veekogudes (Nilsson ja Holmen, 1995). Teised mardikad ja kiilid eelistavad aga mitmesuguseid oligotroofseid taimestikurikkaid veekogusid (Nilsson ja Holmen, 1995; Martin, 2013). Uute liikide jõudmine neile aladele võib muu hulgas tuleneda leviku hõlbustumisest pärast kraavide rekonstrueerimist. Näiteks veemardikate puhul on näidatud, et tihe võrastik takistab teatud liikide kolonisatsiooni (Nilsson ja Stevensson, 1995; Binckley ja Resetarits, 2009). Puhastatud kraavid ning metsasihid pakuvad aga levikukoridore.

### Leevendusveekogude kaevamise mõju ning võrdlus looduslike lompidega

Leevendusveekogude kaevamine lõi lisaelupaiku kiilidele. Eranditult leevendusveekogudes esinesid odaliidrik (*Coenagrion hastulatum*) ja harilik hiilgekiil (*Cordulia aenea*). Uute liikide, muuhulgas kiilide, ilmumist kuivendatud metsamaastikusse pärast tiikide kaevamist on leitud ka Hiiumaal euroopa naaritsa toidubaasi täiendamiseks kaevatud kahepaiksetiikide puhul (Remm jt., 2015b). Kusjuures kraavilaiendeid ja tiike eelistasid erinevad kiililiigid (Lisa 1): tiike metsa-tondihobu (*Aeshna cyanea*), laiendeid aga harilik vesikiil (*Libellula quadrimaculata*).

Leevendusveekogudele olid suurematest rühmadest iseloomulikud ühepäevikulised, lutikalised ja kiilid, kuivendamata ala lompidele aga mardikad, kahetiivalised, väheharjasussid, ehmostiivalised, teod ja vesilestad (Lisa 1). Ühepäevikuliste suurem arvukus ja esinemine leevendusveekogudes tuli peamiselt ühest liigist – harilikust tiigipäevikust (*Cloeon dipterum*), kes oli eriti arvukas leevendustiikides (lombid (N = 60): 213 isendit; laiendid (N = 60): 999 isendit; tiigid (N = 70): 2624 isendit). Leevendusveekogude erinevus looduslike alade lompidest tulenes muuhulgas just kiilide esinemisest. Võrreldes leevendusveekogudega oli kuivendamata ala lompides kiilide koguarvukus ja koguliigirikkus kõigi proovide peale tunduvalt väiksem (lombid: 48 isendit ja 5 taksonit; laiendid: 155 isendit ja 10 taksonit; tiigid: 466 isendit ja 16 taksonit). Kiilide suhteline rohkus leevendusveekogudes tulenes tõenäoliselt sellest, et võrreldes metsaveekogudega olid leevendusveekogud tunduvalt sügavamad ja päiksele avatumad (Tabel 1). Kuna enamik kiililiike talvituvad vastsetena vähemalt ühe talve vees, on neile oluline, et veekogu ei kuivaks. Avatus päikesele soosib kiilidele munemis- ja varjepaika pakuvat veetaimestikku ja aitab vastsete arengule kaasa sooja veega (Martin, 2013). Mardikad ja kahetiivalised on aga iseloomulikud ajuti kuivavatele väikeveekogudele (Colburn, 2004).



## Leevendusveekogude rajamise põhimõtted

Kuna kraavide rekonstrueerimistööde tagajärjel looduslikud väikeveekogud suures osas hävivad või kuivavad enne kulleste moonde läbimist, on veeliste ja pool-veeliste liikide elutingimuste säilimiseks oluline hoida säilinud või tekkinud märgalaid (nt kopra üleujutusala) ning rajada ka leevendusveekogusid. Rekonstrueerimistööde käigus märgalade säilitamist tuleks kindlasti eelistada uute veekogude rajamisele. Samuti on elustiku hoidmiseks oluliselt tõhusam hoiduda loodusliku ilmega kraavilõikude puhastamisest ning õgvendatud ojade süvendamisest võrreldes kraavilaiendite kaevamisega. Kui sellised loodusliku ilmega kraavilõigud või veekogud puuduvad või pole neid võimalik säilitada, tuleb kraavide rekonstrueerimistööde käigus rajada eraldiasetsemaid tiike ja kraavilaiendeid. Nagu meie uuring näitab, on eri tüüpi leevendusveekogud vajalikud vee-elustiku mitmekesisuse säilimiseks.

### Kraavilaiendid:

- Kraavilaiendid on vajalikud selleks, et suurendada kraavide eriilmelisust, pakkudes mitmekesisemaid ja stabiilsemaid elupaiku ning suurendades seeläbi ka elustiku liigirikkust. Suurema sügavuse tõttu säilib laiendites vesi ka siis, kui kraavid ära kuivavad. Kuigi pruunid konnad eelistasid sigimiseks eraldiasetsemaid tiike kraavilaienditele, kogunesid juunis/juulis kraavilaienditesse kraavis leidunud kulleled. Nii võimaldavad kraavilaiendid kullestel kraavide kuivamise korral ellu jääda ja moonde läbida. Samuti leidsime kraavilaiendist kaitsealuse lai-tõmmuujuri (*Graphoderus bilineatus*).
- Kraavilaiendeid tuleb rajada mineraalpinnasesse, et vältida nõlvade sissevarisemist (Joonis 8). Seetõttu tuleks neid kraavide rekonstrueerimise või uuendamise käigus rajada laanemetsades, salumetsades ja soovikumetsades ning vältida nende rajamist rohusoo-, samblasoo- ja kõdusoo metsades.
- Sobivas kasvukohatüübis tuleb rajada 1 kraavilaiend iga 100 m rekonstrueeritava kraavi kohta, et mitmekesistada kraavivõrgustikku, luues erinevaid mikroelupaiku ning tagada kulleste jõudmine laienditesse enne kraavi kuivamist.
- Kraavilaiendite rajamisel tuleb arvestada ala topograafiaga, rajades need tasastele kraavilõikudele, mille rekonstrueerimisjärgne sügavus on 1-1,5 m.
- Kraavilaiendi laius peab olema vähemalt kahekordne kraavi laius ja pikkus vähemalt 2 m.
- Kraavilaiendi põhi peab jääma 20-30 cm kraavi põhjast sügavamale.
- Kraavilaiendite kaldakalle ei tohi ületada 25°. Kraavilaiendite suurus tuleb valida nii, et vastav kaldakalle on võimalik saavutada.
- Kraavide ristumiskohtadesse, kus varjulisus on väiksem, tuleb rajada nurgalaiendeid.



**Joonis 8.** Ebaõnnestunud kraavilaiend sügavas turbamullas Kirepil. Kraavi sügavus on 1,8 m (Foto: Maarja Vaikre).

#### Tiigid:

- Leevendustiigid on olulised sigimispaidad nii pruunidele konnadele kui ka vesilikele. Samuti lisavad nad kuivendatud metsamaastikusse elupaiku mitmetele vee suurselgrootutele, eriti kiilidele. Samas ei too leevendustiigid tagasi kraavide rekonstrueerimise käigus kadunud taksoneid. Tiikide rajamisel võib lähtuda kahepaiksete elupaiganõudlusest, sest nii kujundatud veekogudes leiab elupaiga mitmekesine selgrootufauna (Soomets jt., 2016).
- Leevendustiigid tuleb rajada kraavidest eraldiasetsevatena niiskematesse kasvukohatüübi rühmadesse: laane, salu, sooviku, rabastuv soo- ja kõdusoo tüübirühma ning palumetsades jänesekapsa-mustika kasvukohatüüpi.
- Ühendust kraavidega ei tohi tekkida ka kevadise kõrgvee ajal, kuna vastasel juhul võivad kraavide kaudu veekogudesse sattuda kalad, kes toituvad selgrootutest ja kahepaiksete noorjärgudest.
- Tiike ei tohi kaevata looduskaitseliselt väärtuslikesse soolaikudesse, allikate asemele, kaitsealuste liikide kasvukohta ega vääriselupaikadesse. Seetõttu tuleks veekogude asukohad välja valida koos looduskaitsebioloogiga, et välistada looduskaitseliselt oluliste elupaikade hävitamist.
- Tiikide rajamiseks peaks valima võimalikult päikesele avatud (nt. teede ja sihtide äärde) madalamaid kohti kuhu ka looduslikult vesi koguneb ning mis rekonstrueerimise käigus tõenäoliselt häviksid.

- 100 ha kraavitatud metsamaa kohta tuleb rajad vähemalt 5 leevendustiiki. Tiigid peaksid paiknema kogumikena, igas kogumikus 3–4 tiiki, kusjuures veekogude vaheline kaugus ei tohiks ületada 200 m. Tiikide kogumikud on vajalikud kahepaikseid edukaks sigimiseks (Rannap jt., 2009) ning 200 m on vahemaa, mida enamus kahepaikseid sh. vesilikud suudavad läbida (Jehle, 2000; Kupfer ja Kneitz, 2000).
- Veekogu varjulisuse vältimiseks ja võsastumise takistamiseks tuleb tiikide rajamisel raadata ja juurida 5-7 m laiune ala veekogu ümber.
- Leevendustiigid peavad olema võimalikult laugete kallastega (vähemalt põhjakalda kalle soovitatavalt mitte üle 25°), et kevadise suurvee ajal tekiks veekogudele madalaveeline üleujutatav luha-ala (Joonis 9 ja 10), kus vesi soojeneb kiiresti ning mis on seetõttu kahepaiksetele oluliseks sigimispaiaks ja kus kujuneb taimestikurikas elupaik ka selgrootutele. Et seda tagada, soovitame vähemalt esimesi veekogusid rajada varem efektiivsete elustikuveekogude rajamist juhendanud eksperdi juuresolekul ning kaevamistöõde käigus koolitada selles osas ka ekskavaatorijuhte.



**Joonis 9.** Järskude kallastega leevendustiik Valgmal, kust leidsime nelja aasta jooksul vaid ühe rabakonna kullese (Foto: Maarja Vaikre).

- Leevendustiigid ei tohi mõõtmetelt olla väiksemad kui 100 m<sup>2</sup>, et oleks võimalik rajada lauge kaldaala.



- Tiikide sügavus peaks jääma vahemikku 1,5 – 2 m (Rannap jt., 2009). Samas peaks tiikide sügavus olema võrdne kraavide sügavusega, et vältida nende kuivendamist lähedal olevate kraavide poolt.
- Väljakaevatud pinnast ei tohi ladustada tiigi kaldaalale vaid tuleb paigaldada veekogust pisut eemale, et ennetada pinnase tagasivalgumist ja toitainete leostumist veekokku. Veekogule liiga lähedale asetatav pinnas suurendab veekogu kalda kallet ning takistab kõrgvee ajal üleujutusala teket. Pinnas tuleb laiali planeerida ja tasandada ainult veekogust lõuna poole, kuna nii jääb veekogu põhjakallas, mida päike rohkem soojendab, madalamaks.
- Leevendustiigid tuleb rajati nii, et oleks tagatud pinnavee valgumine veekogusse, rajades vastavalt vajadusele veekogu ümbritsevasse muldesse voolunõvad.
- Oluline on, et leevendusveekogudesse ei jääks raiejäätmeid, mis hakkavad vees lagunema muutes veekogu kahepaiksetele sigimiseks kõlbmatuks.
- Leevendustiikide rajamisel tuleb pigem tähelepanu pöörata tiikide kvaliteedile (Joonis 10) kui nende rohkusele. Kvaliteetsed tiigid on ökoloogiliseks lätteks ülejäänud maastikule ning tagavad populatsioonide püsimise ebasoodsatel aastatel.



**Joonis 10.** Üleujutatava luhaga tiik 2018. a. aprillis ja mais. Kahepaiksetest esinesid tähnikvesilik, rohukonn ja rabakonn (Fotod: Maarja Vaikre).



## Kasutatud kirjandus

- Armitage, P.D., Hawczak, A., Blackburn, J.H. 2012. Tyre track pools and puddles – anthropogenic contributors to aquatic biodiversity. *Limnologica* 42: 254–263.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., Turner, R.K. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950–953.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1–48.
- Bazzanti, M. 2015. Pond macroinvertebrates of the Presidential Estate of Castelporziano (Rome): a review of ecological aspects and selecting indicator taxa for conservation. *Rendiconti Lincei* 26:337–343.
- Bazzanti, M., Della Bella, V., Grezzi, F. 2009. Functional characteristics of macroinvertebrate communities in Mediterranean ponds (Central Italy): influence of water permanence and mesohabitat type. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 45:29–39.
- Binkley, C.A., Resetarits Jr., W.J. 2009. Spatial and temporal dynamics of habitat selection across canopy gradients generates patterns of species richness and composition in aquatic beetle. *Ecological Entomology* 34:457–465.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific America* 272: 52–57.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B., Wayne, S.P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8:60–71.
- Brooks, R.T. 2000. Annual and seasonal variation and the effects of hydroperiod on benthic macroinvertebrates of seasonal forest („vernal“) ponds in Central Massachusetts, USA. *Wetlands* 20: 707–715.
- Chólon-Gaud, C., Whiles, M.R., Kilham, S.S., Lips, K.R., Pringle, C.M., Conelly, S., Peterson, S.D. 2009. Assessing ecological responses to catastrophic amphibian declines: Patterns of macroinvertebrate production and food web structure in upland Panamanian streams. *Limnology and Oceanography* 54: 331–343.
- Colburn, E.A. 2004. Vernal pools. *Natural History and Conservation*. The McDonald & Woodward Publishing Company, Blacksburg, Virginia.
- Cranston, P.S., Fairweather, P., Clarke, G. 1996. Biological indicators of water quality. In: *Indicators of catchment health: a technical perspective* (Toim. Walker, J., Reuter, D.J.) CSIRO Publishing, Melbourne, lk. 143–154.
- Davic, R.D., Jr., Welsh, H.H. 2004. On the ecological roles of salamanders. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 405–434.

- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Leveque, C., Naiman, R. J., Prieur, A.-H., Soto, R.D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163–182.
- Dufrêne, M., Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- DuRant, S.E., Hopkins, W.A. 2008. Amphibian predation on larval mosquitoes. *Canadian Journal of Zoology* 86: 1159–1164.
- Gibbons, J.W., Winne, C.T., Scott, D.E., Willson, J.D., Glaudas, X., Andrews, K.M., Todd, B.D., Fedewa, L.A., Wilkinson, L., Tsaliagos, R.N., Harper, S.J., Greene, J.L., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Dorcas, M.E., Nestor, J.P., Young, C.A., Akre, T, Reed, R.N., Buhlmann, K.A., Norman, J., Croshaw, D.A., Hagen, C., Rothermel, B.B. 2006. Remarkable amphibian biomass and abundance in an isolated wetland: implications for wetland conservation. *Conservation Biology* 20:1457–1465.
- Heatwole, H. 2013. Worldwide decline and extinction of amphibians. Rmt: The balance of nature and human impact.
- Heino, J., Virkkala, R., Toivonen, H. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern region. *Biological Reviews* 84: 39–54.
- Herzon, I., Helenius, J. 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141: 1171–1183.
- Jeffries, M.J. 2010. The temporal dynamics of temporary pond macroinvertebrate communities over a 10-year period. *Hydrobiologia* 661: 391–405.
- Jehle, R., 2000. The terrestrial summer habitat of radio-tracked great crested newts *Triturus cristatus* and marbled newts *Triturus marmoratus*. *Herpetological Journal* 10: 137–142.
- Joensuu, S., Ahti, E., Vuollekoski, M. 2002. Effects of ditch network maintenance on the chemistry of run-off water from peatland forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 238–247.
- Jutila, E., Ahvonen, A., Laamanen, M., Koskiniemi, J. 1999. Adverse impact of forestry on fish and fisheries in stream environments of the Isojoki basin, western Finland. *Boreal Environment Research* 3: 395–404.
- Keitzer, S.C., Goforth, R.R. 2013. Salamander diversity alters stream macroinvertebrate community structure. *Freshwater Biology* 58: 2114–2125.
- Kuivendussüsteemide majandamise strateegia. 2011. Riigimetsa Majandamise Keskus, Tallinn.
- Kupfer, A., Kneitz, S. 2000. Population ecology of the great crested newt in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. *Herpetological Journal* 10: 165–172.
- Käiro, K., Möls, T., Timm, H., V., Järvekülg, R. 2011. The effect of damming on biological quality according to macroinvertebrates in some Estonian streams, Central – Baltic Europe: a pilot study. *River Research and Applications* 27: 895–907.

- 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.
- Kraus, J.M., Vonesh, J.R. 2012. Fluxes of terrestrial and aquatic carbon by emergent mosquitoes: a test of controls and implications for cross-ecosystem linkages. *Oecologia* 170: 1111–1122.
- Laanetu, N., 2005. Metsade kuivendamise veeökosüsteemide vaatevinklist. Koguteoses 55 aastat mehhaniseeritud metsakuivendust Eestis.
- Laine, J., Vasander, H., Sallantaus, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews* 3: 286–303.
- Lõhmus, A. 2006. Kahepaiksete ja roomajate suhtelisest arvukusest eri tüüpi metsades ja raiesmikel. *Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat* 84: 207–217.
- 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.
- McCune, B., Mefford, M.J. 2011. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 6.0. MjM Software, Oregon.
- Magnus, R., Rannap, R. 2019. Pond construction for threatened amphibians is an important conservation tool, even in landscapes with extant natural water bodies. *Wetlands Ecology and Management* (trükis).
- Martin, M. 2013. Eesti kiilide määraja. Keskonnaamaet, Tallinn.
- Matisone, I., Zumberga, A., Lībiete, Z., Gerra-Inohosa, L., Jansons, J. 2018. The impact of forest infrastructure reconstruction on expansion of potentially invasive plant species: First results from a study in Latvia. *Journal of Forest Science* 64: 353–357.
- Nakano, S., Murukami, M. 2001. Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 166–170.
- Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S., Laurén, A. 2010. Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica* 44: 39–49.
- Nilsson, A.N., Holmen, M. 1995. The aquatic Aedeopoda (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. E.J.Brill, Leiden, New York, Köln.
- Nilsson, A.N., Stevansson, B.W. 1995. Assemblages of dytiscid predators and culicid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. *Hydrobiologia* 308: 183–196.
- Paavilainen, E., Päivänen, J. 1995. Peatland Forestry: Ecology and Principles. Springer-Verlag, New York.
- Painter, D. 1999. Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen, UK. *Journal of Applied Ecology* 36: 33–48.

- Peltomaa, R. 2007. Drainage of forests in Finland. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 56: 151–159.
- 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 Conservation* 26: 3125–3155.
- Prevost, M., Plamondon, A. P., Belleau, P. 1999. Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. *Journal of Hydrology* 214: 130–143.
- Rannap, R., Lõhmus, A., Briggs, L. 2009. Restoring ponds for amphibians: A success story. *Hydrobiologia* 634: 87–95.
- Rannap, R., Lõhmus, A., Linnamägi, M. 2012. Geographic variation in habitat requirements of two coexisting newt species in Europe. *Acta Zool Acad Sci H* 58: 69–86.
- Remm, L., Lõhmus, A., Rannap, R. 2015a. Temporary and small water bodies in human-impacted forests: an assessment in Estonia. *Boreal Environment Research* 20: 603–619.
- Remm, L., Lõhmus, A., Maran, T. 2015b. A paradox of restoration: prey habitat engineering for an introduced endangered carnivore can support native biodiversity. *Oryx* 49: 559–562.
- Remm, L., Vaikre, M., Rannap, R., Kohv, M. 2018. Amphibians in drained forest landscapes: Conservation opportunities for commercial forests and protected sites. *Forest Ecology and Management* 428: 87–92.
- RMK Tartumaa metskonna metsa majandamise kava aastani 2022. Riigimetsa Majandamise Keskus, Tallinn.
- Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (Toim). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York – London.
- Rosenvald, R., Järvekülg, R., Lõhmus, A. 2014. Fish assemblages in forest drainage ditches: degraded small streams or novel habitats? *Limnologia* 46: 37–44.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Koivusalo, H., Nieminen, M., Ahti, E., Päivänen, J., Laine, J. 2010. Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage conditions in drained peatlands. *Canadian Journal of Forest Research*, 40: 1485–1496.
- Sarkkola, S., Nieminen, M., Koivusalo, H., Laurén, A., Ahti, E., Launiainen, S., Nikinmaa, E., Marttila, H., Laine, J., Hökkä, H. 2013. Domination of growing-season evapotranspiration over runoff makes ditch network maintenance in mature peatland forests questionable. *Mires and Peat*, 11: 1–11.
- Sartori, L., Canobbio, S., Cabrini, R., Fornaroli, R., Mezzanotte, V. 2015. Macroinvertebrate assemblages and biodiversity levels: ecological role of constructed wetlands and artificial ponds in a natural park. *Journal of Limnology* 74: 335–345.
- Soomets, E., Rannap, R., Lohmus, A. 2016. Patterns of assemblage structure indicate a broader conservation potential of focal amphibians for pond management. *PlosOne* 11: e0163007.



- Soomets, E., Lohmus, A., Rannap, R. 2017. Brushwood removal from ditch banks attracts breeding frogs in drained forests. *Forest Ecology and Management* 384:1–5.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., Waller, R. W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783–1786.
- 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.
- Vaikre, M., Remm, L., Rannap, R. 2015. Macroinvertebrate diversity and community structure in woodland pools and ditches and their response to artificial drainage. *Hydrobiologia* 762: 157–168.
- Vaikre, M., Remm, L., Rannap, R., Voode, M. 2018. Functional assemblages of macroinvertebrates in pools and ditches in drained forest landscape. *Wetlands* 38: 957–964.
- Vermonden, K., Leuven, R.S.E.W., van der Velde, G., van Katwijk, M.M., Roelofs, J.G.M., Hendriks, A.J. 2009. Urban drainage systems: An undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation* 142: 1105–1115.
- 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.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115–139.
- Whiles, M.R., Lips, K.R., Pringle, C.M., jr. (2006). The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 27–35.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Rox, 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.
- Williams, P.M., Whitfield, M., Biggs, J. 2008. How can we make new ponds more biodiverse? A case study monitored over 7 years. *Hydrobiologia* 597: 137–148.
- <https://portaal.agri.ee/avalik/#/maaparandus>; vaadatud 02.01.2018
- <https://www.rmk.ee/metsa-majandamine/metsamajandus/metsamajandamise-pohiotsessid/metsaparandus>; vaadatud 30.04.2019

## LISA 1. Statistilised analüüsid

Kuivendatud ala lompide kuivamise tõenäosust (mitu protsenti veekogudest üle aastate ära kuivas) vastavalt veekogu kaugusest kraavist uurisime Spearman'i korrelatsiooniga (Tabel 1: A).

Pruunide konnade ja tähnikvesiliku sigimiseelistuste analüüsimiseks kasutasime logistilist regressiooni (R pakett lme4; Bates jt., 2015). Pruunide konnade kulleste esinemist kraavides ja lompides (B) analüüsisime enne ning pärast kraavide rekonstrueerimist, kaasates mudelisse ka rekonstrueerimise ning veekogu tüübi koosmõju. Aasta oli kaasatud juhusliku faktorina. Kudu esinemist veekogutüübiti (kraav, metsalomp, raiesmikulomp, kraavilaiend ja leevendustiik) analüüsisime eraldi rabakonna (C1), rohukonna (C2) ja tähnikvesiliku puhul (C3). Eri tüüpi leevendusveekogude sobivuse välja selgitamiseks pruunidele konnadele koostati kolm erinevat mudelit (laiend vs tiik (D1); eri tüüpi laiendid (D2); eri tüüpi tiigid (D3)), kaasates mudelisse ka varjuliseuse ning madala kaldaala (max 20° ning vähemalt 30 cm) olemasolu. Vesilike puhul testiti vastsete esinemist kraavilaiendites ja leevendustiikides (D4). Nii ala kui aasta olid veekogutüüpide mudelitesse lisatud kui juhuslikud faktorid.

Vee-suurselgrootute puhul võrdlesime erinevaid veekogu tüüpe omavahel nelja biotilise parameetri alusel: keskmine mitmekesisus; suuremate rühmade (*Amphipoda*, *Bivalvia*, *Coleoptera*, *Diptera*, *Ephemeroptera*, *Gastropoda*, *Hemiptera*, *Hirudinida*, *Isopoda*, *Lepidoptera*, *Nematoda*, *Odonata*, *Oligochaeta*, *Platyhelminthes*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Trombidiformes*) mitmekesisus; Shannoni erisusindeks; ning koosluste koosseis. Kraavide, looduslike lompide ning kuivendatud ala lompide keskmiste elustikunäitajate võrdlemiseks enne kraavide rekonstrueerimist (F) ning kraavide suksessiooniliste muutuste (G) uurimiseks (enne vs 1.a. vs 2.a. vs 3.a. vs 4.a.) kasutasime korduvmõõtmistega ANOVA-t (Statistica 7). Kraavide koosluste erinevusi (keskmist kraavidevahelist Sørenseni kaugust enne ja igal järgneval aastal peale rekonstrueerimist; H) analüüsisime üldiste lineaarsete mudelitega (GLM), kuhu ala oli lisatud juhusliku faktorina. Kraavide, looduslike lompide ning kuivendatud ala lompide koosluste erinevust enne rekonstrueerimist (E) võrdlesime PerMANOVA (PC-ORD 6.07) testi abil (McCune ja Mefford, 2011). Taksonite andmematriks sisaldas taksonid, keda esines vähemalt kolmes veekogus. Ühtlustamaks erinevate taksonoomiliste üksuste osatähtsust ning standardiseerimaks proovide kogumise pingutust, arvutati iga proovi kohta seal leiduvate isendite suhteline arvukus kogu proovis leitud isendite arvukusest ning teisendati logaritmiliselt. Veekogutüüpidele iseloomulike liikide ja suuremate rühmade leidmiseks kasutasime indikaatorliikide analüüsi (Dufrêne ja Legendre, 1997), otsides indikaatoreid kraavidele (2013-14; N=30), kuivendatud alade lompidele (2013-2014; N=30) ning kuivendamata alade lompidele (2015-2016; N=30) enne rekonstrueerimist ning kuivendamata ala lompidele (2015; N=30) ja leevendusveekogudele (2018; N=28). Indikaatorliikide analüüsi kaasati vaid liigini määratud isendid, keda esines rohkem kui kolmes veekogus (Tabel 2).

**Tabel 1.** Läbiviidud statistilised analüüsid koos kaasatud tunnuste ja valimi suurustega (N). Olulised tunnused/erinevused on rasvases kirjas.

	<b>Kaasatud tunnused</b>	<b>Võrreldavad grupid</b>	<b>Analüüs</b>	<b>N</b>	<b>Statistik</b>	<b>p</b>
<b>KAHEPAIKSED</b>	<b>A</b>	Kuivamise tõenäosus (%) kaugus kraavist (m)	Spearman'i korrelatsiooni	30	r=-0,37	<b>&lt;0,05</b>
	<b>B</b>	Ra+Rt kulleste esinemine	kraav vs lomp	410	z=-1,03	0,302
		rekonstrueerimine			z=-3,74	<b>&lt;0,001</b>
		rekonstrueerimine*tüüp			z=-4,12	<b>&lt;0,001</b>
	<b>C1</b>	Ra kudu esinemine	kraav vs laiend	287	z=-5,14	<b>&lt;0,001</b>
			kraav vs tiik		z=-2,51	<b>0,011</b>
			kraav vs metsalomp		z=-3,88	<b>&lt;0,001</b>
			kraav vs raiesmikulomp		z=-1,11	0,264
	<b>C2</b>	Rt kudu esinemine	kraav vs laiend	287	z=-4,34	<b>&lt;0,001</b>
			kraav vs tiik		z=-4,45	<b>&lt;0,001</b>
			kraav vs metsalomp		z=-3,00	<b>0,002</b>
			kraav vs raiesmikulomp		z=-3,09	<b>0,001</b>
	<b>C3</b>	Lv vastsete esinemine	kraav vs laiend		z=0,35	0,724
			kraav vs tiik		z=1,59	0,109
			kraav vs metsalomp	Logistiline regressioon	z=-0,01	0,990
			kraav vs raiesmikulomp		z=-2,09	<b>0,036</b>
	<b>D1</b>	Ra+Rt kudu esinemine	laiend vs tiik	82	z=3,42	<b>&lt;0,001</b>
		varjulisus			z=0,37	0,706
		madal kaldaala			z=0,45	0,647
	<b>D2</b>		laiend vs nurgalaiend	38	z=1,32	0,184
		laiend vs valliga laiend		z=1,78	0,074	
	varjulisus			z=2,25	<b>0,024</b>	
	madal kaldaala			z=1,61	0,105	
<b>D3</b>		10 × 10 vs 5 × 5 tiik	44	z=1,59	0,109	
		10 × 10 vs 6 × 8 tiik		z=1,93	0,053	
	varjulisus			z=-0,76	0,442	
	madal kaldaala			z=1,41	0,158	
<b>D4</b>	Lv vastsete esinemine	laiend vs tiik	84	z=2,25	<b>0,024</b>	
	varjulisus			z=-0,55	0,582	
	madal kaldaala			z=-0,01	0,989	

**Tabel 1** (järg)

	<b>Kaasatud tunnused</b>	<b>Võrreldavad grupid</b>	<b>Analüüs</b>	<b>N</b>	<b>Statistik</b>	<b>p</b>	
<b>SURSELGROOTUD</b>	<b>E</b>	Kooslused		90	F=4,01	<b>&lt;0,001</b>	
	<b>F</b>	Taksonite mitmekesisus	kuivendamata ala lomp	168	F=16,5	<b>0,203</b>	
		Suuremate rühmade mitmekesisus	vs kuivendatud ala lomp vs kraav		F=10,8	<b>&lt;0,001<sup>a</sup></b>	
		H'			Korduv-mõõtmistega	F=0,68	0,411
	<b>G</b>	Taksonite mitmekesisus		178	F=10,7	<b>&lt;0,001</b>	
		Suuremate rühmade mitmekesisus			F=10,2	<b>&lt;0,001</b>	
		H'	kraavid enne vs 1.a. vs 2.a. vs 3.a vs 4.a.		F=4,44	<b>0,002</b>	
	<b>H</b>	Keskmine Sørenseni kaugus		178	F=8,01	<b>&lt;0,001</b>	
	ala			GLM	F=1,60	0,204	

<sup>a</sup> Oluline erinevus esines vaid eri aastate kraavide ja kuivendatud ala lompide vahel.



**Tabel 2.** Veekogutüüpidele iseloomulikud liigid ja suuremad rühmad koos indikaatorväärtuste (IV; max 100) ja standardhälbega (SD).

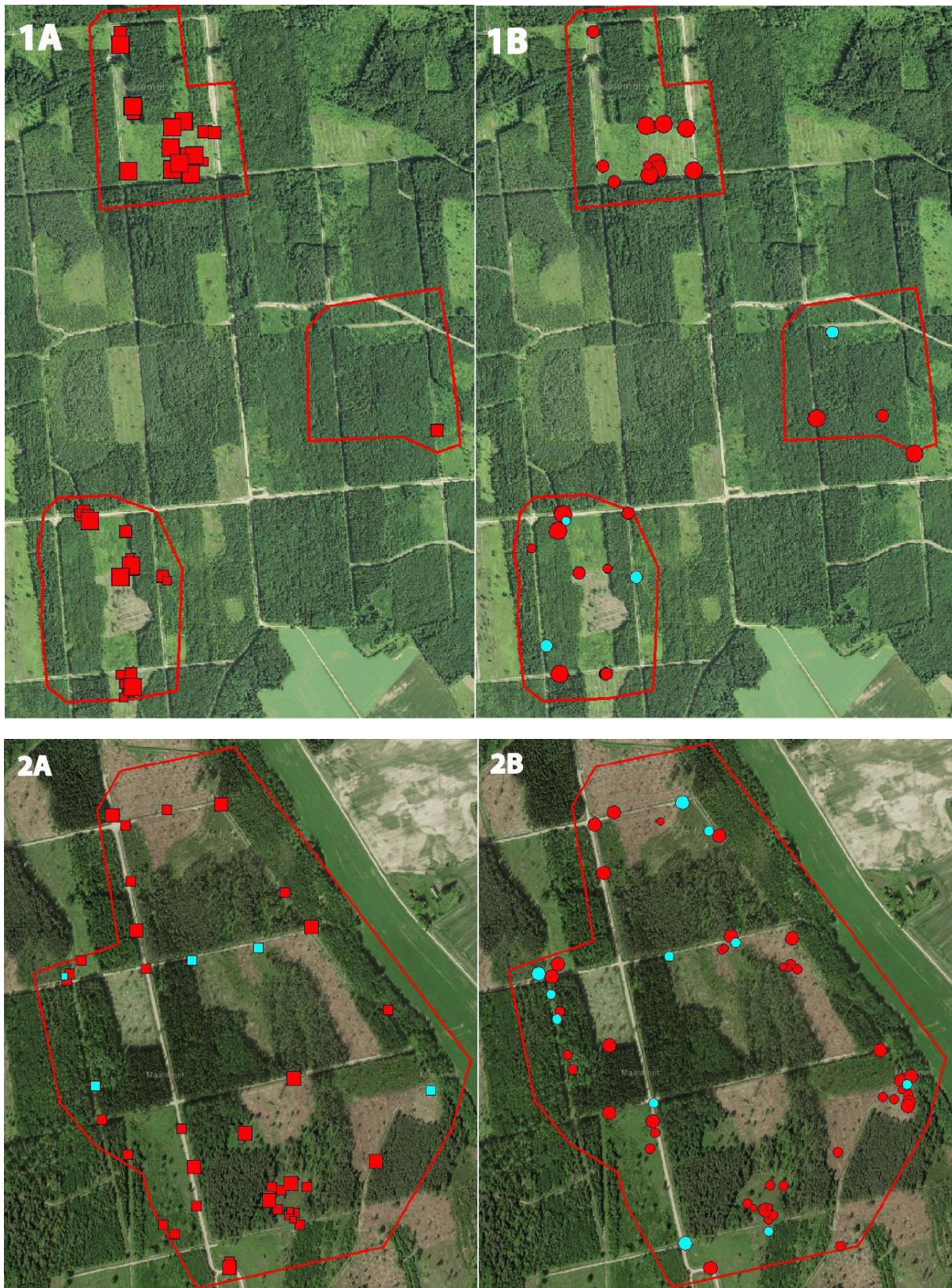
	<b>Takson</b>	<b>Veekogutüüp</b>	<b>IV</b>	<b>SD</b>	<b>p</b>	
<b>SUUREMAD RÜHMAD</b>	Veekogud enne võrdlus	Bivalvia	Kraav	45	4,13	0,001
		Ephemeroptera		21,1	3,12	0,024
		Gastropoda		34,5	3,74	0,029
		Hirudinida		16,7	2,59	0,022
		Isopoda		58,1	4,96	0,001
		Plecoptera		32,5	3,32	<0,001
		Trichoptera	Kuivendamata ala lomp	36,5	3,11	0,022
	Leevendusveekogude ja kuivendamata ala lompide võrdlus	Amphipoda	Kuivendamata ala lomp	23,3	3,97	0,01
		Coleoptera		62,2	3,94	0,029
		Diptera		74,8	4,76	<0,001
		Gastropoda		55,4	7,44	0,003
		Oligochaeta		75,3	5,93	<0,001
		Platyhelminthes		40	4,89	<0,001
		Trichoptera		66,9	6,41	<0,001
Trombidiformes			76,1	5,19	<0,001	
Ephemeroptera		Leevendusveekogu	60,4	6,37	<0,001	
Hemiptera			76,7	7,34	<0,001	
Odonata		82,6	5,49	<0,001		
<b>LIIGID</b>	Veekogud enne võrdlus	<i>Aplexa hypnorum</i>	Kraav	24,1	3,29	0,043
		<i>Asellus aquaticus</i>		58,2	5,03	<0,001
		<i>Culiseta morsitans</i>		11,9	1,9	0,002
		<i>Gammarus pulex</i>		6,8	1,47	0,041
		<i>Helobdella stagnalis</i>		8,5	1,59	0,011
		<i>Nemoura cinerea</i>		31,7	3,42	<0,001
		<i>Parathyas palustris</i>		25,1	2,93	0,006
		<i>Pisidium casertanum</i>		16,5	2,91	0,014
		<i>Plectrocnemia conspersa</i>		6,8	1,54	0,036
		<i>Siphonurus aestivalis</i>		15,3	2,09	0,001
		<i>Helophorus strigifrons</i>		18,7	2,21	<0,001
		<i>Hydroporus</i> ssp.	Kuivendatud ala lomp	34,2	2,8	<0,001
		<i>Chaoborus flavicans</i>		16,1	2,35	0,003

**Tabel 2** (järg)

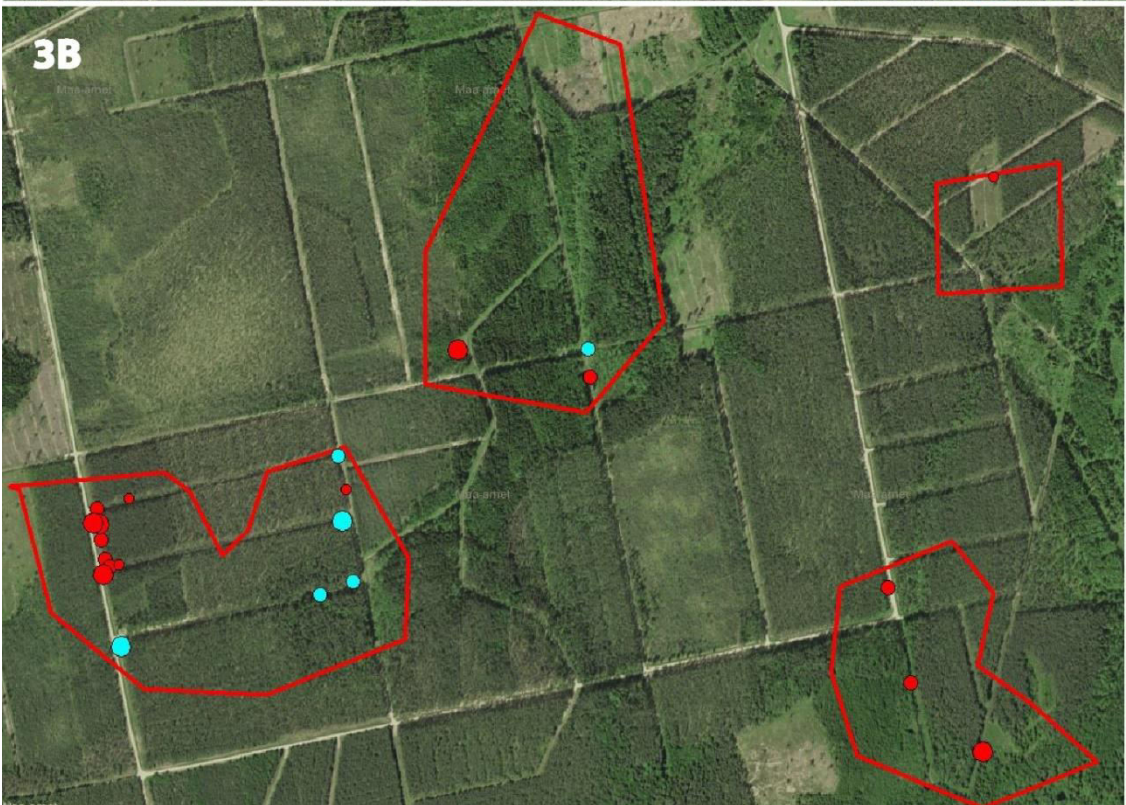
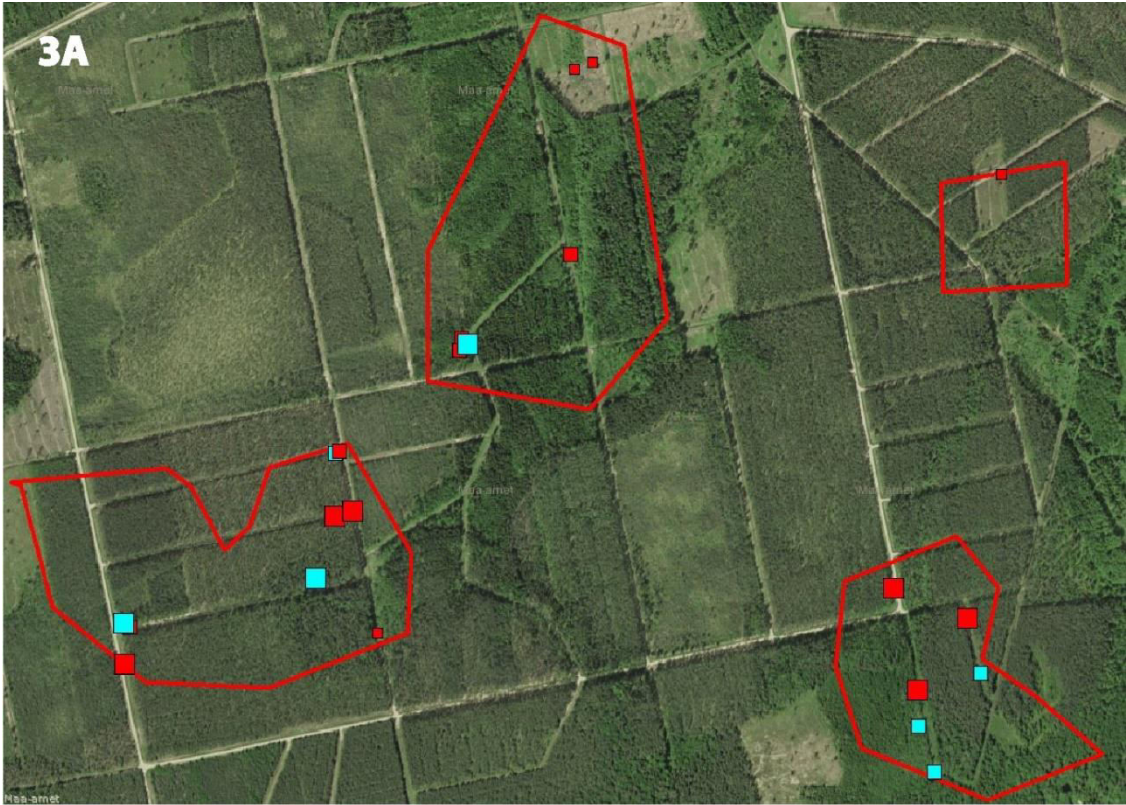
	<b>Takson</b>	<b>Veekogutüüp</b>	<b>IV</b>	<b>SD</b>	<b>p</b>
Veekogud enne võrdlus	<i>Anisus leucostoma</i>	Kuivendamata ala lomp	10	2,29	0,047
	<i>Bratislavia palmeni</i>		6,1	1,29	0,026
	<i>Erpobdella lineata</i>		12,2	1,61	0,001
	<i>Hygrotus decoratus</i>		8,6	1,84	0,041
	<i>Hygrotus inaequalis</i>		6,1	1,33	0,027
	<i>Limnephilus flavicornis</i>		9,9	1,65	0,007
	<i>Limnephilus stigma</i>		36,8	3,45	0,001
	<i>Microcara testacea</i>		31,4	3,37	0,019
	<i>Noterus crassicornis</i>		8,2	1,46	0,009
	<i>Ochtebius minimus</i>		16,1	1,82	<0,001
LIIGID Leevendusveekogude ja kuivendamata ala lompide võrdlus	<i>Acilius canaliculatus</i>	Kuivendamata ala lomp	23,8	4,43	0,035
	<i>Aplexa hypnorum</i>		29	4,34	0,002
	<i>Enochrus affinis</i>		26,4	4,1	0,013
	<i>Gammarus lacustris</i>		22,6	3,96	0,009
	<i>Hydroporus striola</i>		21	3,75	0,027
	<i>Hydryphantes ruber</i>		74,2	5,12	<0,001
	<i>Limnephilus stigma</i>		55,9	5,67	<0,001
	<i>Lumbriculus variegatus</i>		51,7	6,59	0,048
	<i>Microcara testacea</i>		58,1	5,2	<0,001
	<i>Mochlonyx velutinus</i>		67,7	5,36	<0,001
	<i>Ochtebius minimus</i>		22,6	3,55	0,01
	<i>Parathyas palustris</i>		32,3	3,97	0,001
	<i>Trichostegia minor</i>		47,5	5,26	<0,001
	<i>Acilius sulcatus</i>	Leevendusveekogu	35,1	5,22	0,007
	<i>Aeshna cyanea</i>		52,8	6,07	<0,001
	<i>Chaoborus crystallinus</i>		56,7	5,78	<0,001
	<i>Cloeon dipterum</i>		60,3	6,71	<0,001
	<i>Coenagrion armatum</i>		35,7	4,5	<0,001
	<i>Coenagrion lunulatum</i>		28,6	3,81	0,001
	<i>Cordulia aenea</i>		14,3	3,05	0,045
	<i>Culex torrentium</i>		21,4	3,57	0,006
	<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>		21,4	3,56	0,01
	<i>Ilybius fuliginosus</i>		30,3	4,05	0,003
	<i>Laccobius minutus</i>		22,5	3,62	0,018
	<i>Libellula quadrimaculata</i>		35,7	4,37	<0,001
	<i>Scarodytes halensis</i>		25	3,77	0,004



**LISA 2.** Pruunide konnade kudupallide pikenemine 2017. (A) ja 2018. (B) a. kevadel Kirepil (1), Valgmal (2) ja Ropkal (3). Sinisega on tähistatud leevendusveekogudes asuv kudu. Aluseks olevad ortofotod pärinevad aastast 2017. Legend: väike sümbol – 1 kudupall; keskmine sümbol – 2-10 kudupalli; suur sümbol – 11-99 kudupalli.









**LISA 3.** Rabakonna (Ra) ja rohukonna (Rt) kudupallide ning tähnikesiliku (Lv) vastsete arv erinevates veekogutüüpides alade ning aastate lõikes. Vaadeldi kogu ala.

Veekogutüüp		2017				2018			
		Ra	Rt	Ra+Rt	Lv	Ra	Rt	Ra+Rt	Lv
Kirepi (100 ha)	Tuletõrjetiik	0	9	9	0	44	0	44	4
	Kraav	2	16	18	31	95	46	141	14
	Kraavilaiend	-	-	-	-	0	0	0	16
	Metsalomp	2	2	4	0	9	0	9	0
	Raiesmikulomp	138	397	535	0	95	149	244	2
	Leevendustiik	-	-	-	-	17	0	17	9
	<b>Kokku</b>	<b>142</b>	<b>424</b>	<b>566</b>	<b>31</b>	<b>260</b>	<b>195</b>	<b>455</b>	<b>45</b>
Ropka (66 ha)	Kraav	108	55	163	11	83	5	88	1
	Kraavilaiend	7	0	7	16	53	3	56	0
	Metsalomp	2	0	2	0	0	40	40	0
	Raiesmikulomp	2	0	2	0	22	0	22	0
	Leevendustiik	86	9	95	42	31	0	31	20
	<b>Kokku</b>	<b>205</b>	<b>64</b>	<b>1269</b>	<b>69</b>	<b>189</b>	<b>48</b>	<b>237</b>	<b>21</b>
Valgma (73 ha)	Kraav	62	184	246	0	221	87	308	0
	Kraavilaiend	0	0	0	0	2	87	89	0
	Metsalomp	0	11	11	0	11	2	13	0
	Raiesmikulomp	57	47	104	0	118	95	213	0
	Leevendustiik	10	11	21	0	54	16	70	10
	<b>Kokku</b>	<b>129</b>	<b>253</b>	<b>382</b>	<b>0</b>	<b>406</b>	<b>287</b>	<b>693</b>	<b>10</b>