

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Maria Rätsep

Soode taastamise esmane mõju kiilidele

Magistritöö

Juhendaja: Liina Remm

TARTU 2021

Soode taastamise esmane mõju kiilidele

Töö põhieesmärgiks oli jälgida, milline on kiilikoosluse esmane reaktsioon soode taastamisest tulenevatele muutustele elupaigas ning millised elupaigaomadused muutusi kiilide arvukuses ja liigirikkuses seletavad. Leiti, et kiilivalmikute arvukus ja liigirikkus olid peale taastamistõid tõusnud ning kiilivastseid esines rohkemates veekogudes kui enne taastamist, kuigi vastsete arvukusele ja liigirikkusele mõju ei leitud. Elupaigaomadustest mõjutas kiile positiivselt varjulisuse vähenemine ja veekogu sügavuse suurenemine, mis olid otsesed taastamistöödest tulenevad muutused, kuna veerežiimi taastamiseks suleti kraave ning raiuti kuivenduse mõjul kasvanud puid. Seega oli taastamisel kiilidele esmalt üldiselt positiivne mõju, pikemaajaline mõju selgub aga alles aastate pärast jätkuva seire tulemuste põhjal.

Märksõnad: soode ökoloogiline taastamine, kiilid (*Odonata*), elupaigaomadused

The initial impact of mire restoration on Odonata

This thesis aimed to study the initial reaction of odonates (dragonflies and damselflies) to changes in mire habitat triggered by restoration and which habitat characteristics explain possible changes in abundance and species richness. The results indicated that adult odonate abundance and species richness were higher after restoration, and the number of water bodies that were inhabited by dragonfly nymphs was also higher. However, no significant impact was found on the abundance and species richness of dragonfly nymphs. The increase in water depth and decrease in shading had both positive effects on odonates. These were direct consequences of restoration as ditches were dammed to restore the former water regime, and trees that had grown due to draingae were cut. In summary restoration had initially positive impact on odonates, but long-term results become apparent only after several years of monitoring.

Keywords: ecological restoration, dragonflies, damselflies, habitat characteristics

Sisukord

1. Sissejuhatus	4
2. Materjal ja metoodika.....	10
2.1 Uurimisalad	10
2.2 Proovide kogumine ja määramine	13
2.2.1 Vastseproovid.....	13
2.2.2 Valmikuvaatlused.....	13
2.3 Andmeanalüüs	14
2.4 Töö autori roll.....	16
3. Tulemused	16
3.1 Valmikud.....	16
3.2 Vastsed	20
3.2.1 Elupaigaomaduste mõju	25
4. Arutelu.....	25
4.1 Valmikud.....	25
4.2 Vastsed	28
4.2.1 Elupaigaomaduste mõju	31
4.3 Soovitused edasiseks seireks	32
Kokkuvõte	34
Summary	35
Tänuavaldused.....	36
Kasutatud kirjandus.....	37
Lisa 1. Fotod taastamisaladest ja kiilide määramisest.....	50
Lisa 2. Vastse- ja valmikutransektid vaatluse all olevates soodes	52
Lisa 3. Statistiliste analüüside skript	55

1. Sissejuhatus

Soodeks nimetatakse märgalaid, kus turba sügavus on vähemalt 30 cm ning kus toimub turba ladestumine. Alaid, kus turba paksus on >30 cm, kuid turvast enam juurde ei teki, nimetatakse turbaaladeks või turbamullaga aladeks (Rydin et al., 2013). Maailmas on turbaalaid erinevatel andmetel 2,6–3% kogu maismaapinnast (Rydin et al., 2013; Wieder & Vitt, 2006; Xu et al., 2018). Veidi üle 80% neist asub põhjapoolkera parasvöötmes, kus soode teket on soodustanud suur sademete hulk, aeglane vee äravool tasandikel ja/või vähene evapotranspiratsioon madalate temperatuuride tõttu (Holden et al., 2004; Joosten & Clarke, 2002; Rydin et al., 2013). Vähemal määral on soid ka troopilises ja subtroopilises kliimas (17%) ja ainult 2% lõunapoolkera parasvöötmes (Rydin et al., 2013).

Boreaalsed sood hakkasid tekkima umbes 10000-11500 aastat tagasi peale viimast jääaega, kui jää taandumisel tekkinud järved ja lohud hakkasid kinni kasvama (Wieder & Vitt, 2006). Eesti sood on tekkinud põhiliselt kahel erineval viisil. Ligikaudu 60% soodest on tekkinud mineraalmaa soostumise käigus, mil kehva äravooluga ja kõrge põhjaveetasemega aladel on hakanud mulla leetumise või gleistumise tagajärjel arenema sootaimestik. Teisel juhul on sood tekkinud veekogu kinni kasvamisest (Oru, 1995). Euroopas on palju erinevaid sootüüpe, mis moodustavad unikaalseid ökosüsteeme ja on elupaigaks erilistele kooslustele (Diggelen, 2018). Näiteks Suurbritannias ja Iirimaa laialt levinud vaipsood (*Sottocornola* & Kiely, 2005) ning tundraladel levinud palsa- ja aabasood (Laitinen et al., 2007; Luoto et al., 2004). Eestis on sood jagatud kolmeks tüübiks morfoloogia ja arengustaadiumi põhjal: madalsood, siirdesood ja rabad. Nad erinevad troofsuse, liikide, turbatüübi, pinnamoe ja veerežiimi poolest. Madalsood on kõige toitainerikkamad, toituvad nii sademetest, pinnaveest kui ka põhjaveest; siirdesood on põhjaveetoitumus nõrgem ja rabad saavad vett ainult sademete kaudu (Raukas, 1995). Seepärast on rabad ka kõige toitainevaesemad. Sõltuvalt arenguastmest ja looduslikest tingimustest võivad sood olla kas metsaga kaetud (soometsad), hõreda puistuga (puissood) või lagedad (lagesood) (J. Paal & Leibak, 2013).

Inimesed on soid hävitanud eelkõige metsanduse, põllumajanduse ja turba kaevandamise eesmärgil (Joosten & Clarke, 2002; Wieder & Vitt, 2006). Soode kujundamine põllumaaks on lokaalselt kestnud juba tuhandeid aastaid, laialdasemalt hakati Euroopas sellega tegelema 17. sajandi lõpust alates. Intensiivne kraavide rajamine algas tööstusrevolutsiooni käigus 18.–19. sajandil (Rydin et al., 2013). Kogu maailma maastaabis on Euroopas olnud soode hävitamine kõige intensiivsem, üle 50% Euroopa kunagisest soo-alast on lakanud turba ladestumine.

Viiendik algsest soode pindalast ei eksisteeri enam ka turbaalana. Peaaegu täielikult on sood hävinud Taanis ja Hollandis. Üksikutes Euroopa riikides, nagu Ukraina ja Rootsi, on soid säilinud veel üle 50%; Eesti nende hulka enam ei kuulu (Joosten & Clarke, 2002).

Eestis intensiivistus kuivendamine 20. sajandi keskpaigas (Soovik & Tomson, 2001). Kõige enam on kuivendatud madal- ja siirdesoid metsanduse ja põllumaa tarbeks, vähem on kahjustada saanud rabad. Vahemikus 1950 kuni 1990 vähenes madalsoode pindala 90% (420 000 ha vs 40 000 ha), siirdesoode pindala 92% (230 000 ha vs 18 000 ha) ning rabade pindala 34% (380 000 ha vs 250 000 ha) (Ilomets et al., 1995). Laasimeri (1965) järgi oli 1950. aastatel siirdesoid isegi üle 300 000 ha. Metsanduse tarbeks oli 1990-ndate alguseks kuivendatud ja kasutusse võetud umbes 180 000 ha turbamuldadega alasid, põllumajanduse tarbeks 250 000–300 000 ha alasid. Maaparandusest hõlmatud ja mõjutatud alad on aga mõlemal puhul poole suuremad (J. Paal & Leibak, 2013). Vahemikus 1950–1990 kaevandati Eestis aastas keskmiselt 0,35 miljonit tonni labidaturvast, mille käigus kahjustati 15 000 ha soid (Minayeva & Sirin, 2009). Freesturba tootmine oli kõige intensiivsem 1970-ndatel, kui toodeti maksimaalselt 2,2–2,5 miljonit tonni turvast aastas (Diggelen, 2018). Järgnevatel kümnenditel tootmine langes kuid hakkas uuesti kasvama alates 1994. aastast ja tänaseks kaevandatakse umbes 1,2–1,5 miljonit tonni turvast aastas, mis ületab aastase turba juurdekasvu kahe- kuni kolmekordselt (Minayeva & Sirin, 2009). Hinnanguliselt on 20. sajandi jooksul Eestis kaevandatud umbes 90 miljonit tonni turvast (Diggelen, 2018). Looduslikest lage- ja puissoodest on toimivana alles ainult umbes neljandik, mis moodustab Eesti pindalast ligikaudu 5 % (J. Paal & Leibak, 2013).

Võrreldes teiste ökosüsteemidega on soodes eluks äärmuslikud tingimused (happeline keskkond, kõrge veetase, erilised kliimaatilised tingimused, avatus päikesele) ja seal saavad elada ainult liigid, kes on nendele tingimustele kohastunud (Spitzer & Danks, 2006). Spetsialist-liikide osakaal soodes on seetõttu üsna kõrge (Gallé et al., 2019) ja soode kuivendamine mõjutab negatiivselt eelkõige just neid (Spitzer & Danks, 2006; Topić & Stančić, 2006). Kuivendamise järgselt muutub soo veerežiim ning pinnase keemiline koostis, on leitud, et pikaaegne kuivendus soodes tõstab lahustunud orgaanilise süsiniku, ammooniumi, nitraatide ja lahustunud orgaanilise lämmastiku kontsentratsioone turbavees (Frank et al., 2014). Veetase langeb kiiresti ca 20-60 cm (Haapalehto et al., 2014; Laine & Vanha-Majamaa, 1992); mõju ulatus sõltub kuivendusobjekti asukohast, soo suurusest ja tüübist (kas madal soo või raba), enamasti moodustab kuivenduse kaudse mõju ala 20–150% kuivendusobjekti pindalast (Jaanus Paal, 2011). Eesti soodes läbi viidud uuringu järgi võib kuivenduse mõju siirdesoods ulatuda kuni 400 meetrini kraavist, rabas kuni 200 meetrini (Kull, 2013). Mitmed uurimused on

näidanud, et madalsoodes on pikaajaline kuivenduse mõjud elustikule ja veekeemiale suuremad, kui rabades (Jaatinen et al., 2005; Minkkinen et al., 1999; Urbanová & Bárta, 2016). Kuivenduse tagajärjel muutuvad soodes elavate organismide jaoks sobivad tingimused ja toitainete kättesaadavus ning see võib endaga kaasa tuua ka muutused liigilises koosseisus. Kuna soode elustik on liigivaene ja spetsiifiline ning organismidevahelised suhted sageli sõltuvad (näiteks tolmeldamise, toiduahelate kaudu), võib ühe liigi kadumine tuua kaasa ka mitme teise liigi kadumise (Parish et al., 2012).

Et parandada tingimusi elupaikades, mis on inimese poolt rikutud, kuid siiski võimalised taastuma, on hakatud elupaiku taastama. Ökoloogiline taastamine on protsess, mille käigus suunatakse ökosüsteemi või elupaiga arengut tagasi loodusliku struktuuri, liigilise koosseisu ja funktsioonide poole. See eeldab ka teadmisi süsteemi eelnevast seisust, seal esinenud liikidest ja protsessidest ning nende vahelistest mõjudest (Griffith et al., 2013).

Soode taastamisega on tegeletud juba aastakümneid, Lääne-Euroopas ligi 30 aastat (Andersen et al., 2017). Esimesed katsed taastada kaevandatud turbaaladel taimestikku viidi läbi 1980-ten lõpus, kuid need ei olnud edukad (Wieder & Vitt, 2006). Tänapäevaks on teadmised täienenud ja tulemuslikke soode taimestiku taastamise näiteid mitmeid (Caporn et al., 2018; Cobbaert et al., 2004). Ka Eestis on sood taastatud juba märkimisväärsetel pindalal. Eesti riikliku looduskaitse arengukava (*Looduskaitse arengukava aastani 2020*, 2012) üheks eesmärgiks oli viia läbi taastamistööd 100 000 ha rikutud soodes kaitstavatel aladel ning see eesmärk ka täideti (<https://www.rmkk.ee/metsa-majandamine/loodusblogi/soode-taastamine-2020>, 8.05.2021).

Lisaks taimestiku muutuste uurimisele on hakatud rohkem uurima ka taastamise tulemuslikkust teiste liigirühmade jaoks (Strobl et al., 2020), mis on taastamise algusaastatel tähelepanuta jäänud. Näiteid on nii mikrofauna kooslustest (Jauhiainen, 2002; G. A. van Duinen et al., 2006), erinevatest putukarühmadest (Elo et al., 2015; Krieger et al., 2019; Pravia et al., 2020; Strobl et al., 2020; Więcek et al., 2013) kui ka linnukooslustest (Alsila et al., 2021). Taastamisala ja looduslikus seisundis olevate veekogude erinevuste uurimisel on leitud, et vähemalt neli aastat peale taastamist on taastamisala veekogudes looduslike veekogudega võrreldes kõrgem pH, veidi looduslikust erinev taimekooslus ning väiksem lüljalgsete loomade arvukus (Mazerolle et al., 2006). Selgrootute organismide elupaiganõudlusest toitainevaestes rabades on informatsiooni vähe, kuid edukaks ökoloogiliseks taastamiseks on oluline välja selgitada, millised tegurid on soole omaste koosluste tekkeks olulised (Kato et al., 2009). Seda on rõhutanud ka Sushko (2021) oma uurimuses kiilide kooslustest ja elupaigaeelistustest rabades, milles selgus, et soo erinevates piirkondades kiilide kooslused ja arvukus varieeruvad.

Kiilid (*Odonata*) on üks vanimaid tänini eksisteerivate putukate klasse (Thorp & Rogers, 2014), kuhu kuulub ka mitmeid soo-spetsialiste, kes saavad hästi hakkama oligotroofsetes ja happelistes tingimustes (Kalkman et al., 2008; Martin, 2013). Kiilid jagunevad kahte alamseksi — taolistiivalised (*Zygoptera*) ja eristiivalised (*Anisoptera*). Taolistiivalised on mõõtmelt väiksemad ning nad on kohmakamad lendajad. Eristiivalised on suuremad, veidi pikaealisemad ja osavamad lendajad (Martin, 2013). Maailmas on registreeritud kokku umbes 5700 liiki kiile, Euroopas leidub neist vaid umbes 120 (Dijkstra & Lewington, 2006; Martin, 2013). Suurimaks ohuks enamikule kiililiikidele on maakasutuse intensiivistumine ja elupaikade kadu (Kalkman et al., 2010; Raebel et al., 2012). Eestis on kaitsealuseid kiililiike (III kategooria) kokku viis (III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine, 19.05.2004), neist kaks, valgelaup-rabakiil (*Leucorrhinia albifrons*) ja suur-rabakiil (*Leucorrhinia pectoralis*) kasutavad elupaigana muuhulgas ka soid. Mõlemad liigid on Euroopas hävimisohus ja on kantud ka Loodusdirektiivi (Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, 21. mai 1992) IV lissasse, suur-rabakiil ka II lissasse.

Kuna kiilid sõltuvad oma elutsükli läbimiseks erinevate biotoopide kompleksist — vastsed vajavad elupaigaks sobivat veekogu, võimalusi veest väljumiseks ja kestumiseks; täiskasvanud kiilidele on olulised toitumis- ja varjupaigad ning tingimused munemiseks (Corbet, 2004; Martin, 2013), on liigirühm heaks indikaatoriks veekogu ja seda ümbritseva maastiku keskkonnaseisundi hindamisel (Kalkman et al., 2008; Ott, 2010; Sahlén & Ekestubbe, 2001). Lisaks reageerivad kiilid kiirelt, kuna on hea levimisvõimega (Corbet, 2004). Elupaikade vähenemise ja degradeerumise tõttu on kiilid üha olulisemaks objektiks liigikaitstes ja ka bioindikaatorina (Kietzka, 2019; Wildermuth, 1994). Näiteks Krieger jt (2019) kasutasid kiile indikaatorrühmana kesk-Euroopa taastatud soode taastumisedukuse hindamiseks, Ameerikas aga kasutati kiilivastseid metüülelavhõbeda saaste hindamiseks jõgedes ja järvedes (Jeremiason et al., 2016). Elupaigaomadustest mõjutavad kiilide mitmekesisust pH ja taimestik, (Buczyńska & Buczyński, 2019; Johansson & Brodin, 2003; Mazerolle et al., 2006), samuti veekogu sügavus ja varjulisus. Väga varjulistes veekogudes on kiile vähe või ei ole üldse (Remsburg et al., 2008) ning sügavamad veekogud on liigirikkamad (Strobl et al., 2020). Kiilide rühm on ka väga hästi uuritud ja liike on määrajate abil küllaltki lihtne määrata, mis muudab nende kasutamise uuringutes veelgi atraktiivsemaks (Cannings, 2011; Oertli, 2008; Ott, 2010). Mitmekesise ja tüüpilise kiilikoosluse esinemine veekogus peaks üldiselt näitama elupaiga head kvaliteeti (Corbet, 2004), kuid peab silmas pidama, et erinevatel kiililiikidel on elupaigale väga erinevad nõudmised. Näiteks on teada, et raba-tondihobu (*Aeshna subarctica*) vajab veepinnal ujuvat turbasamblamassi ja rohe-tondihobu (*Aeshna viridis*) muneb oma munad enamasti ainult

vesikarika (*Stratiotes aloides*) lehtedele (Dijkstra & Lewington, 2006). Uurimusi kiilide ja teiste selgrootute bioloogilisest mitmekesisusest ja elupaigaeelistustest rabades on vähe, kuid selline info on väga hinnaline just üha enam praktiseeritava elupaikade taastamise kontekstis. Eriti, kuna rikkumata soid kui referentsalasad paljudes riikides enam ei eksisteeri (Sushko, 2021).

Soode taastamise mõju kiilidele on veidi uuritud (Elo et al., 2015; Krieger et al., 2019; Remm & Sushko, 2018; Strobl et al., 2020) ning tulemused on olnud üldiselt positiivsed, kuid mõneti erinevad. Rohkem on uuritud hilisemat taastamisjärgset seisut (Krieger et al., 2019; Remm & Sushko, 2018; Strobl et al., 2020), kuid esmaseid muutusi on dokumenteeritud vähe (Elo et al., 2015). Samuti on enamasti uuritud mõju kas vastsete või valmikute andmete põhjal, vähem on võrreldud mõlemat arengujärku. Soomes viidi läbi magistritööga sarnane taastamisjärgne uuring vastsete põhjal, milles selgus, et juba kolm aastat peale taastamist kasvas taastamisaladel kiilide liigirikkus ja arvukus ning taastatud alalt leiti ka rabaspetsialiste (Elo et al., 2015). Valgevenes leiti samuti vastseid uurides, et 10 aastat peale taastamist oli taastamisaladel tekkinud mitmekesine kiilikooslus, kuid see erines loodusliku kontrollala liigilisest koosseisust (Remm & Sushko, 2018). Rohkem esines siirdesooliike ja rabaspetsialistid asustasid vaid endisi turbavõtuauke. Kiilivalmikute puhul on täheldatud, et nad asustavad taastatud veekogud kiirelt, seevastu aja möödudes enam mitmekesisus eriti ei muutu (Strobl et al., 2020). Eesti soode taastamisalade kohta uuringud seni puuduvad — ei ole teada, kas ja kui kiirelt arvukus ja liigirikkus taastamise järel muutuvad ning millised on erinevused valmikute ja vastsete andmetes.

Taastamisalade pindalad võivad olla suured ning tööd kaasa tuua looduskaitse vaates ka negatiivseid tagajärgi (Remm et al., 2019). Samuti ei pruugi valitud taastamisvõtted olla elurikkuse taastamiseks piisavad: nii on vooluveekogude taastamistest selgunud, et hoolimata mitmekesisuseks muudetud sängidest ei ole selgrootute mitmekesisus taastunud (Palmer et al., 2010). Seetõttu on oluline peale taastamistööd hinnata töö tulemuslikkust ja püstitatud eesmärkide täitumist. Kuna kiilid, nagu eespool mainitud, on sobivad indikaatorliigid elupaiga üldise seisundi hindamiseks, on töö oluline ka soode taastamise üldise edukuse hindamisel.

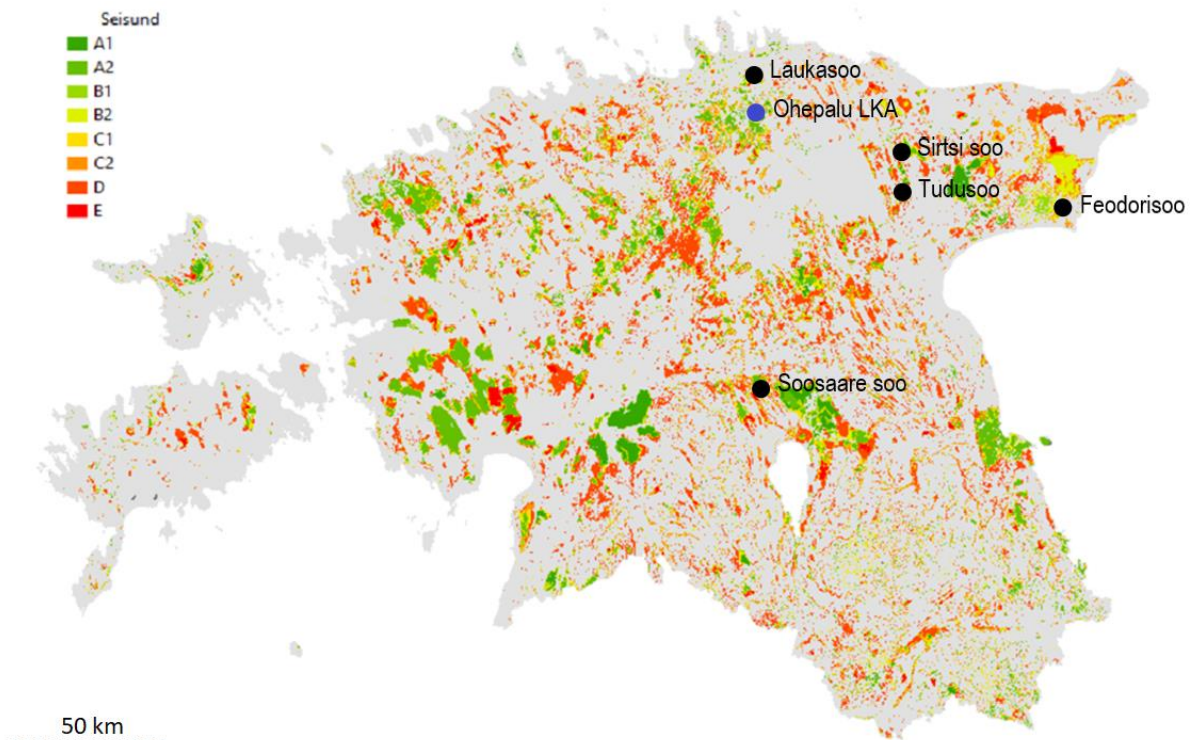
Magistritöö eesmärk oli jälgida, milline on kiilikoosluse esmane reaktsioon soode taastamisest tulenevatele muutustele elupaigas ning millised elupaigaomadused seletavad muutusi kiilide arvukuses ja liigirikkuses. Lisaks uuriti, milliseid veekogusid erinevad liigid eelistavad (laukad/rabajärved, tiigid/turbavõtugaugud, üleujutusala, kraavid). Täpsemad uurimisküsimused olid: Kas 1,5 aastat peale kraavide sulgemist on tuvastatav erinevus kiilide

arvukuses ja liigirikkuses ja milliste liikide arvukuses muutused eelkõige toimuvad? Millised elupaigaomadused seletavad võimalikke muutusi kiilide arvukuses või liigirikkuses? Millised on liikide eelistused veekogu tüüpide suhtes, kas need kattuvad kirjanduse andmetega?

2. Materjal ja meetodika

2.1 Uurimisalad

Käesolevas töös kasutatud andmed on kogutud LIFE projekti „Soode kaitse ja taastamine“ raames kuuelt looduskaitsealalt (Joonis 1), kus suleti kraave ja tehti kujundusraieid, et soodustada kuivenduseelse, loodusliku seisundi taastumist ning parandada kaitsealuste liikide sh kiilide elupaiku. Taastamisaladeks on Soosaare soo Alam-Pedja looduskaitsealal, Järvesoo ja Luusaare sood Tudusoo looduskaitsealal, Sirtsu soo ja Palasi jääksoo Sirtsu looduskaitsealal, Feodorisoo Alutaguse rahvusparkis, mitmed soo-alad Ohepalu looduskaitsealal ja Laukasoo Lahemaa rahvusparkis. Kõigist nimetatud soodest koguti ka kiiliandmed, kuid taastamismõju analüüsi kõiki ei kaasatud. Taastamistöid viidi läbi piirkonniti eri aegadel, kuid magistrیتöösse sai kaasatud andmed ainult aladelt, kus taastamistöode lõpetamisest on möödunud 1,5 aastat (liikide elupaigaeelistuste hindamiseks kasutati andmeid kõigist kuuest soost). Täiskasvanud kiilide (valmikud) andmed pärinevad 29 vaatluskäigu lõikudelt ning vastsete andmed 134 püügitransektilt.



Joonis 1. Uuritud soode paiknemine Eesti turvasmuldadega alade seisundi kaardil. Liikide elupaigaeelistuste uurimiseks kasutati lisaks teistele soodele ka Ohepalu soo andmeid (märgitud sinisega). Seisundi gradient ulatub looduslikus seisundis soodest (A1) turbatootmisalade ja valdavalt hävinud turbakihiga aladeni (E). Aluskaardi autor Ain Kull, ELME ökosüsteemide seisundi ja hüvede kaardistamise projekt, 2020.

Taastamistöde käigus suleti vanad kraavid lähedalt võetud pinnasega ja vanade kraavivallide materjaliga, et tõsta veetase maapinna lähedale ning suunata kraavisüvendist välja. Valdavalt suleti kraavid paisudega, üksikud täideti täielikult. Lisaks kraavide sulgemisele eemaldati raietega kuivenduse mõjul kasvanud puud varasematest lagesoodest (Lisa 1). Kraavide kõrvale raiuti ka liikumistrassid masinatele kraavide sulgemiseks. Raidmed viidi võimalusel alalt minema, kuid valdavalt jäeti siiski maha ning osa kasutati kraavide sulgemiseks ja taastamistöid tegevatele masinatele tugeva aluspinnase rajamiseks. Enamus uuringualadest olid kas lage- või puissood. Järgnevalt esitatud detailne info taastamisalade kohta pärineb Sirtsu, Soosaare, Laukasso, Feodorisoo ja Tudusoo taastamiskavadest (<https://soo.elfond.ee/taastamisalad/>, 21.02.2021).

Laukassoos on esimesed kuivenduskraavid rajatud juba enne 1864. aastat, ulatuslikum kuivendamine algas aga 1930.-tel aastatel. Kokku oli soos kraave u 58 km, millest u 45 km taastamistöde käigus suleti. Töid teostati valdavalt 2019. aasta sügisel ja talvel, osa töid lõpetati 2020. aasta suvel. Lisaks trassiraietele viidi läbi ulatuslikud kujundusraied 54,5 hektaril perioodil sügis 2018 – suvi 2019 Laukasoo loodeosas, kus looduslikust rabast oli kuivenduse mõjul kujunenud sekundaarne siirdesoo- ja rabamets. Projektialal suuremahuliselt turvast kunagi kaevandatud ei ole, leiab vaid labidaturbavõtu auke kuivenduskraavide vahetust lähedusest (Eestimaa Looduse Fond, Tartu Ülikool, Arheovisioon 2017 Laukasoo taastamiskava).

Tudusoo looduskaitsealal on samuti esimesed kuivenduskraavid kaevatud juba 19. sajandil, kuid vahemikus 1962–1966 rajati sinna lausaline kuivendusvõrgustik ja rabad ümbritseti piirdekraavidega. Kuuekümnega aastaga on suur osa endisest lagedast soo- ja rabaalast metsastunud. Taastamise käigus ehitati 2019. sügisest 2020. aasta kevadeni 444 paisu ja suleti u 65 km kraave. Raietöid erinevatel meetoditel viidi läbi umbes 230 hektaril 2018. aasta kevadest 2019. aasta kevadeni, kujundus- ja harvendusraied (180 ha) tehti Luusare soo põhjaosas ning Järvesoo ümber (Eestimaa Looduse Fond, Tartu Ülikool, Arheovisioon 2017 Tudusoo looduskaitseala soode taastamiskava).

Soosaare taastamisala hõlmab tihedalt kraavitatud soo kirdeosa, kust on kaevatud turvast laiade kraavidena 20. sajandi algusest peale. Sajandi keskpaigas rajati lisaks uue kuivendussüsteemiga freesturbaväljad, mis ulatusid raba esimeste laugasteni, turbavõtt kestis seal 1990. aastateni. Taastamistöde käigus suleti 2018. aasta sügisel ligi 35 km kraave. Puistut kujundati 45 ha

ulatuses soo põhjaosas 2017. aasta algusest 2018. aasta kevadeni (Eestimaa Looduse Fond, Tartu Ülikool, Arheovisioon 2017 Soosaare soo taastamiskava).

Sirtsu soo ümbruse kuivendussüsteemid pärinevad erinevast ajast, esimesed kraavid on kaevatud 19. sajandil, suuremad süsteemid soo edela- ja kirdeosas on rajatud vastavalt 1960. ja 1980. aastatel. Palasi freesturbaalal soo lõunaosas kaevandati turvast 1970-ndatest 1980-ndateni. Kraave suleti ümber Sirtsu soo kokku ligi 100 km ulatuses 2020. aasta talvel ja sügisel, osaliselt ka 2019. aasta talvel. Palasi alal, mis oli täielikult kaotanud raba ilme, suleti suur osa kraave ka lausaliselt. Raietest moodustasid suure osa trassiraied Sirtsu soo idaküljel, raba piiril tehti raadamisi ja harvendusraieid u 80 hektaril. Palasi turbatootmisala keskel tehti kujundusraiet koos freesimisega, et vähendada juurevõsude teket, ala ümber toimusid ulatuslikud kujundusraied raadamisvõtena ning üle kogu ala tehti ka trassiraiet. Kokku raiuti Palasis ligi 18 ha alal. Raietööd toimusid 2017. aasta sügisest 2018. aasta suveni ja 2019. aasta talvest 2020. aasta kevadeni. Palasis külvati lisameetmena ka turbasammalt, kuna looduslikku sambla katvust oli säilinud vaid u 10% (Eestimaa Looduse Fond, Tartu Ülikool, Arheovisioon 2017 Sirtsu looduskaitseala soode taastamiskava ja Palasi mahajäetud turbatootmisalal soo taastamise kava).

Feodorisosse on kraavid rajatud 20. sajandi alguses, kuid turvast seal kaevandatud ei ole. Taastamise käigus suleti paisudega umbes 10 km kraave ning puistut kujundati vaid trassiraiete kaudu umbes 6 hektari ulatuses 2018. aasta sügisel. (Eestimaa Looduse Fond, Tartu Ülikool, Arheovisioon 2017 Agusalu looduskaitseala Feodorisoo taastamiskava).

Taastamisaladel esineb mitmeid Natura 2000 elupaiku, mille kvaliteediklass on kuivenduse tõttu langenud või elupaigatüüp muutunud. Põhiosa taastamisaladest katavad tüübid looduslikus seisundis rabad (7110*), vanad looduspõõsad (9010*) ja siirdesoo- ja rabametsad (91D0*), mis on ühtlasi ka loodusdirektiivi I lisas (Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, 21. mai 1992, looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta) nimetatud prioriteetsed elupaigatüübid. Lisaks on esindatud huumustoitelised järved ja järvikud (3160), rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad (7120), siirde- ja õõtsiksood (7140), rohunditerikkad kuusikud (9050) ja soostuvad ja soo-lehtmetsad (9080). Kogu taastamisalal on võetud eesmärgiks ligi 5500 ha ulatuses kuivendusest mõjutatud elupaigatüüpide seisundi paranemine. Umbes 2500 hektaril märgaladel on potentsiaal taastuda ja kujuneda Natura 2000 elupaigatüüpideks.

2.2 Proovide kogumine ja määramine

2.2.1 Vastseproovid

Kiilivastsete ja valmikute info koguti eraldi paiknevatelt transektidelt (Lisa 2) ja analüüsiti teineteisest sõltumatult. Vastseproove koguti neljast soost (Feodorisoo, Laukasoo, Sirtsu soo ja Soosaare soo). Seejuures Sirtsu soos paiknesid kõik taastamisala transektid Palasi turbatootmisalal, kuna mujal ei olnud 2020. aasta seire ajaks taastamisest poolteist aastat veel möödunud. Et eristada taastamistegevuste mõju, koguti proove lisaks taastamisala veekogudele ka kraavidest, mida ei suletud (kuivendatud kontroll) ning kuivendamata veekogudest (looduslik kontroll), milleni taastamise mõju ei ulatu. Neil kolme tüüpi aladel koguti proove paarikümne meetristelt kaldaäärsetelt transektidelt paljudest veekogudest. Igal transektil tehti 10 ühemeetrist kahvatõmmet. Kui vett oli selleks liiga vähe, tehti kahvatõmbeid vähem. Kahvamiseks kasutati kolmnurkset 40 cm küljepikkusega ning 1×1 mm võrguga kahva. Kinni püütud isendid loendati ja võimalusel määrati koha peal ja seejärel vabastati või fikseeriti 70% etanoolilahuses laboris määramiseks (Lisa 1). Vabastati määramiseks liiga varases staadiumis perekonna *Libellulidae* vastsed ning mõned teised liigid, keda oli võimalik mikroskoopi kasutamata määrata. Lisaks kirjeldati proovivõtu piirkonda veekogus kui kiilide elupaika - mõõdeti vee pH, temperatuur, veekogu püügipiirkonna sügavus, vees kasvavate soontaimede ja turbasammalde katvus ning varjulisus. Nimetatud faktorid kaasati uuringusse hindamaks, millistest elupaigaomadustest tuleneb võimalik taastamise mõju. Vastseproove koguti ajal, mil rabakiilide (*Leucorrhinia spp.*), kui taastamisprojekti kaitsealuste sihtliikide, vastsed oleksid oma arengu lõppjärgus, et neid oleks lihtsam määrata. Taastamiseelsed vastseproovid koguti 2016. aasta kevadel vahemikus 14. aprill – 22. mai ja 2017. aastal vahemikus 19. mai – 21. mai ning taastamisjärgsed proovid maikuu viimasel nädalal aastal 2020. Proovid määrati mikroskoobi abil kasutades kolme määrajat — M. Martin „Eesti kiilide määraja“, H. Timm „Eesti sisevete suurselgrootute määraja“ ning A. Nilsson „Aquatic insects of North Europe“. Kõiki isendeid ei olnud võimalik varase vastsestaadiumi tõttu liigini määrata.

2.2.2 Valmikuvaatlused

Valmikute andmed pärinevad Feodori, Tudu, Lauka ja Soosaare soode taastamis- ja kontrollaladelt. Vaatluskäigud tehti suvel juuni teises või juuli esimeses pooles päikeselisel tugeva tuuleta päeval kella 11 ja 18 vahel ehk kiilide aktiivsel lennuperioodil. Taastamiseelsed andmed koguti aastal 2016 ja taastamisjärgsed aastal 2020. Soos läbiti kindel marsruut ning kiile püüti putukavõrguga või vaadeldi binokliga. Kõik nähtud kiilid märgiti üles GPS

punktidenä ja määrati liigini (Lisa 1) või kõrgema taksonini, kui üle lendavatel kiilidel ei õnnestunud määramistunnuseid näha.

2.3 Andmeanalüüs

Hindamaks taastamise mõju kiilide arvukusele ja liigirikkusele, võrreldi soode kaupa keskmisi arvukusi enne ja pärast taastamist (vastsete ja adultide puhul eraldi). Selleks arvutati esmalt iga transekti kohta koguarvukus ja esinenud liikide arv, seejärel iga uuritud soo iga ala tüübi (taastamisala, looduslik või kuivendatud kontroll) kohta arvukuste ja liigirikkuste keskmised väärtused transekti kohta enne ja pärast taastamist, mis moodustasid valimi. Sõltumatuteks tunnusteks olid ala tüüp ja aeg. Kiilivastsete näitajad, millele taastamise mõju analüüsis osutus statistiline olulisus $p < 0.1$, viidi edasi elupaigaomaduste analüüsi (vt all).

Analüüsides jäeti välja kõik transektid, kust enne ja pärast ühtegi kiili ei leitud ehk muutust ei olnud võimalik mõõta. Valmikute loodusliku ja kuivendatud kontrollala andmed liideti andmeanalüüsi teostamiseks kokku üheks kontrollalaks väheste vaatluskäigu lõikude tõttu (Laukasooos puudus kuivendatud kontroll, kuna nendelt transektidelt ei kogutud 2020. aastal andmeid; Soosaare soos oli kuivendatud kontrolli andmeid väga vähe; Tudusooos puudus looduslik kontroll). Vastseanalüüsis puudus samuti Laukasoo kuivendatud kontrollala, kuid looduslik ja kuivendatud kontroll jäeti eraldi tüüpideks. Kontrollalade liitmise tõttu ei saadud infot looduslike ja kuivendatud alade kohta, kuid kuna magistritöö kontekstis oli oluline hinnata eelkõige taastamisaladel toimuvaid muutusi võrreldes aladega, mida ei mõjutatud, oli kontrollalade liitmine põhjendatud.

Kiilivastsete ja valmikute arvukuse ja liigirikkuse muutuse hindamiseks kasutati paketti nparLD (Noguchi et al., 2012), mis on disainitud teostama mitteparameetrilist astakutel põhinevat faktoriaalset analüüsi kordumvõõtmistega andmete puhul. Mudelisse valiti F1-LD-F1 disain, mis võimaldab uurida ala tüübi ja aja vahelist koosmõju. NparLD funktsioon arvutab Wald-tüüpi statistikud (WTS) ja ANOVA-tüüpi statistikud (ATS), analüüsis arvestati enam kasutatud ATS statistikut, mille puhul on I tüüpi vea tegemine väikse valimi puhul vähem tõenäoline (Noguchi et al., 2012).

Kuna eelnevas analüüsis oli taastamise mõju statistik $p < 0.1$ ainult arvukuse puhul, piirduti elupaiga omaduste mõju analüüsis sellega. Arvukuse täiendav analüüs jaotati kaheks, kuna andmestikus oli palju nulle. Analüüsiti eraldi (i) esinemist (binaarsel skaalal, kus 0 tähistas transekte, kust ühtki vastset ei leitud, 1 selliseid, kust leiti üks või mitu vastset) ja (ii) arvukust jättes välja mitteesinemise transektid. Viidi läbi kolmeetapiline analüüs. Kõigis etappides

kaasati mudelitesse korduvmõõtmiste (enne ja pärast taastamist samal transektil) arvestamiseks juhusliku faktorina soo ja transekti kood. Valimi moodustasid kõik vaadeldud transektid (134).

Esiteks uuriti, millised elupaigaomadused mõjutavad kiilide esinemist ja arvukust alates ühest isendist. Pidevateks seletavateks tunnusteks olid veekogu sügavus, soontaimede katvus veekogus, pH ja varjulisus. Kategoriliseks seletavaks faktoriks oli aeg: enne või pärast taastamist. Kuna vee temperatuur korreleerus varjulisusega ($r=-0,57$, $p<0,01$) ning temperatuuride andmestik oli lünklik, võeti analüüsis neist kahest arvesse ainult varjulisust. Lisaks jäeti välja turbasammalde osakaal veesambas, mis korreleerus tugevalt vee pH-ga ($r=-0,60$, $p<0,01$) ning pH asemel võeti analüüsi vesinikioonide kontsentratsioon. Kuna osad pH-väärtused olid andmestikust puudu, on 18% pH-väärtustest enne taastamist hinnatud kaudselt (võttes arvesse lähedalasuvate veekogude andmeid). Lisaks ebaõnnestus pH mõõtmine 2020. aastal ning seetõttu ei saanud uurida, kas taastamise mõju võis tulla pH muutusest. Kõik pidevad seletavad muutujad skaleerisime skaalale 0-1, et muutujate andmed oleksid ühtlasemad ja paremini analüüsitavad. Arvukuse logaritmisime kümnendlogaritmiga, et mudeli jäägid oleksid normaaljaotusega. Elupaigaomaduste mõju uurimiseks arvukusele ja esinemisele kasutasime vastavalt üldist ja üldistatud lineaarset segamudelit paketist lme4 (versioon 1.1-26) (Bates, 2010).

Teiseks uuriti, kas taastamisel on mõju kiilide arvukusele ja esinemisele. Testiti ala tüübi ja aja koosmõju arvukusele ja esinemisele ehk võrreldi kahte mudelit koosmõjuga ja ilma koosmõjuta tõepärasuhte testi abil (ingl k *likelihood ratio test*) paketist lmtest (versioon 0.9-38) (Hothorn et al., 2020). Kuna kiilide esinemise puhul leiti aja ja ala tüübi vahel oluline koosmõju, uuriti ka, millised tasemed erinevad just esinemise koosmõjus. Selleks võrreldi taastamisala, loodusliku ja kuivendatud kontrollala keskmisi enne ja pärast taastamist, milleks kasutati vähimruutude keskmiste meetodit paketist lsmeans (versioon 2.30-0) (V. Lenth, 2016).

Kolmandaks vaadati, kas taastamise mõju saab seletada elupaigatunnuste muutumisega. Selleks kontrolliti, kas taastamise mõju kiilide esinemisele kaob, kui kaasata mudelisse esinemisele oluliseks tulnud elupaigaomadused. Selleks kasutati samuti vähimruutude keskmiste meetodit.

Kõik töös kasutatud statistilised analüüsid viidi läbi programmis RStudio (versioon 1.2.5033) ning statistiliste analüüside skript on esitatud lisa 2.

2.4 Töö autori roll

Käesoleva magistr töö autor osales 2020. aastal osal valmikuvaatluskäikudest, määras laboris kolmandiku 2020. aasta vastseproovidest, korrastas välitööandmeid ja valis antud tööks sobivaid andmeid kasutades andmebaasi programmidega Access 2013 ja Excel 2016. Koostöös juhendajaga püstitati töö eesmärgid, viidi läbi andmeanalüüs ja formuleeriti tulemused.

3. Tulemused

3.1 Valmikud

Täiskasvanud kiile kohati vaatluskäigu lõikudel 27 erinevat liiki ja kokku 1360 isendit (Tabel 1). Kõikidest kohatud kiilidest määrati liigini 71% isenditest ja kõikidest liigini määratud isenditest moodustasid isased enamuse ehk ligi 84%. Neist kõige arvukamad olid sadulliidrik (*Coenagrion puella*), seenliidrik (*Enallagma cyathigerum*), väike rabakiil (*Leucorrhinia dubia*) ja harilik vesikiil (*Libellula quadrimaculata*).

Liigid, keda kohati vaid paaril korral, olid soodele vähem omased vööt-vesineitsik (*Caleopteryx splendens*), keda nähti kokku kaks korda — 2016. aastal Laukasoo ja 2020. aastal Soosaare soo looduslikul kontrollalal; lapik-vesikiil (*Libellula depressa*), keda nähti kolmel korral peale taastamist — taastamisaladel Feodori- ja Laukasoo ning kontrollalal Tudusoo; ning harilik jõgihobu (*Gomphus vulgatissimus*) — kohati ühel korral Soosaare taastamisalal enne taastamist. Ainult kahe isendi näol kohati ka soodele tüüpilisemat kuulliidrikku (*Coenagrion lunulatum*) — Feodorisoo kontrollalal, pärast taastamist.

Koguarvukus taastamisaladel tõusis kaks korda ning kontrollaladel hoopis langes kaks korda (tabel 1). Taastamisalal tõusis peale taastamist enim hariliku vesikiili ja sadulliidriku arvukus. Mõlema liigi arvukus tõusis kõigi soode taastamisaladel, Laukasoo enne taastamist harilikku vesikiili ei kohatud, peale taastamist kohati aga lausa 48 isendit. Sadulliidrikku kohati nii Feodori, Lauka kui ka Tudusoo peale taastamist ca 20 isendit enam kui enne taastamist, seejuures Feodori ja Laukasoo enne taastamist liiki ei kohatud. Liidriklaste (*Coenagrionidae*) isendeid (liigini määratud ja liigini määramata kokku) nähti taastamisaladel peale taastamist üle kahe korra enam, arvukus peale taastamist oli kõrgem igas vaadeldud soos. Märkimisväärselt tõusis ka kollatähn-loigukiili (*Sympetrum flaveolum*) arvukus Tudusoo, teistes soodes seda

liiki ei kohatud. Rabaspetsialistide (tabel 3) üldine arvukus langes, nii taastamisaladel kui ka kontrollaladel.

Valmikuvaatluste kontrollaladel vähenes kiilide koguarvukus peale taastamist pea poole võrra, enim liikide seenliidrik, väike rabakiil ja luhakõrsik (*Lestes sponsa*) arvelt. Seenliidrikku nähti Laukasoo kontrollaladel poole vähem, Soosaare soos üle kuue korra vähem. Väikest rabakiili peale taastamist Soosaare kontrollaladel enam ei nähtud ning Laukasoo kohati liiki kontrollaladel kordades vähem, kui enne taastamist. Luhakõrsiku arvukuse langus oli väga suur samuti Laukasoo.

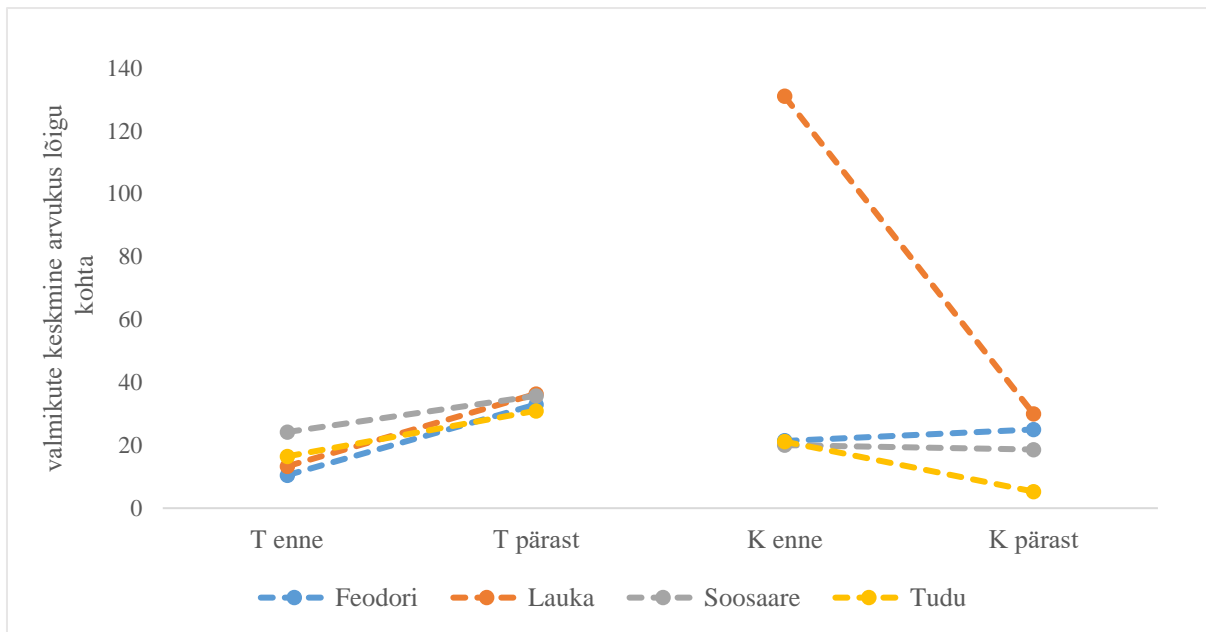
Looduskaitsealustest liikidest kohati valmikuvaatlustel valgelaup-rabakiili ja suurt rabakiili, kes kuuluvad ühtlasi ka Loodusdirektiivi (Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, 21. mai 1992) II ja IV lisasse. Valgelaup-rabakiili nähti nii enne kui pärast taastamist põhiliselt looduslikel kontrollaladel Lauka, Soosaare ja Feodorisoos, peale taastamist oli Lauka ja Feodorisoos arvukus veidi madalam. Soosaare soos seevastu nähti teda peale taastamist kontrollaladel kahe võrra rohkem ja kuus isendit tuvastati esmakordselt ka Soosaare taastamisalalt. Suurt rabakiili märgati ainult peale taastamist: viis isendit Soosaare taastamisalal ning üks Laukasoo looduslikul kontrollalal.

Tabel 1. Vaatluskäikudel nähtud kiilivalmikute koguarv uuritud soode taastamisaladel (T) ja kontrollaladel (K) enne (2016) ja 1,5 aastat pärast (2020) taastamist.

Takson	Enne		Pärast	
	T	K	T	K
<i>Aeshna cyanea</i>			3	
<i>Aeshna grandis</i>		2	4	
<i>Aeshna juncea</i>	3	1	2	
<i>Aeshna sp.</i>	9	14	11	2
<i>Aeshna subarctica</i>	1	3		1
<i>Aeshnidae</i>	1		5	2
<i>Anax imperator</i>	2		4	4
<i>Anax sp.</i>		1		
<i>Anisoptera</i>	18	6	1	4
<i>Caleopteryx sp.</i>		1	1	1
<i>Caleopteryx splendens</i>		1		1
<i>Caleopteryx virgo</i>	1	8		1
<i>Coenagrion hastulatum</i>	21	19	12	11
<i>Coenagrion lunulatum</i>				2
<i>Coenagrion puella</i>	16	47	80	29
<i>Coenagrion pulchellum</i>		3	3	1
<i>Coenagrion sp.</i>			1	3
<i>Coenagrionidae</i>	13	57	78	44

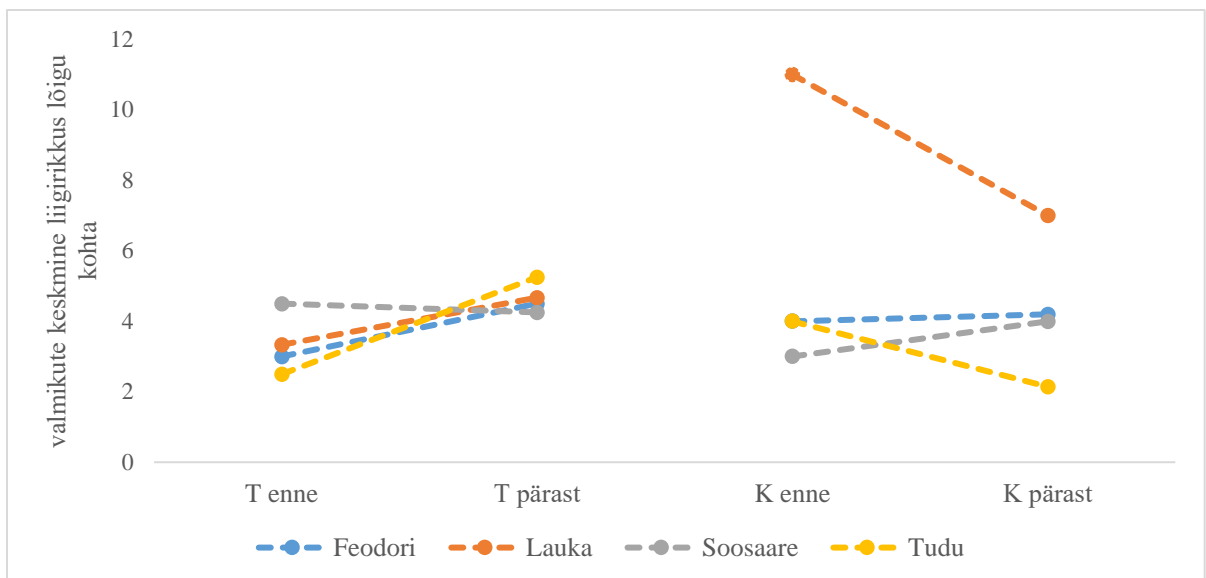
<i>Cordulia aenea</i>	1	3		2
<i>Corduliidae</i>	13	14		3
<i>Enallagma cyathigerum</i>	25	59	33	22
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1			
<i>Lestes sp.</i>		3		
<i>Lestes sponsa</i>		25		2
<i>Leucorrhinia albifrons</i>	2	18	6	12
<i>Leucorrhinia dubia</i>	35	52	11	24
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>			5	1
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	7	5	2	9
<i>Leucorrhinia sp.</i>	5	5	19	22
<i>Libellula depressa</i>			2	1
<i>Libellula quadrimaculata</i>	26	18	100	15
<i>Libellula sp.</i>		1		
<i>Libellulidae</i>			1	1
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	6	34	10	17
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	12	18	11	6
<i>Somatochlora metallica</i>		17	3	1
<i>Somatochlora sp.</i>	1		2	
<i>Sympetrum danae</i>	1	4	5	
<i>Sympetrum flaveolum</i>	2	3	23	2
<i>Sympetrum sp.</i>	1	4	4	2
<i>Zygoptera</i>	1			
Kokku	224	446	442	248

Ala tüübi ja aja vaheline koosmõju arvukusele oli oluline (nparLD: ATS=22.35, $p < 0.001$): taastamisaladel valmikute arvukus tõusis ja kontrollaladel langes (Lisa 3, Joonis 2). Arvukuse tõus taastamisaladel oli suurim Feodori- ja Laukasoo, kus keskmiste erinevus oli kolmekordne. Kontrollaladel arvukus Feodori- ja Soosaare soos eriti ei muutunud, Tudu- ja Laukasoo kontrollaladel arvukus langes (Joonis 2).



Joonis 2. Valmikute keskmised arvukused vaatluskäigu lõikude kohta enne ja pärast taastamist soode kaupa (T tähistab taastamisala, K kontrollala).

Aja ja ala koosmõju liigirikkusele oli napilt oluline (nparLD: ATS=3.88, p=0.049), viidates taastamise positiivsele mõjule. Feodorisoo, Laukasoo ja Tudusoo taastamisaladel liigirikkus kasvas, Soosaares veidi vähenes. Kontrollaladel Tudu- ja Laukasoo liigirikkus vähenes, Soosaare soos veidi tõusis ja Feodorisoo jäi praktiliselt samaks. (Joonis 3).



Joonis 3. Valmikute keskmised liigirikkused vaatluskäigu lõikude kohta enne ja pärast taastamist soode kaupa (T tähistab taastamisala, K kontrollala).

3.2 Vastsed

Kõigist uuritavate soode veekogudest leiti kokku 19 liiki kiilide vastseid, isendeid kokku 1035; neist enamus (14 liiki) kuulub eristiivaliste (*Anisoptera*) klassi. Liigini määrati 86% isenditest, sugu vastetel ei määratud, kuna vastsestaadiumis ei ole see enamasti võimalik. Kõige arvukam (327 isendit) oli väike rabakiil, keda leidis kõige rohkem taastamisala veekogudes. Arvukad olid ka seenliidrik ja punakas-rabakiil (*Leucorrhinia rubicunda*) (Tabel 2).

Kõige väiksema arvukusega olid must loigukiil (*Sympetrum danae*), keda leiti enne taastamist Feodorisoo taastamisala ühelt transektilt kolm isendit, taiga-tondihobu (*Aeshna caerulea*) kahe isendiga peale taastamist Feodori ja Sirtsi soo taastamisaladel ning kaitsealune suur-rabakiil, keda leiti enne taastamist Laukasoost kaks isendit taastamisalalt ja üks isend looduslikult kontrollalalt. Lisaks suurele rabakiilile leiti kaitsealustest liikidest ka valgelaup-rabakiili, kõige enam Soosaare soo looduslikult kontrollalalt, kust enne taastamist leiti 16 isendit ja peale taastamist 7 isendit. Lisaks leiti enne taastamist seitse isendit ka taastamisala laukast, kuid see laugas asetses taastamisala piiril, kuivendusest mõjutamata laugaste vahetus läheduses. Laukasoos esines valgelaup-rabakiil ainult peale taastamist ja enamik vastsetest leiti taastamisaladelt. Feodorisoo leiti üks valgelaup-rabakiili isend enne taastamist looduslikult kontrollalalt ning peale taastamist üks isend taastamisalalt.

Tabel 2. Transektidelt püütud kiilivastsete arvukus taastamisaladel (T), looduslikel kontrollaladel (L) ja kuivendatud kontrollaladel (K) enne ja 1,5 aastat pärast taastamist.

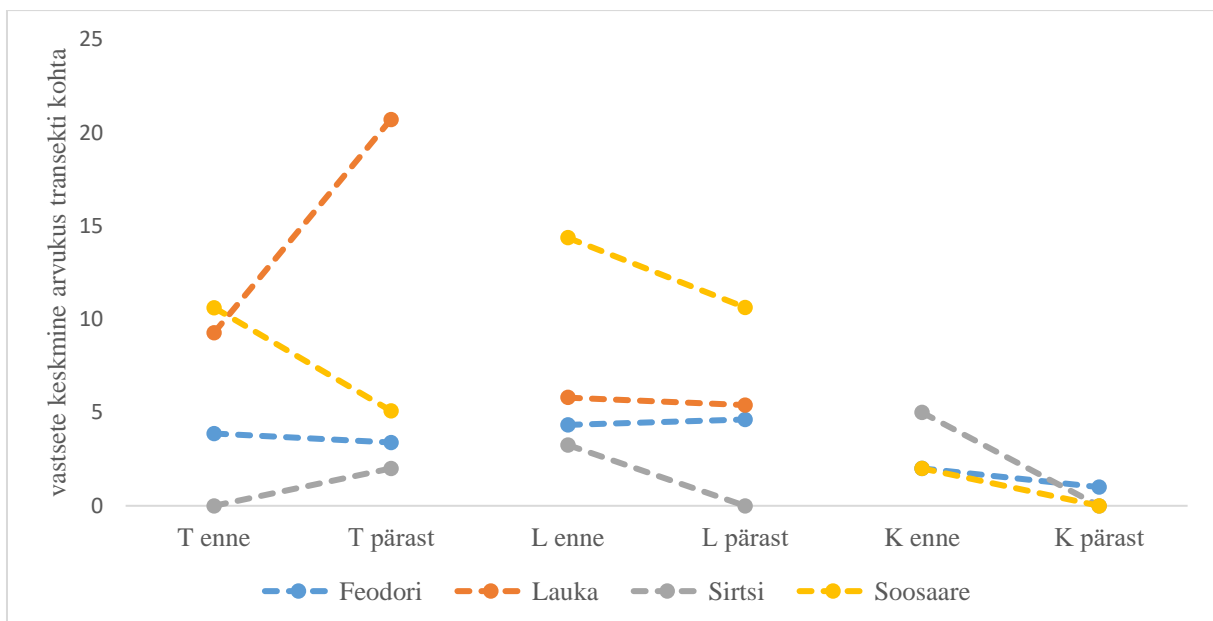
Takson	Enne			Pärast		
	T	L	K	T	L	K
<i>Aeshna caerulea</i>				1		1
<i>Aeshna cyanea</i>	1	1	9	8	6	1
<i>Aeshna juncea</i>	22	4	1	15	14	
<i>Aeshna sp.</i>	11	10	2		2	
<i>Aeshna subarctica</i>	4	1			1	
<i>Aeshnidae</i>		2				
<i>Anax imperator</i>	1	1			4	
<i>Anax sp.</i>		1			1	
<i>Anisoptera</i>		1				
<i>Coenagrion armatum</i>				5	1	
<i>Coenagrion hastulatum</i>				13	1	
<i>Coenagrion lunulatum</i>	3			42	11	
<i>Coenagrion sp.</i>					2	

<i>Coenagrionidae</i>		10				
<i>Cordulia aenea</i>	6	2	1	1	1	
<i>Enallagma cyathigerum</i>	5	77		5	69	
<i>Leucorrhinia albifrons</i>	7	17		12	10	
<i>Leucorrhinia dubia</i>	134	47		107	39	
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	2	1				
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	53	30		21	8	
<i>Leucorrhinia sp.</i>	9	12		19	6	
<i>Libellula quadrimaculata</i>	4	5		35	2	
<i>Libellulidae</i>	23	21		5		
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>			1			
<i>Somatochlora arctica</i>			1	3	2	
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	2	4	3		1	
<i>Sympetrum danae</i>	3					
<i>Zygoptera</i>		5				
Kokku	290	252	18	292	181	2

Liike, keda esines enamal, kui viiel transektil (arvestatava valimi suurusega liigid) oli kolmteist: metsa-tondihobu (*Aeshna cyanea*), soo-tondihobu (*Aeshna juncea*), raba-tondihobu (*Aeshna subarctica*), rohevööt-kuningkiil (*Anax imperator*), kuuliidrik, odaliidrik (*Coenagrion hastulatum*), seenliidrik, harilik hiilgekiil (*Cordulia aenea*), valgelaup-rabakiil, väike-rabakiil, punakas rabakiil (*Leucorrhinia rubicunda*), kollatähn-läikkiil (*Somatochlora flavomaculata*) ja harilik vesikiil. Kõige rohkematel transektidel esines väikest rabakiili (43 transektil), soo-tondihobu (33 transektil) ja punakat rabakiili (36 transektil). Ülejäänud liigid esinesid vähemal, kui kahekümnel transektil. Väikese rabakiili arvukus üle soode langes vähesel määral nii taastamisaladel kui ka kontrollaladel. Soo-tondihobu esines küll paljudel transektidel, kuid arvukus ühelgi transektil ei olnud eriti suur. Üle soode liigi arvukus taastamisaladel kahanes, looduslikel kontrollaladel aga oli peale taastamist arvukus suurem. Metsa-tondihobu arvukus üle soode oli peale taastamist kõrgem nii taastamisaladel kui ka looduslikul kontrollalal. Punaka rabakiili üldine arvukus langes nii taastamisalal kui ka looduslikul kontrollalal, kuid langus oli suurem taastamisaladel. Valgelaup-rabakiili arvukus peale taastamist tõusis taastamisalade transektidel, samuti esines liiki peale taastamist rohkematel transektidel, kui enne. Seenliidriku arvukus praktiliselt ei muutunud, kuid liik esines põhiliselt looduslikel kontrollaladel. Oda- ja kuuliidriku arvukus tõusis märgatavalt, põhiselt kahe soo — Feodori- ja Laukasoo arvel. Odaliidrikku nähti mõlemas soos esmakordselt, kuuliidrikku esmakordselt ka Feodorisoos. Hariliku vesikiili arvukus tõusis peale taastamist hüppeliselt taastamisaladel, samuti leidis teda peale taastamist poole rohkematel transektidel, kui enne. Seejuures Laukasoo liiki ei leitud.

Kontrollides ka neid andmeid, mille puhul ei olnud taastamisest piisavalt aega möödunud, selgus, et 2016. aastal kuus harilikku vesikiili raba keskosa kahest laukast siiski leiti, neist viis olid looduslikul kontrollalal. Raba-tondihobu, kollatähn-läikkiili, hariliku hiilgekiili ja rohevööt-kuningkiili arvukus oli järelduste tegemiseks liiga madal või esinesid nad põhiliselt ainult ühes soos. Peale taastamist leiti ka vesikiillasi (*Libellulidae*) taastamisalalt vähem, kui enne taastamist, kuid looduslikul kontrollalal oli vähenemine kahekordne.

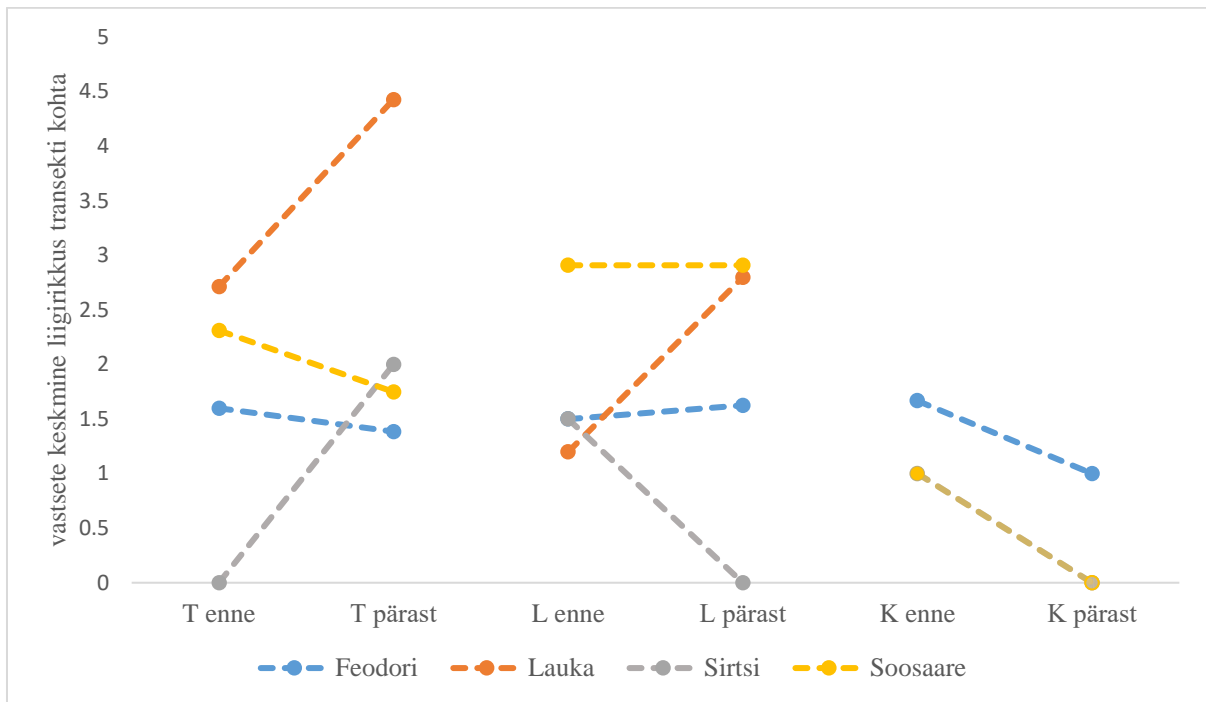
Vastsete arvukuse testis ei leitud olulist aja ja ala tüübi koosmõju, kuid tulemus viitab pigem positiivsele taastamise mõjule (nparLD: ATS=2.67, p=0.074). Laukasoo oli taastamisalal arvukuse tõus pea kahekordne, Sirtsis soos oli väike arvukuse tõus ning Feodorisoos kerge arvukuse vähenemine ning Soosaare soos arvukus langes ligi kahekordselt (Joonis 4). Looduslikul kontrollalal Lauka ja Feodorisoos jäi arvukus praktiliselt samaks väikese langusega, Sirtsis ja Soosaare soos arvukus langes. Kuivendatud kontrollaladel arvukus vähenes nii Sirtsis, Soosaare kui ka Feodorisoos (Laukasoo antud ala tüüp puudus).



Joonis 4. Kiilivastsete keskmine arvukus 10 kahvatõmbe (ehk transekti) kohta enne ja pärast taastamist taastamisaladel (T), looduslikel kontrollaladel (L) ja kuivendatud kontrollaladel (K).

Vastsete liigirikkuse puhul samuti ei ilmnenu aja ja ala tüübi koosmõju (nparLD: ATS=1.10, p=0.323). Liigirikkus taastamisaladel langes Feodori ja Soosaare soos, tõusis aga Laukasoo ja Sirtsis soos. Looduslikul kontrollalal tõusis liigirikkus Laukasoo ja Feodorisoos, jäi samaks

Soosaare soos ja langes Sirtsis soos. Kõigil kuivendatud kontrollaladel liigirikkus langes (Joonis 5).



Joonis 5. Kiilivastsete keskmine liigirikkus 10 kahvatõmbe (ehk transekti) kohta enne ja pärast taastamist taastamisaladel (T), looduslikel kontrollaladel (L) ja kuivendatud kontrollaladel (K).

Kuna p-väärtus oli liigirikkuse puhul suurem, kui kriteeriumiks võetud 0,1, jäeti liigirikkus edasisest analüüsist välja.

Kiilide veekogu eelistusi (eelistusena käsitleti suuremat suhtelist arvukust vaadeldavas tüübis) uurides selgus, et kõige enam asustati laukaid ja rabajärvi (Tabel 3). Selgelt eelistasid laukaid ja rabajärvi soo-tondihobu, seenliidrik, väike ja punakas rabakiil, kaks viimast eriti laukaid. Rohevööt-kuningkiili (*Anax imperator*) leiti vaid laugastest. Ka kaitsealune valgelaup-rabakiil esines vaid laugastes ja rabajärvedes, suur-rabakiil ühel korral ka tiigis. Metsa-tondihobu oli ainsaks liigiks, keda leidis arvestataval määral vaid kraavides, tiikides/turbaaukudes ja üleujutusosal. Kõik tondihobulased (*Aeshnidae*) peale metsa-tondihobu eelistasid tiike ja turbaauke. Kollatähn-läikkiili esines kraavides ja üleujutusosal rohkem, kui laugastes ning harilik vesikiil eelistas teistest veekogudest enim üleujutusalasid. (Tabel 3). Enamiku liikide elupaigaeelistusi klappis kirjanduses tooduga (Tabel 3), kuid esinesid ka mõned kõrvalekaldeid tavapärasest. Odaliidrikku, kes kirjanduse põhjal väldib raba keskosa, esines osaliselt ka laugastes/rabajärvedes. Samuti tanuliidrikku, kes eelistab madalaid

veekogusid konnaosja ja tarnaga. Suurt rabakiili, kes kirjanduse põhjal eelistab rohkem raba servaalasid ehk vähem happelisi ja veidi toitainerikkamaid veekogusid, leiti ka laugastest.

Tabel 3. Liikide eelistus veekogu tüüpide suhtes: mitmel vastavat tüüpi veekogu transektil esines. Taastamisest mõjutatud veekogud on välja jäetud. „Elupaik kirjanduses“ on liikide elupaigaeelistused kirjanduse põhjal (Chapman et al., 2003; Dijkstra & Lewington, 2006; G. A. (Gert-J. Duinen et al., 2002; Martin, 2013): R – rabad, S – märed ja siirdesood, M – muu elupaik, G – generalist. Paksus kirjas on kõige eelistatumad elupaigad.

Veekogu tüüp	Kraav	Laugas/ rabajärv	Tiik/ turbaauk	Üleujutus	Elupaik kirjanduses
Transektide koguarv	40	89	7	18	
<i>Aeshna caerulea</i>	3				R S
<i>Aeshna cyanea</i>	21	1	4	3	G
<i>Aeshna grandis</i>			1		G
<i>Aeshna juncea</i>	4	35	2	3	R S G
<i>Aeshna subarctica</i>	1	6	2		R
<i>Anax imperator</i>		10			R S M
<i>Coenagrion armatum</i>	2	8	1		S M
<i>Coenagrion hastulatum</i>	2	5	1	1	S M
<i>Coenagrion lunulatum</i>	2	11	1	1	R G
<i>Coenagrion pulchellum</i>	4		1		C G
<i>Cordulia aenea</i>	5	6		1	G
<i>Enallagma cyathigerum</i>	2	40			R G
<i>Erythromma najas</i>			1		G
<i>Leucorrhinia albifrons</i>		27			R S M
<i>Leucorrhinia dubia</i>	6	77	2	5	R S M
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		7	1		S M
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	6	38		1	R S M
<i>Libellula quadrimaculata</i>	5	6		8	G
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	1				M G
<i>Somatochlora arctica</i>	2			1	R S M
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	9	1		6	S M
<i>Sympetrum danae</i>		1			R S

3.2.1 Elupaigaomaduste mõju

Valitud elupaigaomadustest (Tabel 4) avaldas kiilivastete arvukusele olulist mõju vaid veekogu sügavus (ImerTest: $df=111$, $t=2,4$, $p=0,018$): sügavamates veekogudes oli arvukus suurem. Kiilide esinemisele tuli lisaks veekogu sügavusele oluliseks ka varjulisus (mõlema tunnuse puhul $p<0,001$) — avatumad veekogud olid eelistatumad.

Taastamise mõju kiilivastsete arvukusele ei tulnud oluliseks ka Imer funktsiooni kasutades (lisaks nparND analüüsile) (Irttest võrdlemaks mudeleid koosmõjuga ja ilma: $df=7$, $\chi^2=0,8$, $p=0,664$). Kiilide esinemisele seevastu oli taastamisel oluline mõju ($df=6$, $\chi^2=7,2$, $p=0,027$). Täpsemalt: taastamisalal oli esinemistõenäosus suurem kui kuivendatud kontrollalal ainult pärast taastamist (Lisa 3).

Tabel 4. Elupaigaomaduste keskmised (\bar{x}) väärtused standardhälbega (SD).

		Temperatuur		Turbasammalde	Soontaimede	Varjulisus	
	pH	(C°)	Sügavus	katvus (%)	katvus (%)	(%)	
Enne	\bar{x}	4.26	20.21	35.50	13.42	39.06	21.44
	SD	± 0.75	± 5.22	± 31.14	± 19.50	± 45.99	± 34.18
Pärast	\bar{x}	-	20.19	34.53	13.34	27.31	10.95
	SD	-	± 3.60	± 28.10	± 18.44	± 43.72	± 25.54

Kiilivastsete esinemisele oluliseks tulnud elupaigaomaduste kordamööda mudelisse kaasamisel selgus, et varjulisuse kaasamisel kadus taastamise mõju, kuid sügavus taastamise mõju ei seletanud (kuivendatud kontrollala ja taastamisala erinevus pärast taastamist sügavuse kaasamisel $p=0,011$, varjulisuse kaasamisel $p=0,135$). Seega tuleb taastamise positiivne mõju kiilide esinemisele põhiliselt veekogude varjulisuse vähenemisest.

4. Arutelu

4.1 Valmikud

Magistritöö raames analüüsitud kiilivalmikute andmed näitasid, et kiilide arvukus on peale taastamist tõusnud. Suur tõus taastamisalal ja suur langus kontrollaladel tõstatab küsimuse, kas ei võinud kontrollalade isendid tingimuste paranedes taastamisaladel liikuda sinna. Liikide kaupa andmeid võrreldes nähtub, et taastamisalal arvukust suurendanud liigid ei ühti üldiselt liikidega, kelle arvukus kontrollaladel vähenes. Erandiks on sadulliidrik, kelle puhul seda võimalust ei saa välistada Lauka- ja Tudusoo, kuid, Feodorisoose ilmus liik arvukalt nii

taastamis- kui kontrollaladele alles peale taastamist. Vastsepüükide käigus nii enne kui ka pärast taastamist ei leitud aga ühtegi sadulliidriku vastset. Šotimaal uuriti tiigi vahetus läheduses olnud kuuseistanduse raiumise mõju kiilipopulatsioonile (Macias & Dinning, 2014). Järgmisel suvel peale raiet avastati tiigi äärest täiskasvanud sadulliidrikke, kes selles piirkonnas teadaolevalt varem ei ole esinenud. Ühtegi sadulliidriku vastet aga tiigist ei tuvastatud. Ümbruskonnas hiljem katsepüüke tehes leiti liiki vaid ühel korral ligi 10 km kauguselt taimla tiigist, kuid sellegi leiu puhul arvati, et tegemist on tahtmatu introduktiooniga veetaimede transpordi käigus. Nimetatud uurimus tõestab, et sadulliidrik on võimeline läbima pikki vahemaid. Samuti sarnanevad selle uurimuse tulemused antud magistritöö tulemustega selles osas, et sadulliidrik ilmus Feodorisoo taastamisalale peale taastamist mil varjulisuus oli trassiraiete tõttu vähenenud — mõlemad taastamisala vaatluskäigu lõigud, kus liiki vaadeldi, paiknesid trassiraiete piirkonnas. Kuna sadulliidrik on Eestis muidu tavaline liik ja elupaigavalikutest on teada, et ta võimalusel väldib väga happelisi veekogusid (Martin, 2013), võiks järeldada, et sadulliidrik avastas ja koloniseeris arvukalt taastatud veekogude piirkonna toitumispaigana, kuid sigima lendab vähemhappelistesse veekogudesse. Ka kirjandus toetab seda väidet, Wildermouthi (1994) järgi on täiskasvanud kiilid väga liikuvad ja võivad viibida mitmete veekogude juures, kus nad tegelikult ei sigi.

Hariliku vesikiili suur arvukuse tõus ei ole imekspandav, kuna liik on tuntud pioneerliigina (Wildermuth, 1994). Lisaks on harilik vesikiil väga suure levimisvõimega ja võib ette võtta massilisi rändeid (Dumont & Hinnekint, 1973). Rände põhjused ei ole päris selged, kuid migreeruvate liikide liikumismustrites on leitud seoseid öiste temperatuuride jähkemisega (Russell et al., 1998), samuti on pakutud parasiitide poolt indutseeritud rännet ja liiga suure asustustiheduse mõjul toimunud rännet (Dumont & Hinnekint, 1973). Hariliku vesikiili rändeid on varasemalt täheldatud ka Eestis: 1949. ja 1963. aasta varasuvel märgati Lääne-Eestis massilist ida- ja lõunasuunalist rändeliikumist, samal ajal registreeriti vesikiili ränne ka Soome lõunarannikul (Leivits, 2010). Sootaastamisalade kiire ja arvukas asustamine aga ilmselt ei ole seotud suurema rändega, vaid just uue elupaiga koloniseerimise võimega.

Kollatähn-loigukiili arvukuse hüppeline tõus Tudusoos võiks olla seletatav liigile sobivate sigimispaikade laienemisega, kuna taastamistöde käigus tekkis paisude rajamisel palju mudast taimestumata pinda, mis on loigukiili munemispaike (Martin, 2013). Selle hüpoteesi paneb kahtluse alla aga asjaolu, et ka ühtegi kollatähn-loigukiili vastset uurimuse käigus veekogudest ei leitud. Samas ei paiknenud ükski transekt vahetult paisu kõrval, mistõttu võib oletada, et vastsed ei sattunud töö käigus uuritud valimisse. Teistes soodes aga paiknes mitmeid transekte

värskelt paljastunud turbapõhjaga veekogude piirkonnas, mis võinuks kollatähn-loigukiilile munemiseks sobida. Seega vajaks selle liigi reaktsiooni täpsem kirjeldus taastamisele uurimise jätkamist.

Isaste kiilivalmikute ülekaalukas osakaal nähtud isenditest on tavapärane ka teistes uurimustes (B. Anholt, 1997; B. R. Anholt et al., 2011; Conrad et al., 1999). Emased veedavad rohkem aega veekogust eemal toitudes ning isastel on veekogu äärest lahkumisel risk jääda ilma võimalikust sugupartnerist (B. R. Anholt, 1992; Banks & Thompson, 1987).

Mitte-kaitsealuste rabaspetsialistide seas toimus peale taastamist üldine langus, kuid langus taastamisaladel oli palju väiksem, kui kontrollaladel. Taastamise mõju spetsialist-liikidele ei ole aga väga palju uuritud (Remm & Sushko, 2018). Siiski on näiteks liblikate kohta leitud, et kuivendus kui häiring mõjutab rohkem spetsialist-liike ning peale taastamist oli kõrgem just spetsialistide arv. Generaliste seejuures kuivendus eriti ei mõjutanud ning taastamine mõjus neile kas positiivselt või neutraalselt (Noreika et al., 2016). Strobl jt (2020) jällegi leidis, et taastamisel liblikatele mõju ei olnud. Positiivne mõju spetsialistidele on leitud ka teisi selgrootuid liike uurides (ämblikud, jooksiklased, sääriksääsklased jt) (Noreika et al., 2015).

Kuigi valmikute üldised numbrilised tulemused on esmapilgul paljulubavad, peab arvestama, et visuaalse vaatluse teel kogutud andmed võivad sõltuda vaatlejast ja olla seeläbi subjektiivsemad, kui vastsete andmed. Siiski ei tohiks vaatleja subjektiivsus mõjutada kiilikoosluse suhtelist muutust taastamisaladel võrreldes kontrollaladega, kuna sama vaatleja käis mõlemat tüüpi aladel. Kaitsealuste liikide kohta järelduste tegemine on samuti riskantne madalate esinemisnumbrite tõttu ja üldistusi teha ei maksa, siiski tasub mainida positiivset trendi Soosaare soos, kus valgelaup-rabakiili kohati peale taastamist nii taastamis- kui kontrollaladel rohkem kui enne taastamist ning suurt-rabakiili leitigi kogu uurimuse vältel põhiliselt ainult Soosaare taastamisalalt 2020. aastal. Valmikute selgem trend on seletatav ka nende võimega taastatud veekogude juurde kohale lennata, vastsete arvukuse ja liigirikkuse kasv sõltub omakorda adultide arvukusest kuid ka taastamise mõjul muutuvatest veekogu omadustest. Järgmiste aastate seire näitab, kas kohale lennanud isendid ka veekogus sigima hakkavad.

4.2 Vastsed

Kuna kogutud proovid on otseses sõltuvuses taastamistööde aegadega erinevates piirkondades, on esialgsed vastseandmed soode lõikes üsna ebaühtlased ning see võib mõjutada tulemusi. Kõige esinduslikum valim igast tüübist (taastamisala, looduslik kontrollala, kuivendatud kontrollala) oli Soosaare- ja Feodorisoos (lisa 2). Nii suurte projektide puhul, nagu seda on LIFE „Soode kaitse ja taastamine“ ei ole aga alati võimalik teha kõike täpselt plaanide järgi, kuna tööde läbiviimine sõltub väga paljudest ettearvamatutest aspektidest ja erinevatest inimestest. Siiski on esmane andmete hulk olnud piisav, et anda esialgne vaade taastamise edukuse tulemuslikkusele.

Kuigi taastamisel ei leitud vastsete arvukusele ja liigirikkusele olulist mõju olevat, leiti, et mõju on kiilide esinemisele. Peale taastamist oli soodes rohkem selliseid veekogusid, kus vähemalt mõni kiilivastne esines. Sarnaselt valmikuandmetele langes spetsialistide arvukus, kuid langus toimus ka kontrollaladel, mis ei olnud taastamisest mõjutatud, seega oli arvukuse ja liigirikkuse langus tingitud ilmselt millestki muust, kui taastamisest. On täheldatud, et mõne liigi vastseid on raskem tabada kui teiste (Hardersen, 2008) ning seepärast on võimalik, et hinnatakse üle nende liikide arvukust, keda on lihtsam kätte saada (Castella, 1987; Watson et al., 1982) ning liigirikkuse hinnang ei pruugi olla tegelikkusele vastav.

Ka vastsete puhul vähenes rabaspetsialistide arvukus, aga seda ka looduslikul kontrollalal, mistõttu ei saa muutust hinnata taastamise negatiivseks mõjuks. Kaitsealuse valgelaup-rabakiili puhul saab aga öelda, et taastamine võis mõjuda hästi, kuna taastamisaladel arvukus tõusis ja looduslikul kontrollalal langes (numbrid selle kinnitamiseks siiski üsna väikesed).

Elo jt (2015) uurisid samuti taastamise mõju kiilivastsete arvukusele ja liigirikkusele Soomes, ning kolm aastat peale taastamist oli juba näha arvukuse tõusu ja ka spetsialiste taastamisaladel. Võiks arvata, et soode taastumine kiirus sõltub muuseas ka sellest, millises seisus soo taastamiseelselt on ning kui kaugel on looduslikud alad. On leitud, et kiilide liigirikkus sõltub sellest, kui kaugel on puutumata elupaigad (McCauley, 2006). Soome näite puhul oli tegemist raba kuivendusega metsanduse tarbeks ja kuivendatud sood asusid Natura 2000 aladel, ümbritsetuna looduslikus seisundis soodest, kust liikidel oli lihtne taastatud aladele levida. Iirimaal 15 a peale taastamist olid vaadeldud taastamisalad vee-selgrootute koosluste poolest sarnased looduslike kontrollaladega (Hannigan et al., 2011), tegemist oli vaipsooga, mida oli samuti küll üsna laialdaselt kuivendatud, kuid turvast oli kaevandatud vaid vähesel määral ekstensiivselt ning samas soos asusid ka looduslikud kontrollalad. Uuringu veekogudest jäeti

välja kraavid, mis ilmselt sama hästi taastunud ei olnud ja oleks ehk tulemust veidi negatiivselt mõjutanud. Lisaks on Saksamaal läbi viidud soode taastamistulemuste uuringu tulemuste põhjal järeldatud, et taastatavad sood, mis on kunagi olnud kasutusel põllumajandusmaana, tulevikus kõrge toitainesisalduse tõttu rabaspetsialistidele sobivaks muuta ei olegi võimalik (Krieger et al., 2019). Küll aga võidavad taastamisest sellistes soodes siirdesooliigid (Krieger et al., 2019) ja ka generalistid, keda on elupaikade vähenemise tõttu samuti oluline kaitsta. Eesti kuues taastatud soos võiks eeldada, et taastumine on pigem kiirem, kuna taastamisalad on ümbritsetud looduslikus seisus rabadest. Kuid aladel, kus on ulatuslikult turvast kaevandatud, võtab taastumine ilmselt aega vähemalt nii kaua, kuni taastub taimestik.

Lisaks on leitud, et peale taastamist elustik küll taastub, kuid taastunud kooslused ei ole samasugused, nagu looduslikel kontrollaladel. Soomes 5 ja 10 aastat peale taastamist taimekoosluste jälgimisel leiti, et kraavidest eemal taastusid kooslused hästi juba kümne aastaga, kuid paisutatud kraavidesse soo-spetsialiste tagasi ei tulnud. Küll aga jäi kraavidest vähemaks neid liike, keda kuivendus soosis (Haapalehto et al., 2017). Ka Valgevenes läbi viidud uuringus leiti, et kümne aastaga tekkis taastatud aladel mitmekesine kiilikooslus, kuid see erines loodusliku kontrollala kooslusest (Remm & Sushko, 2018); kõige levinumaks liigiks taastamisaladel osutus harilik vesikiil, kes ka magistritöös vaadeldud taastamisaladel arvukust kõvasti tõstis. Lisaks leidsid Remm & Sushko (2018), et raba spetsialist-liikidele sobisid taastatud aladel vaid labidaturbavõtu augud. Kuigi magistritöö puhul spetsialist-liikide arvukus langes, esines neid siiski ka taastamisalade veekogudes, mis annab lootust, et pikema aja möödudes taastamisaladel soole omane kooslus ja ka kiilifauna järk-järgult täieneb. Kuna magistritöös oli juba 1,5 aasta möödudes kiile rohkemates veekogudes, kui enne taastamist ja arvukus suurem, kui taastamata aladel (kuigi mitte statistiliselt oluliselt), võib siiski öelda, et taastamise esialgne mõju on olnud positiivne ka vastsete andmete põhjal.

Schmidti (1985) järgi on ainus usaldusväärne alus elupaiga kiilikoosluse hindamisel arvestatava hulga isendite regulaarne sigimine mitmel aastal järjest. Nii saab arvestusest elimineerida liigid, kes esinevad ebaregulaarselt ja tühisel määral. Seega näitab ainult pikaajaline monitooring, kui hästi taastatud soodes ökoloogilised funktsioonid ja liigiline mitmekesisus taastub. Wildermouth (1994) on 8 aasta vaatluste põhjal järeldanud, et kiilide arvukus võib samas veekogus aasta-aastalt üpris erinev olla, mis kinnitab pikaajalise seire vajalikkust sisukate järelduste tegemiseks. Magistritöös esitatud tulemused on vaid esmane, kuid mitte vähe oluline vaade kiilikoosluste arengu dünaamikasse.

Kiilivastsete veekogude eelistused antud töös vastasid enamjaolt kirjanduse andmetele. On leitud, et paljudel kiililiikidel on levila piiril elupaigale väga spetsiifilised nõudmised, kuid levikuareali keskosas ollakse elupaiga suhtes vähem valivad (Dijkstra & Lewington, 2006). Oda- ja tanuliidrik just levila keskosas Eestis asuvadki, mistõttu on nende esinemine laugastes kui ebatüüpilises keskkonnas paremini seletatav. Suur-rabakiil on Eestis pigem oma levila põhjapiiril, mistõttu on liigi esinemine laugastes ka märkimisväärsem. Eesti kiilide määraja põhjal (Martin, 2013) puudub suur-rabakiil tüüpilistes rabalaugastes ja ka Dijkstra (2006) põhjal eelistab vähem happelisi ja kõrgema toitelisusega veekogusid, kuid kogutud andmete põhjal esines liik põhiliselt looduslikel kontrollaladel raba keskel asuvates laugastes, kus pH väärtus oli 4,0-4,5. Kaks transekti asus ka taastamisalal, mis samuti asusid raba keskel alandatud veetasemega rabajärves, kus pH oli veelgi madalam (3,9). Kuigi suure-rabakiili arvukus ei olnud suur ning laugaste ja rabajärvede osakaal kõikidest valimisse sattunud veekogudest oli proportsionaalselt palju suurem, kui teiste veekogude osakaal (tabel 3), näitab tulemus siiski, et liik asustab ka laukaid ja madal pH esinemist ei välista. Rabakiili elupaigaeelistusi on Eestis uuritud ka varem, kuid tulemused on mõneti vastuolulised. Projekti DRAGONLIFE käigus erinevatest veekogudest (inimtekkelised ja looduslikud) kogutud proovide põhjal järeldati, et suur-rabakiil eelistab looduslikke sügavamaid järvi madalaveeliste ja taimestikurikaste ja ka soostunud kaldaaladega ning väldib inimtekkelisi tiike (Rannap et al., 2011). Paar aastat hiljem uuriti magistritöö raames väikeveekogude taastamise mõju kaitsealustele kiililiikidele ja suur-rabakiili leiti eelmise uuringuga võrreldes samas mahus (20% vs 23% uuritud veekogudest) ja liikidest kõige arvukamalt, kuigi uurimuses olid vaid väikesed inimtekkelised veekogud (Torp, 2014). Arvati, et see võis tuleneda liigi suurest esinemistihedusest piirkonnas, kuid selle tõestamiseks andmed puudusid.

4.2.1 Elupaigaomaduste mõju

On leitud, et lentilistes veekogudes on kiilivastsed (eriti just vesikiillased (*Libellulidae*)) põhiliselt madalamas kui ühe meetri sügavusel veekogude servades (Wissinger, 1988). Zimbabwe uuriti vesikiillaste (*Libellulidae*) esinemist erinevatel sügavustel 0-150 cm ja leiti, et enim esinesid kiilid sügavusvahemikus 60-80 cm — 473 isendist 208; ning vahemikus 15-25 cm 105 isendit (Weir, 1974). Ka käesolevas uurimuses mõjutas kiilivastsete arvukust veekogu sügavus, mis oli vaadeldud vahemikus (0-2 m) positiivse mõjuga. Veekogu sügavuse mõju kiilidele on leitud ka teistes uurimustes. Strobl jt (2020) leidsid, et sügavamates veekogudes oli kiilide liigirikkus suurem. Magistritöös elupaigaomaduste mõju vastsete liigirikkusele aga ei uuritud, kuna esimeses etapis taastamise mõju liigirikkusele ei leitud (vt pt 2.3). Võimalik, et andmete lisandudes leitakse. Sushko (2021) leidis, et veekogu sügavus mõjutas positiivselt isegi kiilivalmikute — hariliku vesikiili ja kollatähn-logukiili esinemist. Samasugune trend on selgelt ilmnenud ka käesolevas töös, kuna need liigid olid ühed kõige arvukamatest valmikuliikidest peale veetaseme tõstmist. Saadud tulemustest ei saa siiski teha järeldusi sügavamate veekogude kohta, kuna sügavus oli positiivse mõjuga ainult uuritud sügavusvahemikus.

Ka varjulise vähenemise positiivset mõju kiilide esinemisele on täheldatud varem (Magoba & Samways, 2010; Rannap et al., 2011; Remsburg et al., 2008) ja antud töö kinnitas, et kiilid eelistavad avatumaid veekogusid, kus ka veetemperatuur on kõrgem. Noreika (2015) leidis, et varjulise vähenemine oli positiivses seoses just soospetsialistide arvukusega, mistõttu võiks loota, et mõne aja pärast on ka uuritud soodes näha spetsialistide arvukuse tõusu. Ainus töös esinenud liik, kes eelistab kirjanduse põhjal varjulisemaid veekogusid (Dijkstra & Lewington, 2006; Schmidt, 1985), on metsa-tondihobu, kelle arvukus võiks eelduste kohaselt olla raiete tagajärjel vähenenud, kuid andmed näitasid hoopis arvukuse kasvu nii vastsete kui valmikute seas. Liiki esines aga üsna vähe nii enne kui pärast taastamist, mistõttu võib järeldus olla juhuslik.

Mitme uurimuse tulemuste põhjal mõjutab kiilide ja teiste veeselgrootute esinemist ja koosluste struktuuri eelkõige veekogu pH (Buczyńska & Buczyński, 2019; Johansson & Brodin, 2003; Mazerolle et al., 2006), mis mõjutab liigilist koosseisu ja võib aasta-aastalt ja aastate lõikes veidi varieeruda (Mazerolle et al., 2006). Käesolev analüüs aga üllatuslikult pH olulist mõju kiilide arvukusele ei näidanud. Kuna puudusid 2020. aasta pH andmed, ei saanud selle mõju kiilikoosluste taastumisele uurida, kuid seda saab teha järgnevatel aastatel.

Kuigi taimestikul magistritöö tulemuste põhjal kiilide esinemisele ja arvukusele mõju ei leitud, on seda täheldatud teistes töödes. Näiteks on leitud, et vesihobulaste vastsete asustustihedus on positiivses seoses kõrge kaldataimestiku esinemisega ning täiskasvanud taolistiivalised eelistavad selgelt elupaigana kõrgete rohttaimedega jõeäärseid piirkondi (Remsburg & Turner, 2009). Samuti on leitud, et märgaladel on mitmekesisema taimestikuga aladel kiilide liigirikkus suurem (Mabry & Dettman, 2010). Magistritöös on uuritud keskkonnaomadustest varjulisuus ilmselt määravama mõjuga, kui pH ja taimestik.

4.3 Soovitused edasiseks seireks

Kiilipopulatsioonide arvukuse ja liigirikkuse hindamisel on oluline koguda andmeid nii vastsete kui adultide kohta, kuna tulemused võivad olla väga erinevad. Nelson (2014) leidis erinevates veekogudes mõlema elukäigu andmeid kogudes, et vastsete ja adultide andmed omavahel ei kattunud — osa liikidest esines adultidena arvukalt, kuid vastseid ei suudetud leida. Sama muster kordus ka käesolevas magistritöös. Siiski on leitud ka seda, et märgalade keskkonnaseisundi hindamisel on võrdselt sobivad nii vastsed kui ka valmikud (Mendes et al., 2017). Patten (2015) uuris samuti adultide ja vastsete andmete erinevusi, kinnitas tulemuste erinevust ning järeldas, et populatsiooni suuruse muutusi peaks jälgima hoopis eksuuvide (viimase järgu vastsekestad veest väljaulatuvatel taimedel, toigastel jms, kust väljuvad valmikud) andmete pealt, kuna need tõestavad edukat sigimist, mis on liigi jätkuva püsimise aluseks. Raebel jt (2010) võrdlesid erinevate arengustaadiumite põhjal tehtud järeldusi kiilikoosluste kohta ning leidsid, et praktiliselt võrdselt hästi peegeldavad tulemusi vastsete ja eksuuvide andmed, vähem täpsemini valmikute andmed, millele on viidanud ka teised autorid (Hardersen, 2008; Samways et al., 2010). Viimase järgu kestade järgi on ka liiki tuvastada üsna lihtne ning kestumise koht annab lisainfot liigi elupaigaeelistuste ja ökoloogia (nt sugude suhe, emergeerumise aeg) kohta (Foster & Soluk, 2004). Samuti ei ole sellise hindamismeetodi kasutamisel tarvis isendeid surmata. Kuid esindusliku hulga eksuuvide kogumine nõuab rohkem aega, näiteks Foster ja Soluk (2004) korjasid vastsekesti maikuu keskelt augusti keskpaigani esmalt igal neljandal ja hiljem igal kaheksandal päeval. Kesti peab tihti koguma, kuna need on haprad ja võivad kiirelt (tugev vihm, tuul) kaduda ja ka märkamatuks jääda (Bried et al., 2015; Foster & Soluk, 2004), mis on meetodi miinuseks.

Antud töö andmestik on kogutud eelkõige rabakiilide eelistuste järgi, kes on ajal, varasuvel, mil seire toimus (vastsete seire mai lõpp-juuni algus, valmikute seire juuni teine pool-juuli algus),

kõige aktiivsemad. Kuna vastsete areng aga sõltub toidu kättesaadavusest ja veetemperatuurist (soojem vesi ja toidu rohkus kiirendab arengut), erineb kiilide lennuaeg olenevalt aastast ja piirkonnast (Dijkstra & Lewington, 2006), samuti liigist (Martin, 2013). Näiteks antud uuringus vähe kohatud raba-tondihobu lennu kõrgaeg jääb juulisse-augustisse (Martin, 2013). Et saada ülevaatlikum pilt kogu kiilifaunast uuritud soodes, võiks edaspidi kiilivalmikuid vaadelda ka suve keskel ja lõpupoole, nagu on tehtud ka teistes uurimustes soode kohta (Buczyńska & Buczyński, 2019; Elo et al., 2015; Strobl et al., 2020). Kiilivastsete puhul võib kaaluda andmete kogumist lisaks kevadele ka sügisel, mis on suurselgrootute proovide kogumise põhipraktikaks (Timm & Vilbaste, 2010)., et saada infot ka samal hooajal koorunud vastsete kohta. Kuna aga varajases vastsestaadiumis on paljusid liike raske või lausa võimatu määrata, ei oleks sügisel proovide kogumine antud seire puhul ilmselt väga informatiivne. Samuti ei ole töö kirjutamise käigus leitud teisi pädevaid aluseid vastseproovide kogumise ja -kordade muutmiseks. Küll aga võiks soovitada lisaks eksuuvide kogumist kindla metoodika alusel, praeguse töö raames koguti eksuuve ebaühtlaselt ning neid ei kaasatud analüüsi. Siiski on antud töö puhul oluline hinnata ka kiilivalmikute arvukust ja liigirikkust, kuna valmikud on mobiilsed ja reageerivad muutustele kiirelt (Brown et al., 2016) ning töö eesmärgiks oli uurida taastamise esialgset mõju.

On pakutud, et üldine arvukus ja liigirikkus ei pruugi olla hea taastamise tulemuslikkuse näitaja, Krieger jt (2019) järgi on olulisem hinnata sihtliikide käekäiku, antud juhul soo-spetsialistide ja kaitsealuste liikide muutusi. Kuna paljud lõunapoolsemad liigid on hakanud kliimamuutuste mõjul ja elupaikade vähenedes levima põhja poole, asustades ka liikidele ebatüüpilisi elupaiku (Ott, 2010), on oluline jälgida ka teiste liikide dünaamikat, et teha paremaid järeldusi edasiste liigikaitseliste tegevuste planeerimisel. Jälgida tasub nii arvukamaid kui haruldasemaid liike, kuna ökosüsteemide toimimises on olulised mõlemad (Cusser et al., 2021).

Kokkuvõte

Inimkonna endiselt kasvav surve märgala-elupaikadele on ohuks paljudele kiililiikidele, kes veedavad suure osa oma elutsüklist maismaaveekogudes. Viimastel kümnenditel on hakatud taastama soo-elupaiku, mis suures osas Euroopas on tänaseks kuivenduse ja maakasutuse tõttu rikutud või hävitatud. Käesoleva töö eesmärk oli jälgida, kas 1,5 aastat peale taastamist on võimalik tuvastada muutusi kiilide arvukuses ja liigirikkuses ja milliste liikide puhul muutused ellkõige toimuvad. Samuti, millised elupaigaomadused võiks võimalikke muutusi seletada ja millised on liikide eelistused veekogude suhtes.

Töö põhineb põhiliselt viie taastatud soo kiiliandmete võrdlusel enne ja pärast taastamist, kus taastati kuivendusele eelnev veerežiim ja vajadusel eemaldati sekundaarne puistu. Andmete analüüsis selgus, et kiilivalmikute arvukus ja liigirikkus on taastamisaladel tõusnud, kuid arvukus tõusis eelkõige liikide poolest, kes ei ole rabaspetsialistid. Spetsialistide arvukus jällegi langes, nii vastsete kui valmikute puhul, kuid spetsialistide langus toimus ka looduslikel kontrollaladel ning ei olnud tingimata seotud taastamisega. Spetsialistide muutusi ei uuritud siiski statistiliselt, kuna andmeid analüüsiks ei olnud piisavalt. Vastsete arvukusele ega liigirikkusele taastamisel mõju ei tuvastatud, kuid peale taastamist esines vastseid rohkemates veekogudes, kui enne taastamist, mistõttu võib öelda, et taastamisel siiski oli kerge positiivne mõju ka vastsete puhul. Positiivset mõju oli näha ka kaitsealuste kiililiikide suhtes nii vastsete kui valmikute puhul, kuigi järeldused põhinevad väikestel numbritel.

Selgus, et elupaigaomadustest mõjutas kiile positiivselt eelkõige varjulisuse vähenemine. Elupaigaeelistused kattusid enamjaolt kirjanduse andmetega, kuid kaitsealune suur-rabakiil esines üllatavalt ka happelistes laugastes, mis üldiselt tema elupaigaks ei ole.

Põhjalikemate järelduste tegemiseks ja edasiste trendide jälgimiseks on vaja koguda rohkem andmeid, mistõttu on oluline jätkata taastamisjärgset seiret ja jälgida liigilise koosseisu arengut. Koguda tuleks nii vastsete kui ka valmikute andmeid, lisaks võiks võimalusel koguda süstemaatiliselt ka eksuuve ehk vastsekestasid, kuna eksuivid tõestavad liigi edukat sigimist ja seega kiili eluringi täitumist.

Summary

Anthropogenic impact on wetland habitats threatens many odonate species, which spend much of their life cycle in inland waters. Mire habitats in Europe that are largely damaged or destroyed by drainage and land use, have become subjects of ecological restoration in recent decades. This study asked which changes in the abundance and species richness of odonates occur already 1.5 years after restoration, which habitat characteristics could explain possible changes, and which are species preferences for different water bodies.

The current work is based on the comparison of odonate data of five mires before and after restoration. During the restoration, the water level was raised to pre-drainage level, and in some areas, the secondary tree stand was removed. The analysis of the data revealed that the number and species richness of adult odonate have increased in the restoration areas, but the number increased mainly in terms of species that are not bog specialists. The number of bog specialist species decreased, both for larvae and adults, but the decrease was also observed in intact areas and was not necessarily related to restoration. However, changes in specialist species were not analysed statistically because of the small sample size. No restoration effect on larval abundance or species richness was observed, but after the restoration, larvae were present in more water bodies than before the restoration. Therefore it can be concluded that the restoration had a slightly positive effect. The positive effects were also observed for protected odonate species, both for larvae and adults, although these findings are based on a limited number of observations.

Among the habitat characteristics, odonates were positively affected mainly through the decrease in shading. Habitat preferences generally coincided with literature data, but *Leucorrhinia pectoralis* was surprisingly also found from bog pools, which are not known as a typical habitat for this species.

However, more data are needed to draw more in-depth conclusions, so it is important to continue post-recovery monitoring and to monitor the dynamics of the species composition. Data on both larvae and adults should be collected, in addition to which, if possible, exuviae (or larval shells) should also be systematically collected, because finding exuviae proves successful breeding of the species.

Tänuavaldused

Täna väga oma juhendajat pühendatud aja ja kasulike näpunäidete eest. Samuti tänan kõiki lähedasi, kes töö valmimisele kaasa elasid ja aitasid lapsi hoida.

Kasutatud kirjandus

- Alsila, T., Elo, M., Hakkari, T., & Kotiaho, J. S. (2021). Effects of habitat restoration on peatland bird communities. *Restoration Ecology*, 29(1), e13304. <https://doi.org/10.1111/rec.13304>
- Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P., Caporn, S., & Anderson, P. (2017). An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, 25(2), 271–282. <https://doi.org/10.1111/rec.12415>
- Anholt, B. (1997). Sexual size dimorphism and sex-specific survival in adults of the damselfly *Lestes disjunctus*. *Ecological Entomology*, 22(2), 127–132. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.1997.00055.x>
- Anholt, B. R. (1992). Sex and Habitat Differences in Feeding by an Adult Damselfly. *Oikos*, 65(3), 428–432. <https://doi.org/10.2307/3545559>
- Anholt, B. R., Vorburger, C., & Knaus, P. (2011). Mark-recapture estimates of daily survival rates of two damselflies (*Coenagrion puella* and *Ischnura elegans*). *Canadian Journal of Zoology*. <https://doi.org/10.1139/z01-053>
- Banks, M. J., & Thompson, D. J. (1987). Lifetime Reproductive Success of Females of the Damselfly *Coenagrion puella*. *Journal of Animal Ecology*, 56(3), 815–832. <https://doi.org/10.2307/4950>
- Bates, D. M. (2010). *lme4: Mixed-effects modeling with R*. Springer.
- Bried, J. T., Dillon, A. M., Hager, B. J., Patten, M. A., & Luttbeg, B. (2015). Criteria to infer local species residency in standardized adult dragonfly surveys. *Freshwater Science*, 34(3), 1105–1113. <https://doi.org/10.1086/682668>

- Brown, L. E., Ramchunder, S. J., Beadle, J. M., & Holden, J. (2016). Macroinvertebrate community assembly in pools created during peatland restoration. *Science of The Total Environment*, 569–570, 361–372. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.169>
- Buczyńska, E., & Buczyński, P. (2019). Aquatic Insects of Man-Made Habitats: Environmental Factors Determining the Distribution of Caddisflies (Trichoptera), Dragonflies (Odonata), and Beetles (Coleoptera) in Acidic Peat Pools. *Journal of Insect Science*, 19(1). <https://doi.org/10.1093/jisesa/iez005>
- Cannings, R. (2011). Dragonflies and Damselflies. Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research. *Florida Entomologist*, 94(3), 727–728. <https://doi.org/10.1653/024.094.0350>
- Caporn, S. J. M., Rosenburgh, A. E., Keightley, A. T., Hinde, S. L., Riggs, J. L., Buckler, M., & Wright, N. A. (2018). Sphagnum restoration on degraded blanket and raised bogs in the UK using micropropagated source material: A review of progress. *Mires and Peat*, 20, 1–17. <https://doi.org/10.19189/MaP.2017.OMB.306>
- Castella, E. (1987). Larval Odonata distribution as a describer of fluvial ecosystems: The Rhône and Ain rivers, France. *Advances in Odonatology*, 3, 23.
- Chapman, S., Buttler, A., Francez, A.-J., Laggoun-Défarge, F., Vasander, H., Schloter, M., Combe, J., Grosvernier, P., Harms, H., Epron, D., Gilbert, D., & Mitchell, E. (2003). Exploitation of northern peatlands and biodiversity maintenance: A conflict between economy and ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(10), 525–532. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0525:EONPAB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0525:EONPAB]2.0.CO;2)
- Cobbaert, D., Rochefort, L., & Price, J. S. (2004). Experimental restoration of a fen plant community after peat mining. *Applied Vegetation Science*, 7(2), 209–220. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00612.x>

- Conrad, K. F., Willson, K. H., Harvey, I. F., Thomas, C. J., & Sherratt, T. N. (1999). Dispersal characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. *Ecography*, 22(5), 524–531. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb01282.x>
- Corbet, P. S. (2004). *Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata*. Harley Books.
- Cusser, S., Haddad, N. M., & Jha, S. (2021). Unexpected functional complementarity from non-bee pollinators enhances cotton yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 314, 107415. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107415>
- Diggelen, R. van. (2018). Mires and Peatlands of Europe: Status, Distribution and Conservation. *Restoration Ecology*, 26(5), 1005–1006. <https://doi.org/10.1111/rec.12865>
- Dijkstra, K., & Lewington, R. (2006). *Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe*. British Wildlife Publishing, Dorset, UK.
- Duinen, G. A. (Gert-J., Brock, A., Kuper, J., Peeters, T., Smits, M., Verberk, W., & Esselink, H. (2002). *Important keys to successful restoration of characteristic aquatic macroinvertebrate fauna of raised bogs*.
- Dumont, H. J., & Hinnekint, B. O. N. (1973). Mass migration in dragonflies, especially in *Libellula quadrimaculata* L.: A review, a new ecological approach and a new hypothesis. *Odonatologica*, 2(1), 1–20.
- Elo, M., Penttinen, J., & Kotiaho, J. S. (2015). The effect of peatland drainage and restoration on Odonata species richness and abundance. *BMC Ecology*, 15(1), 11. <https://doi.org/10.1186/s12898-015-0042-z>
- Foster, S. E., & Soluk, D. A. (2004). Evaluating exuvia collection as a management tool for the federally endangered Hine's emerald dragonfly, *Somatochlora hineana* Williamson (Odonata: Cordulidae). *Biological Conservation*, 118(1), 15–20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.06.002>

- Frank, S., Tiemeyer, B., Gelbrecht, J., & Freibauer, A. (2014). High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 years of rewetting. *Biogeosciences*, *11*(8), 2309–2324. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2309-2014>
- Gallé, R., Samu, F., Zsigmond, A.-R., Gallé-Szpisjak, N., & Urák, I. (2019). Even the smallest habitat patch matters: On the fauna of peat bogs. *Journal of Insect Conservation*, *23*(4), 699–705. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00164-8>
- Griffith, J., Silva, E., Williams, D. D., Rossi, R., Ardinghi, N., & Cenni, M. (2013). *SER International Primer on Ecological Restoration*. /paper/SER-International-Primer-on-Ecological-Restoration-Griffith-Silva/fbef597492d04309ce2bae6b653506b10fe81238
- Haapalehto, T., Juutinen, R., Kareksela, S., Kuitunen, M., Tahvanainen, T., Vuori, H., & Kotiaho, J. S. (2017). Recovery of plant communities after ecological restoration of forestry-drained peatlands. *Ecology and Evolution*, *7*(19), 7848–7858. <https://doi.org/10.1002/ece3.3243>
- Haapalehto, T., Kotiaho, J. S., Matilainen, R., & Tahvanainen, T. (2014). The effects of long-term drainage and subsequent restoration on water table level and pore water chemistry in boreal peatlands. *Journal of Hydrology*, *519*, 1493–1505. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.013>
- Hannigan, E., Mangan, R., & Kelly-Quinn, M. (2011). Evaluation of the success of mountain blanket bog pool restoration in terms of aquatic macroinvertebrates. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, *111B*(2), 95–105.
- Hardersen, S. (2008). Dragonfly (Odonata) communities at three lotic sites with different hydrological characteristics. *Italian Journal of Zoology*, *75*(3), 271–283. <https://doi.org/10.1080/11250000801925227>

- Holden, J., Chapman, P. J., & Labadz, J. C. (2004). Artificial drainage of peatlands: Hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 28(1), 95–123. <https://doi.org/10.1191/0309133304pp403ra>
- Hothorn, T., Zeileis, A., Farebrother, R. W., Cummins, C., Millo, G., & Michell, D. (2020). *Package 'lmtree', version 0.9-38*. CRAN.
- Ilomets, M., Animägi, J., & Kallas, R. (1995). *Estonian Peatlands*. Keskkonnaministeerium.
- Jaatinen, K., Tuittila, E.-S., Laine, J., Yrjälä, K., & Fritze, H. (2005). Methane-Oxidizing Bacteria in a Finnish Raised Mire Complex: Effects of Site Fertility and Drainage. *Microbial Ecology*, 50(3), 429–439. <https://doi.org/10.1007/s00248-005-9219-x>
- Jauhiainen, S. (2002). Testacean amoebae in different types of mire following drainage and subsequent restoration. *European Journal of Protistology*, 38(1), 59–72. <https://doi.org/10.1078/0932-4739-00748>
- Jeremiason, J. D., Reiser, T. K., Weitz, R. A., Berndt, M. E., & Aiken, G. R. (2016). Aeshnid dragonfly larvae as bioindicators of methylmercury contamination in aquatic systems impacted by elevated sulfate loading. *Ecotoxicology*, 25(3), 456–468. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1603-9>
- Johansson, F., & Brodin, T. (2003). Effects of Fish Predators and Abiotic Factors on Dragonfly Community Structure. *Journal of Freshwater Ecology*, 18(3), 415–423. <https://doi.org/10.1080/02705060.2003.9663977>
- Joosten, H., & Clarke, D. (2002). *Wise use of mires and peatlands: Background and principles including a framework for decision-making*. International Peat Society ; International Mire Conservation Group.
- Kalkman, V. J., Clausnitzer, V., Dijkstra, K.-D. B., Orr, A. G., Paulson, D. R., & van Tol, J. (2008). Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. E. V. Balian, C.

- Lévêque, H. Segers, & K. Martens (Toim), *Freshwater Animal Diversity Assessment* (lk 351–363). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_38
- Kalkman, V. J., Sahlén, G., Boudot, J.-P., Bernard, R., Conze, K.-J., De Knijf, G., Dyatlova, E., Ferreira, S., Jovic, M., Ott, J., & Riservato, E. (2010). *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:hh:diva-6025>
- Kato, Y., Takemon, Y., & Hori, M. (2009). Invertebrate assemblages in relation to habitat types on a floating mat in Mizorogaike Pond, Kyoto, Japan. *Limnology*, 10(3), 167. <https://doi.org/10.1007/s10201-009-0274-8>
- Kietzka, G. J. (2019). *Dragonflies as bioindicators and biodiversity surrogates for freshwater ecosystems* [Thesis, Stellenbosch : Stellenbosch University]. <https://scholar.sun.ac.za:443/handle/10019.1/107018>
- Krieger, A., Fartmann, T., & Poniatowski, D. (2019). Restoration of raised bogs—Land-use history determines the composition of dragonfly assemblages. *Biological Conservation*, 237, 291–298. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.032>
- Kull, A. (2013). *Soode ökoloogilise funktsionaalsuse tagamiseks vajalike puhvertsoonide määratlemine pikaajaliste häiringute leviku piiramiseks või leevendamiseks, II etapp. Sihifinantseerimislepingu 2386 SFL nr 3-2_15/45-8/2011 aruanne.*
- Laine, J., & Vanha-Majamaa, I. (1992). Vegetation ecology along a trophic gradient on drained pine mires in southern Finland. *Annales Botanici Fennici*, 29(3), 213–233.
- Laitinen, J., Rehell, S., Huttunen, A., Tahvanainen, T., Heikkilä, R., & Lindholm, T. (2007). *Mire systems in Finland—Special view to aapa mires and their water-flow pattern*. 26.
- Leivits, A. (2010). Ka kiilid rändavad. *Eesti Loodus*, 04/2010.
- Looduskaitse arengukava aastani 2020*. (2012). Keskkonnaministeerium. https://www.envir.ee/sites/default/files/lak_lop_0.pdf

- Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Carter, T. R. (2004). Loss of palusa mires in Europe and biological consequences. *Environmental Conservation*, 31(1), 30–37.
- Mabry, C., & Dettman, C. (2010). Odonata Richness and Abundance in Relation to Vegetation Structure in Restored and Native Wetlands of the Prairie Pothole Region, USA. *Ecological Restoration*, 28(4), 475–484. <https://doi.org/10.3368/er.28.4.475>
- Macias, S., & Dinning, J. (2014). Possible range expansion of *Coenagrion puella* (Azure Damselfly) in North-East Scotland. *J. Br. Dragonfly Society*, Volume 30 No. 1, 9–16.
- Magoba, R. N., & Samways, M. J. (2010). Recovery of benthic macroinvertebrate and adult dragonfly assemblages in response to large scale removal of riparian invasive alien trees. *Journal of Insect Conservation*, 14(6), 627–636. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9291-5>
- Martin, M. (2013). *Eesti kiilide määraja*. Keskkonnaministeerium.
- Mazerolle, M. J., Poulin, M., Lavoie, C., Rochefort, L., Desrochers, A., & Drolet, B. (2006). Animal and vegetation patterns in natural and man-made bog pools: Implications for restoration. *Freshwater Biology*, 51(2), 333–350. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01480.x>
- McCauley, S. J. (2006). *The effects of dispersal and recruitment limitation on community structure of odonates in artificial ponds*. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0906-7590.2006.04787.x>
- Mendes, T. P., Oliveira-Junior, J. M. B., Cabette, H. S. R., Batista, J. D., & Juen, L. (2017). Congruence and the Biomonitoring of Aquatic Ecosystems: Are Odonate Larvae or Adults the Most Effective for the Evaluation of Impacts. *Neotropical Entomology*, 46(6), 631–641. <https://doi.org/10.1007/s13744-017-0503-5>
- Minayeva, T., & Sirin, A. (2009). *A Quick Scan of Peatlands in Central and Eastern Europe*. Wetlands International. <https://www.elibrary.ru/item.asp?id=22008719>

- Minkkinen, K., Vasander, H., Jauhiainen, S., Karsisto, M., & Laine, J. (1999). Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. *Plant and Soil*, 207(1), 107–120. <https://doi.org/10.1023/A:1004466330076>
- Nelson, B., Cham, S., Parr, A., Prentice, S., Smallshire, D., & Taylor, P. (2014). *Atlas of dragonflies in Britain and Ireland* (Kd SP6). Field Studies Council (FSC).
- Noguchi, K., Gel, Y., Brunner, E., & Konietzschke, F. (2012). nparLD: An R Software Package for the Nonparametric Analysis of Longitudinal Data in Factorial Experiments. *Journal of Statistical Software*, 50. <https://doi.org/10.18637/jss.v050.i12>
- Noreika, N., Kotiaho, J. S., Penttinen, J., Punttila, P., Vuori, A., Pajunen, T., Autio, O., Loukola, O. J., & Kotze, D. J. (2015). Rapid recovery of invertebrate communities after ecological restoration of boreal mires. *Restoration Ecology*, 23(5), 566–579. <https://doi.org/10.1111/rec.12237>
- Noreika, N., Kotze, D. J., Loukola, O. J., Sormunen, N., Vuori, A., Päivinen, J., Penttinen, J., Punttila, P., & Kotiaho, J. S. (2016). Specialist butterflies benefit most from the ecological restoration of mires. *Biological Conservation*, 196, 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.014>
- Oertli, B. (2008). The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. *Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Scopus. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199230693.003.0007>
- Orru, M. (1995). *Eesti turbasood* (Kd 1). Eesti Geoloogiakeskus.
- Ott, J. (2010). Dragonflies and climatic change—Recent trends in Germany and Europe. *BioRisk*, 5, 253–286.
- Paal, J., & Leibak, E. (2013). Eesti soode seisund ja kaitstus. *Tartu: AS Regio*, 204.
- Paal, Jaanus. (2011). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Eesti turbaliit.

- Palmer, M. A., Menninger, H. L., & Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: A failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55(s1), 205–222. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x>
- Parish, F., Sirin, A. A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva T.yu., & Silvius, M. (2012). *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change*. Wetlands International. <https://www.elibrary.ru/item.asp?id=22008727>
- Patten, M. A., Bried, J. T., & Smith-Patten, B. D. (2015). Survey data matter: Predicted niche of adult vs breeding Odonata. *Freshwater Science*. <https://doi.org/10.1086/682676>
- Pravia, A., Andersen, R., Artz, R. R. E., Boyd, K., Cowie, N. R., & Littlewood, N. A. (2020). Moth responses to forest-to-bog restoration. *Mires and Peat*, 26(27), 1–19. <https://doi.org/10.19189/MaP.2019.OMB.StA.1787>
- Raebel, E. M., Merckx, T., Feber, R. E., Riordan, P., Macdonald, D. W., & Thompson, D. J. (2012). Identifying high-quality pond habitats for Odonata in lowland England: Implications for agri-environment schemes. *Insect Conservation and Diversity*, 5(6), 422–432. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00178.x>
- Raebel, E. M., Merckx, T., Riordan, P., Macdonald, D. W., & Thompson, D. J. (2010). The dragonfly delusion: Why it is essential to sample exuviae to avoid biased surveys. *Journal of Insect Conservation*, 14(5), 523–533. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9281-7>
- Rannap, R., Kaart, T., Briggs, L., de Vries, W., & Iversen, L. (2011). *Habitat requirements of *Pelopates fuscus* and *Leucorrhinia pectoralis*; project report*. LIFE08NAT/EE/000257.
- Raukas, A. (1995). *Eesti Loodus*. Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Remm, L., Lõhmus, A., Leibak, E., Kohv, M., Salm, J.-O., Lõhmus, P., Rosenvald, R., Runnel, K., Vellak, K., & Rannap, R. (2019). Restoration dilemmas between future ecosystem and current species values: The concept and a practical approach in Estonian mires.

- Journal of Environmental Management*, 250, 109439.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109439>
- Remm, L., & Sushko, G. (2018). Dragonfly fauna in rewetted mires in Belarus: Diverse but different from natural sites. *Wetlands Ecology and Management*, 26(6), 1173–1180.
<https://doi.org/10.1007/s11273-018-9625-8>
- Remsburg, A. J., Olson, A. C., & Samways, M. J. (2008). Shade Alone Reduces Adult Dragonfly (Odonata: Libellulidae) Abundance. *Journal of Insect Behavior*, 21(6), 460–468. <https://doi.org/10.1007/s10905-008-9138-z>
- Remsburg, A. J., & Turner, M. G. (2009). Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(1), 44–56. <https://doi.org/10.1899/08-004.1>
- Russell, R. W., May, M. L., Soltesz, K. L., & Fitzpatrick, J. W. (1998). Massive Swarm Migrations of Dragonflies (Odonata) in Eastern North America. *The American Midland Naturalist*, 140(2), 325–342.
- Rydin, H., Jeglum, J. K., & Bennett, K. D. (2013). *The Biology of Peatlands*, 2e. OUP Oxford.
- Sahlén, G., & Ekestubbe, K. (2001). Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity & Conservation*, 10(5), 673–690. <https://doi.org/10.1023/A:1016681524097>
- Samways, M. J., McGeoch, M. A., & New, T. R. (2010). *Insect Conservation: A Handbook of Approaches and Methods*. Oxford University Press.
- Schmidt, E. (1985). Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "Representative Spectrum of Odonata Species (RSO)". *Odonatologica*, 14(2), 127–133.
- Soovik, E., & Tomson, H. (2001). *Maaparandusuuringutest Eestis*. (Toimetised, 5). Eesti Maaparandajate Selts.

- Sottocornola, M., & Kiely, G. (2005). An Atlantic blanket bog is a modest CO₂ sink. *Geophysical Research Letters*, 32(23). <https://doi.org/10.1029/2005GL024731>
- Spitzer, K., & Danks, H. V. (2006). Insect Biodiversity of Boreal Peat Bogs. *Annual Review of Entomology*, 51(1), 137–161. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151036>
- Strobl, K., Moning, C., & Kollmann, J. (2020). Positive trends in plant, dragonfly, and butterfly diversity of rewetted montane peatlands. *Restoration Ecology*, 28(4), 796–806. <https://doi.org/10.1111/rec.12957>
- Sushko, G. (2021). Spatial variation in assemblages of Odonata (Insecta) within habitat gradients in large, pristine peat bogs in Belarus. *Biologia*, 76(2), 575–583. <https://doi.org/10.2478/s11756-020-00558-z>
- Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (2014). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Ecology and General Biology*. Elsevier.
- Timm, H., & Vilbaste, S. (2010). *Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamise meetodika bioloogiliste kvaliteedielementide alusel. Bentiliste ränivetikate kooslus jões. Suurselgrootute põhjaloomade kooslus jões ja järves*. Keskkonnaministeerium. https://www.envir.ee/sites/default/files/pinnavee_seisund.pdf
- Topić, J., & Stančić, Z. (2006). Extinction of Fen and Bog Plants and their Habitats in Croatia. *Biodiversity & Conservation*, 15(11), 3371–3381. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-4874-2>
- Torp, T. (2014). *Väikeveekogude taastamise mõju ohustatud kiililiikidele, magistritöö*. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja maateaduste instituut, Zooloogia osakond, Loodusressursside õppetool.
- Urbanová, Z., & Bárta, J. (2016). Effects of long-term drainage on microbial community composition vary between peatland types. *Soil Biology and Biochemistry*, 92, 16–26. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.017>

- V. Lenth, R. (2016). Least-Squares Means: The R Package lsmeans. *Journal of Statistical Software*, 69(1), 1-33. <https://doi.org/10.18637/jss.v069.i01>
- van Duinen, G. A., Zhuge, Y., Verberk, W. C. E. P., Brock, A. M. T., van Kleef, H. H., Leuven, R. S. E. W., van der Velde, G., & Esselink, H. (2006). Effects of Rewetting Measures in Dutch Raised Bog Remnants on Assemblages of Aquatic Rotifera and Microcrustaceans. *Hydrobiologia*, 565(1), 187–200. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1913-7>
- Watson, J. a. L., Arthington, A. H., & Conrick, D. L. (1982). Effect of sewage effluent on dragonflies (Odonata) of Bulimba Creek, Brisbane. *Marine and Freshwater Research*, 33(3), 517–528. <https://doi.org/10.1071/mf9820517>
- Weir, J. S. (1974). Odonata collected in and near seasonal pools in Wankie National Park, Rhodesia, with notes on the physico-chemical environments in which nymphs were found. *Journal of the Entomological Society of Southern Africa*, 37(1), 135–145. https://doi.org/10.10520/AJA00128789_2846
- Więcek, M., Martin, P., & Lipinski, A. (2013). Water mites as potential long-term bioindicators in formerly drained and rewetted raised bogs. *Ecological Indicators*, 34, 332–335. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.019>
- Wieder, R. K., & Vitt, D. H. (2006). *Boreal Peatland Ecosystems*. Springer Science & Business Media.
- Wildermuth, H. (1994). Dragonflies and nature conservation: An analysis of the current situation in Central Europe. *Advances in Odonatology*, 6(1), 199–221.
- Wissinger, S. A. (1988). Spatial distribution, life history and estimates of survivorship in a fourteen-species assemblage of larval dragonflies (Odonata: Anisoptera). *Freshwater Biology*, 20(3), 329–340. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1988.tb00458.x>

Xu, J., Morris, P. J., Liu, J., & Holden, J. (2018). PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *CATENA*, *160*, 134–140.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.010>

Lisa 1. Fotod taastamisaladest ja kiilide määramisest



Soosaare soo kuivenduskraav enne taastamist aastal 2016.



Sama kraav peale taastamist (kraavide sulgemine ja raadamine) aastal 2020.

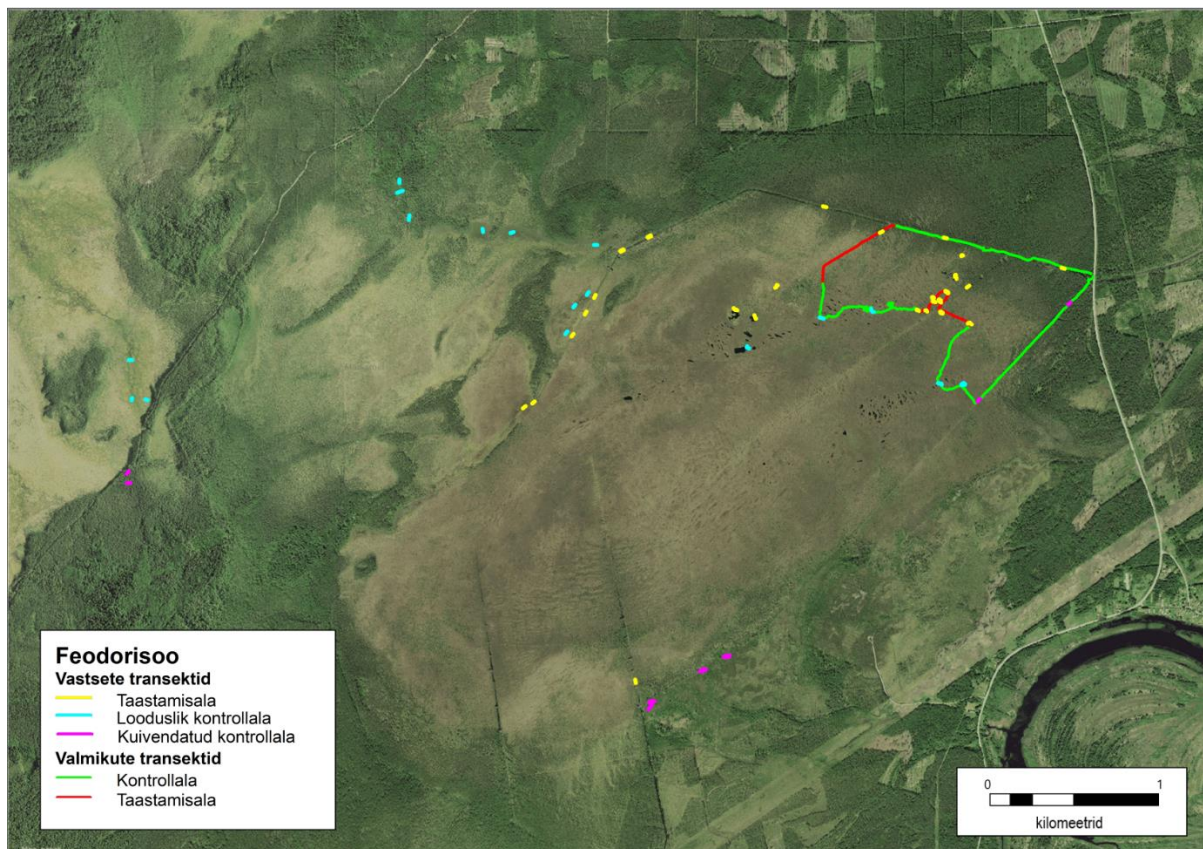
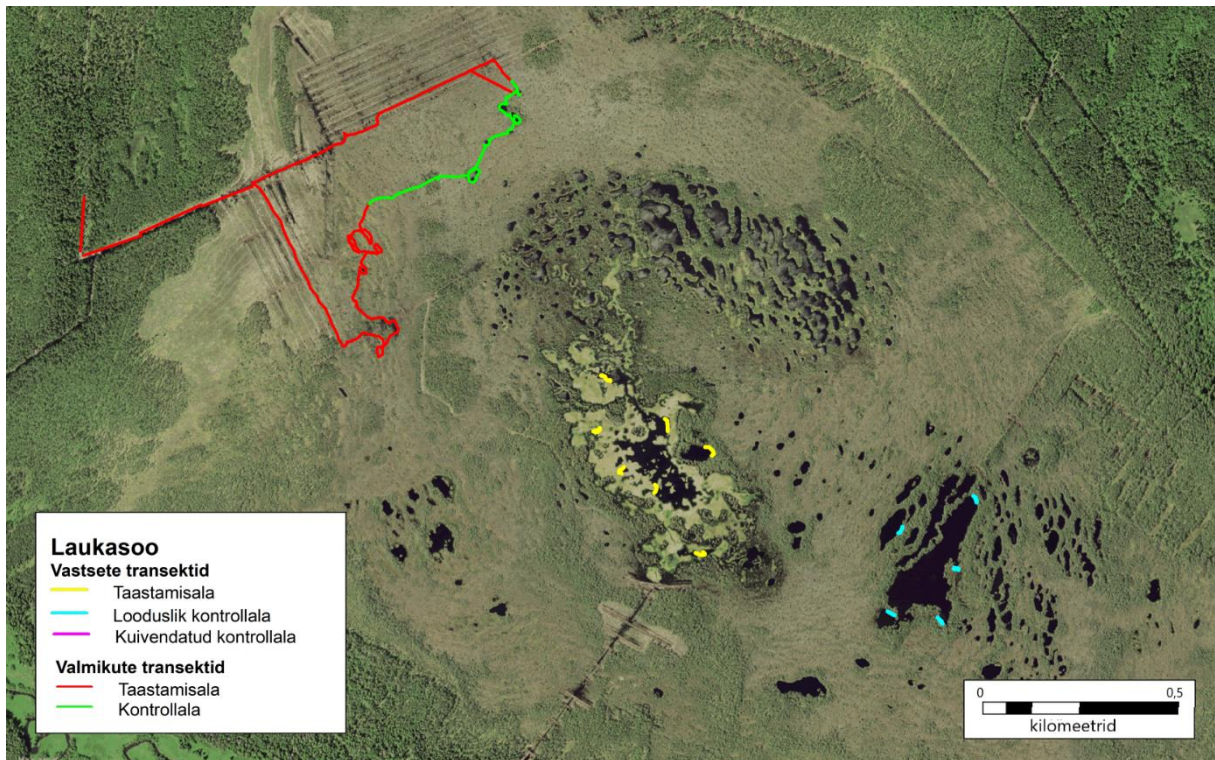


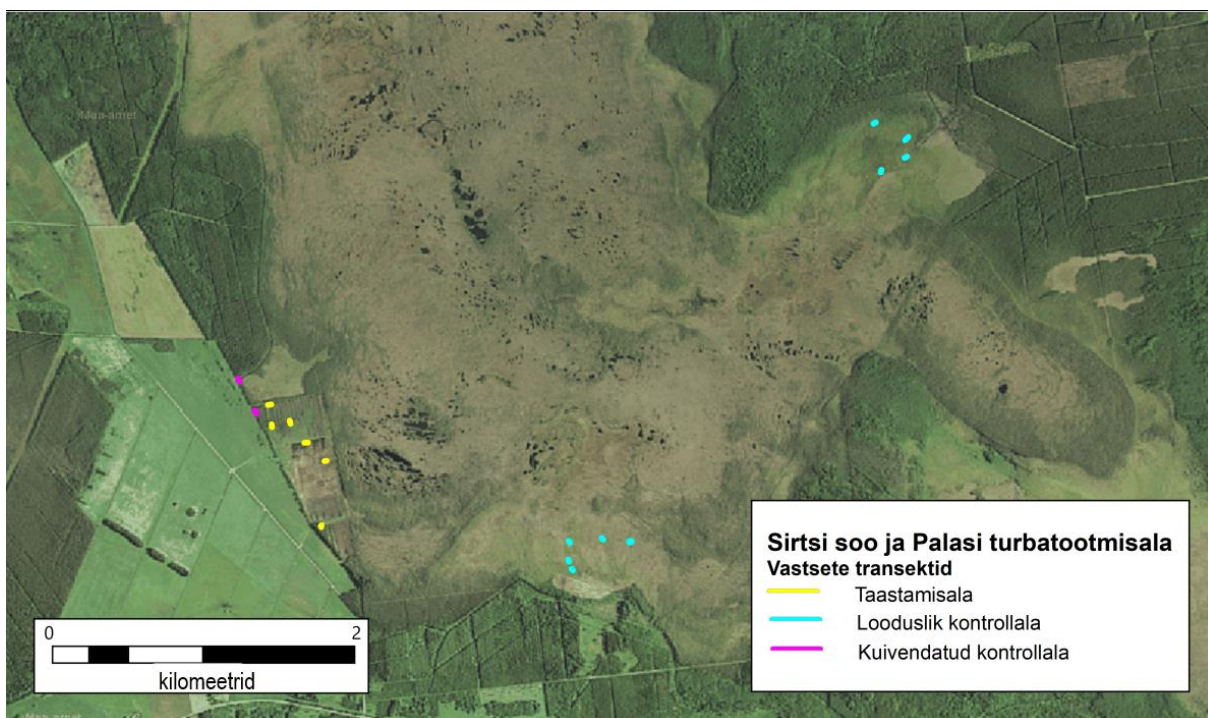
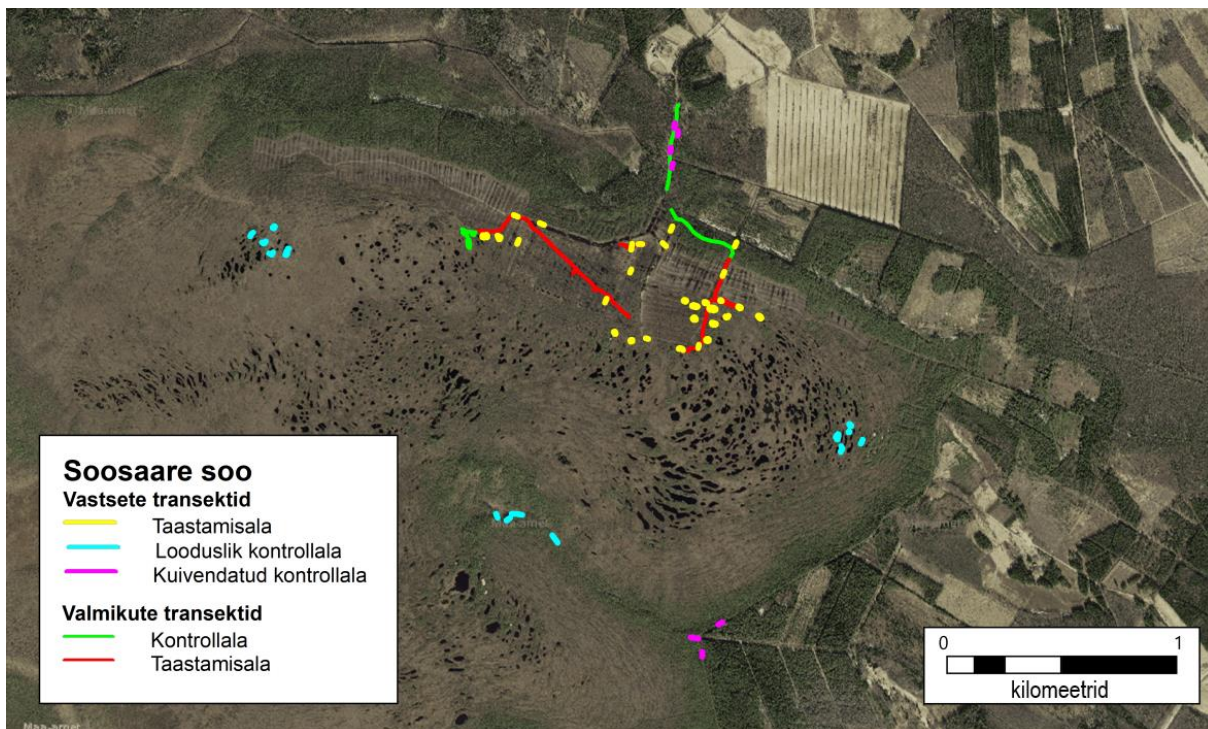
Võrguga püütud eristiivalise kiili määramine Tudusooos.

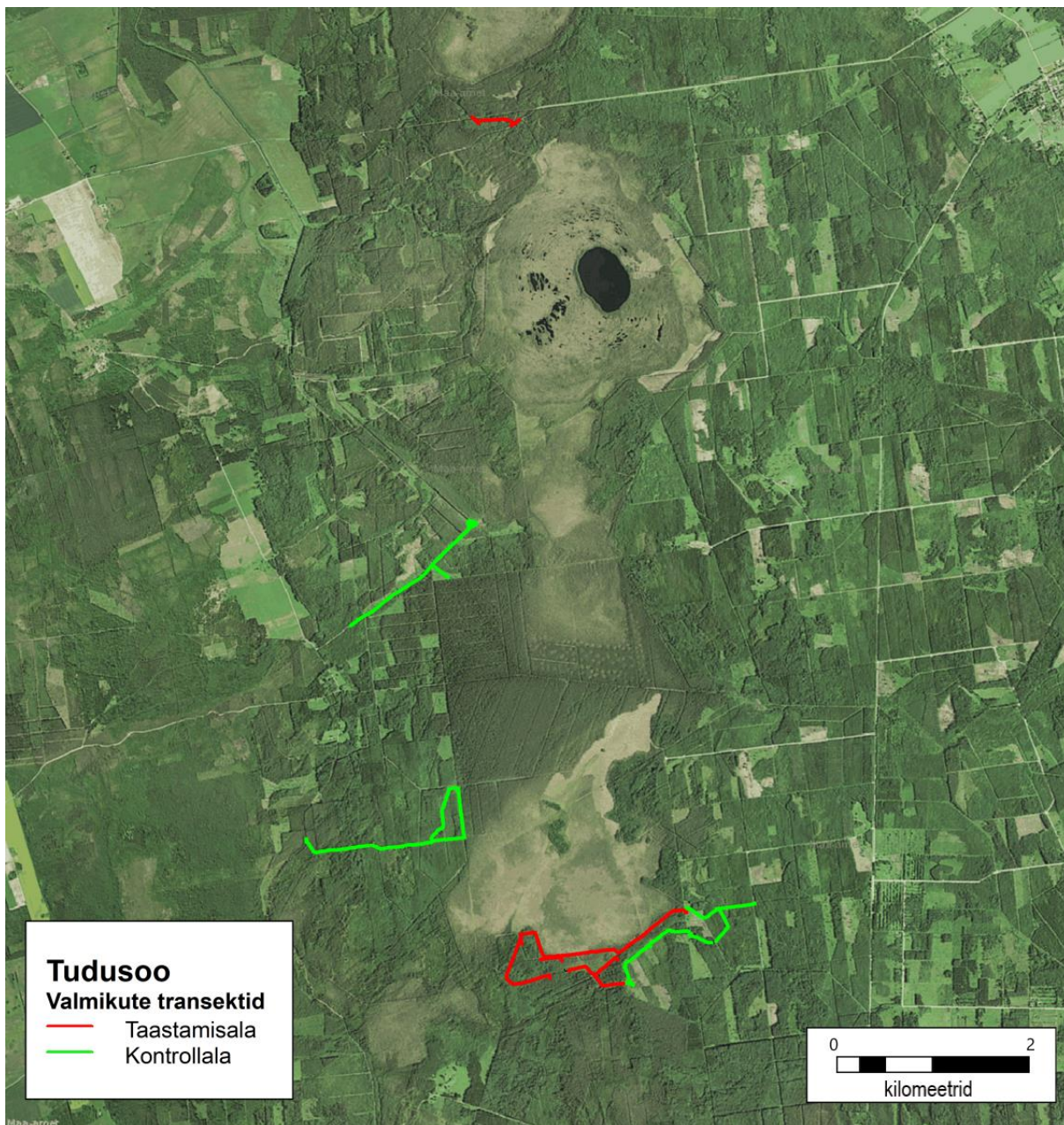


Vastsete määramine laboris.

Lisa 2. Vastse- ja valmikustransektsid vaatluse all olevates soodes







Lisa 3. Statistiliste analüüside skript

1. Taastamise mõju arvukusele ja liigirikkusele, nparLD

```
#VALMIKUD
```

```
aduldid<-read.csv(file="nparLD_ad.csv", header=TRUE)
library(nparLD)
attach(aduldid)
```

```
#arvukus
```

```
f1.ld.f1(y=Ave_arvukus, time=Aasta, group=ala1T2K, subject=Soo, w.pat=NULL, w.t=NULL,
w.g=NULL,time.name="Time", group.name="Group", description=TRUE,time.order=NULL,
group.order=NULL, plot.RTE=TRUE, show.covariance=FALSE,order.warning=TRUE)
```

```
Total number of observations: 16
Total number of subjects: 8
Total number of missing observations: 0
```

```
Class level information
```

```
-----
Levels of Time (sub-plot factor time) : 2
Levels of Group (whole-plot factor group) : 2
```

```
Abbreviations
```

```
-----
RankMeans = Rank means
Nobs = Number of observations
RTE = Relative treatment effect
case2x2 = tests for 2-by-2 design
wald.test = wald-type test statistic
ANOVA.test = ANOVA-type test statistic with Box approximation
ANOVA.test.mod.Box = modified ANOVA-type test statistic with Box approxima
tion
wald.test.time = wald-type test statistic for simple time effect
ANOVA.test.time = ANOVA-type test statistic for simple time effect
N = Standard Normal Distribution N(0,1)
T = Student's T distribution with respective degrees of freedom
pattern.time (time effects) = Test against patterned alternatives in time
using normal distribution ( no pattern specified )
pair.comparison = Tests for pairwise comparisons (without specifying a pa
tern)
pattern.pair.comparison = Test for pairwise comparisons with patterned alt
ernatives in time ( no pattern specified )
pattern.group (group effects) = Test against patterned alternatives in gro
up ( no pattern specified )
covariance = Covariance matrix
Note: The description output above will disappear by setting description=F
ALSE in the input. See the help file for details.
```

```
F1 LD F1 Model
```

```
-----
Check that the order of the time and group levels are correct.
Time level: 2016 2020
Group level: T K
If the order is not correct, specify the correct order in time.order or gr
oup.order.
```

```
$RTE
```

	RankMeans	Nobs	RTE
GroupT	9.000	8	0.5312500
GroupK	8.000	8	0.4687500
Time2016	6.875	8	0.3984375
Time2020	10.125	8	0.6015625

```

GroupT:Time2016    4.500    4 0.2500000
GroupT:Time2020   13.500    4 0.8125000
GroupK:Time2016    9.250    4 0.5468750
GroupK:Time2020    6.750    4 0.3906250

```

\$case2x2

```

      Statistic  p-value(N)    df  p-value(T)
Group      0.4364358 6.625206e-01  4.032854 0.684870322
Time      -2.6722360 7.534764e-03  5.859357 0.037777668
Group:Time -4.7278021 2.269632e-06  5.859357 0.003441462

```

\$wald.test

```

      Statistic  df      p-value
Group      0.1904762  1 6.625206e-01
Time       7.1408451  1 7.534764e-03
Group:Time 22.3521127  1 2.269632e-06

```

\$ANOVA.test

```

      Statistic  df      p-value
Group      0.1904762  1 6.625206e-01
Time       7.1408451  1 7.534764e-03
Group:Time 22.3521127  1 2.269632e-06

```

\$ANOVA.test.mod.Box

```

      Statistic  df1    df2    p-value
Group 0.1904762  1 4.032854 0.6848703

```

\$wald.test.time

```

      Statistic  df      p-value
T 32.400000  1 1.254865e-08
K  1.829268  1 1.762140e-01

```

\$ANOVA.test.time

```

      Statistic  df      p-value
T 32.400000  1 1.254865e-08
K  1.829268  1 1.762140e-01

```

\$pattern.time

NULL

\$pair.comparison

```

      Pairs      Test  Statistic  df      p-value
1 GroupT:GroupK  Group  0.1904762  1 6.625206e-01
2 GroupT:GroupK  Time   7.1408451  1 7.534764e-03
3 GroupT:GroupK  Group:Time 22.3521127  1 2.269632e-06

```

\$pattern.pair.comparison

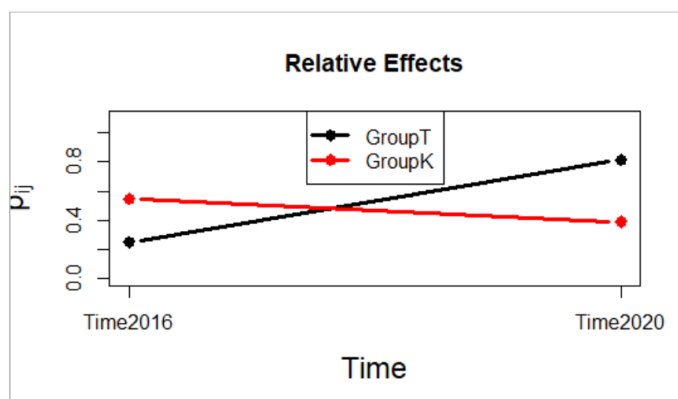
NULL

\$covariance

NULL

\$model.name

[1] "F1 LD F1 Model"



#Selgub, et valmikute arvukus on taastamisaladel kõrgem, kui enne taastamist ja kontrollaladel madalam, kui enne taastamist.

#liigirikkus

```
f1.ld.f1(y=Ave_LR, time=Aasta, group=ala1T2K, subject=Soo, w.pat=NULL, w.t=NULL,
w.g=NULL,time.name="Time", group.name="Group", description=TRUE,time.order=NULL,
group.order=NULL, plot.RTE=TRUE, show.covariance=FALSE,order.warning=TRUE)
```

```
detach(aduldid)
```

```
Total number of observations: 16
Total number of subjects: 8
Total number of missing observations: 0
```

Class level information

```
-----
Levels of Time (sub-plot factor time) : 2
Levels of Group (whole-plot factor group) : 2
```

Abbreviations

```
-----
RankMeans = Rank means
Nobs = Number of observations
RTE = Relative treatment effect
case2x2 = tests for 2-by-2 design
wald.test = wald-type test statistic
ANOVA.test = ANOVA-type test statistic with Box approximation
ANOVA.test.mod.Box = modified ANOVA-type test statistic with Box approximation
wald.test.time = wald-type test statistic for simple time effect
ANOVA.test.time = ANOVA-type test statistic for simple time effect
N = Standard Normal Distribution N(0,1)
T = Student's T distribution with respective degrees of freedom
pattern.time (time effects) = Test against patterned alternatives in time
using normal distribution ( no pattern specified )
pair.comparison = Tests for pairwise comparisons (without specifying a pattern)
pattern.pair.comparison = Test for pairwise comparisons with patterned alternatives in time ( no pattern specified )
pattern.group (group effects) = Test against patterned alternatives in group ( no pattern specified )
covariance = Covariance matrix
Note: The description output above will disappear by setting description=FALSE in the input. See the help file for details.
```

F1 LD F1 Model

```
-----
Check that the order of the time and group levels are correct.
Time level: 2016 2020
Group level: T K
If the order is not correct, specify the correct order in time.order or group.order.
```

```
$RTE
```

	RankMeans	Nobs	RTE
GroupT	8.8125	8	0.5195312
GroupK	8.1875	8	0.4804688
Time2016	6.9375	8	0.4023438
Time2020	10.0625	8	0.5976562
GroupT:Time2016	5.5000	4	0.3125000
GroupT:Time2020	12.1250	4	0.7265625
GroupK:Time2016	8.3750	4	0.4921875
GroupK:Time2020	8.0000	4	0.4687500

```
$case2x2
```

	Statistic	p-value(N)	df	p-value(T)
--	-----------	------------	----	------------

```

Group      0.2336772 0.81523561 3.462024 0.8283876
Time      -1.7597200 0.07845530 5.492777 0.1334985
Group:Time -1.9708864 0.04873688 5.492777 0.1006571

```

\$wald.test

```

Statistic df p-value
Group      0.05460502 1 0.81523561
Time      3.09661437 1 0.07845530
Group:Time 3.88439306 1 0.04873688

```

\$ANOVA.test

```

Statistic df p-value
Group      0.05460502 1 0.81523561
Time      3.09661437 1 0.07845530
Group:Time 3.88439306 1 0.04873688

```

\$ANOVA.test.mod.Box

```

Statistic df1 df2 p-value
Group 0.05460502 1 3.462024 0.8283876

```

\$wald.test.time

```

Statistic df p-value
T 5.33692210 1 0.0208783
K 0.03202847 1 0.8579652

```

\$ANOVA.test.time

```

Statistic df p-value
T 5.33692210 1 0.0208783
K 0.03202847 1 0.8579652

```

\$pattern.time

NULL

\$pair.comparison

```

Pairs Test Statistic df p-value
1 GroupT:GroupK Group 0.05460502 1 0.81523561
2 GroupT:GroupK Time 3.09661437 1 0.07845530
3 GroupT:GroupK Group:Time 3.88439306 1 0.04873688

```

\$pattern.pair.comparison

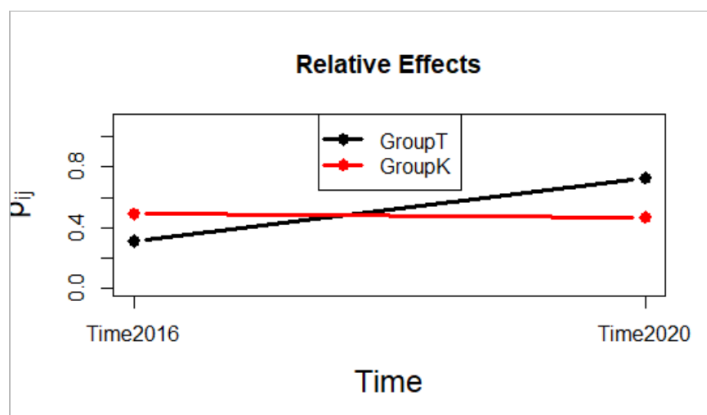
NULL

\$covariance

NULL

\$model.name

[1] "F1 LD F1 Model"



#Selgub, et ka liigirikkus on taastamisaladel pärast taastamist kõrgem.

#VASTSED

```
vastsed<-read.csv(file.choose("nparLD_vasts.csv"), header=T)
attach(vastsed)
```

#arvukus

```
f1.ld.f1(y=Ave_arvukus, time=aeg, group=Ala_1T2L3K, subject=Soo, w.pat=NULL, w.t=NULL,
w.g=NULL,time.name="Time", group.name="Group", description=TRUE,time.order=NULL,
group.order=NULL, plot.RTE=TRUE, show.covariance=FALSE,order.warning=TRUE)
```

```
Total number of observations: 22
Total number of subjects: 11
Total number of missing observations: 0
```

Class level information

```
-----
Levels of Time (sub-plot factor time) : 2
Levels of Group (whole-plot factor group) : 3
```

Abbreviations

```
-----
RankMeans = Rank means
Nobs = Number of observations
RTE = Relative treatment effect
case2x2 = tests for 2-by-2 design
wald.test = wald-type test statistic
ANOVA.test = ANOVA-type test statistic with Box approximation
ANOVA.test.mod.Box = modified ANOVA-type test statistic with Box approxima
tion
Wald.test.time = wald-type test statistic for simple time effect
ANOVA.test.time = ANOVA-type test statistic for simple time effect
N = Standard Normal Distribution N(0,1)
T = Student's T distribution with respective degrees of freedom
pattern.time (time effects) = Test against patterned alternatives in time
using normal distribution ( no pattern specified )
pair.comparison = Tests for pairwise comparisons (without specifying a pa
ttern)
pattern.pair.comparison = Test for pairwise comparisons with patterned alt
ernatives in time ( no pattern specified )
pattern.group (group effects) = Test against patterned alternatives in gro
up ( no pattern specified )
covariance = Covariance matrix
Note: The description output above will disappear by setting description=F
ALSE in the input. See the help file for details.
```

F1 LD F1 Model

```
-----
Check that the order of the time and group levels are correct.
Time level:  enne p2rast
Group level:  1 2 3
If the order is not correct, specify the correct order in time.order or gr
oup.order.
```

```
$RTE
```

	RankMeans	Nobs	RTE
Group1	13.000000	8	0.5681818
Group2	13.812500	8	0.6051136
Group3	6.416667	6	0.2689394
Timeenne	12.291667	11	0.5359848
Timep2rast	9.861111	11	0.4255051
Group1:Timeenne	12.625000	4	0.5511364

```

Group1:Timep2rast 13.375000    4 0.5852273
Group2:Timeenne   14.750000    4 0.6477273
Group2:Timep2rast 12.875000    4 0.5625000
Group3:Timeenne   9.500000    3 0.4090909
Group3:Timep2rast 3.333333    3 0.1287879

```

```

$case2x2
NULL

```

```

$wald.test
      Statistic df    p-value
Group      7.529384 2 0.02317475
Time       3.883957 1 0.04874954
Group:Time 4.321153 2 0.11525866

```

```

$ANOVA.test
      Statistic      df    p-value
Group      2.143644 1.687142 0.12580108
Time       3.883957 1.000000 0.04874954
Group:Time 2.671782 1.835087 0.07397333

```

```

$ANOVA.test.mod.Box
      Statistic      df1      df2    p-value
Group 2.143644 1.687142 6.546544 0.1928586

```

```

$wald.test.time
      Statistic df    p-value
1 0.144385 1 0.70396004
2 1.352705 1 0.24480571
3 5.285714 1 0.02150107

```

```

$ANOVA.test.time
      Statistic df    p-value
1 0.144385 1 0.70396004
2 1.352705 1 0.24480571
3 5.285714 1 0.02150107

```

```

$pattern.time
NULL

```

```

$pair.comparison
      Pairs      Test Statistic df    p-value
1 Group1:Group2      Group 0.03021634 1 0.86200026
2 Group1:Group2      Time 0.19486768 1 0.65889579
3 Group1:Group2      Group:Time 1.06094627 1 0.30299946
4 Group1:Group3      Group 3.30037017 1 0.06926427
5 Group1:Group3      Time 2.64558547 1 0.10383790
6 Group1:Group3      Group:Time 4.31371321 1 0.03780635
7 Group2:Group3      Group 4.94428969 1 0.02617699
8 Group2:Group3      Time 6.60326183 1 0.01017921
9 Group2:Group3      Group:Time 1.88069491 1 0.17025519

```

```

$pattern.pair.comparison
NULL

```

```

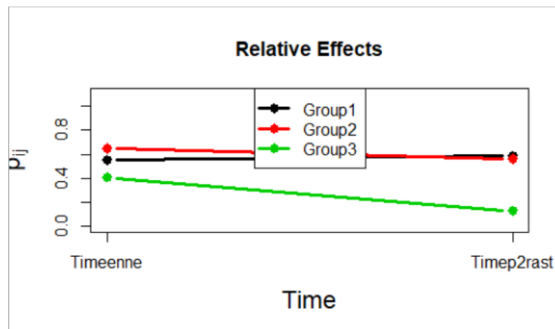
$covariance
NULL

```

```

$model.name
[1] "F1 LD F1 Model"

```



#Vastsete arvukuses muutust ei leitud.

#liigirikkus

```
f1.ld.f1(y=Ave_LR, time=aeg, group=Ala_1T2L3K, subject=Soo, w.pat=NULL, w.t=NULL,
w.g=NULL,time.name="Time", group.name="Group", description=TRUE,time.order=NULL,
group.order=NULL, plot.RTE=TRUE, show.covariance=FALSE,order.warning=TRUE)
```

```
Total number of observations: 22
Total number of subjects: 11
Total number of missing observations: 0
```

Class level information

```
-----
Levels of Time (sub-plot factor time) : 2
Levels of Group (whole-plot factor group) : 3
```

Abbreviations

```
-----
RankMeans = Rank means
Nobs = Number of observations
RTE = Relative treatment effect
case2x2 = tests for 2-by-2 design
wald.test = wald-type test statistic
ANOVA.test = ANOVA-type test statistic with Box approximation
ANOVA.test.mod.Box = modified ANOVA-type test statistic with Box approxima
tion
wald.test.time = wald-type test statistic for simple time effect
ANOVA.test.time = ANOVA-type test statistic for simple time effect
N = Standard Normal Distribution N(0,1)
T = Student's T distribution with respective degrees of freedom
pattern.time (time effects) = Test against patterned alternatives in time
using normal distribution ( no pattern specified )
pair.comparison = Tests for pairwise comparisons (without specifying a pa
ttern)
pattern.pair.comparison = Test for pairwise comparisons with patterned alt
ernatives in time ( no pattern specified )
pattern.group (group effects) = Test against patterned alternatives in gro
up ( no pattern specified )
covariance = Covariance matrix
Note: The description output above will disappear by setting description=F
ALSE in the input. See the help file for details.
```

F1 LD F1 Model

```
-----
Check that the order of the time and group levels are correct.
Time level:  enne p2rast
Group level:  1 2 3
If the order is not correct, specify the correct order in time.order or gr
oup.order.
```

```

warning(s):
The covariance matrix is singular.
$RTE
      RankMeans Nobs      RTE
Group1      14.187500      8 0.6221591
Group2      13.187500      8 0.5767045
Group3       5.666667      6 0.2348485
Timeenne    11.055556     11 0.4797980
Timep2rast  10.972222     11 0.4760101
Group1:Timeenne 12.875000      4 0.5625000
Group1:Timep2rast 15.500000      4 0.6818182
Group2:Timeenne 12.625000      4 0.5511364
Group2:Timep2rast 13.750000      4 0.6022727
Group3:Timeenne  7.666667      3 0.3257576
Group3:Timep2rast 3.666667      3 0.1439394

$case2x2
NULL

$wald.test
      Statistic df      p-value
Group      12.352792261  2 0.002077903
Time        0.001899335  1 0.965238107
Group:Time   4.152465858  2 0.125401721

$ANOVA.test
      Statistic      df      p-value
Group      4.128434558  1.799136 0.01956192
Time        0.001899335  1.000000 0.96523811
Group:Time  1.100189934  1.614199 0.32263388

$ANOVA.test.mod.Box
      Statistic      df1      df2      p-value
Group  4.128435  1.799136  7.213855  0.06648215

$wald.test.time
      Statistic df      p-value
1  0.41408451  1 5.199036e-01
2  0.07902439  1 7.786239e-01
3 64.00000000  1 1.244192e-15

$ANOVA.test.time
      Statistic df      p-value
1  0.41408451  1 5.199036e-01
2  0.07902439  1 7.786239e-01
3 64.00000000  1 1.244192e-15

$pattern.time
NULL

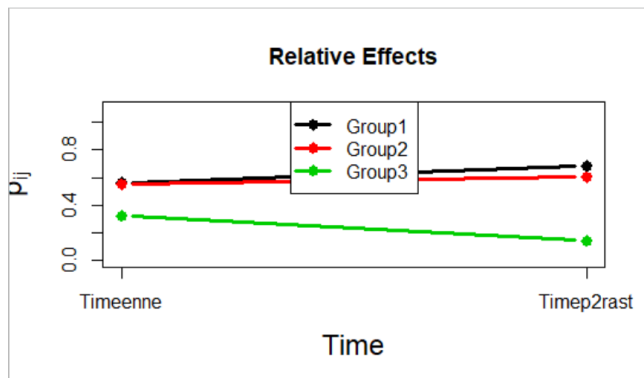
$pair.comparison
      Pairs      Test      Statistic df      p-value
1 Group1:Group2      Group 0.07268597  1 0.787465412
2 Group1:Group2      Time 0.43062201  1 0.511683895
3 Group1:Group2 Group:Time 0.06889952  1 0.792945865
4 Group1:Group3      Group 9.39305969  1 0.002178084
5 Group1:Group3      Time 0.11193340  1 0.737953639
6 Group1:Group3 Group:Time 2.59851989  1 0.106963567
7 Group2:Group3      Group 5.63257985  1 0.017629667
8 Group2:Group3      Time 0.50816523  1 0.475934196
9 Group2:Group3 Group:Time 1.61479347  1 0.203819295

$pattern.pair.comparison
NULL

$covariance
NULL

$model.name
[1] "F1 LD F1 Model"

```



`detach(vastsed)`

#Ka vastsete liigirikkuses olulist muutust ei leitud.

2. Elupaigaomaduste mõju kiilide arvukusele ja esinemisele

```
install.packages("scales")
install.packages("lme4")
install.packages("lmerTest")
install.packages("lmerTest")
KKF<-read.csv(file.choose(), header=T)
```

`attach (KKF)`

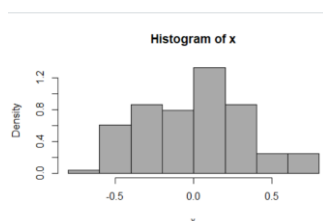
#1. Millised pidevad elupaigaomadused mõjutavad arvukust. Et faktorid ei oleks väga erinevates skaalades, siis skaleerime skaalale 0...1. Andmestikust filtreerime sisse ainult need read, kus Arvukus>0. Arvukusest võtame kümnendlogaritmi, et mudeli jäägid oleks normaaljaotusega. Juhuslike muutujatena kaasame Soo ja Transekti koodi ehk arvestame kordusmõõtmisi.

```
library(lmerTest)
library(lmerTest)
```

```
m1<-lmer(log10(Arvuk) ~
Aeg+(1|Soo)+(1|Tr_kood)+rescale(H_konts)+rescale(Sygavus)+rescale(Soontaimed)+rescale(
Suvevari), data = KKF[which(KKF$Arvuk > 0),])
```

#2. Kas mudeli jäägid on normaaljaotusega?

```
x<-residuals(m1)
hist(x, prob=TRUE, col="darkgray")
```



#3. Millised pidevatest tunnustest arvukusele olulised on?

summary(m1)

Linear mixed model fit by REML. t-tests use Satterthwaite's method [lmerModLmerTest]

Formula:

$\log_{10}(\text{Arvuk}) \sim \text{Aeg} + (1 \mid \text{Soo}) + (1 \mid \text{Tr_kood}) + \text{rescale}(\text{H_konts}) + \text{rescale}(\text{Sygavus}) + \text{rescale}(\text{Soontaimed}) + \text{rescale}(\text{Suvevari})$

Data: KKF[which(KKF\$Arvuk > 0),]

REML criterion at convergence: 157.3

Scaled residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.76273	-0.68853	0.06182	0.57897	2.04672

Random effects:

Groups	Name	Variance	Std.Dev.
Tr_kood	(Intercept)	0.02660	0.1631
Soo	(Intercept)	0.02897	0.1702
Residual		0.13876	0.3725

Number of obs: 139, groups: Tr_kood, 101; Soo, 4

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.56740	0.13221	9.53167	4.292	0.00177 **
Aegp2rast	-0.02884	0.06723	85.32143	-0.429	0.66901
rescale(H_konts)	0.13923	0.21646	122.15560	0.643	0.52130
rescale(Sygavus)	0.36914	0.15405	110.99547	2.396	0.01823 *
rescale(Soontaimed)	-0.03999	0.18376	132.97482	-0.218	0.82804
rescale(Suvevari)	-0.24621	0.15964	111.80235	-1.542	0.12584

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Correlation of Fixed Effects:

	(Intr)	Agp2rs	rs(H_)	rscl(Sy)	rscl(Sn)
Aegp2rast		-0.287			
rscl(H_knt)		-0.501	0.071		

```
rscl(Sygv) -0.411 0.124 0.172
rscl(Sntmd) -0.363 0.008 0.196 0.198
rscl(Svvr) -0.288 0.094 0.341 0.105 0.069
```

#Selgub, et sügavus

#4. Millised pidevad tunnused esinemisele olulised on?. Tunnusel 'Esinemine' saavad kõik >0 arvukused väärtuseks 1.

```
library(lme4)
```

```
m2<-glmer(Esinemine ~ Aeg+(1|Soo)+(1|Tr_kood)+
rescale(H_konts)+rescale(Sygavus)+rescale(Soontaimed)+rescale(Suvevari), family =
binomial, data = KKF)
```

```
summary(m2)
```

Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood (Laplace Approximation) [glmerMod]

Family: binomial (logit)

Formula: Esinemine ~ Aeg + (1 | Soo) + (1 | Tr_kood) + rescale(H_konts) +
rescale(Sygavus) + rescale(Soontaimed) + rescale(Suvevari)

Data: KKF

```
AIC    BIC  logLik deviance df.resid
270.8  298.9 -127.4  254.8    238
```

Scaled residuals:

```
Min    1Q  Median    3Q    Max
-33.601 -0.608  0.169  0.667  2.126
```

Random effects:

```
Groups Name      Variance Std.Dev.
```

```
Tr_kood (Intercept) 2.868e-08 0.0001693
```

```
Soo (Intercept) 1.421e+00 1.1922480
```

```
Number of obs: 246, groups: Tr_kood, 163; Soo, 4
```

Fixed effects:

```
Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)    0.45359  0.77267  0.587 0.557177
Aegp2rast      -0.59186  0.31784 -1.862 0.062585 .
rescale(H_konts) -0.08302  0.84313 -0.098 0.921560
rescale(Sygavus)  5.10266  1.44561  3.530 0.000416 ***
```

```
rescale(Soontaimed) -0.77446 0.76714 -1.010 0.312716
rescale(Suvevari) -2.18953 0.56198 -3.896 9.77e-05 ***
```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Correlation of Fixed Effects:

```
(Intr) Agp2rs rs(H_) rscl(Sy) rscl(Sn)
Aegp2rast -0.264
rscl(H_knt) -0.349 0.033
rscl(Sygv) -0.308 -0.008 0.084
rscl(Sntmd) -0.289 0.042 0.258 0.103
rscl(Svvr) -0.293 0.144 0.381 0.088 0.181
```

#Selgub, et olulised on sügavus ja varjulisuus.

#5. Kas taastamisel on mõju arvukusele ja esinemisele (ala ja aja koosmõju)?

```
library(lmtest)
```

```
m3<-lmer(log10(Arvuk) ~ Aeg+ Ala_1T2L3K +(Ala_1T2L3K*Aeg)+(1|Soo)+(1|Tr_kood), data =
KKF[which(KKF$Arvuk > 0),])
```

```
m4<- lmer(log10(Arvuk) ~ Aeg+ Ala_1T2L3K +(1|Soo)+(1|Tr_kood), data =
KKF[which(KKF$Arvuk > 0),])
```

```
lrtest(m3,m4)
```

Likelihood ratio test

```
Model 1: log10(Arvuk) ~ Aeg + Ala_1T2L3K + (Ala_1T2L3K * Aeg) + (1 | Soo) +
(1 | Tr_kood)
```

```
Model 2: log10(Arvuk) ~ Aeg + Ala_1T2L3K + (1 | Soo) + (1 | Tr_kood)
```

```
#Df LogLik Df Chisq Pr(>Chisq)
```

```
1 9 -80.887
```

```
2 7 -80.286 -2 1.2017 0.5484
```

```
m5<-glmer(Esinemine ~ Aeg+ Ala_1T2L3K +(Ala_1T2L3K*Aeg)+(1|Soo)+(1|Tr_kood), family =
binomial, data = KKF)
```

```
m6<-glmer(Esinemine ~ Aeg+ Ala_1T2L3K +(1|Soo)+(1|Tr_kood), family = binomial, data =
KKF)
```

```
lrtest(m5,m6)
```

Likelihood ratio test

Model 1: Esinemine ~ Aeg + Ala_1T2L3K + (Ala_1T2L3K * Aeg) + (1 | Soo) +
(1 | Tr_kood)

Model 2: Esinemine ~ Aeg + Ala_1T2L3K + (1 | Soo) + (1 | Tr_kood)

#Df LogLik Df Chisq Pr(>Chisq)

1 8 -141.99

2 6 -145.59 -2 7.2123 0.02716 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

#Kaks mudelit erinevad ainult esinemise puhul, seega taastamisel on mõju esinemisele, aga mitte arvukusele.

#6. Millised tasemed erinevad aja ja ala koosmõjus esinemise mudelis?

```
library(lsmmeans)
```

```
lsmmeans (m5, pairwise ~ Ala_1T2L3K | Aeg, adjust = "Tukey")
```

```
$lsmmeans
```

Aeg = enne:

Ala_1T2L3K	lsmean	SE	df	asymp.LCL	asymp.UCL
------------	--------	----	----	-----------	-----------

K	-0.132	1.058	Inf	-2.204	1.941
---	--------	-------	-----	--------	-------

L	1.454	0.979	Inf	-0.465	3.373
---	-------	-------	-----	--------	-------

T	0.532	0.932	Inf	-1.295	2.360
---	-------	-------	-----	--------	-------

Aeg = p2rast:

Ala_1T2L3K	lsmean	SE	df	asymp.LCL	asymp.UCL
------------	--------	----	----	-----------	-----------

K	-2.096	1.219	Inf	-4.486	0.294
---	--------	-------	-----	--------	-------

L	0.212	0.949	Inf	-1.648	2.072
---	-------	-------	-----	--------	-------

T	0.801	0.937	Inf	-1.037	2.638
---	-------	-------	-----	--------	-------

Results are given on the logit (not the response) scale.

Confidence level used: 0.95

```
$contrasts
```

Aeg = enne:

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
K - L	-1.585	0.742	Inf	-2.136	0.0828
K - T	-0.664	0.678	Inf	-0.980	0.5896
L - T	0.921	0.554	Inf	1.663	0.2195

Aeg = p2rast:

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
K - L	-2.308	0.933	Inf	-2.474	0.0356
K - T	-2.897	0.934	Inf	-3.102	0.0054
L - T	-0.589	0.525	Inf	-1.121	0.5011

Results are given on the log odds ratio (not the response) scale.

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

#(Taastamisalal on võrreldes kuivendatud kontrolliga rohkem esinemisi ainult pärast taastamist, seega on taastamisel kiilide esinemise tõenäosust suurendav mõju)

#7. Kas taastamise mõju kaob, kui kaasata mudelisse sügavus või varjulisus?

```
m7<-glmer(Esinemine ~ Aeg+ Ala_1T2L3K  
+(Ala_1T2L3K*Aeg)+(1|Soo)+(1|Tr_kood)+Sygavus, family = binomial, data = KKF)
```

```
lsmeans (m7, pairwise ~ Ala_1T2L3K | Aeg, adjust = "Tukey")
```

```
$lsmeans
```

Aeg = enne:

Ala_1T2L3K	lsmean	SE	df	asymp.LCL	asymp.UCL
K	0.290	0.844	Inf	-1.363	1.943
L	1.372	0.792	Inf	-0.181	2.925
T	0.716	0.727	Inf	-0.708	2.140

Aeg = p2rast:

Ala_1T2L3K	lsmean	SE	df	asymp.LCL	asymp.UCL
K	-1.569	1.043	Inf	-3.613	0.475
L	0.256	0.764	Inf	-1.240	1.753

T 0.942 0.726 Inf -0.481 2.365

Results are given on the logit (not the response) scale.

Confidence level used: 0.95

\$contrasts

Aeg = enne:

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
----------	----------	----	----	---------	---------

K - L	-1.082	0.661	Inf	-1.639	0.2295
-------	--------	-------	-----	--------	--------

K - T	-0.426	0.595	Inf	-0.716	0.7539
-------	--------	-------	-----	--------	--------

L - T	0.656	0.527	Inf	1.245	0.4267
-------	-------	-------	-----	-------	--------

Aeg = p2rast:

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
----------	----------	----	----	---------	---------

K - L	-1.825	0.889	Inf	-2.053	0.0998
-------	--------	-------	-----	--------	--------

K - T	-2.511	0.867	Inf	-2.896	0.0106
-------	--------	-------	-----	--------	--------

L - T	-0.686	0.503	Inf	-1.363	0.3606
-------	--------	-------	-----	--------	--------

Results are given on the log odds ratio (not the response) scale.

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

```
m8<-glmer(Esinemine ~ Aeg+ Ala_1T2L3K  
+(Ala_1T2L3K*Aeg)+(1|Soo)+(1|Tr_kood)+Suvevari, family = binomial, data = KKF)
```

```
lsmeans (m8, pairwise ~ Ala_1T2L3K | Aeg, adjust = "Tukey")
```

\$lsmeans

Aeg = enne:

Ala_1T2L3K	lsmean	SE	df	asypm.LCL	asypm.UCL
------------	--------	----	----	-----------	-----------

K	0.9337	1.075	Inf	-1.17	3.04
---	--------	-------	-----	-------	------

L	1.2452	0.952	Inf	-0.62	3.11
---	--------	-------	-----	-------	------

T	0.4330	0.919	Inf	-1.37	2.23
---	--------	-------	-----	-------	------

Aeg = p2rast:

Ala_1T2L3K lsmean SE df asymp.LCL asymp.UCL

K	-1.2948	1.216	Inf	-3.68	1.09
L	-0.0226	0.928	Inf	-1.84	1.80
T	0.4984	0.917	Inf	-1.30	2.30

Results are given on the logit (not the response) scale.

Confidence level used: 0.95

\$contrasts

Aeg = enne:

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
K - L	-0.312	0.773	Inf	-0.403	0.9143
K - T	0.501	0.738	Inf	0.679	0.7760
L - T	0.812	0.550	Inf	1.476	0.3025

Aeg = p2rast:

contrast	estimate	SE	df	z.ratio	p.value
K - L	-1.272	0.951	Inf	-1.338	0.3743
K - T	-1.793	0.938	Inf	-1.912	0.1352
L - T	-0.521	0.513	Inf	-1.016	0.5670

Results are given on the log odds ratio (not the response) scale.

P value adjustment: tukey method for comparing a family of 3 estimates

Taastamise mõju seletas (kaotas) just varjulisuus (täpsemalt selle vähenemine), mitte sügavus.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Maria Rätsep,

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

Soode taastamise mõju kiilidele, mille juhendaja on Liina Remm, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commonsi litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Maria Rätsep

24.05.2021

