

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Birgit Purga

MÄRGALADE TAASTAMISE MÕJU PRUUNIDE
KONNADE SIGIMISELE

Magistritöö

Juhendajad: Ph. D. Liina Remm

Ph. D. Riinu Rannap

TARTU 2022

Infoleht

Suuremahulistel märgalade taastamistööl oli pruunide konnade (rabakonna *Rana arvalis* ja rohukonna *R. temporaria*) kudupallide ja kulleste esinemissagedusele positiivne mõju. Kevadvari oli statistiliselt oluline elupaigatunnus nii kudupallide kui ka kulleste esinemisele. Nii kudupalle kui ka kulleseid esines rohkem veekogudes, kus oli kevadeti vähene või sootuks puuduv vari ehk veekogudes, mis olid päikesele avatud. Kulleste esinemisele olid lisaks olulised ka vee pH ja veekogu sügavus. Pruunide konnade kulleseid esines rohkem veekogudes, mille pH jäi vahemikku 5,0-7,5 ja kuni 40 cm sügavuseni esines kulleseid sügavamates veekogudes rohkem. Võrrelduna aastatega enne taastamist, tõusis taastamistöödest tulenev kudupallide esinemise sagedus ja arvukus juba taastamisega samal aastal ja jätkas tõusu vähemalt kuni kolm aastat pärast taastamist. Raied üksi kudupallide esinemise tõenäosust ei suurendanud, küll aga avaldus raiete positiivne mõju kudupallide arvukusele koos veetaseme tõstmisega, kusjuures see koosmõju oli suurem kui veetaseme tõstmisel üksi.

Märksõnad: suuremahuline soode taastamine; rabakonn *Rana arvalis*; rohukonn *Rana temporaria*; kudupallide ja kulleste esinemine; Loomaökoloogia (B280)

Large-scale wetland restoration had a positive effect on the occurrence of brown frogs (moor frog (*Rana arvalis*) and common frog (*R. temporaria*)) spawn and tadpoles. Spring shade was a statistically significant habitat preference for the presence of both spawn and tadpoles. Both spawn and tadpoles were more common in water bodies where there was little or no shade in the spring, ie water bodies that were more open to sunshine. In addition to the presence of tadpoles, the pH of the water and the depth of the water body were also important. Brown frogs were more common in water bodies with a pH range of 5.0-7.5 and up to 40 cm deep tadpoles occurred more in deeper water bodies. Compared to the years before the restoration the occurrence and abundance of spawn increased already in the same year of restoration and continued to increase for at least three years after restoration. The felling of trees alone did not increase the likelihood of spawn occurring, although it did have a positive effect on the number of spawn after increasing the water levels, with this combined effect being greater than raising water levels alone.

Keywords: large-scale restoration of bogs; moor frog *Rana arvalis*; common frog *Rana temporaria*; occurrence of spawn and tadpoles, animal ecology (B280)

SISUKORD

1. Sissejuhatus	4
2. Materjal ja metoodika.....	8
2.1 Uurimisalad	8
2.2 Välitööd	12
2.3 Andmeanalüüs.....	14
2.3.1. Kudupallide leiukohtade seostamine elupaigaomaduste kirjeldamise transektidega	15
2.3.2. Taastamise mõju väljaselgitamine kulleste ja kudupallide esinemisele	16
2.3.3. Elupaigaomaduste analüüs	17
2.3.4. Kudupallide arvukus 2018-2020.....	18
2.4. Töö autori roll.....	19
3. Tulemused	20
3.1 Taastamise mõju kudupallide ja kulleste esinemisele	20
3.1.1 Taastamise mõju kudupallide arvukusele	21
3.2 Elupaigaomaduste mõju kudupallidele ja kullestele	22
3.4 Kudupallide arvukus 2018-2020	25
4. Arutelu.....	27
4.1 Taastamise mõju kulleste ja kudupallide esinemisele	27
4.2 Elupaigaomaduste mõju pruunide konnade sigimisele	29
4.3 Kudupallide arvukus 2018-2021.....	32
Kokkuvõte	34
Summary	35
Tänuavaldused.....	36
Viited.....	37
Lisa 1 Statistiliste analüüside skript	41

1. Sissejuhatus

Käesoleval ajal moodustavad märgalad maakera maismaast vähem kui 9% ja sellestki on suurem osa degradeerunud (Zedler et al., 2005). Turbaga kaetud alad moodustavad veelgi väiksema osa, alla 3% (Xu et al., 2018). Umbes 35% maailma märgaladest on kadunud aastatel 1970–2015 ja märgalade kadumine on alates aastast 2000 kiirenenud (Convention on Wetlands, 2021). Otseselt või kaudselt varustavad märgalad kogu maailma mageveega. Rohkem kui miljard inimest sõltub märgaladest otseselt ja märgalad on ühed väga liigirikkad ökosüsteemid, kus elab ja sigib kuni 40% maailma liikidest, kuigi nüüdseks on rohkem kui 25% märgalade taimi ja loomi väljasuremisohus (Convention on Wetlands, 2021).

Sood on alad, kus turbakihi paksus on üle 30 cm ja paksus suureneb endiselt. Alad, kus turvast juurde ei laestu nimetatakse turbaaladeks, kuid turbaga kaetud alad on mõlemad. Sood reguleerivad veerežiimi, puhastavad ja talletavad vett, seovad hästi süsinikku, on olulisteks marja- ja puhkekohtadeks (Minayeva et al., 2012) ning pakuvad erilisi elupaigatingimusi paljudele liikidele.

Võrreldes olemasolevaid kaarte veelgi varasema, sajand-kaks taguse ajaga on pool globaalsetest märgaladest kadunud, enamasti inimtegevuse tagajärjel (Zedler et al., 2005). Boreaalses regioonis, kus asub suur osa maailma märgaladest, on viimase 500 aasta jooksul neid kooslusi tabanud kaks olulist muutust: esimene neist on koprapopulatsioonide hävitamine ja teine märgalade kuivendamine kraavitamise teel (Vehkaoja, 2016). Eestis üle-eelmisel sajandil alanud ja eelmisel sajandil hoogustunud kuivendamise tõttu on puis- ja lagesoode pindala vähenenud kordades, kattes Eestimaa Looduse Fondi poolt 2013. a lõpetatud soode inventuuri andmetel maismaa pindalast ligikaudu 5,5% varasemast kirjandusest tuletatud 20% asemel (Paal, et al., 2013). Märgaladele mõjuvad negatiivselt lisaks ka kliimamuutused ning invasiivsed võõrliigid (Salo et al., 2010). Invasiivsete võõrliikide tõttu võib omamaistel liikidel olla raskendatud märgalade taastasustamine ka pärast nende alade taastamist, nagu võib juhtuda päideroo (*Phalaris arundinacea*) monokultuurides (Zedler et al., 2005). Toimivad märgalad, olgu nad taastatud või stabiilselt eksisteerinud, aitavad pidurdada kliima soojenemist ja seega peaks nende taastamisele rohkem rõhku pöörama (Mitsch et al., 2013).

Enamasti taastatakse märgalasid väikestel pindaladel. Mastaapse märgalade taastamise eeliseks väiksemamahuliste taastamiste ees on terviklikumate toiduahelate, terviklikuma hüdroloogilise seisundi ja ökoloogiliste interaktsioonide taastumine (Wagner et al., 2008). Soode taastamiseks, eriti sihtliike silmas pidades, on oluline valida sobivaim piirkond, mille taastamine oleks kõige efektiivsem ja tulusam. Selleks on tarvis teada erinevate liikide elupaigaeelistusi. Näiteks võib taimkatte tihedus, olgu see oluline kas varju tekitamisel või varjupaiga pakkumisel, olla oluline määramaks elupaiga kvaliteeti, ja taastamiseelne prognoos märgala taimestiku kohta pärast taastamist võib aidata parandada alade valiku otsustamisprotsessi (Fardell et al., 2018). Suurte, omavahel hästi ühenduses olevate märgalade eeliseks on ühtlasem veerežiim, samuti suurem võimalus paljude liikide, sealhulgas kahepaiksete populatsioonide arvukuse kasvuks ja säilimiseks, kuna suurem vee-ala mahutab rohkem isendeid ning tekitab neile stabiilsema elukeskkonna (Hamer et al., 2021).

Kahepaiksete arvukuse vähenemist teadvustati laiemalt 1989. aastal, kuid tegelikkuses algas see juba 1970.-tel (Stuart et al., 2004). ICUNi Punase nimestiku andmetel on kahepaiksed 34%ga ohustatum selgroogsete rühm kui linnud (13%) või imetajad (23%).

Märgalade pindala vähenemine ja killustumine on suureks probleemiks kahepaiksetele ning üks peamisi kahepaiksete väljasuremise põhjuseid (Cushman, 2006; Sodhi et al., 2008). Kuivendamine vähendab märgalade hüdroperioodi, mis omakorda vähendab aega, mil kahepaiksete kudu ja kullesed saavad areneda. Põhja-Ameerika maapinnalohkudes asuvate märgalade uuringust selgus, et hüdroperioodi pikkus ehk periood, mil ala on täitunud veega, on üks peamistest teguritest, mis mõjutab märgalade asustamist kahepaiksete poolt (Snodgrass et al., 2000). Näiteks on täheldatud rohukonna (*Rana temporaria*) ja rabakonna (*R. arvalis*) suurenenud sigimist aladel, mille veerežiim on taastatud ja hüdroperiood pikenenud (Deoniziak et al., 2017).

Kahepaiksed on üldiselt head indikaatorid looduskeskkonna seisundi hindamisel, kuna nende ellujäämus ja sigimisedukus on tugevasti mõjutatud inimtegevusest, nt põllumajandusest, kaevandamisest, linnastumisest (Sievers et al., 2018). Märgalade taastamise eesmärgist olenemata on taastamistegevus kahepaiksete sigimispaikadele üldjuhul positiivse mõjuga (Korfel et al., 2010). Võrreldes degradeerunud märgaladega on taastatud märgaladel kahepaiksete populatsioonide tihedus ja biomass tunduvalt suuremad (Sievers et al., 2018).

Samas sõltub kahepaiksete liikide elupaigaeelistus erinevatest ökoloogilistest teguritest (nt märgalade suurus, taimkate, kevadvari) ja taastamisest tulenevast elupaigaomaduste muutusest võib taastatud aladele tekkiv kahepaiksete asurkond mitte ainult suurened vaid ka looduslikel märgaladel esinevast liigilisest koosseisust erineda (Vasconcelos et al., 2006). Märgalade suurus iseenesest ei korreleeru seal elavate kahepaiksete liigilise mitmekesisusega: suurematel märgaladel ei pruugi esineda samad liigid, mis esinevad väiksematel märgaladel, ning mõnel väikesel märgalal võib esineda liike rohkemgi kui suurel (Snodgrass et al., 2000). Samuti mõjutab taastamisjärgset kahepaiksete liigilist koosseisu taastamisest möödunud aeg, kuna mõned liigid võivad taastatud elupaiga asustada juba taastamistöödega samal või järgmisel aastal, teistel liikidel võtab elupaikade asustamine kauem aega (Lannoo et al., 2016; Snodgrass et al., 2000; Vasconcelos et al., 2006).

Veekogude olemasolu on kõigile kahepaiksetele oluline, kuid ülejäänud elupaigatingimused, ka vee enda, on liikidel erinevad. Olulise tähtsusega on vee- ja õhu temperatuur ja sademed, mis mõjutavad nii sigimist ennast kui ka metamorfoosi aega ja kiirust (Korfel et al., 2010). Ka Eestis leiduvatel kahepaiksetel on sigimiseks erinevad nõuded, näiteks rohukonn ja rabakonn alustavad sigimisega aprilli kuus, kuid rohelised konnad (*Pelophylax lessonae*, *P. ridibundus*) alles mais (Adrados et al., 2010).

Märgalasid on taastatud nii Eestis kui ka mujal maailmas ning paljudel juhtudel on uuritud taastamisest tulenevat mõju ka kahepaiksetele. Nii on Rootsis läbiviidud uuringus (Almhagen, 2007) näidatud, et rohu- ja rabakonnad on ühed esimestest liikidest, kes rajatud märgaladele jõuavad. Samuti on raba- ja rohukonna sigimispaiakade eelistused sarnased (Strijbosch, 1979) ja tihti on nende kudupalle ja kulleseid keeruline liigini määrata. Rabakonn talub happelisemat keskkonda (Andrén et al., 1989) ja seetõttu on ta heaks sihtliigiks rabade servaalade taastamise tulemlikkuse hindamisel.

Wagner et al. (2008) ülevaateuuringus selgus, et ulatuslikud, suurtel aladel läbi viidud märgalade taastamised moodustavad kõigist taastamistest vaid väikese osa ning kuue ajakirja kuue aastanumbri sees ilmunud 3212 artiklist oli märgalade taastamisega seotud 311, millest vaid 37% olid manipulatsioonid ja nendest vaid 12,9% olid läbi viidud suuremal pindalal kui 1 hektar. Sellest lähtuvalt on ka selliste mastaapsete märgalade taastamiste mõju kahepaiksetele suuresti teadmata, kuigi taastamised üldiselt on olnud kahepaiksetele enamasti positiivse

mõjuga. Taastamistööde üheks eesmärgiks oligi pruunide konnade biomassi suurendamine, kuna kahepaiksed on väga oluliseks komponendiks toiduahelas (Hocking, et al., 2014). Seetõttu on selle magistritöö eesmärgiks hinnata pruunide konnade (rabakonna ja rohukonna) reageeringut suuremahulisele soode taastamisele, seda eelkõige nende sigimispäiga valikust lähtuvalt.

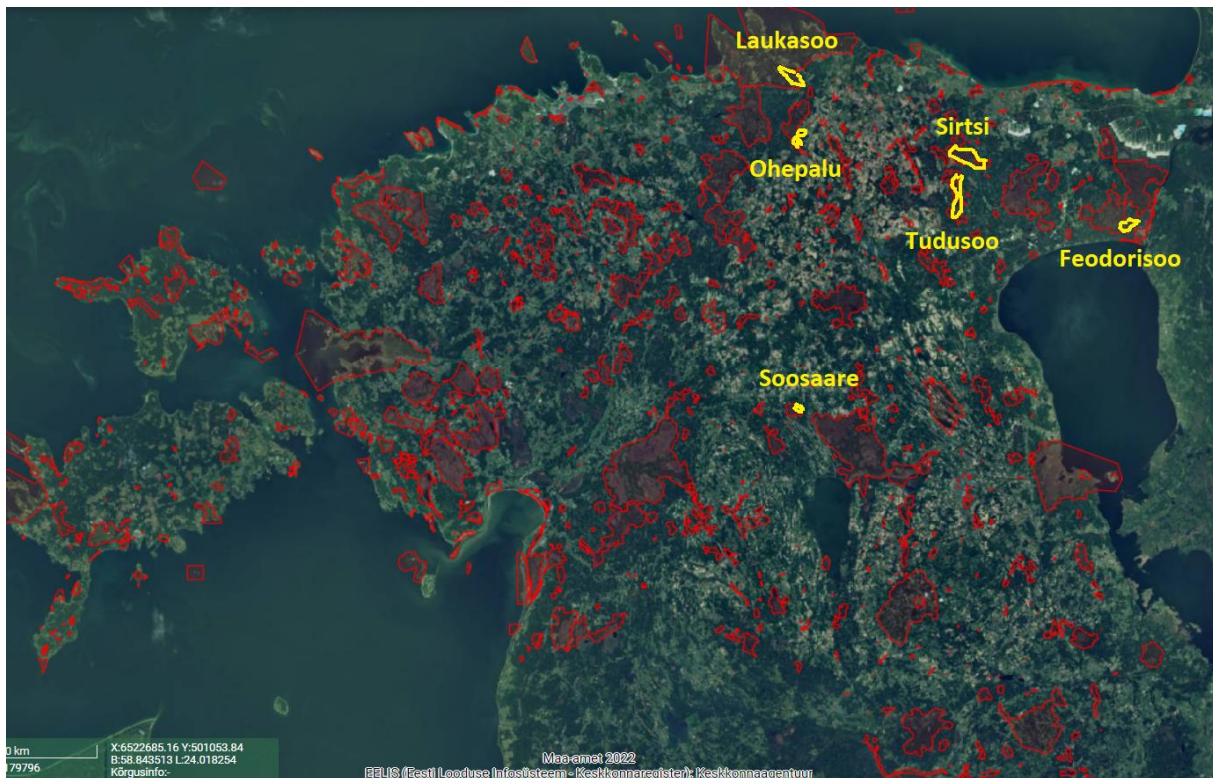
Selle magistritöö uurimisküsimused olid:

1. Missugune on taastamise mõju pruunide konnade sigimisele (kudupallide ja kulleste esinemisele)?
2. Millised elupaigaomadused mõjutavad kudupallide ja kulleste esinemist?
3. Kas taastamise mõju avaldub juba avasoo taastamiseks tehtud raiete järel või on vaja ka veetaseme tõstmist?

2. Materjal ja metoodika

2.1 Uurimisalad

Välitööd toimusid kuues soos: Soosaare, Sirts, Tudusoo, Feodorisoo, Laukasoo ja Ohepalu, nii taastatud kui taastamata aladel (joonis 1). Soode taastamine toimus LIFE projekt “Soode kaitse ja taastamine” raames, mille käigus taastati veerežiim 7900 hektaril kuivendatud soosaladel. Taastamistööd, mille hulka kuulusid nii paisudega kraavide kinnipanek, kraavide täielik kinniajamine kui ka erinevad raied, viidi läbi aastatel 2017–2021. Raied toimusid metsastatud või metsastunud endiste lagesoosalade taastamiseks, samuti väikesel pindalal kuivenduse mõjul tihenunud puistute hõrendamiseks. Lisaks raiuti kraavikallastele masinate juurdepääsuks trasse. Suurem osa raietest tehti aastatel 2018–2020, ning veetaseme tõstmistest aastatel 2019–2021. Kõik raied tehti enne selles kohas veetaseme tõstmist. Taastamiskavad leiab Eestimaa Looduse Fondi kodulehelt (<https://soo.elfond.ee/projektist/aruanded/>, 23.02.2022)



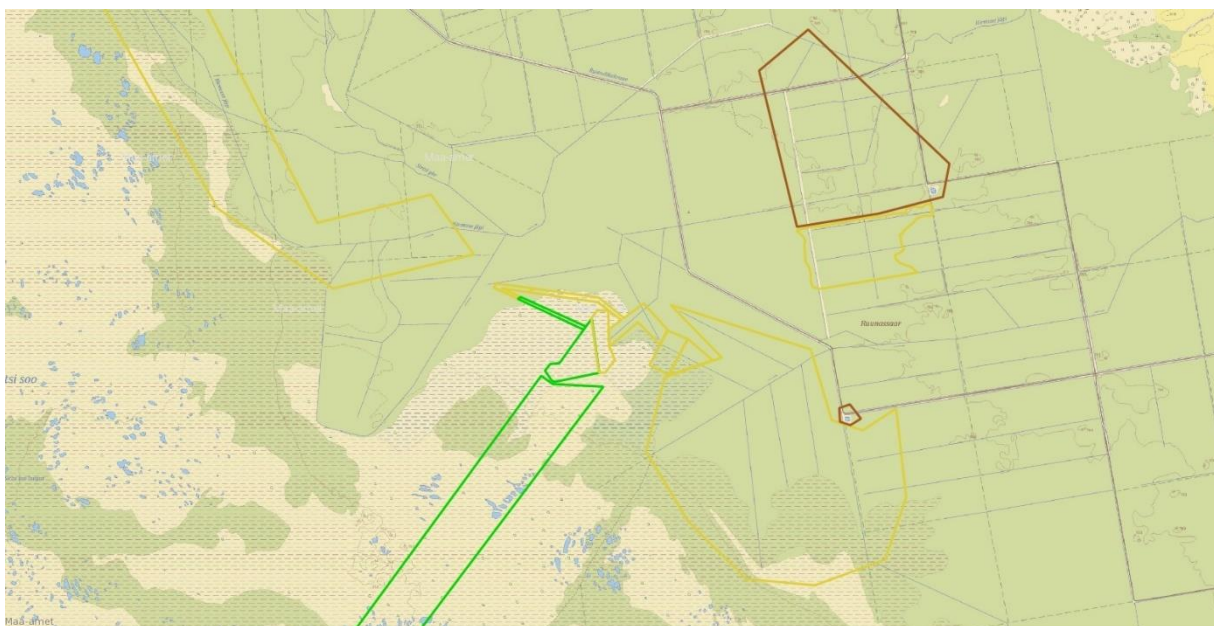
Joonis 1. Taastamisalade paiknemine Eesti kaitsealade kaardil. Aluskaart: Maa-amet

Kuduloenduse läbiviimiseks valiti igas taastatavas soos välja seirekraavid ja seirealad, mis rabakonna elupaigamudeli (Remm, 2016) alusel võiksid taastamistööde eelselt või järgselt

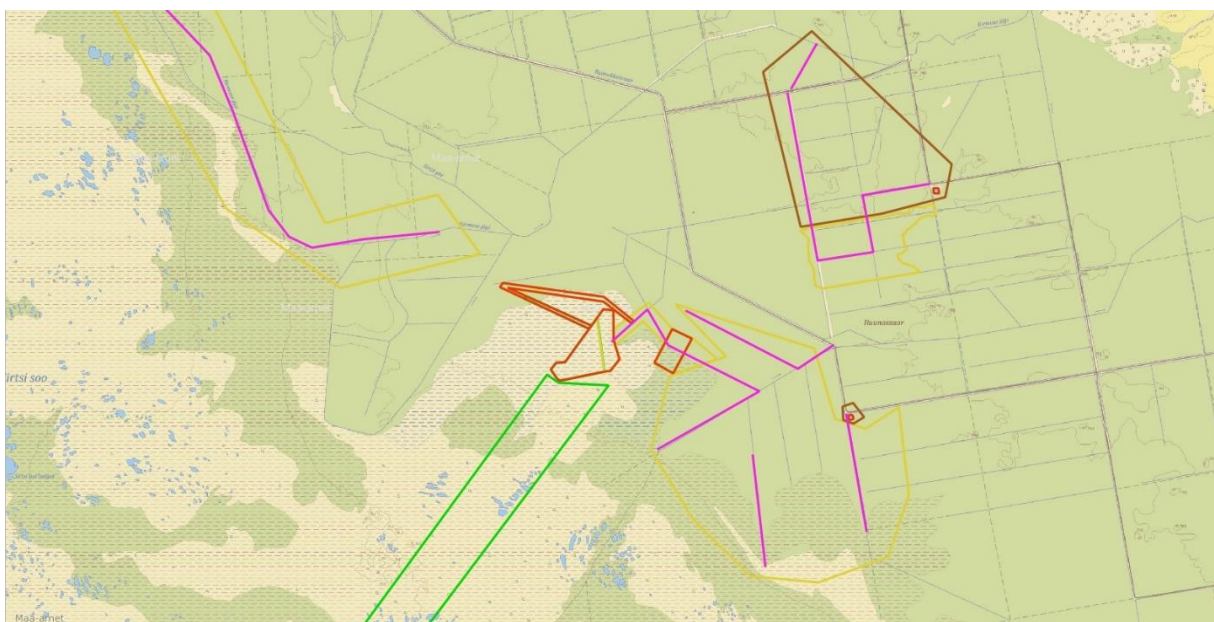
sobida pruunidele konnadele (rohukonnale ja rabakonnale) sigimiseks. Võrdluseks valiti väljastpoolt taastamisalasid maastikuliselt sarnased kontrollalad ja kraavilõigud. Kontrollalasid valiti kahte tüüpi: kuivendatud ja kuivendamata (edaspidi 'looduslikud'). Kui taastamise tõttu tekkis kraavidele üleujutusi, otsiti kudu ka sealt. Kaardiprogrammis piiritleti kudupunktid taastamise suhtes sarnastesse vaatluspiirkondadesse, eri piirkondadesse piiritleti muu hulgas ka raiega (arvestamata trassiraieid) ja raieta taastamisaladele jäävad punktid. Kulleste otsimiseks valiti 20-meetrised transektid veekogude kaldavees ja märgaladel. Transekte paigutati nii kohtadesse, kust oli leitud kudu, kui ka mujale, püüdes hõlmata erinevaid potentsiaalselt pruunidele konnadele ja/või rabakiilidele (*Leucorhina spp.*, taastamisprojekti teine sihtliikide grupp) sigimiseks sobivaid elupaiku nii taastamisaladel kui kontrollaladel. Nii kudupallide vaatluspiirkonnad kui ka kullesetransektid paiknesid kõigil kuuel projektis olnud taastamisalal.

Välitööalade valikul kasutatud terminite seletused:

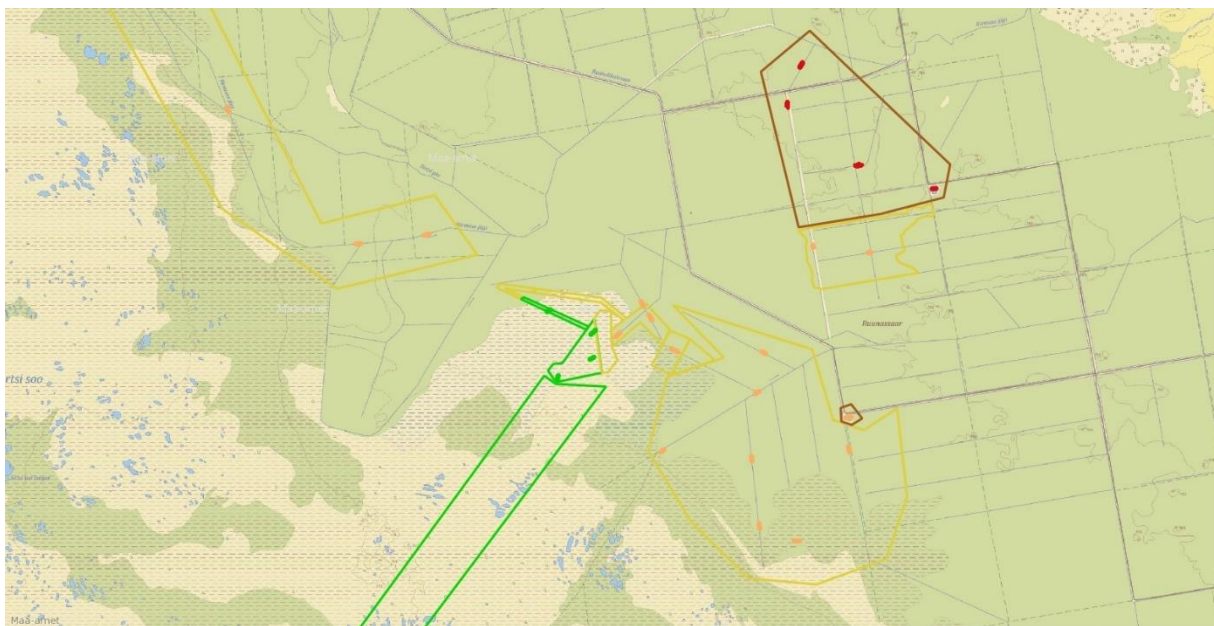
- Uurimisalad – soomassiivid (N=6) (joonis 1)
- Vaatluspiirkond, vaatlusala = vaatluspiirkonna tüübiti (ala tüüp) (N=4) piiritletud erineva suurusega maa-alad, mille sees paiknesid seirealad ja -kraavid ja kõik transektid, mis magistritöö analüüsidesse kaasati: (1) raiega taastamisala, (2) raieta taastamisala, (3) looduslik kontrollala, (4) kuivendatud kontrollala (joonis 2)
- Seirealad – suurem maa-ala kudupallide otsimiseks, mis võib sisaldada kraave, kuid mitte üksnes kraav (joonis 3; joonis 5)
- Seirekraavid – erineva pikkusega kraavilõigud kudupallide otsimiseks, juhul kui kraavil esines üleujutus, siis kaasati ka see (joonis 3; joonis 5)
- Transekt – kulleste vaatluseks kasutatav 20 m pikkune veekogu lõik, kus toimusid ka elupaigaomaduste mõõtmised (joonis 4)
- Vaatluskord, transektivaatlus – ühel aastal ühel transektil käimise kord. Ühel transektil saab olla maksimaalselt kuus vaatluskorda, üks iga vaatlusaasta kohta (joonis 5)



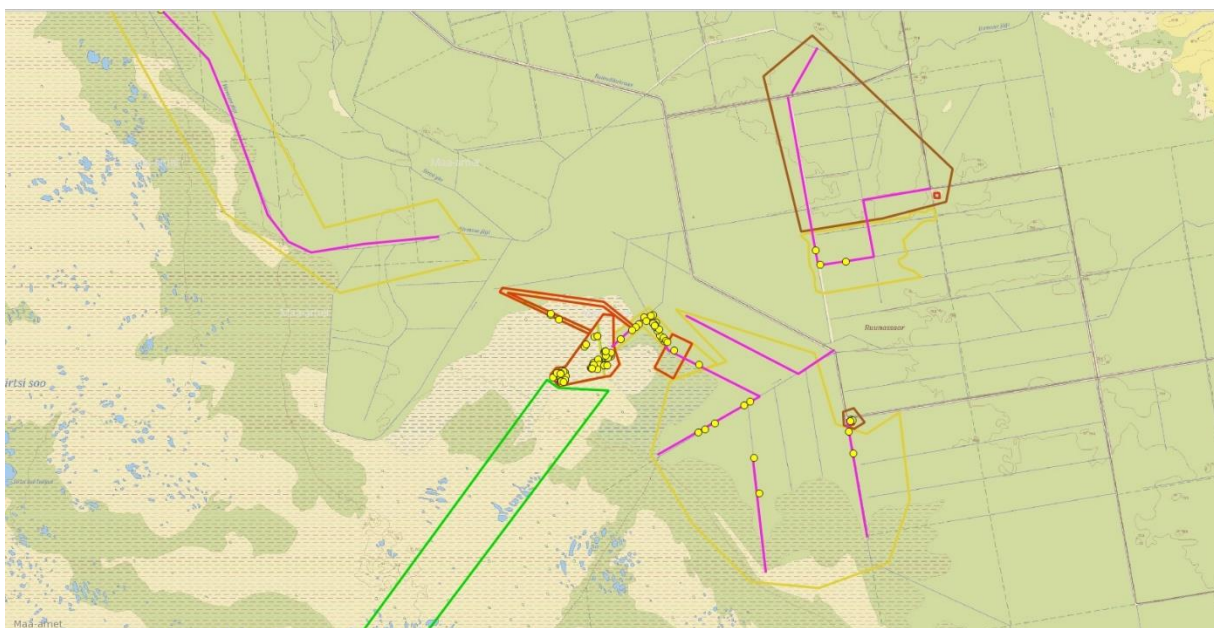
Joonis 2. Vaatluspiirkonnad Sirtsu soo näitel: kollane polügoon – taastamisalad, pruun polügoon – kuivendatud kontrollala, roheline polügoon – looduslik kontrollala



Joonis 3. Kudupallide loenduse seirealad (punane) ja seirekraavid (roosa)



Joonis 4. Kulleste loenduse transektid – lühikesed paksemad jooned, mille värvus vastab vaatluspiirkonnale



Joonis 5. Kudupallide leiukohad (kollased punktid) seirealadel (punane polügoon) ja seirekraavidel (roosa joon) vaatluspiirkondade kaupa (kollane – taastamisalad, pruun – kuivendatud kontrollala, roheline – looduslik kontrollala)

2.2 Välitööd

Kudupallide loendus toimus aprilli lõpus – mai alguses. Kudu otsiti visuaalselt ning leiud märgiti GPS seadet kasutades. Seirealad ja -kraavid käidi läbi täies ulatuses. Kahe vaatleja korral käis üks neist ühel ja teine teisel pool kraavi. Kudupallide liigiline kuuluvus määrati võimalusel nende lähivaatlusel kudupalli suurust, kompaktsust, voolavust ja läbipaistvust (rabakonnal tuuma ümbritsevad kestad läbipaistvad, rohukonnal enamasti piimjad) arvesse võttes.

Tabel 1. Kulleste loendusel vaadeldud ja analüüsides kasutatud transektid soode kohta vaatluspiirkondade lõikes aastatel 2016 ja 2021

Soo ja aeg	Taastamisala	Kuivendatud kontrollala	Looduslik kontrollala	Kokku
Feodori				
2016	14	14	13	41
2021	16	13	13	42
Lauka				
2016	25	6	1	32
2021	25	6	1	32
Ohepalu				
2016	5	5	0	10
2021	8	5	0	13
Sirts				
2016	53	28	9	90
2021	51	28	9	88
Soosaare				
2016	9	8	4	21
2021	9	8	4	21
Tudu				
2016	33	32		65
2021	32	31	1	64
Kokku				
2016	139	93	27	259
2021	141	91	28	260

Kulleste seire toimus mai lõpus ja juuni alguses. Kulleseid püüti kolmnurkse 40 cm küljepikkusega ning 1×1 mm võrgusilmaga kahvaga. Igal transektil tehti võimalusel kümme ühemeetrist kahvatõmmet (erandiks transektid, kus vesi puudus või oli vett väga vähe). Kulleste

liik määrati luubi abil alumisi sarvhammaste ridasid lugedes, kuid väga väikeste pruunide konnade kulleste puhul polnud liiki võimalik määrata.

Taastamiseelne kudupallide ja konnakulleste (tabel 1) loendus toimus täies mahus aastal 2016 (erandina loendati kaheksal Sirtsisoo alal ja ühel Laukasoo alal kudupalle esmakordselt 2017. aastal). Lisaks toimus kudupallide loendus vahepealsetel aastatel (2017–2020) piirkondades, kus osaliselt oli taastamistöid (nt raieid) tehtud. Ulatuslikum taastamisjärgne kudupallide loendus toimus 2021. aasta kevadel 19. aprillist 3. maini. Kulleste seire ühildati samadel aladel toimunud kiilivastsete seirega, mistõttu polnud see igal pool kulleste kasvu ja arengu mõttes ideaalselt ajastatud.

Tabel 2. Kudupallide ja häälitsevate adultide vaatluskordade arv aastate ja soode ning vaatluspiirkondade kaupa (T – taastamisala; K – kuivendatud kontrollala; L – looduslik kontrollala)

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Kokku
Feodori							
T	9			28	78	46	161
K	19			25	29	8	81
L	18			29	33	22	102
Laukasoo							
T	12	1			36	35	84
K	12	6			13	10	41
Ohepalu							
T	2				2	32	36
K	9				25	5	39
Sirts							
T	33	8	12	37	85	109	284
K	85	6	39	13	30	34	207
L	12	16	8	17	16	3	72
Soosaare							
T			5		43	46	94
K	1		4	4	4	4	17
L	5		4	8	7	11	35
Tudusoo							
T	7	4		6	110	202	329
K	42			2	54	46	144
L	2	4		10	6	3	25
Kokku	269	45	72	179	571	617	1753

Kudupallide välitöödel määrati iga kudupalli liik, veekogu sügavus kudupalli asukohas, kudupallide arv ning täpsustati veekogu tüüp (kraav, üleujutus, looduslik üleujutus, kopaaук, paisu tagune üleujutus, laugas). Juhul, kui kudupall oli jäänud kuivale või hukkunud, märgiti ka see üles. GPS punkt võeti ka leitud täiskasvanud isendite juures. Hääle järgi tuvastatud isendite arv määrati ligikaudselt, kui täpselt loendada polnud võimalik (skaalal: üks, mõned (10), loendamatult (100)) ja GPS punkt võeti hääle asukohale võimalikult lähedalt. Kudupalle ja häälitsevaid isendeid vaadeldi 2016. aastal 269 korral ja 2021. aastal 617 korral (tabel 2).

Kulleste loendusel mõõdeti igalt transektilt veekogu pH, vee temperatuur, sügavus ja elektrijuhtivus, märgiti hinnanguliselt veekogu varjulisus nii kevadel kui ka suvel, samuti nii vee- kui veest välja ulatuvate taimede katvus ja liigid ning veekogu ühenduvus püsiveekoguga. Taimestiku katvus ja kevadvari (varjulisus transektil kevadel) määrati vastavalt vaatleja hinnangule protsentuaalselt kogu kullesetransekti ulatuses.

Kõigi loendatud kahepaiksete arengujärkude juures märgiti arvatav liik. Kudupalle määras ja loendas kokku seitse spetsialisti. Kulleseid määras ja loendas viis eksperti, kellest kolm osalesid nii kudupallide kui kulleste loendusel. Häälitsevate isendite puhul oli liigi määrang täiesti kindel. Kudupallide ja kulleste puhul ei saa aga liigi määrangus täiesti kindel olla, kuna nii noored kullused kui vahel ka vanemad kudupallid on nii raba- kui rohukonnal sarnased. Sellest lähtuvalt on analüüsides mõlema pruuni konna andmestikud kokku pandud. Kuna magistritöö eesmärgiks oli uurida taastamise mõju pruunide konnade arvukusele, siis on andmestike koondamine igati asjakohane.

2.3 Andmeanalüüs

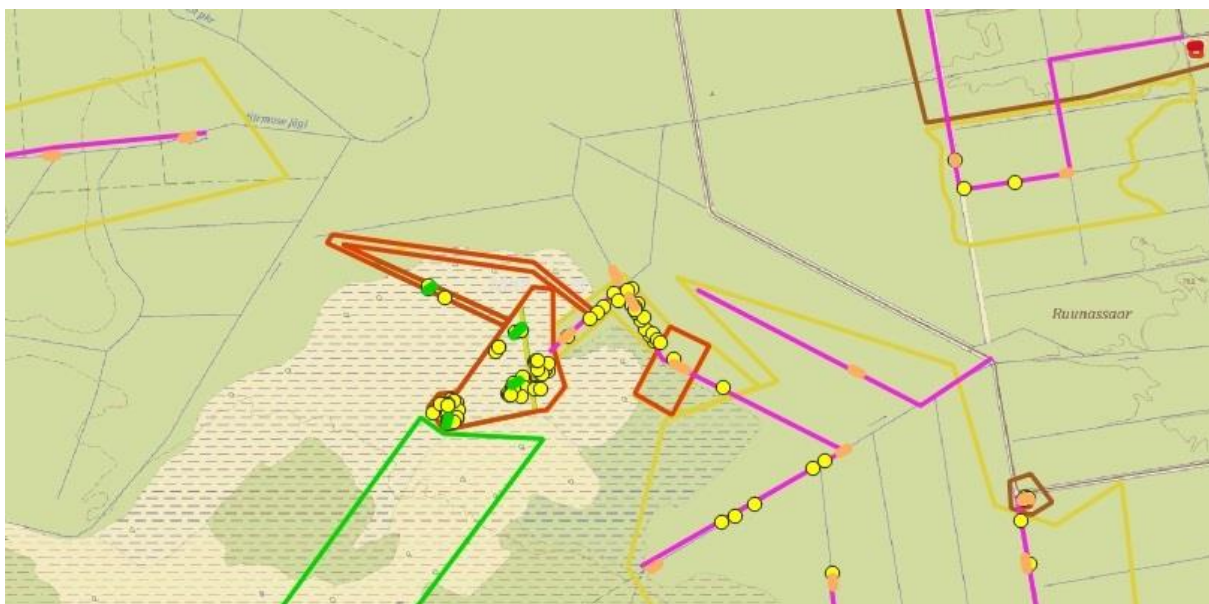
Taastamise mõju uurimiseks pruunide konnade sigimisedukusele tuli võrrelda pruunide konnade sigimise tulemeid ehk kudupallide ja kulleste esinemist enne ja pärast taastamistööd. Selleks, et teada saada, millised elupaigaomadused on soosiva või ebasoosiva mõjuga pruunide konnade sigimisele, tuli kudupallide ja kulleste esinemised viia kokku ka elupaigaomaduste mõõtmistulemustega.

Välitöödel kogutud kudupallide GPS-punktid viidi vastavusse kontroll- ja taastamisalade identifitseerimisnumbritega QGISi tööriista Point Sampling Tool abiga. Analüüsimiseks liideti kokku nii kudupallide kui häälitsevate isendite arv; nähtud, kuid vaiksed isendid jäid analüüsist välja. Häälitsevad isendid valiti analüüsi kui sigimist näitavad individid. Nii sai välja jätta sel aastal mitte sigivad isendid kuid välja jäid ka surnud ja emased isendid. Hukkunud kudupallid jäid analüüsisse sisse, kuna need näitavad sigimist ja hukkumine ei pruugi tuleneda veekogu omadustest.

Analüüside skriptid on esitatud töö Lisas 1.

2.3.1. Kudupallide leiukohtade seostamine elupaigaomaduste kirjeldamise transektidega

Magistritöös kasutati kulleste välitööde käigus kogutud elupaigaomadusi. Kudupallide vaatlused ühendati lähedalasuvate ja veekogu omaduste poolest sarnaste kullsetransektidega, et oleks võimalik kasutada kulleste seirel dokumenteeritud elupaigaomadusi ka kudupallide analüüsis (joonis 6).



Joonis 6. Lähivaade kudupallide leiukohtadele võrdluses kullsetransektidega. Kollane – taastamisala; pruun – kuivendatud kontrollala; roheline – looduslik kontrollala; roosa – seirekraav; punane – seireala; kollane täpp – kudupallide leiukoht; paksem kriips - transekt

Andmeanalüüsiks seostati ulatusliku kudupallide loenduse leiukohad transektidega, kus püüti kulleseid ja kirjeldati elupaigaomadusi. Kaardiprogrammis seostati kudupunktid kuni 100 m raadiuses lähima transektiga. Kauguselt järgmine transekt valiti, kui see erinevalt lähimast paiknes samas veekogus või sama tüüpi alal, sh raietöötluse lõikes. Saja meetri raadius valiti eeldusel, et kui maastik on ühesugune, siis püsivad selles raadiuses ka veekogu parameetrid sarnased. Väiksema raadiuse korral on kudupallide leidmine kullesetransektide lähedusest harvem ja suurema raadiuse korral liialt umbmäärane. Kuduloenduse käigus dokumenteeritud adultide leiukohad said määratud lähima transekti juurde ümbritsevat maastikku mitte arvesse võttes, kuna häälte järgi määratud asukohad ei kajasta väga täpselt adultide asukohta ning adultid võivad veekogude vahel rohkem liikuda. Kui 100 m raadiuses ühtki transekti polnud, jäi kudupalli või adulti punkt analüüsi kaasamata. 688 kudupallide või adultide vaadeldud esinemist 1753-st ehk 39% jäi elupaigaomaduste analüüsist välja. Kaardianalüüs tehti programmis QGIS.

2.3.2. Taastamise mõju väljaselgitamine kulleste ja kudupallide esinemisele

Selgitamiseks välja taastamise mõju kulleste ja kudupallide esinemisele koostati üldine lineaarne segamudel programmi R pakettis lme4 (versioon 1.1-26) (Bates, 2010). Mudelisse kaasati sõltuva muutujana transektide arv, kus esines kudupalle ja adulte või kulleseid soo ja ala tüübi kombinatsiooni kohta, fikseeritud seletava faktorina vaatluse aeg: kas enne või pärast taastamist ning aja (enne ja pärast taastamist) ja ala tüübi koosmõju. Aja ja ala tüübi koosmõju näitab taastamise mõju ja selle olulisuse hindamiseks kasutati programmi R (versioon 4.1.1) paketti lmtest, võrreldi koosmõjuga ja ilma selleta mudeleid.

Nimetatud analüüsi kaasati ainult need andmed, mis olid kogutud aastatel 2016 (juhul kui 2016 mingit ala vaadeldud ei olnud kasutati 2017. a andmeid) ja 2021. Vahepealsed aastad jäid sellest analüüsist välja. Taastamise mõju analüüsimisel ei eristatud raiega ja raieta taastamisalasid.

Kulleste arv kahvapüügil sõltub kulleste vanusest: nooremad kulleled püsivad rohkem üksteise lähedal, mistõttu on suurem tõenäosus saada ühe kahvatõmbega suurem hulk kulleseid ning vahepealsed kahvatõmbed võivad olla ilma kullesteta; vastupidiselt vanematele kullestele, kes

liiguvad rohkem ringi ja hajuvad, lisaks paljud kullest arengu käigus hukkuvad ning kulleste arvukus veekogus langeb. Sellest lähtuvalt tehti otsus mitte kaasata analüüsi püütud kulleste arvu, vaid nende esinemine–mitte esinemine (1/0) transektil.

Analüüsides jäeti välja kõik kullestransektid, mis kudupallide otsimise aladega kokku ei langenud. Analüüsist välja jäetud transektid asuvad peamiselt laugastes ja raba happelisemates piirkondades ning olid valitud eelkõige kiilide elupaigaeelistust silmas pidades.

Samasugune analüüs viidi läbi ka kudupallidega, kulleste esinemise asemel kasutati kudupallide ja häälitsevate (kui sigimisele viitavate) adultide esinemist.

2.3.2.1. Taastamise mõju kudupallide arvukusele

Lisaks tehti taastamise mõju analüüs kaasates ka eelmisest analüüsist väljajäänud 39% kudupallide andmestikku, samuti ainult 2016 ja 2021 aasta loendused, seekord kudupallide arvukus vaatluspiirkondade kaupa. Selleks kasutati R'i paketti nparLD (Noguchi et al., 2012). Analüüsis arvestati ANOVA-tüüpi statistikuid (ATS). Analüüs tehti eraldi nii raiega kui raieta taastamisaladele võrdluses kontrollaladega (looduslikud + kuivendatud). Analüüs on tehtud eraldi raiega ja raieta taastamisalade kohta, kuna analüüs nõuab tasakaalustatud valimit, kuid kõikides soodes pole kõiki nelja tüüpi vaatluspiirkonda. Samal põhjusel said kokku liidetud ka looduslikud ja kuivendatud kontrollalad. Vaatlusühikuks oli soo ja liideti kokku kõik kudupallid üht tüüpi aladelt.

2.3.3. Elupaigaomaduste analüüs

Uuriti, kas ja kuidas mõjutavad elupaigaomadused kulleste ja kudupallide esinemist. Esiteks analüüsiti kõiki elupaigaomadusi ükshaaval ning kulleste ja kudupallide suhtes eraldi, et leida potentsiaalselt olulised elupaigaomadused. Lõpp-mudelisse kaasati elupaigaomadused, mille statistiline olulisus eraldiseisvana oli $p < 0,1$.

Analüüsist jäeti välja vee temperatuur, kuna vee temperatuur sõltub suuresti mõõtmise ajast (hommik, lõuna, õhtu), mistõttu olid need mõõtmised omavahel raskesti võrreldavad. Samuti

jäid analüüsist välja kõik transektid, kus vee sügavus oli 0 cm ehk kuivad veekogud (104 transektivaatlust: 63 taastamisala vaatluskorda, 15 loodusliku kontrollala ja 26 kuivendatud kontrollala vaatluskorda; 52 transektivaatlust aastast 2016 ja 25 transektivaatlust aastast 2021), kuna sellisel puhul ei ole võimalik nendes kohtades ka elupaigatunnuseid, nagu vee pH või elektrijuhtivus, mõõta. Elupaigaomaduste analüüsi kaasati ka vaatlusaastad, mida eelmisesse analüüsi ei kaasatud (2017-2020).

Juhusliku faktorina kaasati transekti kood ja soo. Analüüsi kaasati pidevateks seletavateks tunnusteks veekogu sügavus, taimkate, pH, elektrijuhtivus, veetaimed ja kevadvari. Kategoorilisteks tunnusteks oli püsiveekoguga ühenduses olemine. Kudupallide analüüsist jäeti välja taimkatte tunnused, kuna taimkatte varieeruvus on piisavalt suur ka 100 meetri raadiuses ja seetõttu võib sellest tuletatud tulemus olla eksitav. Seejärel kontrolliti elupaigaomaduste omavahelisi korrelatsioone, et tugevalt omavahel korreleeruvad tunnused analüüsist välja jätta. Lävendiks võeti $r > 0,7$ (Dormann et al., 2013). Korreleeruvatest tunnustest valiti mudelisse tunnus, mille mõju pruunide konnade sigimisedukusele oli pikaajalisem. Analüüs tehti üldistatud lineaarse segamudeliga ja kasutati R paketti lme4 (versioon 1.1-26) (Bates, 2010).

2.3.4. Kudupallide arvukus 2018-2020

Uurimaks, kas taastamise mõju avaldub juba avasoo taastamiseks tehtud raiete järel või on vaja ka veetaseme tõstmist, kasutati kudupallide arvukuse andmeid vaatluspiirkondade kohta.

Taastamistöode järk-järguline läbiviimine andis ka võimaluse vaadelda, kas juba osaline taastamine on samasuguse mõjuga kui lõpuleviidud taastamine ning kas taastamistööd muudavad kudupallide arvukust juba samal taastamisaastal. Taastamisest tulenevat kudupallide arvukuse muutust võrreldi pärast esmaseid taastamistöid igal seireaastal algseisuga ehk kudupallide arvukusega enne taastamiste alustamist. Kaasati ainult seirealad, kus said kõik taastamistööd tehtud enne aastat 2021. Võrreldi nii arvukuse arvulist muutust võrrelduna enne taastamist oleva arvukusega kui ka arvukuse kasvamise-kahanemise trendi.

2.4. Töö autori roll

Käesoleva magistritöö autor osales magistritöö uuringu küsimuste püstitamisel, välitööde planeerimisel ja andmete kogumisel. Töö autor viis juhendajate juhendamisel läbi andmete korrastamised, kirjanduse analüüsi, kaardianalüüsid ning statistilised andmeanalüüsid ja tõlgendas saadud tulemusi.

Töö autor osales välitöödel 2021. aasta aprillist kuni juuni alguseni, mille käigus otsis rohu- ja rabakonna kudupalle kõigilt kuult soomassiivilt ja üle pooltelt vaatluspiirkondadest. Juuni alguses toimunud välitöödel käis töö autor neljal päeval konnakulleste andmestikku kogumas. Ülejäänud andmestiku kogusid juhendajad ja teised tööühma liikmed.

3. Tulemused

3.1 Taastamise mõju kudupallide ja kulleste esinemisele

Taastamistöodel oli kudu ja kulleste esinemisele positiivne mõju. Aja ja ala tüübi koosmõju tuli nii kudupallide kui kulleste esinemise puhul statistiliselt oluliseks (aja ja ala tüübi koosmõjuga (tabel 3 ja tabel 4) ja ilma selleta mudelite võrdlus kudupallide esinemisel: $LL_6 = -91,8$, $\chi^2_{-2} = 18,6$, $p < 0,001$; ja kulleste esinemisel: $LL_6 = -83,8$, $\chi^2_{-2} = 13,5$, $p = 0,001$).

Tabel 3. Kulleste esinemise aja ja ala tüübi koosmõjuga mudeli statistikumid

	koefitsient	standardviga	t
(Vabaliige)	6,8	1,8	3,7
aegpäras	-2,2	1,6	-1,3
AlaTLKL	-3,9	1,9	-2,1
AlaTLKT	-3,7	1,6	-2,2
aegpäras:AlaTLKL	-0,3	2,5	-0,1
aegpäras:AlaTLKT	5,3	2,3	2,3

Tabel 4. Kudupallide esinemise aja ja ala tüübi koosmõjuga mudeli statistikumid

	koefitsient	standardviga	t
(Vabaliige)	6,3	2	3,1
aegpäras	-2	2,1	-0,9
AlaTLKL	-2,6	2,4	-1,1
AlaTLKT	-3	2,1	-1,4
aegpäras:AlaTLKL	0,5	3,2	0,1
aegpäras:AlaTLKT	9,5	2,9	3,2

Kolme alatüübi enne-pärast võrdluses oli taastatud aladel aset leidnud kudupallide arvukuse muutus statistiliselt oluline; nii kuivendatud kui looduslikel kontrollaladel aset leidnud muutus oli statistiliselt ebaoluline (tabel 5). Taastatud aladel tõusis ka kulleste esinemine ja nii kuivendatud kui ka looduslikel kontrollaladel esines kulleseid harvem. Tasemetevahelised võrdlused olid kullestel kõik statistiliselt ebaolulised (tabel 5).

Tabel 5. Kudupallide ja kulleste esinemissagedused transektidel enne ja pärast taastamist

Ala tüüp	Kudupallide esinemine transektidel		Kudupallide muutuse statistiline olulisus	Kulleste esinemine transektidel		Kulleste muutuse statistiline olulisus
	Enne taastamist	Pärast taastamist		Enne taastamist	Pärast taastamist	
Taastamisala	18% (25/139)	48% (68/141)	p=0,002	14% (19/139)	30% (39/141)	p=0,067
Kuivendatud kontrollala	44% (41/93)	32% (29/91)	p=0,35	44% (41/93)	31% (28/91)	p=0,202
Looduslik kontrollala	56% (15/27)	50% (14/28)	p=0,54	37% (10/27)	18% (5/28)	p=0,213

Kuigi kulleseid võib leida ainult siis, kui veekogusse on koetud kudu, esines andmestikus 49 juhtumit (kokku 519-st transekt × aasta reast), kus oli hiliskevadel transektilt leitud kulleseid, kuid samal varakevadel mitte ühtki kudupalli. Neist 24 olid taastamisalal, 24 kuivendatud kontrollalal ja üks looduslikul kontrollalal.

3.1.1 Taastamise mõju kudupallide arvukusele

Aja ja ala tüübi vaheline koosmõju kudupallide arvukusele oli oluline nii raiega (ATS_1 (ANOVA tüüpi statistik) = 13,25, $p < 0,001$) kui ka raieta (ATS_1 = 10,73, $p = 0,001$) taastamisaladel.

Taastamisalade analüüsis tasemete kaupa eraldi oli raiega taastamisaladel enne-pärast erinevus oluline (ATS_1 = 12,74, $p < 0,001$), kontrollaladel (looduslik + kuivendatud) aga mitte (ATS_1 = 0,68, $p = 0,409$).

Raieta taastamisalade analüüsis oli samuti raieta taastamisaladel taastamise mõju oluline (ATS_1 = 12,04, $p < 0,001$), kuid kontrollaladel koos mitte (ATS_1 = 0,74, $p = 0,39$).

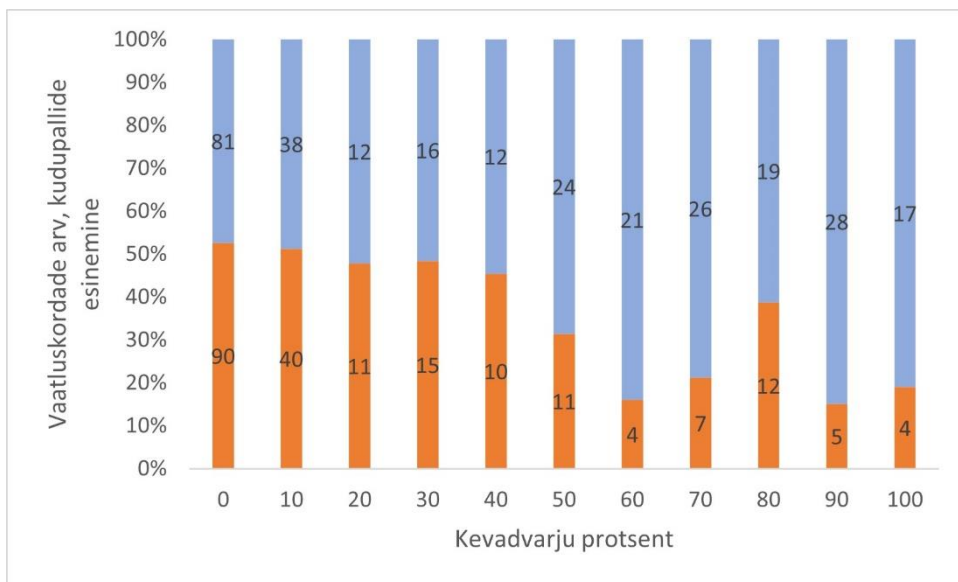
3.2 Elupaigaomaduste mõju kudupallidele ja kullestele

Kevadvari oli statistiliselt oluline elupaigatunnus nii kudupallide kui ka kulleste esinemisele. Kulleste esinemisele olid lisaks olulised ka vee pH ja veekogu sügavus.

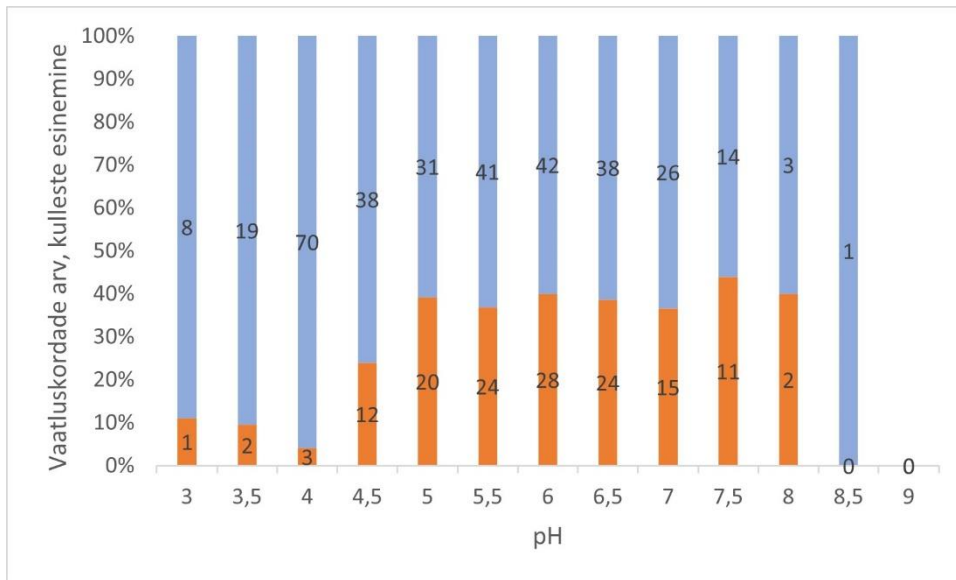
Nii kudupallide kui kulleste elupaigamudeli I etapis olid statistiliselt ebaolulised ($p > 0,1$) järgmised tunnused: elektrijuhtivus, püsiveekoguga ühenduses olemine ja veetaimed. Kudupallide elupaigamudeli I etapis oli ebaoluline veel ka vee pH. Neid edasisse elupaigamudelisse ei kaasatud. Kudupallide lõppmudelisse olid pidevateks seletavateks tunnusteks veekogu sügavus ja kevadvari, kullestel lisandus veel taimkate ja vee pH.

Tugev korrelatsioon oli vaid kevad- ja suvevarju vahel ($r = 0,955$). Lõppmudelisse kaasati vaid kevadvari, kuna sellel on eeldatavalt suurem olulisus konnade sigimise alustamisele.

Kudupalle esines rohkem veekogudes, kus kevadel vari puudus või oli vaid vähene (joonis 7). Kudupallide puhul osutus lõppmudelisse statistiliselt oluliseks ainult kevadvari ($z = -4,4$, $p < 0,001$), veekogu sügavus oli statistiliselt mitteoluline ($p = 0,184$).



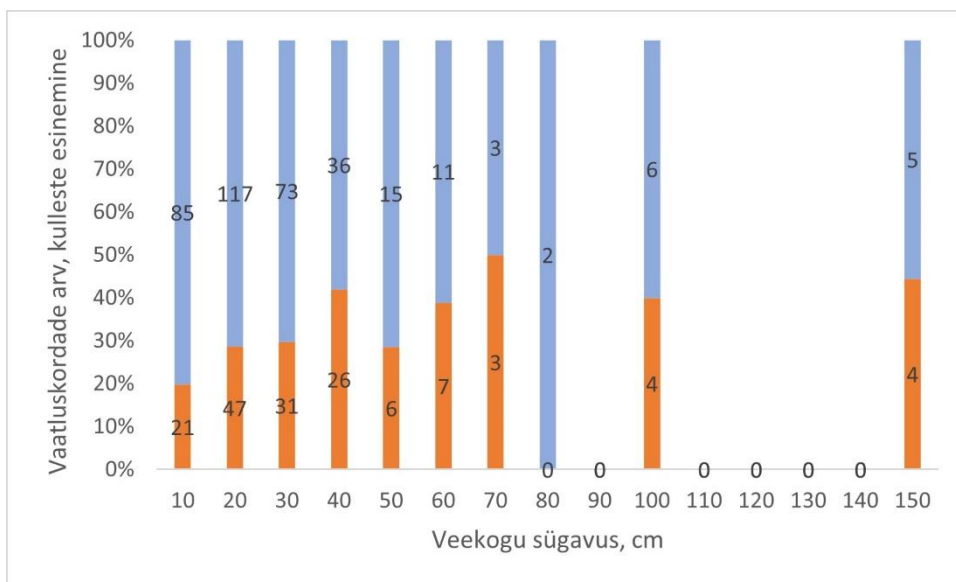
Joonis 7. Kudupallide leidumus vastavalt kevadvarju protsendile. Oranz värv märgib leidude osakaalu, sinine puudumiste osakaalu. Numbrid tulba peal märgivad vastavaid absoluutarve.



Joonis 8. Kulleste leidumus vastavalt vee pH väärtusele. Andmetest jäid välja vaatluskorrad, kus veekogud olid kuivad, mille pH jäi mõõtmata ja mille pH oli madalam kui 3,5. Oranz värv märgib leidude osakaalu, sinine puudumiste osakaalu. Numbrid tulba peal märgivad vastavaid absoluutarve.

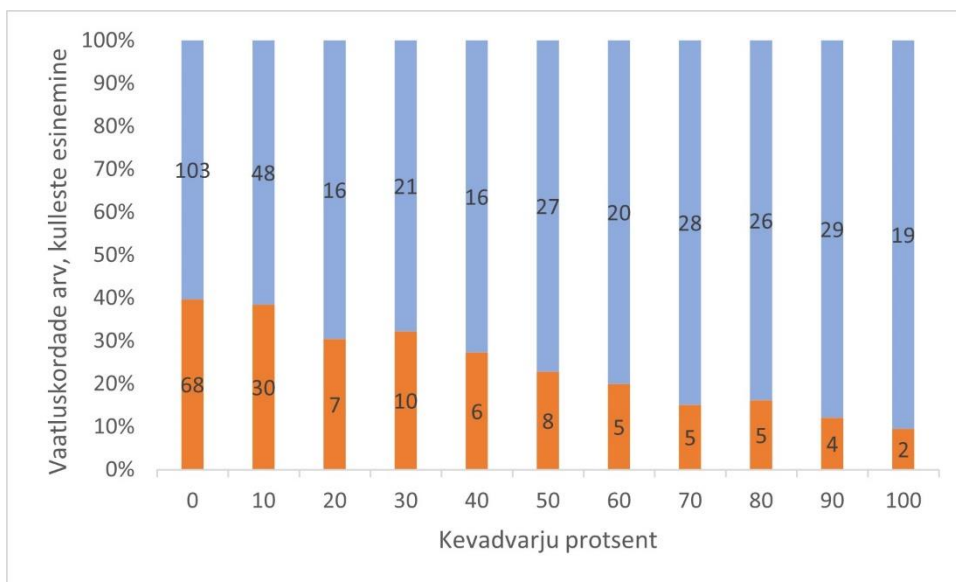
Kulleste puhul olid statistiliselt olulised nii veekogu sügavus ($z = 2,5$, $p = 0,013$), kevadvari ($z = -5,2$, $p < 0,001$) kui ka pH ($z = 5,2$, $p < 0,001$), statistiliselt ebaoluliseks sai vaid taimkate ($p = 0,626$). Kulleseid esines enim transektidel, mille pH jäi vahemikku 5,0-7,5 (joonis 8). Andmed, kus $pH < 3$ on graafikult välja jäetud, kuna tegemist oli ilmselt mõõtmisveaga (30/503 andmerida), Sirtsi ja Feodori soodest. Osal vaatluskordadest oli pH mõõtmata jäänud (31/503 andmerida) valdavalt aastatel 2020 ja 2017 erinevatelt transektidelt, kuid suures osas Soosaarest.

Enim oli vaadeldud transekte veekogudes, mille sügavus oli kuni 40 cm. Kuni umbes 40 cm sügavuseni leidis kulleseid rohkem sügavamates veekogudes (joonis 9).



Joonis 9. Kulleste leidumus vaatluskordadest vastavalt veekogu sügavusele (cm). Oranz värv märgib leidude osakaalu, sinine puudumiste osakaalu. Numbrid tulba peal märgivad vastavaid absoluutarve.

Sarnaselt kudupallidele esines kulleseid rohkem veekogudes, kus kevadel vari puudus või esines vaid vähene vari (joonis 10).



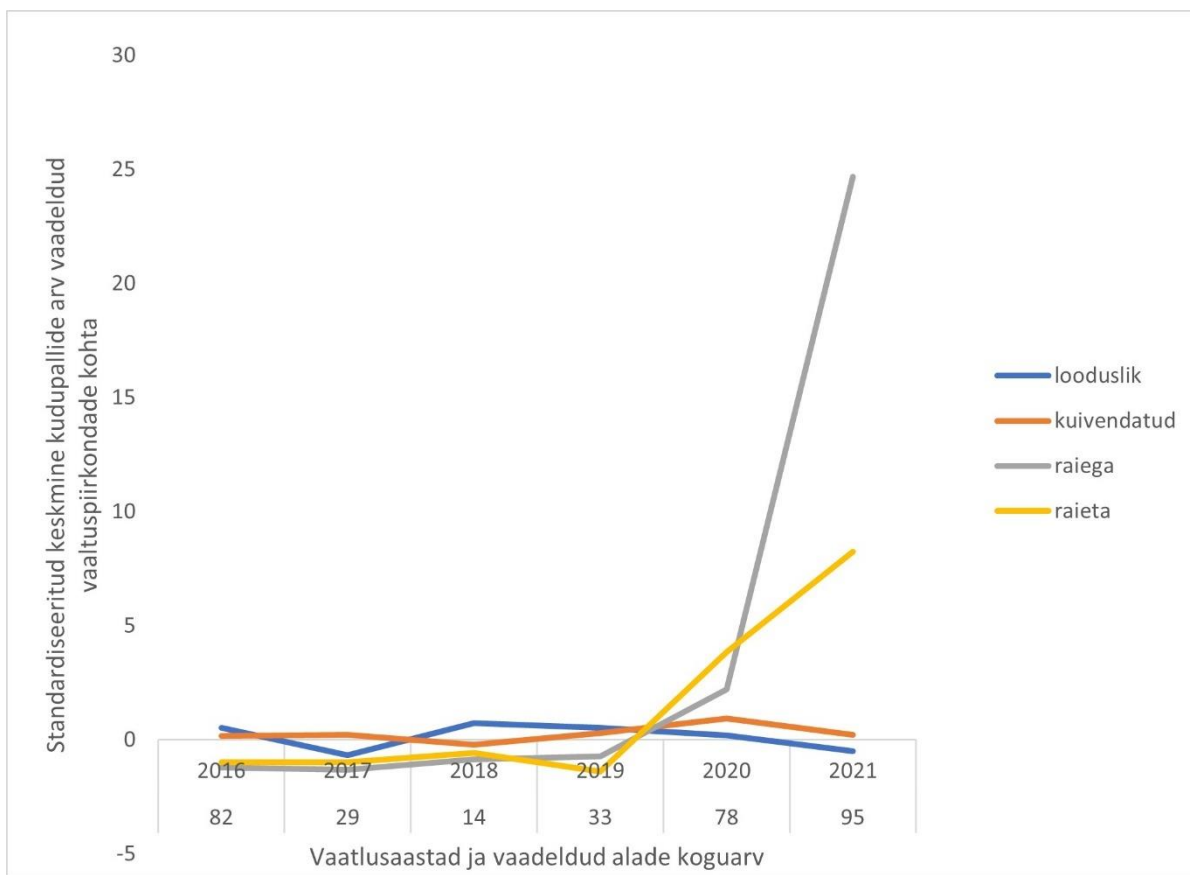
Joonis 10. Kulleste leidumus vastavalt kevadvarju protsendile. Välja on jäetud kuivad veekogud. Oranz värv märgib leidude osakaalu, sinine puudumiste osakaalu. Numbrid tulba peal märgivad vastavaid absoluutarve.

3.4 Kudupallide arvukus 2018-2020

Võrreldes pruunide konnade kudupallide arvukuse kasvu/kahanemist vaatluspiirkondades esimesel välitööde aastal (2016 või mõnel juhul ka hilisemal aastal) aastatega 2019 ja 2020, selgub et nii looduslikul kui kuivendatud kontrollalal esines kudupallide arvukuse kahanemist märgatavalt rohkem kui arvukuse kasvu. Samas taastamisaladel esines kudupallide arvukuse kahanemist vaid mõnel üksikul korral.

Kudupallide loendusest paistab, et pruunid konnad reageerivad taastamistöödele juba vahetult järgneval kevadel ning aasta möödumine suurendas taastamise efekti. Kudupallide loendus tehti 2021. aastal kokku 94 vaatlusalal ja 2020. aastal kokku 78 vaatlusalal. Kontrollaladest 20 vaatlusalal oli kudupallide arv aastal 2021 võrrelduna aastaga 2020 tõusnud ja 8 juhul vähenenud. Taastamisaladel oli samade aastate võrdluses kudupallide arv 13 korral vähenenud ja 28 juhul tõusnud.

Raieid tehti 21-st seirealast 14-l. Enim raieid tehti vahetult enne 2020. aasta loendust. Raiega taastamisaladel oli 2021. aastal loendatud enamikel juhtudel rohkem kudupalle kui aastatel koheselt pärast raiet. Kudupallide arvukuse vahe vaatlusala kohta võrreldes raiele vahetult järgnenud aastat 2021. aastaga, oli minimaalselt -52 ja maksimaalselt 389 (mediaanväärtus 14). Arvesse on võetud vaid alad, kus raie tehti 2021. aastast erineval aastal ja kudupallide arvukuse andmed olid olemas mõlema aasta kohta. 2020. aastal oli ka taastamisalade keskmine loendatud kudupallide arv vaadeldud vaatlusalade kohta madalam (62) (ainult raiega taastamisaladel 57) kui kontrollaladel (68). Samas nii aastatel 2019 kui ka 2021 oli keskmine kudupallide arv vaadeldud vaatlusalade kohta taastamisaladel kõrgem kui kontrollaladel.



Joonis 11. Standardiseeritud keskmine leitud kudupallide arv vaadeldud vaatluspiirkondade kohta aastatel 2016-2021

Veetaset tõsteti raiega samal aastal kuueteistkümnel juhul 21-st. Viiel raiega taastamisalal 21-st tehti raie ja veetaseme tõstmine erinevatel aastatel. Kolmel juhul leiti kudupalle raiele vahetult järgneval aastal (vastavalt 23, 1 ja 33) ja kahel juhul mitte. Kolmel juhul oli leitud kudupallide arv vahetult pärast veetaseme tõusu 0 ja kahel juhul suurem (14 ja 155). Pärast veetaseme tõusu leiti raiega taastamisaladelt kudupalle rohkem kui raieta taastamisaladelt (joonis 11).

4. Arutelu

4.1 Taastamise mõju kulleste ja kudupallide esinemisele

Magistritöös uuritud suurepindalaline soode taastamine näitas, et raiel ja veetaseme tõstmisel on positiivne mõju pruunide konnade sigimisele. Kudupallide esinemine pärast taastamistöid oli taastatud transektidel suurenenud taastamisele eelnenud 18%-lt 48%-le. Selline suur muutus näitab, et taastatud alad on pruunidele konnadele kudemiseks sobivamad, kui need olid enne taastamist. Kontrollaladel oli muutus negatiivne, kuid statistiliselt mitteoluline.

Suuresti USA-s läbi viidud uuringute põhjal tehtud ülevaateartikkel (Brown et al., 2012) kinnitab, et märgalad, mis on taastatud sihtliikide elupaiganõudlust arvestavalt, on kahepaiksete poolt soositumad kui kontrollalad. Kahepaiksete liikumisel taastatud veekogudesse ja nende püsivamal asustamisel on määrava tähtsusega olemasolevate märgalade ja uute veekogude omavahelise sidusus, hüdroperioodi pikkus ja kaldaveetaimede olemasolu. Nendest kõige olulisemaks tunnuseks osutus just märgalade sidusus (Brown et al., 2012). Lisaks peavad, taastamisalade edukaks asustamiseks kahepaiksete poolt, asuma need olemasolevate kahepaiksete populatsioonide levimise piirkonnas ja olema ühendatud levimiseks sobivate maismaa aladega (Semlitsch, 2002). Almhagen (2007) leidis, et pruunide konnade puhul on kuni 700 meetrine vahemaa, juba asustatud veekogude ja uute veekogude vahel, piisav viimaste asustamiseks. Kusjuures rabakonna puhul on veekogude lähedus isendite arvukusega tugevamas seoses kui rohukonnal. Suuremahuliste taastamiste juures on nii veekogude sidususe kui hüdroperioodi stabiilsuse tingimused täidetud. Magistritöös käsitletavate taastatud soosalade veetaseme seisundit on taastamistöödele järgnenud veeseire käigus hinnatud tõusnuks ja stabiliseerunuks (Kohv, 2021).

Välitööde läbiviimise ajaks ei olnud taastamistöödest kuigi palju aega möödunud (paarist kuust kolme aastani), kuid taastamisest tulenev positiivne mõju oli juba näha. USA põhjaosas tehtud, taastamisjärgses uuringus leiti, et kahepaiksete liigirikkus ja liikide arvukus looduslikel kontrollaladel ja taastatud aladel ei erinenud (Benson et al., 2018). Mõne liigi puhul, nt harilik kärnkonn (*Bufo bufo*), võivad kahepaiksed eelistada vastrajatud veekogusid, tiike paar aastat

pärast taastamist, kuid seejärel, tiikide kinni kasvades ja varjulisuse suurenedes kahepaiksete esinemine järjest väheneb (Almhagen, 2007). Kui ka pruunide konnade esinemine kohe pärast taastamist kontrollaladel ja taastatud aladel erineb, siis võib see aastatega ühtlustuda, kui taastamistöödest on rohkem aega möödas (Bartelt et al., 2017).

Kuivendatud kontrollaladel olevast kudupallide esinemise langusest tingituna võiks järeldada, et üldiselt oli 2021. aastal konnade kudemine kas hilisem (ei olnud loenduse ajaks veel kudenud) või vähem, võrreldes taastamise eelse ajaga. Millest tulenevalt võib järeldada, et taastamisaladel leitud esinemise kasv on veelgi tugevam. Looduslikel kontrollaladel kudupallide esinemises olulist muutust ei olnud. Samuti võib olla, et lähedalasuvatel kontrollaladelt on kahepaiksed liikunud taastatud aladele, mida on näidatud ka taastatud väikeveekogude asustamisel (Rannap et al., 2009). Kui olemasolevad sigimispaidad ja uued, kopra tegevusest, ilmastikutingimustest või taastamise tulemusel tekkinud kvaliteetsemad sigimispaidad asuvad lähestikku, siis valivad kahepaiksed sigimiseks kvaliteetsema (Remm et al., 2018; Suislepp et al., 2011). Seetõttu ongi sigimispaidade sidusus väga olulise tähtsusega.

Lähtuvalt vaatluspiirkondade ühekordsest külastusest vaatlusaastatel ei saa leitud kudupallide ja kulleste arvukusi käsitleda absoluutväärtustena. Selle põhjuseks on kahepaiksete kudemisaja pikkus ja võimalus, et vaatlushetkeks ei olnud selle piirkonna kõik kahepaiksed veel kudenud. Nii näiteks alustab rohukonn kudemisega umbes nädal varem kui rabakonn (Adrados et al., 2010; Loman, 2002). Seda, et osa kudupalle koeti pärast välitöövaatlusi võib järeldada ka sellest, et 49-l korral leiti küll kulleseid, kuid kudupalle polnud varakevadel leitud. Samuti tuleb arvesse võtta vaatlejate suurt hulka ja nende erinevat kogemust kahepaiksete välitöödel ja kudupallide määramisel ning sellest tuleneda võivat andmete ebaühtlust. Siiski pole põhjust eeldada andmete kallutatust, kuna välitöödel seirati eri tüüpi alasid juhuslikus järjekorras ning ühe soo välitööd mahutati võimalikult lühikesele ajale.

Uuringumeetodi valik võib määrata selle, milliseid liike ja arengustaadiumeid rohkem märgatakse. Wassens et al. (2016) leidis Austraalias läbiviidud uuringutüüpide võrdluses, et täiskasvanud kahepaikseid on kõige tõenäolisem leida audio-visuaalsete uuringutega. Samas täiskasvanud isendite olemasolu on kehvaks indikaatoriks kulleste hilisemale esinemisele (Soomets et al., 2017; Wassens, Hall, Spencer, et al., 2016). Kulleste puhul olid kõige

edukamaks püüdmisvahendiks suured ja väikesed mõrrad võrrelduna söödalõksude (*bait traps*), veesiseste kullesevõrkude (*seining*) või kahvapüügiga (*sweep nets*). Viimane meetod oli kasutuses selle magistritöö välitöödel. Nende uuringust selgus, et uuringumeetodite valik võib kallutada tulemusi ühe või teise liigi kasuks ja eriti just suurtes veekogudes alahinnata sigimisaktiivsust teatud liikidel. Kuna pruunid konnad on selles magistritöös olnud aladel esimesed kudejad, siis püügivahendi valik ei saanud kallutada tulemust teise liigi kasuks. Küll suudeti tolles Austraalias läbiviidud uuringus kahvaga kätte saada nii väike arv kulleseid, et vaid ühele liigile viiest suudeti välja arvutada kulleste kättesaamise tõenäosus ja see oli palju väiksem teistest võimalikest püügimeetoditest. Niisiis võib eeldada, et kulleseid oli selles magistritöös käsitletud transektidel tegelikult rohkem, kui kahvaga kinni püüti. Samamoodi võivad häälitsevatest isenditest olla välja jäänud lähedal asuvad isendid, kes röövlooma kartuses enam häält ei teinud. Kokkuvõttes võib arvata, et uuritud aladel on kahepaiksete arvukus suurem, kui välitöödel dokumenteeritud. Välitöödel kohati ka teisi kahepaikseid: tiigikonn, tähnikesilik, harilik kärnkonn, kuid kuna püügimeetodid ja välitööde aeg polnud neile liikidele optimeeritud, ei saa nende kohta kindlaid järeldusi teha ja sellesse magistritöösse neid ei kaasatud.

Taastamise mõju ja elupaigaomaduste analüüs kudupallide esinemisele sai tehtud andmestikuga, kust puudus 39% leitud kudupallidest. Need kudupallid jäid välja kuna need kas ei sobinud olemasolevate transektidega elupaigatüübilt kokku või asusid väljaspool 100 meetri raadiust. Kuna andmestik oli ka pärast nende leiukohtade eemaldamist suur ja analüüsist välja jäänud kudupallide leiukohad olid juhuslikud, on analüüsi tulemus siiski adekvaatne. Seda näitab ka kõiki kudupallide leiukohti ja arvukust arvesse võttev analüüs taastamise mõju kohta. Ka sellest analüüsist on näha, et taastamisel on oluline positiivne mõju kudupallide arvukusele. Välja jäetud kudupallide suure osakaalu tõttu ei ole siiski soovitatav sellist andmetöötlusmeetodit edaspidi kasutada.

4.2 Elupaigaomaduste mõju pruunide konnade sigimisele

Kõigist magistritöös vaadeldud elupaigaomadustest on veekogude varjulisus kõige suurema mõjuga, st väiksem varjulisus mõjutab positiivselt nii kudupallide kui ka kulleste esinemist.

Kulleste esinemisele mõjub veel positiivselt nii vee pH (andmete vaatlus osutab, et eriti soodne vahemik algab väärtusest 5,0 ja ulatub vähemalt kuni väärtuseni 7,5) kui ka suurem veekogu sügavus kuni umbes poole meetri sügavuseni, sügavamal pole seos andmete vähesuse tõttu usaldusväärne. Kuna uuringus käsitleti nii raba- kui rohukonna kudupallide ja kulleste esinemist koos, siis ei saa ühtegi neist elupaigaomadustest konkreetse liigi arvukusega seostada ega järeldada elupaigaeelistusi. Küll saab teha rakenduslikke järeldusi elupaikade taastamiseks eesmärgiga suurendada pruunide konnade üldarvukust.

Sarnaselt magistritöös saadud tulemustele, et kahepaiksed eelistavad sigida päikesele avatud veekogudes, on Eestis läbiviidud uuringutes näidatud seda ka varem. Soomets et al. (2017) uuringust selgus, et kraavikallaste puhastamisest tulenev varjulisuse vähenemine oli peamiseks konnade sigimisaktiivsuse suurenemist põhjustavaks teguriks. Varjulisuse vähenemine oli positiivse mõjuga nii kudule kui ka kullestele. Ilmselt tuleneb varjulisuse vähesuse eelistus sellest, et päikesele avatum veekogu soojeneb kevadel kiiremini ja muutub seega ka kiiremini sobivaks sigimispaigaks ning kudu arenemiskohaks. Kuna nii kudu kui ka kulleste arengukiirus sõltub vee temperatuurist siis on sigimisveekogude päikesele avatus eriti oluline liikide levila põhjapoolsetes osades, kus kasvuperiood on suhteliselt lühike (Rannap et al., 2012).

Valgustugevus mõjutab kahepaikseid ka teistel viisidel. USAs läbiviidud laboriuuringus (McClure et al., 2009) leiti, et päikesele avatud veekogud võivad pakkuda omamoodi kaitset röövloomade eest. Hästi valgustatud veekogus märkavad kullased röövlooma lähenedes muutust valguse intensiivsuses (röövlooma varju) ja suudavad selle tõttu varem kaitset otsida. Laboris testiti seda röövlooma kujulise varju moodustamisega. Teisi uuringuid kokku võttes järeldasid autorid, et paljude kahepaiksete liikide kulleste aktiivsus erineb olenevalt valguse intensiivsusest, olles mõnel juhul keskpäeviti madalam, teistel juhtudel jällegi kõrgem.

Rohukonna valgusküllasus ilmselt negatiivselt ei mõjuta, kuid rabakonna kudupalle võib see siiski mõjutada. Häkkinen et al. (2001) leidis, et rabakonna kudupallide suremus on UV-B kiirguse olemasolul suurem kui selle puudumisel, kuid seda alles 7 päeva pärast nende kudemist. Kulleste ellujäämus jääb sama uuringu põhjal mõlemal pruuni konna liigil samaks nii kiirguse olemasolul kui puudumisel, kuid kudupallide areng kullesteks on pikem naturaalse kiirguse korral kui kiirgust eemaldava filtriga.

Kudupallide puhul ei osutunud vee pH statistiliselt oluliseks, küll aga kulleste puhul. Kuigi vaadeldud transektidel olid vee pH väärtused pigem madalad ehk 4,0 – 6,5, leidis kulleseid transektidel, mille pH oli kõrgem kui keskmisel vaadeldud transektil 5,0–7,0. Võib arvata, et madalama pH tasemega transektidelt leitud kullused olid suures osas rabakonna omad, kuna rabakonna kullused taluvad happelisemat keskkonda paremini (Andrén et al., 1989). Iirimaal asetleidnud istanduste, kuivenduskraavide ja raielankide uuringust leiti, et rohukonna kudupalle leiti suurema tõenäosusega veekogudest, mille pH oli 5.5–7,0 (Dibner et al., 2014). Kuigi eelnev uuring oli tehtud kudu kohta, selles magistritöös saab aga rääkida vee pH väärtusest kulleste esinemisele, siis ühtivad nende uuringute pH väärtused. PH statistiliselt ebaoluline mõju kudupallide esinemisele võib tuleneda andmestiku ebatäpsusest seoses elupaigaomaduste mõõtmisest kullsetransektidel ja kudupallide asetsemisest vaid nende lähedal, mitte alati täpselt samas paigas.

Kuigi rohu- ja rabakonnadel on vee pH osas erinevad eelistused, võimaldab magistritöös saadud tulemus teha üldistavaid järeldusi taastamisalade valikul, kui eesmärgiks on kudupallide arvukuse (kahepaiksete biomassi) suurendamine, sest selgub millise pH-ga aladel taastamistööd läbi viia ja millistel mitte.

Alla poole meetri sügavustes veekogudes oli sügavus kulleste esinemise tõenäosusega positiivses seoses. Harvem kulleste esinemine väga madalates veekogudes võib tuleneda nende lühikesest hüdroperioodist Samas erineb sigimisveekogude optimaalne vee sügavus liigiti (Rannap et al., 2015; Tammaru et al., 2012). Madalamad alad pakuvad kiiremini soojenevat vett ja mitmekesisemat makrofüütide kaitset, mis sobib nii kudemiseks kui ka toitumiseks ja varjumiseks nii kullestele kui ka täiskasvanud isenditele (Semlitsch, 2002). Samas on keskmise sügavusega veekogudes esinevad kullused morfoloogiliselt erinevamad kui ekstreemsete sügavustega (hästi sügav, hästi madal) veekogudes, ehk keskmise sügavusega veekogud sobivad rohkematele eriilmelisematele kullestele (liigisisene ja -vaheline varieeruvus) (Queiroz et al., 2015).

Beas and Smith (2014), samuti Benson et al. (2018) leidsid, et põuastel aastatel eelistasid kahepaiksed elupaiku, kus leidis ka sügavama veega alasid (deep-water habitats), mis

kindlustasid vee säilimise kogu aasta lõikes. Lisaks ei pruugi sügavamad veekogud talvekuudel läbinisti ära külmuda, tekitades seega sobivamaid talvituspaiku (Beas & Smith, 2014). Vee säilimine kogu kulleste arenguperioodi vältel võib olla põhjuseks, miks kulleseid esines suurema tõenäosusega just sügavamates veekogudes, nagu ilmnes selles magistritöös.

Ei kudupallide ega kulleste esinemisele ei osutunud püstiveekoguga ühenduses oleks ega taimestik statistiliselt oluliseks. Küll on varasemalt leitud, et kahepaiksete juveniilid asustavad keskmise kuni tiheda taimestikuga veekogusid sagedamini kui hõreda taimestikuga veekogusid (Fardell et al., 2018), ning et kahepaiksete sigimisedukus on suurem veekogudes, kus on vähem veepiirist ülevaalt pool olevat taimestikku ja puuduvad kalad (Knutson et al., 2004). Taastatud soodes pakuvad stabiilsemat märke keskkonda pärast taastamist paksu rabaturbaga alad ning servamärede ja soometsade veetase on ebastabiilsem ja sõltuvuses rohkem vihmavee hulgast (Kohv, 2021). Võiks järeldada, et pruunid konnad sigivad nii alalistes kui ka ajutistes veekogudes, kui need muudelt omadustelt sobivad, kuid samas ei pruukinud mõõtmise olla täpne, kuna põhines ühe vaatluse põhjal antud hinnangul.

Tuleb arvesse võtta, et kudupallide ja kullsetransektide omavaheline seostamine loob paratamatult andmestikku ka ebatäpsusi, eriti just elupaigaomaduste analüüsil, kuna viimased ei ole kirjeldatud just täpselt kudupallide leiukohtade juurest. Sellest ilmnevalt võib ka olla, et kulleste elupaigaomaduste analüüsis oli rohkem statistiliselt olulisi elupaigaomadusi kui kudupallide omas. Siiski võib eeldada, et kuna andmeridu oli palju, peaksid olemasolevad tugevad seosed mudelis ilmnema, samas võivad nõrgemad seosed märkamata jääda.

4.3 Kudupallide arvukus 2018-2021

Selle töö andmed osutavad, et kudupallide arvukus ei suurene esimesel aastal pärast raiet, kui ei kaasne veetaseme tõstmist. Samuti on näha, et aastal, mil tehti enim raieid on raiega aladel keskmine kudupallide arv alade kohta madalam kui kontrollaladel. Seevastu on raiega taastamisaladelt leitud kudupallide keskmine arvukus seireala kohta pärast kõigi taastamistööde lõppu kõrgem kui ilma raieta taastamisaladel või kontrollaladel (joonis 11). Nii ei saa selle töö

põhjal väita, et ainult raie tõstaks kudupallide arvukust, kuid kui veetaseme tõstmisele lisanduvad raied, siis suurendab see kudupallide arvukust rohkem kui ainult veetaseme tõstmine. Teistsuguse tulemuseni on jõutud Soomaa kraavide konnade uuringus, kus tõestati varjulisuse vähenemisest tulenevat positiivset mõju kudupallide esinemisele (Soomets et al, 2017). Soomaal ei tõstetud veetaset ja sai seega täpsemalt määratleda ainult raie mõju. Ilmselt on ka seekord ainult raiel positiivne mõju olemas, kuid alade, kus teostati raie enne veetaseme tõstmist, vähesuse tõttu ei saa seda selgelt hinnata.

Põhjus, miks kontrollaladel on kudupallide arvukus langenud, võib olla selles, et pruunid konnad on läinud kudema lähedalasuvatele taastatud aladele (Suislepp et al., 2011). Samas võib olla, et tol aastal oligi konnade arvukus väiksem või toimusid vaatlused liiga vara ja kõiki kudupalle polnud jõutud veel kueda.

Lähtuvalt pärast taastamistöid tehtud kudupallide arvukuse võrdlusest vaatlusalade kaupa taastamiseelsete vaatlustega saab öelda, et aastatel koheselt pärast taastamist on kudupallide arvukuse tõus olemas ja jätkub tõusvas joones vähemalt esimesel kolmel aastal. Sellest lähtuvalt võib eeldada, et järgnevatel aastatel kasvab kudupallide arvukus ka nendel aladel, kus taastamistööd lõppesid alles aastal 2021.

Kokkuvõte

Umbes 35% maailma märgaladest on kadunud aastatel 1970 – 2015 ja märgalade kadumise protsess on alates aastast 2000 ainult kiirenenud. Allesolevatest märgaladest on suur osa degradeerunud ja suuresti on see toimunud otsese inimtegevuse tagajärjel. Märgalasid on taastatud ja nende taastamise mõju uuritud palju, kuid suurepindalalisi märgalade taastamisi on tehtud vähe.

Ka kahepaiksete arvukus on kiiresti kahanemas ja kolmandik tänapäeval olemasolevatest kahepaiksetest on väljasuremisohus. Kahepaiksete jaoks on oluline sigimispaiakade sidusus ja hüdroperioodi piisav pikkus. See magistritöö uurib suuremahuliste soode taastamise mõju pruunide konnade (rabakonna *Rana arvalis* ja rohukonna *R. temporaria*) sigimisele ehk kudupallide ja kulleste esinemisele.

Soode taastamise mõju uurimine viidi läbi kuuel soomassiivil aastatel 2016 – 2021. Taastamise käigus toimus raie ja suleti kraave veetaseme tõstmise eesmärgil. Eraldi toimusid kudupallide ja kulleste loendused. Enne ja pärast taastamist leitud kudupallide ja kulleste loenduste võrdlusest selgus, et taastamisel on olnud positiivne mõju nii kudupallide kui ka kulleste esinemisele ning taastamisaladel, kus toimus lisaks veetaseme tõstmisele ka raie, leidis pruunide konnade kudupalle rohkem kui aladel, kus raiet ei tehtud.

Elupaigaomadustest oli pruunide konnade kudupallide ja kulleste esinemisele oluline kevadvarju vähesus veekogul ning kulleste jaoks omas tähtsust ka veekogu sügavus ja vee pH. Päikesele avatumate veekogude eelistamist kahepaiksete poolt on leitud ka varem. Ilmselt on põhjus veekogu kiiremas soojenemises kevadel: seeläbi tekitavad paremad sigimistingimused varem kui varjulistes veekogudes.

Taastamised leidsid aset erinevatel aastatel. Kõige pikem aeg pärast taastamist, mil vaatlusi tehti, oli kolm aastat ja selle jooksul kudupallide arvukus nendes vaatluspiirkondades kasvas. Sellest lähtuvalt võib eeldada, et järgnevatel aastatel kasvab kudupallide arvukus veelgi ka nendel aladel, kus taastamistööd lõppesid hilisematel aastatel.

Summary

About 35% of the world's wetlands have disappeared between the years 1970 and 2015, and the loss of wetlands has only accelerated since 2000. Much of the remaining wetlands have been degraded, largely as a result of direct human activity. Wetlands have been restored and the impact of their restoration has been extensively studied, but there have only been a few large-scale wetland restorations.

The number of amphibians is also declining rapidly and one third of the amphibians that exist today are in danger of extinction. For amphibians, the connectivity of breeding sites and a sufficient length of the hydroperiod are important. This master's thesis examines the effect of the restoration of large-scale bogs on the reproduction of brown frogs (*Rana arvalis* and *R. temporaria*), i.e. the presence of spawn and tadpoles.

The study of the impact of bog restoration was carried out on six bogs in years 2016–2021. During the restoration, felling was carried out and ditches were closed in order to raise the water level. Spawn and tadpole count were held separately. A comparison of the occurrences of spawn and tadpoles before and after restoration showed that restoration has had a positive effect on the occurrence of both spawn and tadpoles; and there were more brown frog spawn in the restoration areas where trees were cut down than in those where only the water level was risen.

Among the habitat preferences, the lack of spring shade on the water body was important for the occurrence of spawn and tadpoles of brown frogs, and the depth of the water body and the pH of the water were also important for the occurrence of tadpoles. Earlier studies have also shown that brown frogs prefer sunnier water bodies. The reason is probably that the water body warms up faster in the spring and thus creates better breeding conditions earlier than in water bodies with shade.

The restorations took place in different years. In this survey the longest time after restoration was three years, during which time the number of spawn in these areas only increased. Based on this, it can be expected that in the following years the number of spawn will increase even more in those areas where the restoration works were completed in later years.

Tänuavaldused

Täna väga oma juhendajaid Liina Remmi ja Riinu Rannapit kannatliku ja põhjaliku juhendamise eest, oluliste kriitiliste märkuste ja edasiviiva kiituse eest. Aitäh Maarja Kõrkjasele kaasamõtlemissel. Samuti tänan kõiki välitöökaaslasid, kes minu karuhirnu vähendasid, ja töörühmaliikmeid, kes mind alati sõbraliku näoga vastu võtsid ja konstruktiivset kriitikat andsid.

Suur tänu LIFE Mires Estonia projektile “Soode kaitse ja taastamine”, mille käigus loodud uurimissüsteemi baasil magistritöö sai tehtud, ja Sihtasutus Eesti Teadusagentuurile, kes „Personaalse uurimistoetuse rühmagrant“ projekt PRG1121-ga pakkus täiendavat motivatsiooni.

Soovin tänada veel oma peret ja sugulasi, kes võimaldasid mulle piisavalt aega kirjutamiseks ja varustasid mind magamispaikade ja toiduga.

- Adrados, L. C., Rannap, R., & Briggs, L. (2010). *Eesti kahepaiksete välimääraja*.
- Almhagen, J. (2007). *Anuran colonization of newly constructed ponds: The importance of time and distance to source populations. Master thesis in Applied Ecology: 30 ECTS*. 24.
- Andrén, C., Mårdén, M., Nilson, G. (1989). Tolerance to Low pH in a Population of Moor Frogs, *Rana arvalis*, from an Acid and a Neutral Environment: A Possible Case of Rapid Evolutionary Response to Acidification. *Oikos*, 56(2), 215. <https://doi.org/10.2307/3565339>
- Bartelt, P. E., & Klaver, R. W. (2017). Response of Anurans to Wetland Restoration on a Midwestern Agricultural Landscape. *https://Doi.Org/10.1670/16-113*, 51(4), 504–514. <https://doi.org/10.1670/16-113>
- Bates, D. M. (2010). *lme4: Mixed-effects modeling with R*. Springer.
- Beas, B. J., & Smith, L. M. (2014). *Amphibian Community Responses to Playa Restoration in the Rainwater Basin*. 1247–1253. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0584-4>
- Benson, C. E., Carberry, B., & Langen, T. A. (2018). Public–private partnership wetland restoration programs benefit Species of Greatest Conservation Need and other wetland-associated wildlife. *Wetlands Ecology and Management*, 26(2), 195–211. <https://doi.org/10.1007/S11273-017-9565-8/TABLES/2>
- Brown, D. J., Street, G. M., Nairn, R. W., & Forstner, M. R. J. (2012). A place to call home: Amphibian use of created and restored wetlands. *International Journal of Ecology*. <https://doi.org/10.1155/2012/989872>
- Convention on Wetlands. (2021). Global wetland outlook: Special Edition 2021. *Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands*.
- Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
- Deoniziak, K., Hermaniuk, A., & Wereszczuk, A. (2017). Effects of wetland restoration on the amphibian community in the Narew river valley (Northeast Poland). *Salamandra*, 53(1), 50–58. <http://www.salamandra-journal.com>
- Dibner, R. R., Lawton, C., & Marnell, F. (2014). Reproduction of common frogs, *Rana temporaria*, in a managed conifer forest and bog landscape in western Ireland. *Herpetological Conservation and Biology*, 9(1), 38–47.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., Mcclean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>

- Fardell, L., Valdez, J., Klop-Toker, K., Stockwell, M., Clulow, S., Clulow, J., & Mahony, M. (2018). Effects of vegetation density on habitat suitability for the endangered green and golden bell frog, *Litoria aurea*. *Herpetological Conservation and Biology*, 13(1), 47–57.
- Häkkinen, J., Pasanen, S., & Kukkonen, J. V. K. (2001). The effects of solar UV-B radiation on embryonic mortality and development in three boreal anurans (*Rana temporaria*, *Rana arvalis* and *Bufo bufo*). *Chemosphere*, 44(3), 441–446. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00295-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00295-2)
- Hamer, A. J., Schmera, D., Mahony, M. J., Hamer, C. :, Schmera, D., & Mahony, M. J. (2021). Multi-species occupancy modeling provides novel insights into amphibian metacommunity structure and wetland restoration. *Ecological Applications*, 31(4), e2293. <https://doi.org/10.1002/EAP.2293>
- Hocking, D. J., & Babbitt, K. J. (2014). *University of New Hampshire Scholars ' Repository Amphibian Contributions to Ecosystem Services*. 9, 1–17.
- Knutson, M. G., Richardson, W. B., Reineke, D. M., Gray, B. R., Parmelee, J. R., & Weick, S. E. (2004). Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Applications*, 14(3), 669–684. <https://doi.org/10.1890/02-5305>
- Kohv, M. (2021). *LIFE ME projekti veeseire aruanne 2021*.
- Korfel, C. A., Mitsch, W. J., Hetherington, T. E., & Mack, J. J. (2010). *Hydrology , Physiochemistry , and Amphibians in Natural and Created Vernal Pool Wetlands*. 18(6), 843–854. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00510.x>
- Lannoo, M. J., Stiles, R. M., La Rue, C. H., Hawkins, M. J., & Mitchell, W. A. (2016). Amphibian Response To a Large-Scale Habitat Restoration in the Prairie Pothole Region. *Journal of North American Herpetology*, July, 70–79. <https://doi.org/10.17161/jnah.vi1.11926>
- Loman, J. (2002). Temperature, genetic and hydroperiod effects on metamorphosis of brown frogs *Rana arvalis* and *R. temporaria* in the field. *Journal of Zoology*, 258(1), 115–129. <https://doi.org/10.1017/S0952836902001255>
- McClure, K. V., Mora, J. W., & Smith, G. R. (2009). Effects of light and group size on the activity of wood frog tadpoles (*Rana sylvatica*) and their response to a shadow stimulus. *Acta Herpetologica*, 4(1), 103–107.
- Minayeva, T. Y., & Sirin, A. A. (2012). *Peatland Biodiversity and Climate Change*. 2(2), 164–175. <https://doi.org/10.1134/S207908641202003X>
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C. J., Jørgensen, S. E., & Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4), 583–597. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>
- Noguchi, K., Gel, Y. R., Brunner, E., & Konietzschke, F. (2012). nparLD: An R Software Package for the Nonparametric Analysis of Longitudinal Data in. *Journal of Statistical Software*, 50(12), 1–23. <https://doi.org/https://doi.org/10.18637/jss.v050.i12>
- Paal, J., & Leibak, E. (2013). *Eesti soode seisund ja kaitstus*.

https://issuu.com/elfond/docs/eesti_soode_seisund_ja_kaitstus

- Queiroz, C. de S., da Silva, F. R., & Rossa-Feres, D. de C. (2015). The relationship between pond habitat depth and functional tadpole diversity in an agricultural landscape. *Royal Society Open Science*, 2(7), 0–5. <https://doi.org/10.1098/rsos.150165>
- Rannap, R., Lohmus, A., & Linnamägi, M. (2012). Geographic variation in habitat requirements of two coexisting newt species in Europe. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 58(1), 69–86.
- Rannap, R., Lõhmus, A., & Briggs, L. (2009). Restoring ponds for amphibians: a success story. *Pond Conservation in Europe*, 243–251. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9088-1_20
- Rannap, Riinu, Kaart, T., Iversen, L. L., Vries, W. de, & Briggs, L. (2015). Geographically Varying Habitat Characteristics of a Wide - Ranging amphibian , the Common Spadefoot Toad (*Pelobates Fuscus*), in Northern Europe. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(January), 904–916.
- Remm, L. (2016). *Mudel rabakonna (Rana arvalis) elupaikade prognoosimiseks LIFE Mires Estonia sootaastamisaladel* . <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3283.6645>
- Remm, L., Vaikre, M., Rannap, R., & Kohv, M. (2018). Amphibians in drained forest landscapes: Conservation opportunities for commercial forests and protected sites. *Forest Ecology and Management*, 428, 87–92. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.06.038>
- Salo, P., Ahola, M. P., & Korpimäki, E. (2010). Habitat-mediated impact of alien mink predation on common frog densities in the outer archipelago of the Baltic Sea. *Oecologia*, 163(2), 405–413. <https://doi.org/10.1007/S00442-010-1573-9/FIGURES/3>
- Semlitsch, R. D. (2002). Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. In *Conservation Biology* (Vol. 16, Issue 3, pp. 619–629). <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00512.x>
- Sievers, M., Hale, R., Parris, K. M., & Swearer, S. E. (2018). Impacts of human-induced environmental change in wetlands on aquatic animals. *Biological Reviews*, 93(1), 529–554. <https://doi.org/10.1111/brv.12358>
- Snodgrass, J. W., Komoroski, M. J., Jr, A. L. B., & Burger, J. (2000). *Relationships among Isolated Wetland Size , Hydroperiod , and Amphibian Species Richness : Implications for Wetland Regulations*. 14(2), 414–419.
- Sodhi, N. S., Bickford, D., Diesmos, A. C., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Sekercioglu, C. H., & Bradshaw, C. J. A. (2008). Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. *PLOS ONE*, 3(2), e1636. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0001636>
- Soomets, E., Lõhmus, A., & Rannap, R. (2017). Brushwood removal from ditch banks attracts breeding frogs in drained forests. *Forest Ecology and Management*, 384, 1–5. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2016.10.023>
- Strijbosch, H. (1979). *Habitat Selection of Amphibians during Their Aquatic Phase* Author (s): H . Strijbosch Published by : Wiley on behalf of Nordic Society Oikos Stable URL :

<https://www.jstor.org/stable/3544324> REFERENCES Linked references are available on JSTOR for this article. 33(3), 363–372.

- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., & Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702), 1783–1786. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1103538/SUPPL_FILE/STUART.SOM.PDF
- Suislepp, K., Rannap, R., & Lõhmus, A. (2011). Impacts of artificial drainage on amphibian breeding sites in hemiboreal forests. *Forest Ecology and Management*, 262(6), 1078–1083. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2011.06.001>
- Tammaru, T., Vries, W. de, Rannap, R., Bibelriether, F., Lõhmus, A., & Briggs, L. (2012). Northern natterjack toads (*Bufo calamita*) select breeding habitats that promote rapid development. *Behaviour*, 149(7), 737–754. <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003002>
- Vasconcelos, D., Calhoun, A. J. K., Preservation, W., & Hampshire, N. (2006). *Monitoring created seasonal pools for functional success: A six-year case study of amphibian responses, Sears Island, Maine, USA*. 26(4), 992–1003.
- Vehkaoja, M. (2016). Beaver in the drainage basin: an ecosystem engineer restores wetlands in boreal landscape. *Dissertationes Forestales*, 2016(220). <https://doi.org/10.14214/df.220>
- Wagner, K. I., Gallagher, S. K., Hayes, M., Lawrence, B. A., & Zedler, J. B. (2008). Wetland restoration in the new Millennium: Do research efforts match opportunities? *Restoration Ecology*, 16(3), 367–372. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00433.x>
- Wassens, S., Hall, A., & Spencer, J. (2016). The effect of survey method on the detection probabilities of frogs and tadpoles in large wetland complexes. *Marine and Freshwater Research*, 68(4), 686–696. <https://doi.org/10.1071/MF15183>
- Xu, J., Morris, P. J., Liu, J., & Holden, J. (2018). *Catena PEATMAP : Re fi ning estimates of global peatland distribution based on a*. 160(September 2017), 134–140. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.010>
- Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). *WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability*. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

Lisa 1 Statistiliste analüüside skript

1. Kudupallide esinemise ala tüübi ja aja koosmõju tasemete võrdlus

```
library(lmtest)
```

```
> n1 <- lmer(Sum_pr_kud_ad_esin ~ aeg+ AlaTLK +(AlaTLK*aeg)+(1|soo), data = sum_esin)
```

```
> summary(n1)
```

Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']

Formula: Sum_pr_kud_ad_esin ~ aeg + AlaTLK + (AlaTLK * aeg) + (1 | soo)

Data: sum_esin

REML criterion at convergence: 165.1

Scaled residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.4097	-0.4632	-0.1165	0.4345	1.7282

Random effects:

Groups	Name	Variance	Std.Dev.
soo	(Intercept)	11.46	3.385
Residual		13.18	3.630

Number of obs: 33, groups: soo, 6

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	t value
(Intercept)	6.3333	2.0263	3.126
aegpärast	-2.0000	2.0958	-0.954
AlaTLKL	-2.5801	2.3839	-1.082
AlaTLKT	-3.0000	2.0958	-1.431
aegpärast:AlaTLKL	0.4707	3.2294	0.146
aegpärast:AlaTLKT	9.5000	2.9639	3.205

Correlation of Fixed Effects:

(Intr) agprst AlTLKL AlTLKT a:ATLKL

```

aegpärast -0.517
AlaTLKL -0.455 0.440
AlaTLKT -0.517 0.500 0.440
agprs:ATLKL 0.336 -0.649 -0.727 -0.324
agprs:ATLKT 0.366 -0.707 -0.311 -0.707 0.459

```

```

> n2 <- lmer(Sum_pr_kud_ad_esin ~ aeg+ AlaTLK +(1|soo), data = sum_esin)
> lrtest(n1,n2)

```

Likelihood ratio test

Model 1: Sum_pr_kud_ad_esin ~ aeg + AlaTLK + (AlaTLK * aeg) + (1 | soo)

Model 2: Sum_pr_kud_ad_esin ~ aeg + AlaTLK + (1 | soo)

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

```
1 8 -82.531
```

```
2 6 -91.831 -2 18.599 9.146e-05 ***
```

```
---
```

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

2. Kulleste esinemise ala tüübi ja aja koosmõju tasemete võrdlus

```
library(lmtest)
```

```
> n1 <- lmer(Sum_pr_kull_esin ~ aeg+ AlaTLK +(AlaTLK*aeg)+(1|soo), data = sum_esin)
```

```
> summary(n1)
```

Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']

Formula: Sum_pr_kull_esin ~ aeg + AlaTLK + (AlaTLK * aeg) + (1 | soo)

Data: sum_esin

REML criterion at convergence: 154.2

Scaled residuals:

```

      Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.72093 -0.52357 -0.04671  0.39838  2.33845

```

Random effects:

```

Groups   Name      Variance Std.Dev.
soo      (Intercept) 11.847   3.442

```

Residual 8.122 2.850

Number of obs: 33, groups: soo, 6

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	t value
(Intercept)	6.8333	1.8243	3.746
aegpärast	-2.1667	1.6454	-1.317
AlaTLKL	-3.9548	1.8744	-2.110
AlaTLKT	-3.6667	1.6454	-2.228
aegpärast:AlaTLKL	-0.3095	2.5365	-0.122
aegpärast:AlaTLKT	5.3333	2.3270	2.292

Correlation of Fixed Effects:

	(Intr)	agprst	AlTLKL	AlTLKT	a:ATLKL
aegpärast	-0.451				
AlaTLKL	-0.396	0.439			
AlaTLKT	-0.451	0.500	0.439		
agprs:ATLKL	0.293	-0.649	-0.727	-0.324	
agprs:ATLKT	0.319	-0.707	-0.310	-0.707	0.459

Warning messages:

1: In abbreviate(rn, minlength = 11) :

abbreviate used with non-ASCII chars

2: In abbreviate(rn, minlength = 6) : abbreviate used with non-ASCII chars

3: In abbreviate(rn, minlength = 6) : abbreviate used with non-ASCII chars

> confint(n1)

Computing profile confidence intervals ...

	2.5 %	97.5 %
.sig01	1.713617	6.6059705
.sigma	2.013588	3.4499493
(Intercept)	3.267601	10.3990677
aegpärast	-5.185456	0.8521225
AlaTLKL	-7.397202	-0.5211099
AlaTLKT	-6.685456	-0.6478775
aegpärast:AlaTLKL	-4.948720	4.3647468

```
aegpärast:AlaTLKT 1.064121 9.6025459
```

```
> n2 <- lmer(Sum_pr_kull_esin ~ aeg + AlaTLK + (1|soo), data = sum_esin)
> lrtest(n1,n2)
```

Likelihood ratio test

Model 1: Sum_pr_kull_esin ~ aeg + AlaTLK + (AlaTLK * aeg) + (1 | soo)

Model 2: Sum_pr_kull_esin ~ aeg + AlaTLK + (1 | soo)

	#Df	LogLik	Df	Chisq	Pr(>Chisq)
1	8	-77.105			
2	6	-83.854	-2	13.499	0.001171 **

3. Taastamise mõju kudupallide esinemisele

```
> lsmeans (n1, pairwise ~ aeg | AlaTLK, adjust = "Tukey")
```

Cannot use mode = "kenward-roger" because *pbkrtest* package is not installed

\$lsmeans

AlaTLK = K:

aeg	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
enne	6.33	2.03	13.7	1.978	10.69
pärast	4.33	2.03	13.7	-0.022	8.69

AlaTLK = L:

aeg	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
enne	3.75	2.32	18.8	-1.112	8.62
pärast	2.22	2.15	15.9	-2.339	6.79

AlaTLK = T:

aeg	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
enne	3.33	2.03	13.7	-1.022	7.69
pärast	10.83	2.03	13.7	6.478	15.19

Degrees-of-freedom method: satterthwaite

Confidence level used: 0.95

\$contrasts

AlaTLK = K:

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
enne - pärast	2.00	2.10	22.0	0.954	0.3503

AlaTLK = L:

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
enne - pärast	1.53	2.46	22.1	0.622	0.5400

AlaTLK = T:

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
enne - pärast	-7.50	2.10	22.0	-3.579	0.0017

Degrees-of-freedom method: satterthwaite

4. Taastamise mõju kulleste esinemisele

> lsmeans (n1, pairwise ~ aeg | AlaTLK, adjust = "Tukey")

Cannot use mode = "kenward-roger" because *pbkrtest* package is not installed

\$lsmeans

AlaTLK = K:

aeg	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
enne	6.833	1.82	10.5	2.794	10.87
pärast	4.667	1.82	10.5	0.627	8.71

AlaTLK = L:

aeg	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
enne	2.879	2.03	14.5	-1.468	7.23
pärast	0.402	1.91	12.2	-3.758	4.56

AlaTLK = T:

aeg	lsmean	SE	df	lower.CL	upper.CL
enne	3.167	1.82	10.5	-0.873	7.21
pärast	6.333	1.82	10.5	2.294	10.37

Degrees-of-freedom method: satterthwaite

Confidence level used: 0.95

\$contrasts

AlaTLK = K:

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
enne - pärast	2.17	1.65	22.0	1.317	0.2015

AlaTLK = L:

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
enne - pärast	2.48	1.93	22.1	1.283	0.2129

AlaTLK = T:

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
enne - pärast	-3.17	1.65	22.0	-1.925	0.0673

Degrees-of-freedom method: satterthwaite

5. Taastamise mõju kudupallide arvukusele, raiega taastamisalad

```
> library("nparLD")
```

```
> f1.lf1(y=pkKudu, time=Enne0Pärast1, group=Alatyp_raie, subject=SooTyyp, 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: 20

Total number of subjects: 10

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: 0 1

Group level: K T_r

If the order is not correct, specify the correct order in time.order or group.order.

\$RTE

	RankMeans	Nobs	RTE
GroupK	12.30	10	0.5900
GroupT_r	8.70	10	0.4100
Time0	8.25	10	0.3875
Time1	12.75	10	0.6125
GroupK:Time0	12.70	5	0.6100
GroupK:Time1	11.90	5	0.5700
GroupT_r:Time0	3.80	5	0.1650
GroupT_r:Time1	13.60	5	0.6550

\$case2x2

	Statistic	p-value(N)	df	p-value(T)
Group	1.403426	0.1604898097	7.801346	0.19901799
Time	-3.090613	0.0019974399	4.982084	0.02726994
Group:Time	3.640055	0.0002725799	4.982084	0.01499642

\$Wald.test

	Statistic	df	p-value
Group	1.969605	1	0.1604898097
Time	9.551887	1	0.0019974399
Group:Time	13.250000	1	0.0002725799

\$ANOVA.test

	Statistic	df	p-value
Group	1.969605	1	0.1604898097
Time	9.551887	1	0.0019974399
Group:Time	13.250000	1	0.0002725799

\$ANOVA.test.mod.Box

	Statistic	df1	df2	p-value
Group	1.969605	1	7.801346	0.199018

\$Wald.test.time

	Statistic	df	p-value
K	0.6808511	1	0.4092938174
T_r	12.7374005	1	0.0003584155

\$ANOVA.test.time

	Statistic	df	p-value
K	0.6808511	1	0.4092938174
T_r	12.7374005	1	0.0003584155

\$pattern.time

NULL

\$pair.comparison

	Pairs	Test Statistic	df	p-value
1	GroupK:GroupT_r	Group	1.969605	1 0.1604898097
2	GroupK:GroupT_r	Time	9.551887	1 0.0019974399
3	GroupK:GroupT_r	Group:Time	13.250000	1 0.0002725799

\$pattern.pair.comparison

NULL

\$covariance

NULL

\$model.name

[1] "F1 LD F1 Model"

6. Taastamise mõju kudupallide arvukusele, raieta taastamisalad

```
> f1.ld.f1(y=zpkKudu, time=zEnne0Pärast1, group=zAlatyyp_raie, subject=zSooTyyp, 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: 20

Total number of subjects: 10

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: 0 1

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	9.0	10	0.425
GroupK	12.0	10	0.575
Time0	8.8	10	0.415
Time1	12.2	10	0.585
GroupT:Time0	4.8	5	0.215
GroupT:Time1	13.2	5	0.635
GroupK:Time0	12.8	5	0.615
GroupK:Time1	11.2	5	0.535

\$case2x2

	Statistic	p-value(N)	df	p-value(T)
Group	-1.022992	0.306311860	7.487488	0.33822250

Time -2.227414 0.025919614 7.502496 0.05869094
 Group:Time -3.275609 0.001054345 7.502496 0.01230993

\$Wald.test

	Statistic	df	p-value
Group	1.046512	1	0.306311860
Time	4.961373	1	0.025919614
Group:Time	10.729614	1	0.001054345

\$ANOVA.test

	Statistic	df	p-value
Group	1.046512	1	0.306311860
Time	4.961373	1	0.025919614
Group:Time	10.729614	1	0.001054345

\$ANOVA.test.mod.Box

	Statistic	df1	df2	p-value
Group	1.046512	1	7.487488	0.3382225

\$Wald.test.time

	Statistic	df	p-value
T	12.0409556	1	0.0005204428
K	0.7398844	1	0.3896979137

\$ANOVA.test.time

	Statistic	df	p-value
T	12.0409556	1	0.0005204428
K	0.7398844	1	0.3896979137

\$pattern.time

NULL

\$pair.comparison

Pairs	Test Statistic	df	p-value
-------	----------------	----	---------

```

1 GroupT:GroupK    Group  1.046512  1 0.306311860
2 GroupT:GroupK    Time  4.961373  1 0.025919614
3 GroupT:GroupK Group:Time 10.729614  1 0.001054345

```

```
$pattern.pair.comparison
```

```
NULL
```

```
$covariance
```

```
NULL
```

```
$model.name
```

```
[1] "F1 LD F1 Model"
```

7. Keskkonnategurite mõju kulleste esinemisele

```
##näide kevadvarju põhjal
```

```
> library(lme4)
```

```
> m2 <- glmer(pr_kull_esin ~ Kevadvari + (1|tr_kood)+(1|soo), family = binomial, data = KKpr[which(KKpr$AlaID > 0), ])
```

```
> summary(m2)
```

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

```
Family: binomial ( logit )
```

```
Formula: pr_kull_esin ~ Kevadvari + (1 | tr_kood) + (1 | soo)
```

```
Data: KKpr[which(KKpr$AlaID > 0), ]
```

```
      AIC      BIC  logLik deviance df.resid
```

```
582.4  599.3  -287.2  574.4    497
```

```
Scaled residuals:
```

```
      Min       1Q   Median       3Q      Max
```

```
-1.0007 -0.6371 -0.4162  0.9228  2.8280
```

Random effects:

Groups	Name	Variance	Std.Dev.
--------	------	----------	----------

tr_kood	(Intercept)	0.53648	0.7324
---------	-------------	---------	--------

soo	(Intercept)	0.07629	0.2762
-----	-------------	---------	--------

Number of obs: 501, groups: tr_kood, 246; soo, 6

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
--	----------	------------	---------	----------

(Intercept)	-0.439123	0.196766	-2.232	0.0256 *
-------------	-----------	----------	--------	----------

Kevadvari	-0.019933	0.003972	-5.018	5.21e-07 ***
-----------	-----------	----------	--------	--------------

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

Correlation of Fixed Effects:

	(Intr)
--	--------

Kevadvari	-0.394
-----------	--------

`library(ggpubr)`

`res <- cor.test(KKpr$Suvevari, KKpr$Kevadvari, method = "pearson")`

`res`

Pearson's product-moment correlation

data: KKpr\$Suvevari and KKpr\$Kevadvari

t = 72.248, df = 500, p-value < 2.2e-16

alternative hypothesis: true correlation is not equal to 0

95 percent confidence interval:

0.9469442 0.9623525

sample estimates:

cor

0.9552925

```
> m2 <- glmer(pr_kull_esin ~ taimkate + pH+Kevadvari+Syg_cm+(1|tr_kood)+(1|soo), family = binomial, data =  
KKpr[which(KKpr$AlaID > 0), ]
```

```
> summary(m2)
```

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

Family: binomial (logit)

Formula: pr_kull_esin ~ taimkate + pH + Kevadvari + Syg_cm + (1 | tr_kood) + (1 | soo)

Data: KKpr[which(KKpr\$AlaID > 0),]

AIC	BIC	logLik	deviance	df.resid
514.9	544.0	-250.4	500.9	463

Scaled residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.4777	-0.6211	-0.3994	0.8353	3.3761

Random effects:

Groups	Name	Variance	Std.Dev.
--------	------	----------	----------

tr_kood	(Intercept)	0.06209	0.2492
---------	-------------	---------	--------

soo	(Intercept)	0.06712	0.2591
-----	-------------	---------	--------

Number of obs: 470, groups: tr_kood, 245; soo, 6

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-3.655772	0.656845	-5.566	2.61e-08 ***
taimkate	0.001723	0.003538	0.487	0.6263
pH	0.554901	0.106740	5.199	2.01e-07 ***
Kevadvari	-0.022008	0.004219	-5.217	1.82e-07 ***
Syg_cm	0.010418	0.004211	2.474	0.0134 *

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

Correlation of Fixed Effects:

```

(Intr) taimkt pH   Kevdvr
taimkate -0.196
pH       -0.900 -0.065
Kevadvari 0.032 0.315 -0.239
Syg_cm   -0.359 0.140 0.164 -0.008

```

8. Keskkonnategurite mõju kudupallide esinemisele

```
> m2 <- glmer(count_esin ~ Kevadvari+Syg_cm+(1|tr_kood)+(1|soo), family = binomial, data =
KKpr[which(KKpr$AlaID > 0), ]
```

```
> summary(m2)
```

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

Family: binomial (logit)

Formula: count_esin ~ Kevadvari + Syg_cm + (1 | tr_kood) + (1 | soo)

Data: KKpr[which(KKpr\$AlaID > 0),]

AIC BIC logLik deviance df.resid

644.1 665.2 -317.0 634.1 495

Scaled residuals:

Min 1Q Median 3Q Max

-1.2691 -0.7271 -0.4339 0.8289 2.1800

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

tr_kood (Intercept) 0.76911 0.8770

soo (Intercept) 0.01387 0.1178

Number of obs: 500, groups: tr_kood, 246; soo, 6

Fixed effects:

Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)

(Intercept) 0.033666 0.203894 0.165 0.869

Kevadvari -0.020403 0.003919 -5.206 1.93e-07 ***

Syg_cm 0.005704 0.004294 1.328 0.184

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

Correlation of Fixed Effects:

(Intr) Kevdvr

Kevadvari -0.453

Syg_cm -0.587 -0.026

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Birgit Purga,

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

Birgit Purga
25.05.2022