

Tartu ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Botaanika osakond

Liis Vikerpuur
Ökoloogiliste interaktsioonide taastumine elupaikade taastamisel
Bakalaureusetöö
Ökoloogia ning elustiku kaitse
12 EAP

Juhendaja: vanemteadur Aveliina Helm

Tartu 2019

INFOLEHT

Ökoloogiliste interaktsioonide taastumine elupaikade taastamisel

Bakalaureusetöö eesmärgiks on avada ökoloogiliste interaktsioonide rolli ja tähtsust ökosüsteemis, anda ülevaade, kuidas on omavahel seotud elupaikade ja interaktsioonide taastamine ja mil määral on taastamistöodes pööratud tähelepanu interaktsioonidele ning uurida lähemalt, kas nende taastumisel on täheldatud ka viibeaga ehk kolonisatsiooni krediiti.

Märksõnad: elupaikade taastamine, ökosüsteemi funktsioonid, ökoloogiline taastamine, ökoloogilised interaktsioonid, kolonisatsiooni krediit

CERCS teadusalad: B270 Taimeökoloogia

The restoration of ecological interactions in habitat restoration

The aim on this bachelor thesis is to give an insight into the role and importance that ecological interactions have in an ecosystem; to give an overview of the interconnectedness of habitat and interaction restoration and of the extent of attention that has been given to interactions in the course on restoration projects and to examine more closely whether any delay, namely colonization credit has been observed in interaction restoration.

Keywords: habitat restoration, ecosystem functions, ecological restoration, ecological interactions, colonization credit.

CERCS research fields: B270 Plant ecology

SISUKORD

Sissejuhatus.....	4
1. Elupaikade taastamine, taastamistegevused ja eesmärgid	5
1.1. Elupaikade ökoloogiline taastamine	5
1.2. Põhilised taastamistegevused.....	6
1.3. Taastamistöõde eesmärgid	7
2. Ökosüsteem ja ökoloogilised interaktsioonid	10
2.1. Interaktsioonide roll ökosüsteemis.....	10
2.2. Ökosüsteemi funktsioonid.....	11
2.3. Ökosüsteem ja troofiliste tasemete elurikkus.....	11
3. Ökoloogiline taastamine	14
3.1. Ökoloogiaalaste teadmistega arvestamine	14
3.2. Ökosüsteemi funktsioonid ja interaktsioonid taastamistöõdes.....	15
4. Ökoloogiliste interaktsioonide taastumine ja kolonisatsiooni krediit	19
4.1. Ökoloogiliste interaktsioonide taastumine.....	19
4.2. Kolonisatsiooni krediit ehk sisseerändeviive.....	20
Kokkuvõte.....	23
Summary	24
Tänuavaldused	26
Kasutatud allikad	27
Internetiallikad	36

Sissejuhatus

Inimtegevusel on vältimatu mõju ümbritsevale keskkonnale ja elupaikadele. Ökosüsteemide eksploateerimine ja inimestele sobilikeks aladeks muutmine on viinud ökosüsteemide seisukorra ulatusliku halvenemiseni ja bioloogilise mitmekesisuse vähenemiseni (Bullock *et al.* 2011). Sellega kaasneb ka elupaikade degradeerumine, mis omakorda põhjustab sealsete koosluste vaesumise ja liikide kadumise. Paratamatult kaovad koos liikidega ka liikidevahelised interaktsioonid, mis seotult füüsilise ja keemilise keskkonnaga on ökosüsteemi aluseks (Primarck, Kuresoo & Sammuli 2008). Liikidevahelistel interaktsioonidel põhinevad koosluses toimuvad protsessid ja selle ökoloogilised funktsioonid (Valiente-Banuet *et al.* 2014) ning viimastest tulenevad ökosüsteemi teenused (Bullock *et al.* 2011). Inimkond on ökosüsteemi teenustest nagu tolmeldamine, mullateke, toitainete ringe ja hapniku tootmine fundamentaalselt sõltuv (MEA 2005) ja seega on nende teenuste säilitamine inimeste elukvaliteedi jaoks hädavajalik.

Kõige positiivsem mõju ökosüsteemi funktsioonidele ja teenustele on eri troofiliste tasemete mitmekesisusel (Soliveres *et al.* 2016) ja nendegi stabiilsus baseerub troofiliselt seotud liikide interaktsioonidel. Interaktsioonide lagunemine võib põhjusliku ahelana seega kiirendada liikide kadumist kooslusest, ökosüsteemi funktsioonide häirumist ja lõpuks isegi ökosüsteemi teenuste hävimiseni (Diaz *et al.* 2013). Sellest lähtuvalt on hakatud taastamistöodes üha rohkem pöörama tähelepanu ökoloogilistele interaktsioonidele, nende säilitamisele ja taastekitamisele.

Käesoleva töö üheks eesmärgiks on vaadelda lähemalt tegureid, mis tingivad ökoloogiliste interaktsioonide olulisuse, keskendudes seejuures elupaikade taastamisele, ökosüsteemi funktsioonidele ning interaktsioonidele omistatud rollile ökosüsteemi toimimise kujundajana. Teiseks eesmärgiks on anda kirjanduse põhjal ülevaade sellest, kuidas on taastamistöodel võetud arvesse ökoloogiaalaseid teadmisi ja nendest lähtudes arvestatud interaktsioonide tähtsusega, ning uurida, kuidas ökoloogilised interaktsioonid taastuvad ning kas selle käigus esineb ajalist viivitust ehk kolonisatsiooni krediiti.

1. Elupaikade taastamine, taastamistegevused ja eesmärgid

1.1. Elupaikade ökoloogiline taastamine

Elupaik on organismile, populatsioonile või koosluse elamiseks sobilik ala koos sobilike tingimustega, kus nimetatud elavad või võiksid potentsiaalselt elada (SER 2004, van Andel & Aronson 2012). Elupaikade kvaliteedi langus, fragmenteerumine või kadumine põhjustab seal elavate liikide populatsioonide vähenemist, mis võib viia liikide väljasuremiseni (Morrison 2002; Biere, van Andel & van de Koppel 2012). Elupaikade kadumist ja killustumist käsitlevate empiiriliste teadustööde metaanalüüs (Fahrig 2003) on näidanud, et elupaikade kadumisel on bioloogilisele mitmekesisusele tugev negatiivne mõju, samas killustumise mõju on nõrgem ning võib olla nii positiivne kui negatiivne. Inimtegevuse roll elupaikade hävimisel on viinud vajaduseni neid taastada (Morrison 2002).

2010. aastal bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni osapoolte kohtumisel võeti vastu globaalne bioloogilise mitmekesisuse strateegiline kava ja selle raames 20 eesmärki (nimetatakse Aichi bioloogilise mitmekesisuse eesmärkideks), mis on sõnastatud kui 2020. aastaks saavutada soovitud tulemused ning mille mõte on mitmekesisuse kadumise ja ökosüsteemide halvenemise peatamine (CBD 2010). Üks eesmärkidest on ökosüsteemide vastupidavuse tugevdamine looduskaitse ja taastamise abil, sh nii, et vähemalt 15% rikutud ökosüsteemidest on ökoloogiliselt taastatud (CBD 2010).

Ökoloogiline taastamine on inimtegevuse tõttu kahjustunud, halvenenud seisukorraga või hävinud ökosüsteemi taastumise käima panemine või sellele kaasa aitamine (SER 2014). Samas kasutatakse seda mõistet tihti üsna umbmäärases tähenduses kui koha häiringu-eelse seisundi taastamist üldises mõttes (van Andel, Grootjans & Aronson 2012). Täpsemalt defineerivad Primarck, Kuresoo & Sammuli (2008) ökoloogilist taastamist kui “ökosüsteemi terviklikkuse, koosluse struktuuri ja funktsionaalsuse, ökoloogiliste protsesside, populatsiooni arvukuse, liigi elupaiga või mõne muu rikutud või hävinud ökosüsteemi komponendi loodusliku või jätkusuutliku seisundi taastamine”. Ka elupaikade taastamise mõiste on pigem üldine ja seda võib võtta kui püüet suunata kehvast seisundist elupaika parema seisundi poole (Miller & Hobbs 2007). Tegevuse täpsem sisu on jäetud määratlemata (Miller & Hobbs 2007), kuid mis tahes ökoloogilise taastamise projekti tuumaks on ökosüsteemi struktuur ja funktsioneerimine (Van Andel & Aronson 2012).

Ökoloogilise taastamise võimalike positiivsete mõjudena võib nimetada õhu kvaliteedi tõusmist, kõrbestumise tagasipööramist, linnakeskkonna parendamist, potentsiaalselt ka inimeste elatusallikate ning kohaliku kogukonna ja looduse suhte paremaks muutumist (Perring *et al.* 2015), samuti pinnase degradeerumise tagasipööramist, bioloogilise mitmekesisuse vastupidavuse suurendamist ja oluliste ökosüsteemi teenuste võimaldamist (Wortley *et al.* 2013). Oluliste ökosüsteemi teenustena, mis taastuvad koos liikide ja interaktsioonidega, võib nimetada näiteks seemnete levitamist, tolmeldamist ja kahjurite ohjamist (Montoya *et al.* 2012). Struktuurselt ja funktsionaalselt mitmekesised kooslused suudavad suurema tõenäosusega kohaneda kliimamuutuste, võõrliikide ja muutustega maakasutuses ning aja jooksul kulub nende säilitamiseks üha vähem ressursse (Suding *et al.* 2015).

Suding *et al.* (2015) soovivad taastamistööl järgida nelja põhimõtet:

1. Ökoloogilise integreerituse suurendamine ehk bioloogiliste kogumite keerukuse eelisjärjekorda seadmine.
2. Taastamise jätkusuutlikkus pikemas perspektiivis ehk inimtegevusest võimalikult sõltumatu ja vastupidava süsteemi loomine.
3. Arvestamine ökosüsteemi ajaloo ja võimalike tulevaste seisunditega.
4. Ühiskonna kaasamine taastamisse ja viimasest tulenev kasu inimestele.

Suding *et al.* (2015) leidsid, et võrreldes keskendumisega ohustatud liikidele, linnaruumi haljastamisele, ökosüsteemi teenustele või inimtegevuse negatiivsete mõjude leevendamisele vastab elupaikade taastamine kõigile neljale põhimõttele kõige paremini.

1.2. Põhilised taastamistegevused

Taastamistegevuste konkreetsem iseloom sõltub taastatava elupaiga ja koosluse esialgsetest ning taastamisele eelnevatest omadustest. Ühele liigile suunatud taastamistegevuste korral tuleb aluseks võtta liigi elupaik ning tolle taastamisel keskenduda liigi püsimiseks vajalikele tingimustele (Miller & Hobbs 2007). Taastamistegevusi võib jagada aktiivseteks, mis seisnevad otseses sekkumises elupaiga tingimustesse ja selles toimuvatesse protsessidesse eesmärgiga neid suunata ja mõjutada, ning passiivseteks, mis seisnevad looduslikku taastumisprotsessi takistavate tegevuste ja tegurite elimineerimises (DellaSala *et al.* 2003). Eranditult lihtsaimaks tegevuseks saab nimetada elupaika kahjustava tegevuse lõpetamist (Rey Benayas *et al.* 2009).

Rey Benayas *et al.* (2009) läbi viidud taastamistööde tulemuste meta-analüüsist selgus, et levinumateks taastamistöödeks on:

- topograafia ümberkujundamine,
- puude, kõrreliste ja katteseemnetaimede istutamine,
- degradeeriva tegevuse lõpetamine (passiivne taastamine).

Vähem levinud taastamistegevused on:

- kahjulike liikide eemaldamine,
- mullaparandustööd (saasteainete eemaldamine või viljakuse taastamine),
- toitainete eemaldamine,
- herbi- või karnivooridega taasasustamine,
- põlengurežiimide taastamine (Rey Benayas *et al.* 2009).

Konkreetsemalt kasutatakse näiteks vahemereliste metsade ja põõsastike taastamisel tulekahjude järgselt pinnakattetaimede külvamist ja multšimist, seemneid levitavate lindude elutingimuste parandamist, invasiivsete liikide eemaldamist, tulekahjude häiringurežiimi taastamist (Ramón Vallejo *et al.* 2012). Rohumaade ökosüsteemide taastamisel kasutatakse puude ja võsastiku eemaldamist ning karjatamist (Öckinger *et al.* 2006; Pöyry *et al.* 2004), pindmise mullakihi eemaldamist ja leviste transporti doonoralt (Hölzel & Otte 2003). Metsakoosluste elupaikade taastamisel on rakendatud näiteks seemneid levitavate loomade reintrodutseerimist (Fernandez *et al.* 2017). Jõgede ökosüsteemide puhul on toitainetega manipuleerimine, näiteks kalakorjuste kujul toitainete lisamine mõjunud positiivselt noorkalade seisundile (Bilby *et al.* 1998).

1.3. Taastamistööde eesmärgid

Kõigi taastamistööde põhieesmärk on looduslike protsesside taastamise kaudu parandada ökoloogilist terviklikkust (DellaSala *et al.* 2003), nii et pikemaajalises plaanis ei nõuaks taastatud elupaik rohkem hooldust kui rikkumatu elupaik (Montoya *et al.* 2012). Taastamisprojektide täpsem eesmärk võib varieeruda võrdlemisi kahjustamata ökosüsteemis elava ühe konkreetse liigi populatsiooni suurendamisest kuni ökosüsteemi enda nullist ülesehitamiseni (Montalvo *et al.* 1997). Siinjuures võib välja tuua, et suurem eesmärk midagi taastada võib kätkeda omavahel vastuolus olevaid eesmärke, näiteks siht taastada küpse metsa

taimekooslus võib tuua võimaliku konflikti samas metsas elavate hävimisohus primaatide säilitamisega (Holl & Aide 2011). Euroopas võib niidukoosluste taastamine olla mingil määral vastuolus metsade kaitseks seatud eesmärkidega.

Rohkem kui 200 ökoloogilisele taastamisele keskendunud projekti analüüsinud Hallett *et al.* (2013) on välja toonud, et taastamistööde eesmärgid on:

- enamikul juhtudest seotud taastatava ökosüsteemi olemusega, mis hõlmab referentstingimustele sarnanemist ja iseloomulike liikide olemasolu;
- suurel osal juhtudest seotud ökosüsteemi funktsioonidega, hõlmates funktsionaalsete rühmade olemasolu, keskkonna võimet üleval pidada taastuvat asurkonda, ökoloogilisele arengutasemele vastavat tavapärasest funktsioneerimist ja integreeritus ümbritsevasse keskkonda;
- rohkem kui pooltel juhtudest seotud sotsiaalsete väärtustega, mille alla käivad hariduslik aspekt, majanduslikud hüved ja kogukonna kaasatus;
- vähem kui veerandil juhtudest seotud ökosüsteemi stabiilsusega ehk terviklikkust ohustavate tegurite eemaldamisega, häiringutele vastupidavuse või iseseisva püsimisega.

Taastamistööde konkreetsete eesmärkide näidetena võib tuua metsakoosluse mitmekesisuse säilitamise seemneid levitavate imetajate taasasustamise kaudu (Fernandez *et al.* 2017), rohumaade putukate mitmekesisuse taastamise karjatamise abil (Pöyry *et al.* 2004) ja tolmeldajate-taimede interaktsioonide taastamise võõrliikide eemaldamise läbi (Kaiser-Bunbury *et al.* 2017).

De Groot *et al.* (2013) jõudsid pärast enam kui 200 uuringu analüüsimist järeldusele, et enamik taastamisprojekte on väga heade tasuvusnäitajatega, ehk teisisõnu, taastamisele kulunud ressursid teenitakse tasa taastatud ökosüsteemi poolt pakutavate hüvedega ehk ökosüsteemi teenustega. Ökosüsteemi teenused on hüved, mida ökosüsteem pakub inimestele ja mis tulenevad ökosüsteemis toimivatest protsessidest või funktsioonidest (Bullock *et al.* 2011). Aastatel 2001-2005 koostatud millenniumi ökosüsteemide hindamise aruandes (*Millennium Ecosystem Assessment*, edaspidi MEA, 2005) koostati ökosüsteemi teenuste klassifikatsioon. Selle (MEA 2005) järgi võib ökosüsteemi teenused jaotada järgmiselt:

1. Varustusteenused – teenused, mida ökosüsteemilt saadakse näiteks toidu, vee ja puidu kujul;

2. Reguleerivad teenused – teenused, mis mõjutavad näiteks kliimat, üleujutusi, haiguste levikut ja veekvaliteeti;
3. Kultuuriteenused – teenused, mis pakuvad näiteks lõõgastavaid, esteetilisi ja hingelisi hüvesid;
4. Tugiteenused – teenused, mis on näiteks mullatekke, fotosünteesi ja aineringe kujul.

Inimkond on ökosüsteemi teenustest fundamentaalselt sõltuv (MEA 2005). Neid teenuseid on tehislike alternatiividega võimatu asendada või on asendamine äärmiselt kulukas (Sall *et al.* 2012). Ökosüsteemi teenuste olemasolu ja paljususe ning bioloogilise mitmekesisuse vahel on positiivne seos (Perrings *et al.* 2010). Samuti tingib ökosüsteemi funktsioonide suurem mitmekesisus pika-ajalise stabiilsuse ja seega ka oluliste ökosüsteemi teenuste säilimise (Montoya *et al.* 2012).

2. Ökosüsteem ja ökoloogilised interaktsioonid

2.1. Interaktsioonide roll ökosüsteemis

Ökosüsteem moodustub erinevatel troofilistel tasemetel olevate liikide kooslusest, sellega seotud füüsilisest ja keemilisest keskkonnast ning nii koosluse komponentide omavahelistest kui ka kooslustevahelistest interaktsioonidest (Primarck, Kuresoo & Sammul 2008). Kõik ökosüsteemi osad moodustavad dünaamilise kogumi ning toimivad vastastikku kui funktsionaalne üksus (CBD 2010).

Elupaiga vähenemine või selle kvaliteedi halvenemine võib viia teatud interaktsiooni-võrgustike lagunemiseni (Aizen, Sabatino & Tylianakis 2012). Koosluste stabiilsuse jaoks on olulised nii liikide kui liikidevaheliste interaktsioonide mitmekesisus ehk lisaks liikide kaitsmisele on vajalik hoida ka liikide omavahelisi suhteid (Mougi & Kondoh 2012). Keerukad kooslused võivad olla stabiilsed ja püsivad (*self-sustaining*) ainult erinevate interaktsioonitüüpide olemasolul ning teatud tüüpi interaktsiooni kadumine võib keerukale ökosüsteemile mõjuda destabiliseerivalt (Mougi & Kondoh 2012). Valiente-Banuet *et al.* (2014) sõnul on liikidevahelised interaktsioonid need, millel põhinevad populatsiooni ja koosluse ökoloogilised funktsioonid, ning nende analüüsi järgi on liikidevaheliste interaktsioonide tasakaal ökosüsteemi tervise kriitiliseks indikaatoriks. Bioloogilise mitmekesisuse ja funktsionaalse mitmekesisuse kadu muudab ökosüsteemi häiringutele vastuvõtlikuks (O’Gorman *et al.* 2010). Interaktsioonide kaudu võib piisavalt tugev häiring levida üle kogu ökosüsteemi (Heleno *et al.* 2012).

Mutualistlikel interaktsioonidel on pöördelise tähtsusega roll populatsiooni väljakujunemise, paljunemise, migratsiooni ja koosluse arenemise juures (Montalvo *et al.* 1997). Fichtner *et al.* (2018) analüüsisid troopiliste koosluste puude produktsioon ja nende lähimate naabrite mitmekesisuse seost ning analüüsisid järeldus, et bioloogilise mitmekesisuse positiivne mõju koosluse produktsioonile on suurel määral mõjutatud interaktsioonidest lähimate naabrite vahel ning sellest ilmneb lokaalsel skaalal liikidevahelise interaktsioonide funktsionaalne tähtsus taimekooslustes. Taimekoosluse taastamine on toimiva elupaiga taastamiseks vajalik, kuid mitte piisav (Montalvo *et al.* 1997). Enamiku taimeliikide jaoks on tarvis interaktsioone mutualistidega, nagu tolmeldajad ja seemnete levitajad, et kooslus säiliks ja oleks elujõuline (Montalvo *et al.* 1997).

2.2. Ökosüsteemi funktsioonid

Montoya *et al.* (2012) on defineerinud ökosüsteemi funktsiooni kui energias ja aines ajas ja ruumis toimuvad muutused, mis on tingitud bioloogilise aktiivsuse ja abiootiliste faktorite vastastikusest mõjust. Van Andel & Aronsoni (2012) järgi on need ökosüsteemis toimuvad protsessid, mis tulenevad liikidevahelistest interaktsioonidest nagu konkurents, seemnete levitamine loomade poolt ja mutualistlikud suhted. Interaktsiooni hävimisel kaovad ka sellest tulenevad ökosüsteemi funktsioonid (Valiente-Banuet *et al.* 2014). Ökosüsteemide oluliste funktsioonide hulka kuuluvad aineringsed, sh süsiniku sidumine ja ladestamine, denitrifikatsioon, toitainete ringlus, primaarproduktioon, lagunemine jpt (Montoya *et al.* 2012, Van Andel & Aronson 2012). Meyer *et al.* (2015) nimetavad ökosüsteemi funktsioonidena näiteks:

- Taimede ja aineringlusega seotud funktsioonid: maapealne primaarproduktioon, maalune primaarproduktioon, mullaviljakus, vee kättesaadavus
- Saprofaagite toitumisahelate võrgustikuga seotud funktsioonid: lagundamine, maalune sekundaarne produktioon
- Konsumentide-taimede interaktsioonidega seotud funktsioonid: maapealne sekundaarne produktioon, selgroogsete ja selgrootute herbivooria, taimepatogeenid, toitumine selgrootutest, tolmeldamine, seemnete levik

2.3. Ökosüsteem ja troofiliste tasemete elurikkus

Eri troofiliste tasemete mitmekesisusel (*multitrophic richness*) ja arvukusel (*abundance*) on tugevam ja positiivsem mõju ökosüsteemi funktsioonidele ja teenustele kui mis tahes individuaalse troofilise rühma mitmekesisusel ja arvukusel (Soliveres *et al.* 2016). Multifunktsionaalsus ehk ökosüsteemide omadus üheaegselt tagada erinevate funktsioonide olemasolu on positiivselt ja olulisel määral seotud liigilise rohkuse ja mitmekesisusega (Maestre *et al.* 2012). Olulisimad troofilised rühmad ökosüsteemi funktsioonide ja teenuste säilitamisel on maapealsed herbivoorsed putukad, primaarsed tootjad ja mullas elavad mikroobidest lagundajad, kelle troofiliste rühmade mitmekesisus või arvukus korreleerub ökosüsteemi multifunktsionaalsusega kõige sagedamini (Soliveres *et al.* 2016). Sarnasele järeldusele on jõudnud ka teised uurijad (Lefcheck *et al.* 2015, Zavaleta *et al.* 2010). Lisaks mängivad olulist rolli nii troofiliste tasemete sees ja seas toimuvad protsessid ning, veelgi

olulisem, nende horisontaalsete ja vertikaalsete protsesside vahelised interaktsioonid – ehk kuidas protsessid üksteist mõjutavad (Duffy *et al.* 2007).

Ülevaateartikkel, mis käsitles mitmekesisuse ja produktiivsuse suhet (*diversity-productivity relationship*, DPR) metsades, leidis, et positiivne DPR on tingitud mitmest eri tüüpi liikidevahelisest interaktsioonist (Forrester & Bauhus 2016). Samas ei tõsta mitmekesisus produktiivsust monokultuursetes ja tootlikes metsamassiivides, mille produktiivsus on juba optimumi piiril (Forrester & Bauhus 2016).

Ka toiduahelate võrgustiku stabiilsust mõjutavad selle aluseks olevate liikide interaktsioonid (Van Altena *et al.* 2014). Mullas olev toiduahelate võrgustik koosneb organismidest, millel on taimedega otsesed interaktsioonid (näiteks patogeenid või herbivoorid) ja nendest, mille puhul interaktsioonid on kaudsed ja toimuvad toitainete vahendamise kaudu (näiteks lagundajad) (Kardol & Wardle 2010). Wolfe & Kliromonose (2005) sõnul võivad võõrliikidest taimed mulda eritada võõraid eksudaate või muuta varise kvaliteeti ja kvantiteeti, mis mõjutab mulda sattuvate toitainete hulka ja kvaliteeti ning seeläbi ka mulla elustikku. Vihmaussidest toituvate röövpõrnikate puudumisel parandab esimeste elutegevus mulla omadusi, kuid taimede biomassi ei mõjuta (Zhao *et al.* 2013). Teisalt on röövpõrnikate olemasolul vihmausside populatsiooni tihendusele võrdlemisi väike mõju, küll aga suunab see vihmausse mulla sügavamatesse kihtidesse, võimendades seeläbi vihmausside positiivset mõju mulla omadustele ja suurendades primaarproduktiooni (Zhao *et al.* 2013). Williams *et al.* (2002) uurimuses seitsme suure ja keeruka toiduahelate võrgustiku kohta selgus, et liigid on üldjuhul üksteisega seotud lühikeste, paarilüliliste ahelate kaudu: enamik toiduahelate võrgustiku liikidest on üksteisega lähedalt seotud ja võivad toiduahela kaudu teiste liikidega interakteeruda, mis viitab võimalusele, et ühe liigiga toimuvad muutused mõjutavad enamikku kogu koosluse liikidest.

Mitmete eri liikide kiskja-saakloom interaktsioone uurivate teadustööde meta-analüüsist selgus, et 63% kiskjate negatiivsest mõjust saaklooma demograafiale seisneb hirmutamises ehk kaitsestrateegiate stimuleerimises (Preisser *et al.* 2005). Sellest tingitud troofiline kaskaad võib suurkiskjate puhul viia taimede biomassi suurenemiseni ka juhul, kui kiskjad saakloomi ei murra (Preisser *et al.* 2005). Winnie *et al.* (2016) on välja toonud, et kaitsestrateegiate kasutamine on üldlevinud ning selle hinnaks on vähenenud toitumisaeg, toitumisalade vahetamine ja lõpptulemusena vähenenud paljunemine. Suurkiskjatega sarnane roll väikeste selgroogsete suhtes võib olla ka selgrootutel röövlomadel, kelle toidusedelis võib

selgroogsete osakaal olla suurem kui seni arvatud (Nordberg, Edwards & Schwarzkopf 2018). Selgrootute toiduahelat uurinud Schmitz (2003) viis läbi mitmeaastase eksperimendi, mille tulemustest järelalus, et nii teatud röövloomadest ämblikuliikide kui herbivoorsete putukate eemaldamine kooslusest tingib kiirekasvuliste taimeliikide domineerimise ja seega suurema produktsiooni, samas kui röövlooma pidev kohalolu viis domineeriva taimeliiki leviku ja kasvu pärssimiseni ning seeläbi produktsiooni vähenemiseni ja taimekoosluse ühtluse suurenemiseni.

Liikide väljasuremisele võib eelneada nendevaheliste ökoloogiliste interaktsioonide lagunemine (Aizen, Sabatino & Tylianakis 2012). Kooslused, kus interaktsioonidel on tugev fülogeneetiline komponent, on vastuvõtlikumad sellele, et suguluses olevad liigid surevad välja üheaegselt (Rezende *et al.* 2007). Kaskaadina toimiv ühe liigi väljasuremisest tingitud teise liigi väljasuremine võib laieneda üle taksonoomiliselt seotud liikide, mis toob kaasa taksonoomilise mitmekesisuse vähenemise (Rezende *et al.* 2007). Mitmed ökosüsteemide olulisimad funktsioonid sõltuvad liikidevahelistest interaktsioonidest ning seetõttu võib viimaste lagunemine kiirendada liikide lokaalset väljasuremist ja ökosüsteemi funktsioonide halvenemist ning viia lõpuks nendest sõltuvate ökosüsteemi teenuste kokkuvarisemiseni (Diaz *et al.* 2013).

3. Ökoloogiline taastamine

3.1. Ökoloogiaalaste teadmistega arvestamine

Ökoloogiline taastamine on tõhusaim siis, kui sellesse on aktiivselt kaasatud ka teadlased ja tihti on teadusel põhinev teave just see ressurss, millega saab taastamistöid efektiivselt suunata (Giardina *et al.* 2007). Ökoloogiaalased teooriad võivad aidata mõista, millistele protsessidele tasub taastamisel tähelepanu pöörata (Suding 2011). Sudingi (2011) sõnul võib selliste teadmiste kasutamine aidata taastamisel saavutada paremaid tulemusi ka väiksemate kulutustega, parandades seeläbi tasuvusmäära.

Montoya *et al.* (2012) täheldasid, et ökoloogilise taastamise juures rakendatakse mõningaid ökoloogiaalaseid mõisteid, näiteks populatsioonidünaamika ja suksessioon, ent uuemad ja taastamise seisukohalt väga olulised kontseptuaalsed edusammud on laialdaselt rakendamata. Väga asjakohaste, kuid üsna keeruliste teooriate praktikas rakendamise raskusele on viidanud ka Török & Helm (2017).

Praktilisi taastamistöid käsitlevat kirjandust uurinud Wainwright *et al.* (2017) toovad välja, et viimastel aastatel on taastamise juures hakatud üha rohkem kasutama ökoloogiaalaseid teadmisi, eelkõige ansamblireeglit/koosluse kokkupaneku reeglit (*community assembly theory*) ja suksessiooniteooriat (*succession theory*). Esimest on rakendanud näiteks Funk, Hoffacker & Matzek (2015), kes manipuleerisid rohumaa biootilisi ja abiootilisi tingimusi ning mõjutasid seemnete levikut, vähendades sellega võõrliikide arvukust ja soodustades kohalike liikide kasvamist. Toetudes põliselanike teadmistele, et kiirekasvuline balsapuu takistab invasiivse sõnajalaliigi laienemist raiesmikule, on troopilise metsa taastamisel rakendatud edukalt suksessiooniteooriat (Douterlungne *et al.* 2008). Veel kaks enim rakendatavat mõistet või teooriat, mille sagedus oli ülejäänuist märgatavalt suurem, on deterministlik kooseksisteerimine (*deterministic coexistence*) ja ökosüsteemi funktsioonid (Wainwright *et al.* 2017).

Török & Helm (2017) on nimetanud mitmeid ökoloogiaalaseid kontseptsioone, mille rakendamisest ja millega arvestamisest võib elupaikade taastamisel olla potentsiaalselt kasu, näiteks liigifondi teooriad ja tumeda elurikkuse kontseptsioon. Liigifondi (*species pool*) mõistega tähistatakse liikide komplekti, mis elutsevad sarnaste ökoloogiliste tingimustega elupaigas või võivad ümbritsevad regioonist sinna immigrereeruda ning seal elujõulise populatsiooni luua (Pärtel *et al.* 2007; Zobel 2016). Taastatavasse elupaika sobivate ja soovitud

liikide koosseisu on võimalik määrata, võttes aluseks konkreetse elupaiga liigifondi (Török & Helm 2017), ning selle koosseisu teadmine võimaldab taastamisele seada täpsema ning mõõdetava eesmärgi (Lewis *et al.* 2016). Liigifondi kontseptsiooni on sooldunud märgalade taastamisel kasutanud näiteks Wolters *et al.* (2008) ning jõgede taastamisele keskendunud projektide tulemuste analüüsil leidsid Sundermann, Stoll & Haase (2011), et edukus sõltus teatud kauguses asuvast ümbritsevast liigifondist.

Sarnaselt liigifondi mõistega on kasu tumeda elurikkuse mõistest (*dark diversity*), mis viitab konkretsesse liigifondi kuuluvatele liikidele, kes mingil põhjusel kooslusest puuduvad (Pärtel, Szava-Kovats & Zobel 2011). Lewis *et al.* (2016) on tõstnud esile, et taastamistöde kontekstis on oluline tuvastada, mis mehhanismidest tingitult on mõned liigid tihedamini tumeda elurikkuse osad kui teised. Sellest rõhuasetusest lähtudes on näiteks Moeslund *et al.* (2017) viinud Taani taimede andmebaasile toetudes läbi esimese suuremahulise ja mitmeid maismaa elupaiku hõlmava uuringu, hinnates tüüpiliste tumedasse elurikkusesse kuuluvate taimeliikide omadusi sellises ruumilises ulatuses, mis võimaldaks andmeid edukalt kasutada tulevaste taastamistöde planeerimisel ja läbiviimisel.

3.2. Ökosüsteemi funktsioonid ja interaktsioonid taastamistödes

Elupaikade taastamine aitab kaasa ökoloogiliste funktsioonide taastamisele (Aerts & Honnay 2011). Montoya *et al.* (2012) on rõhutanud, et pärast elupaikade füüsilisel kujul taastamist on oluline taastada ka liikide mitmekesisusest ja nendevahelistest interaktsioonidest tingitud ökosüsteemi teenused. Interaktsioonide uurimise tähtsust ja nende rolli taastamisel on rõhutanud teisedki uurijad (McCann 2007; Halpern *et al.* 2007; García-Robledo 2010). Interaktsioonide võrgustiku olemasolu ja kvaliteeti võib kasutada mõõdupuuna hindamiseks, kas ökosüsteemi protsessid on taastunud ning seeläbi ka kogu taastamisprojekti edukuse mõõtmiseks (Forup *et al.* 2008). Taastamistöde fookus ongi nihkunud rohkem ökosüsteemide funktsioonide suunas (Harris 2009).

Wainwright *et al.* (2017) on täheldanud, et ökosüsteemi funktsiooni mõiste on praktilistes taastamisprojektides nelja enim kasutatava ökoloogilise mõiste seas. Enam kui 200 projekti analüüsinud Kollmann *et al.* (2016) leidsid, et taastamisel üldiselt arvestatakse ökosüsteemi funktsioonidega. Funktsioonid, mille taastumist hinnati, olid kõige sagedamini seotud toitainete dünaamikaga (26%), ökosüsteemi produktiivsusega (18%), vee kättesaadavuse ja

dünaamikaga (16%) ja geomorfoloogiliste protsessidega, näiteks mullateke (14%) (Kollmann *et al.* 2016). Vähem pöörati tähelepanu süsiniku sidumisele (10%), lagundamisele (6%) ja troofilistele interaktsioonidele (6%) (Kollmann *et al.* 2016). Interaktsioonivõrgustiku andmed võimaldavad hinnata kogu koosluse stabiilsust ja vastupidavust (Forup *et al.* 2008). Taastatud elupaikade ja rikkumata elupaikade interaktsioonivõrgustike võrdlemisega saab hinnata taastatud elupaiga võimet pidada vastu tulevastele looduslikele ja inimtekkelistele häiringutele (Forup *et al.* 2008).

Davis *et al.* (2011) on rõhutanud, et koosluste kaitsmisel tuleks keskenduda pigem liikide funktsioonidele kui nende päritolule. Interaktsioonide taastamisel võib üheks meetodiks olla asendusliigi sisse toomine (Aslan *et al.* 2014). Griffiths *et al.* (2011) võtsid troopilise saare ökosüsteemi taastamisel eesmärgiks ühe konkreetse interaktsiooni taastamise. Oma katsega nad näitasid, et ühe hiidkilpkonna liigi väljasuremisest tõttu hävinud interaktsiooni (eebenipuu viljade levitamine) võib taastada, kui asendada kadunud liik sellega sarnase eksootilise liigiga, mis suudab sama funktsiooni täita (Griffiths *et al.* 2011). Hawaii endeemsete taimede tolmeldamist võõrliigist värvulise poolt uurinud Aslan *et al.* (2013) jõudsid järeldusele, et generalistist võõrliik võib täita kohaliku spetsialistist liigi funktsioone mõningal määral, kuid mitte täielikult.

Ökosüsteemide taastamisel tuleks arvestada mullas olevate mikroorganismide kooslustega ja interaktsioonidega nende ja taimede vahel (Eviner & Hawkes 2008; Kardol & Wardle 2010). Mikroorganismide abil võib teoreetiliselt olla võimalik näiteks metsakoosluse taastamise kiirendamine ja hõlbustamine (Harris 2009). Kardol & Wardle (2010) leiavad, et maapealse ja maaaluse elustiku omavaheliste seostega arvestamisel ja selliste teadmiste rakendamisel on märkimisväärne potentsiaal parandada taastamistöde efektiivsust. Allen *et al.* (2003) katse, milles kuue erineva puuliigi seemikud inokuleeriti erinevate arbuskulaarse mükoriisa (AM) seente taksonitega ja istutati põlengujärgsele metsamaastikule, näitas, et suksessioonilistes kooslustes varasema ilmunisega AM seente kasutamine taastamisel mõjub seemikute kasvule positiivselt, samas kui hilisemates metsakooslustes enam levinud AM seentega inokuleerimine positiivset mõju ei oma ning võib mõjuda isegi negatiivselt. Inokulaadi ja peremeestaime vahelise interaktsiooni mõistmiseks on vajalik mõista häiringute kohaspetsiifilist mõju nendele interaktsioonidele (Allen 2003). Ka Aerts & Honnay (2011) märgivad, et mulla mikroorganismide edukaks rakendamiseks taastamisel on vaja jätkuvalt rohkem uuringuid.

Taastamistegevuste hulka peaks kuuluma lisaks bioloogilise mitmekesisuse suurendamisele ja ökosüsteemi teenuste parendamisele ka toiduahelate võrgustiku struktuuri arendamine (Fraser *et al.* 2015). Toiduahelate võrgustiku teooria kasutamine on ökoloogilisel taastamisel olemuslikult vajalik (Fraser *et al.* 2015) ning elupaiga tulemuslikuks taastamiseks tuleb uuesti luua ka liikidevahelised troofilised interaktsioonid (Gratton & Denno 2006). Viimased liigitab Vander Zanden *et al.* (2006) koos teiste ökosüsteemi protsessidega nagu primaarne produktsioon ja toitainete ringe funktsionaalsete eesmärkide alla. Naiman *et al.* 2012 on rõhutanud toiduahelate võrgustike mudelite loomise ja kasutamise tähtsust jõgede ökosüsteemide taastamisel ja toonud välja, et keskendumine elupaikade struktuuri taastamisele ilma toiduahelate võrgustikega arvestamata on oodatust vähem edukas. Gratton & Denno (2006) taastasid edukalt lüljalgsete toiduahelate võrgustiku ja tõestasid isotoobianalüüsiga toitumisinteraktsioonide taastumise lüljalgsete ja pärismaise makrofüüdi vahel pärast võõrliigist taime eemaldamist. Van Dijk *et al.* (2009) leidsid, et märgala taastamisel toimuvad muutused maaaluste mikroorganismide koosluses ja seeläbi toiduahela võrgustikus põhjustavad muutusi ka kohalikus süsiniku- ja toitaineringes, mis omakorda mõjutab vegetatsiooni ning süsiniku sidumist.

Tolmeldamine on üks mitmest ökosüsteemi teenusest, mille ennistamiseta ökoloogiline taastamine ei ole tulemuslik (Forup *et al.* 2008; Menz *et al.* 2011). Seetõttu on tolmeldajate liikide kogumi taastamine ökosüsteemi taastamisel hädavajalik (Kaiser-Bunbury *et al.* 2017). Tolmeldajate ja taimede interaktsioonid ei pruugi taastamise käigus automaatselt uuesti välja kujuneda, kuna tolmeldajapopulatsiooni tekkeks peab elupaik vastama teatud tingimustele (Forup *et al.* 2008). Kahe erineva elupaiga, niidu ja nõmme taastamisjärgsel uurimisel selgus, et ka juhul, kui taastatud alad on võrdlusaladest struktuurselt erinevad, taastuvad sobiva elupaiga tekkimisel ka taim-tolmeldaja interaktsioonid (Forup & Memmot 2005; Forup *et al.* 2008). Võõrliigid, mis on tolmeldajatele atraktiivsemad kui pärismaised taimed, vähendavad pärismaiste ja tolmeldajate interaktsioone ka juhul, kui nende olemasolu tingib elupaigas tavapärasest kõrgema tolmeldajaliikide arvukuse (Baskett *et al.* 2011; Kaiser-Bunbury *et al.* 2017). Nii Baskett *et al.* (2011) kui Kaiser-Bunbury *et al.* (2017) praktilised uuringud näitasid, et pärast võõrliikide eemaldamist taastuvad ka pärismaiste taimede ning tolmeldajate interaktsioonid.

Bullock *et al.* (2011) on leidnud, et üldises plaanis on taastamisel hakatud rohkem tähelepanu pöörama ökosüsteemi teenustele ja funktsioonidele. Ligi 500 praktilisi taastamistöid kajastavate või praktiliste taastamistöde edukust hindavat artiklit analüüsinud Ruiz-Jaen &

Aide (2005) jõudsid järeldusele, et taastamistöde tulemuse kontekstis arvestatakse tavaliselt kolme ökosüsteemi tunnusega: mitmekesisus, taimestiku struktuur ja ökoloogilised protsessid. Neist kolmest keskendutakse enim mitmekesisusele ja kõige harvemini ökoloogilistele protsessidele (Ruiz-Jaen & Aide 2005). Viimastest mõõdeti hindamisel kõige enam bioloogilisi interaktsioone ja toitainete olemasolu (Ruiz-Jaen & Aide 2005). Kaheksa aastat hiljem Wortley *et al.* (2013) poolt läbi viidud taastamistöde tulemuslikkuse hindamisel analüüsist selgus, et mitmekesisust ja arvukust (*diversity and abundance*) on ülejäänud kahe tunnusega võrreldes kasutatud jätkuvalt märgatavalt tihedamini taastamise edukuse määramiseks, mis viitab, et bioloogilist mitmekesisust ja liikide arvukust peetakse senini taastamisprojektide peamiseks eesmärgiks. Erinevalt Ruiz-Jaen & Aide'st (2005) leidsid Wortley *et al.* (2013) nagu ka Bullock *et al.* (2011), et ökosüsteemi funktsioonidele on varasemast rohkem keskendutud ning mõistmine, kuivõrd kriitilised on taastamisprojekti pikaajalise tulemuse aspektist funktsioonid nagu toitainete ringlus, tolmeldamine ja erosiooni ära hoidmine, mida kõiki taastamistegevused mõjutavad, on üha paranenud.

4. Ökoloogiliste interaktsioonide taastumine ja kolonisatsiooni krediit

4.1. Ökoloogiliste interaktsioonide taastumine

Kaiser-Bunbury *et al.* (2017) läbi viidud uuringud näitasid, et taastatud taimekooslusega aladel oli märkimisväärselt rohkem tolmeldajaliike ja interaktsioonid olid mitmekesisemad kui taastamata aladel. Samas ei pruugi tolmeldajate ja taimede interaktsioonid taastamise käigus automaatselt uuesti välja kujuneda, kuna tolmeldajapopulatsiooni tekkeks peab elupaik vastama teatud tingimustele (Forup *et al.* 2008). Nõmmetaimede ja nende tolmeldajate koosluse taastumine on võrdlemisi kiire protsess, kuigi võrreldes kontrollaladega on taastunud interaktsioonivõrgustik vähem keerukas ja võimalik, et ka häiringutele altim (Forup *et al.* 2008). Interaktsioonid võivad edukalt taastuda ka juhul, kui taastatud ala koosluse struktuur on märgatavalt erinev selle algse olekuga sarnase referentsala struktuurist (Forup & Memmot 2005).

Tolmeldajate ja taimede interaktsioonide taastumist soodustab võõrliikidest taimede eemaldamine, mis suunab tolmeldajate tähelepanu tagasi kohalikele taimedele (Kaiser-Bunbury *et al.* 2017; Baskett *et al.* 2011). Nõmmekoosluste puhul mõjub positiivselt valgust varjavate puude eemaldamine, mis võimaldab algse koosluse, võtmetähtsusega tolmeldajate ja interaktsioonide taastumist (Forup *et al.* 2008). Metsakoosluste puhul kaasneb suksessioonilise tolmeldatavate liikide lisandumisega ka tolmeldajate lisandumine (Devoto *et al.* 2012). Kunagise metsaala taastamisel tõi kohaliku metsakoosluse taimeliikide taasistutamine tagasi ka metsale omased mulla mikroorganismid (Gellie *et al.* 2017).

Taimede ja loomade vaheliste interaktsioonide taastamisel rakendatakse ka fauna täiendamist või taasasustamist. Kooslusest kadunud, aga mujal säilinud loomaliikide taasasustamist oma esialgsetele aladele nimetavad Oliveira-Santos & Fernandez (2010) refaunatsiooniks. Fernandez *et al.* (2017) taasasustasid edukalt troopilisse metsa sealt kadunud kaks kohalikku imetajat eesmärgiga taastada teatud taimeliikide seemnete loomlevi. Lisaks oodatult taim-loom interaktsioonide taastumisele taastekkisid ka interaktsioonid mitmete sõnnikumardika liikide ja taasasustatud imetajate ekskrementide vahel, mis omakorda suurendasid sekundaarset seemnelevi (Fernandez *et al.* 2017). Troofiliste interaktsioonide taastamise ehk *trophic rewilding*'i (Svenning *et al.* 2015) abil passiivse taastamise klassikaliseks näiteks on Yellowstone'i huntide taasasustamine, mis läbi kolme troofilise taseme mõjutas interaktsioone sõraliste ja teatud taimede vahel ning viis taimse biomassi suurenemiseni (Ripple *et al.* 2012).

Taastamistööd võivad interaktsioone mõjutada ka kaudselt. Märgalal asuva elupaiga taastamise käigus eemaldati puid ja tekitati pais, millel oli tugev ning otsene mõju taimekooslusele ja positiivne mõju haruldase liblikaliigi peremeestaime arvukusele, kuid mitte liblika vastsete ellujäämusele (Aschehoug *et al.* 2015). Puude eemaldamise ja paisu tekitamise koostoimel muutus aga tugevasti liblikavastsete ja -munade ning kiskjate (sipelgad, ämblikud) interaktsioonide määr osaliselt positiivsest, kuid enamjaolt negatiivses suunas (Aschehoug *et al.* 2015). Teisisõnu, puude eemaldamine võimaldas osades kiskjatel liblikavastseid kergemini leida, samas kui veetaseme tõus takistas teistel kiskjatel nendeni ligipääsu.

4.2. Kolonisatsiooni krediit ehk sisserändeviive

Pärast elupaiga häiringut võib ökosüsteemi bioloogilise mitmekesisuse tasakaal olla häiritud ning tasakaalu saavutamine tuleb viibeajaga (Jackson & Sax 2010). Kolonisatsiooni krediidi mõiste viitab liikidele, mis võivad pärast teatud sündmust immigreruga elupaika, kuid ei ole seda veel teinud (Jackson & Sax 2010; Cristofoli *et al.* 2010). Sarnaselt väljasuremisvõlga on tegemist reaalse liigirikkuse erinevusega võimalikust liigirikkusest, mis elupaigas valitsevatest tingimustest lähtudes võiks esineda (Piqueray *et al.* 2011). Kolonisatsiooni krediidi pakkusid välja Cristofoli *et al.* (2010) raamistikuna, millega hinnata taastatud elupaikade koloniseerimise ja liigirikkuse taastumise edukust. Koloniseerumise teeved võimalikuks näiteks muutused elupaiga kvaliteedis või elupaicgalaikude arvus (Jackson & Sax 2010; Cristofoli *et al.* 2010). Piqueray *et al.* (2011) on käinud välja, et ajaloolisel kujul säilunud, aga fragmenteerunud elupaigalaikude ning hiljuti loodud elupaigalaikude üheaegne olemasolu võib viia elurikkuse kahekordse tasakaalustamatuseni, kui samal ajal eksisteerivad nii väljasuremisvõlg kui kolonisatsiooni krediit. Mõlema üheaegset esinemist suksessioonilisel üleminekul rohumaast metsakooslusele uurinud Bagaria *et al.* (2015) sõnul ei saa siiski väita, et väljasuremisvõla kõrval leiduks samaaegselt ka märkimisväärne kolonisatsiooni krediit.

Kolonisatsiooni krediiti pole väga laialdaselt uuritud (Bagaria *et al.* 2015). Jackson & Sax (2010) nimetavad selle empiirilise uurimise keeruliseks muutvate põhjustena protsessi kulgemise pikka kestvust enne lõpliku seisundi saavutamist, varasemate muutusi põhjustanud sündmuste ja konkreetsete sisserännete seostamise raskust ning tegelikes tingimustes valitsevaid keerukaid põhjus-tagajärg seoseahelaid. Kolonisatsiooni krediidi esinemist taimeliikide seas on uuritud lubjarikastel rohumaadel (Piqueray *et al.* 2011; Gjibels, Adriaens & Honnay 2012), rohumaade üleminekuprotsessis metsadeks (Bagaria *et al.* 2015), endistel

põllumajandusmaadel kasvavates metsades (Naaf & Kolk 2015) ning seda on täheldatud ka lindude ja pisiimetajate juures (Lira *et al.* 2012).

On loogiline oletada, et kui liikide sisserändel taastamisjärgsetesse elupaikadesse esineb kolonisatsiooni krediit, esineb seda ka liikidevahelistel interaktsioonidel. Genes *et al.* (2017) on hiljuti pakkunud välja ökoloogiliste interaktsioonide krediidi mõiste (*credit of ecological interactions*), mille all mõeldakse selliste interaktsioonide hulka, mida on objektiks oleval alal võimalik taastada pärast liikide kolonisatsiooni või taasasustamist. Koloniseerimise või refaunatsiooni varases järgus võib madala arvukusega liike endiselt käsitleda kui ökoloogilisest või funktsionaalsest vaatepunktist väljasurnuid, kuna nad ei täida oma ökoloogilist rolli veel täielikult. Esineb ka nn. ühenduste taastamise periood (*rewiring time*), mille lõpuks on ökoloogiliste interaktsioonide krediit sisse kasseeritud, ehk teiste sõnadega, kõik interaktsioonid, mida on võimalik taastada, on selle hetkeks uuesti funktsionaalseks muutunud (Genes *et al.* 2017).

Genes *et al.* (2017) järgi mõjutavad ökoloogiliste interaktsioonide krediidi sisse kasseerimist kolm muutujat: taasasustatud liikide arvukus, omavahel interakteeruvate liikide arvukus ja taasasustatud liikide omadused – näiteks kas tegu on generalistide või spetsialistidega. Esimeste korral kasseeritakse krediit sisse kiiremini, kuna nad loovad interaktsioone rohkemate liikidega. Teisalt kulub generalistidel kõikide potentsiaalsete interaktsioonide loomiseks rohkem aega kui spetsialistidel. Viimastel tekivad haruldaste liikidega seosed kiiremini ning nende loodud interaktsioonid kipuvad olema tugevamad ja väiksemate liiasustega (Genes *et al.* 2017).

Genes *et al.* (2017) sõnul võib ökoloogiliste interaktsioonide krediidi kontseptsiooni rakendamine pakkuda objektiivse kriteeriumi, mille järgi hinnata, kas taasasustamine on olnud edukas. Selle raamistikuna kasutamine peaks aitama otsustada, kas tulemuslikum on esimestena kooslusse reintrodutseerida generaliste või spetsialiste (Genes *et al.* 2017). Mõiste suhtelisele uudsusele vaatamata on see praeguseks juba mõne taastamistö juures rakendust leidnud. Marjakangas *et al.* (2018) viisid Lõuna-Ameerika troopilises metsas läbi juhtumiuuringu, milles kasutasid ökoloogiliste interaktsioonide krediidi raamistikku ühe komponendina üldisemast raamistikust, mille abil teha kindlaks interaktsiooni krediidi mitmekesisuse tulipunktid (*hotspot*) ja troofiliste interaktsioonide taastamiseks sobilikud liigid, eesmärgiga taastada seemneid levitavad interaktsioonid. Samas piirkonnas jälgisid Genes *et al.* (2018) ühe mõiraahvi liigi taasasustamisele järgnenud ja samuti seemnete levitamisele

keskendunud interaktsioonide taastumist. Ökoloogiliste interaktsioonide krediidi abil määrati interaktsioonide mitmekesisuse määr, mille taastamist peeti võimalikuks, ning suurem osa tuvastatud krediidist kasseeriti sisse esimestel taastasustamisele järgnevatel aastatel (Genes *et al.* 2018).

Kokkuvõte

Töö üheks eesmärgiks oli vaadelda, millest on tingitud ökoloogiliste interaktsioonide olulisus. Selle jaoks keskenduti töö esimeses osas elupaikade ökoloogilise taastamise ja selle vajaduse tutvustamisele, selgitati lähemalt ökoloogilise taastamise mõistet ning tolle positiivseid mõjusid. Taastamise paremaks mõistmiseks vaadeldi kirjanduses välja toodud põhilisi taastamistegevusi ning samuti nende eesmärgi, mis on seotud ökosüsteemi teenuste säilitamisega ja seeläbi inimkonnale fundamentaalselt olulised.

Teises peatükis kirjeldati lühidalt ökosüsteemi mõistet ja interaktsioonide rolli ökosüsteemi moodustajana ja kujundajana. Interaktsioonidel põhinevad koosluse ökoloogilised funktsioonid ning nende mitmekesisus on vajalikud koosluse stabiilsuse püsimiseks. Ökosüsteemi funktsioonid nagu primaarproduksioon, toitainete ringlus ja taimede tolmeldamine on otseses sõltuvuses interaktsioonide olemasolust. Interaktsioonid seovad omavahel erinevaid troofilisi rühmi, mis omakorda hoiavad toimimas mitmeid ökosüsteemi funktsioone.

Töö teiseks eesmärgiks oli kirjandusest lähtuvalt käsitleda ökoloogiaalaste teadmiste arvesse võtmist taastamistöodel, rõhuasetusega ökosüsteemi funktsioonide ja interaktsioonidega arvestamisel, millele on pühendatud kolmas peatükk. Leitud kirjanduse põhjal võib väita, et teoreetilistes töodes viidatakse tihti ökoloogiaalaste mõistete rakendamise kasulikkusele ning mõningates empiirilistes töodes on samuti eksplitsiitselt kontseptsioonidele toetunud, kuid siinjuures on veel arenguruumi. Interaktsioonide ja ökosüsteemi funktsioonide tähtsust taastamisel on rõhutanud mitmed uurijad ning leidub ka praktilisi taastamistöid, mis on neile erineval moel keskendunud.

Viimases peatükis on vaadeldud lähemalt ökoloogiliste interaktsioonide taastumist ja kolonisatsiooni krediidi mõistet. Mõningatel taastamistöodel piisab interaktsioonide taastekke ergutamiseks elupaigatingimuste parendamisest või taimekoosluse taastamisest. Troofiliste interaktsioonide taastamisel on olnud kasu fauna täiendamisest või taasasustamisest. Samas peatükis käsitletud kolonisatsiooni krediidi all mõistetakse liike, mis pole veel sobivasse elupaika immigreerunud ning mõiste suhtelise uudsuse tõttu on see kirjanduses vähesinev. Ökoloogiliste interaktsioonide krediidi mõistet on kirjanduses esimest korda mainitud 2017. aastal ning sellest on tingitud ka vaid kahe seda taastamistöös raamistikuna kasutava artikli esinemine. Samas viitab mõiste kiire kasutuselevõtt ilmsele vajadusele nähtusega arvestada.

Summary

One of the aims of this thesis was to examine the significance of ecological interactions. For this purpose, the work was divided into four chapters, of which the first one focused on the ecological restoration of habitats and the need for it. Also, the basis of ecological restoration and its positive impacts were explained. In order to better understand what ecological restoration is, the principal restoration activities and their aims were studied based on relevant literature. The aims on restoration are connected to preserving ecological services that are fundamentally important to humans in general.

The second chapter specified the importance of the interactions as constitutive part of ecosystems and described the main characteristics of ecosystem. The ecological functions of the community are based on interactions and in order to preserve the stability of the community the diversity of interactions is essential. The existence of ecological functions is directly dependant on the existence of the interactions in the ecological system, e.g., primary production, nutrient circulation, plant pollination. Interactions link different trophic levels and the latter keep various ecological functions operational.

The second aim of this thesis was to have literature-based overview of the use of ecological science and knowledge in restoration projects. The main emphasis was on assessing whether ecological functions and interactions were taken into consideration. Based on the examined literature it is possible to summarize: Theoretical studies often refer to usefulness of applying ecological concepts and some empirical studies have also explicitly relied on these concepts, although there is still much room for development in this field. The importance of interactions and ecosystem functions on restoration have been highlighted by many researchers. Also, there are many practical studies which have focused on the concepts from various aspects.

The last chapter focuses on the restoration of ecological interactions and the concept of colonization credit. In some restoration projects improving habitat conditions or restoring plant community is sufficient to re-establish interactions. Regarding trophic interactions, refaunation or reintroduction have been of a benefit. The same chapter considers the concept of colonization credit which encompasses the species which have not yet immigrated to a suitable habitat and due to the relative newness of the concept it is not often found in literature. The concept of credit of ecological interactions was first mentioned in scientific literature in 2017 and because of this newness there are only two articles that have used the concept as a part of

a framework in a restoration project. On the other hand, the relative rapidity of applying the concept indicates that the phenomenon requires consideration.

Tänuavaldused

Täna väga oma juhendajat Aveliina Helmi mitmekülgse toetuse, innustavate sõnade ja abivalmiduse eest.

Kasutatud allikad

- Aizen, M. A., Sabatino, M., & Tylianakis, J. M. 2012. Specialization and Rarity Predict Nonrandom Loss of Interactions from Mutualist Networks. – *Science* 335(6075): 1486–1489.
- Allen, E. B., Allen, M. F., Egerton-Warburton, L., Corkidi, L., & Gómez-Pompa, A. 2003. Impacts of early- and late-seral mycorrhizae during restoration in seasonal tropical forest, Mexico. – *Ecological Applications* 13(6): 1701–1717.
- Aschehoug, E. T., Sivakoff, F. S., Cayton, H. L., Morris, W. F., & Haddad, N. M. 2015. Habitat restoration affects immature stages of a wetland butterfly through indirect effects on predation. – *Ecology* 96(7): 1761–1767.
- Aslan, C. E., Aslan, A., Croll, D., Tershy, B., & Zavaleta, E. 2014. Building Taxon Substitution Guidelines on a Biological Control Foundation. – *Restoration Ecology* 22(4): 437–441.
- Aslan, C. E., Zavaleta, E. S., Tershy, B., Croll, D. & Robichaux, R. H. 2013. Imperfect Replacement of Native Species by Non-Native Species as Pollinators of Endemic Hawaiian Plants. – *Conservation Biology* 28(2): 478–488.
- Bagaria, G., Helm, A., Rodà, F., & Pino, J. 2015. Assessing coexisting plant extinction debt and colonization credit in a grassland–forest change gradient. – *Oecologia* 179(3): 823–834.
- Baskett, C. A., Emery, S. M., & Rudgers, J. A. 2011. Pollinator Visits to Threatened Species Are Restored Following Invasive Plant Removal. – *International Journal of Plant Sciences* 172(3): 411–422.
- Biere, A., van Andel, J., van de Koppel, J. 2012. Population Ecology and Genetics. In: van Andel J., Aronson J., (eds.). *Restoration Ecology: The New Frontier*. – Blackwell, Oxford, 73-87.
- Bilby, R. E., Fransen, B. R., Bisson, P. A., & Walter, J. K. 1998. Response of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) to the addition of salmon carcasses to two streams in southwestern Washington, U.S.A. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(8): 1909–1918.

- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., & Rey-Benayas, J. M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. – *Trends in Ecology & Evolution* 26(10): 541–549.
- Cristofoli, S., Piqueray, J., Dufrêne, M., Bizoux, J.-P., & Mahy, G. 2010. Colonization Credit in Restored Wet Heathlands. – *Restoration Ecology* 18(5): 645–655.
- Davis, M. A., Chew, M. K., Hobbs, R. J., Lugo, A. E., Ewel, J. J., Vermeij, G. J., ... Briggs, J. C. 2011. Don't judge species on their origins. – *Nature* 474(7350): 153–154.
- De Groot, R. S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T. & Farley, J. 2013. Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. – *Conservation Biology* 27(6): 1286–1293.
- DellaSala, D.A., Martin, A., Spivak, R., Schulke, T., Bird, B., Criley, M., Van Daalen, C., Kreilick, J., Brown, R. & Aplet, G., 2003. A citizen's call for ecological forest restoration: forest restoration principles and criteria. – *Ecological Restoration* 21: 14–23.
- Devoto, M., Bailey, S., Craze, P., & Memmott, J. 2012. Understanding and planning ecological restoration of plant-pollinator networks. – *Ecology Letters* 15(4): 319–328.
- Douterlungne, D., Levy-Tacher, S. I., Golicher, D. J., & Dañobeytia, F. R. 2008. Applying Indigenous Knowledge to the Restoration of Degraded Tropical Rain Forest Clearings Dominated by Bracken Fern. – *Restoration Ecology* 18(3): 322–329.
- Duffy, J. E., Cardinale, B. J., France, K. E., McIntyre, P. B., Thébault, E., & Loreau, M. 2007. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. – *Ecology Letters* 10(6): 522–538.
- Eviner, V. T. & Hawkes, C. V. 2008. Embracing Variability in the Application of Plant-Soil Interactions to the Restoration of Communities and Ecosystems. – *Restoration Ecology*, 16(4), 713–729.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Fernandez, F. A. S., Rheingantz, M. L., Genes, L., Kenup, C. F, Galliez, M., Cezimbra, T., Cid, B, Macedo, L., Araujo, B. B. A., Moraes, B. S., Monjeau, A., Pires, A. S. 2017. Rewilding the Atlantic Forest: Restoring the fauna and ecological interactions of a protected area. – *Perspectives in ecology and conservation* 15: 308-314.

- Fichtner, A., Härdtle, W., Bruelheide, H., Kunz, M., Li, Y., & von Oheimb, G. 2018. Neighbourhood interactions drive overyielding in mixed-species tree communities. – *Nature Communications*, 9(1): 1144.
- Forrester, D. I., & Bauhus, J. 2016. A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests. – *Current Forestry Reports* 2(1): 45–61.
- Forup, M. L., & Memmott, J. 2005. The Restoration of Plant-Pollinator Interactions in Hay Meadows. – *Restoration Ecology* 13(2): 265–274.
- Forup, M. L., Henson, K. S. E., Craze, P. G., & Memmott, J. (2008). The restoration of ecological interactions: plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 742–752.
- Fraser, L. H., Harrower, W. L., Garris, H. W., Davidson, S., Hebert, P. D. N., Howie, R., ... Wilson, D. 2015. A call for applying trophic structure in ecological restoration. – *Restoration Ecology* 23(5): 503–507.
- Funk, J. L., Hoffacker, M. K., & Matzek, V. 2014. Summer irrigation, grazing and seed addition differentially influence community composition in an invaded serpentine grassland. – *Restoration Ecology* 23(2): 122–130.
- García-Robledo, C. 2010. Restoration of Plant-Pollinator Interactions: Pollination Neighborhood and Asymmetric Pollen Flow Between Restored Habitats in a Beetle-Pollinated Aroid. – *Restoration Ecology* 18: 94–102.
- Gellie, N. J. C., Mills, J. G., Breed, M. F., & Lowe, A. J. 2017. Revegetation rewilds the soil bacterial microbiome of an old field. – *Molecular Ecology* 26(11): 2895–2904.
- Genes, L., Fernandez, F. A. S., Vaz-de - Mello, F. Z., da Rosa, P., Fernandez, E., & Pires, A. S. 2018. Effects of howler monkey reintroduction on ecological interactions and processes. – *Conservation Biology*.
- Giardina, C. P., Litton, C. M., Thaxton, J. M., Cordell, S., Hadway, L. J., & Sandquist, D. R. 2007. Science Driven Restoration: A Candle in a Demon Haunted World – Response to Cabin (2007). – *Restoration Ecology* 15(2): 171–176.
- Gijbels, P., Adriaens, D., & Honnay, O. 2012. An orchid colonization credit in restored calcareous grasslands. – *Écoscience* 19(1): 21–28.

- Gratton, C., & Denno, R. F. 2006. Arthropod Food Web Restoration Following Removal Of An Invasive Wetland Plant. *Ecological Applications* 16(2): 622–631.
- Griffiths, C. J., Hansen, D. M., Jones, C. G., Zuël, N., & Harris, S. 2011. Resurrecting Extinct Interactions with Extant Substitutes. – *Current Biology* 21(9): 762–765.
- Hallett, L. M. 2013. Do we practice what we preach? Goal setting for ecological restoration. - *Restoration Ecology* Vol. 21: 312–319.
- Halpern, B. S., Silliman, B. R., Olden, J. D., Bruno, J. P., & Bertness, M. D. 2007. Incorporating positive interactions in aquatic restoration and conservation. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(3): 153–160.
- Harris, J. 2009. Soil Microbial Communities and Restoration Ecology: Facilitators or Followers? – *Science* 325(5940): 573–574.
- Heleno, R., Devoto, M., & Pocock, M. 2012. Connectance of species interaction networks and conservation value: Is it any good to be well connected? – *Ecological Indicators* 14(1): 7–10.
- Holl, K. D. & Aide, T. M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? – *Forest Ecology and Management* 261: 1558-1563.
- Hölzel, N. & Otte, A. 2003. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Applied Vegetation Science* 6: 131-140.
- Jackson, S. T., & Sax, D. F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. – *Trends in Ecology & Evolution* 25(3): 153–160.
- Kaiser-Bunbury, C. N., Mougil, J., Whittington, A. E., Valentin, T., Gabriel, R., Olesen, J. M., & Blüthgen, N. 2017. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. – *Nature* 542(7640): 223–227.
- Kardol, P., & Wardle, D. A. 2010. How understanding aboveground–belowground linkages can assist restoration ecology. – *Trends in Ecology & Evolution* 25(11): 670–679.
- Kollmann, J., Meyer, S. T., Bateman, R., Conradi, T., Gossner, M. M., de Souza Mendonça, M., ... Weisser, W. W. 2016. Integrating ecosystem functions into restoration ecology-recent advances and future directions. – *Restoration Ecology* 24(6): 722–730.

- Lefcheck, J. S., Byrnes, J. E. K., Isbell, F., Gamfeldt, L., Griffin, J. N., Eisenhauer, N., ... Duffy, J. E. 2015. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. – *Nature Communications* 6(1): 6936.
- Lira, P. K., Ewers, R. M., Banks-Leite, C., Pardini, R., & Metzger, J. P. 2012. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. – *Journal of Applied Ecology* 49(6): 1325–1333.
- Maestre, F. T., Quero, J. L., Gotelli, N. J., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., ... Escolar, C. 2012. Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands. – *Science* 335(6065): 214–218.
- Marjakangas, E.-L., Genes, L., Pires, M. M., Fernandez, F. A. S., de Lima, R. A. F., de Oliveira, A. A., ... Galetti, M. 2018. Estimating interaction credit for trophic rewilding in tropical forests. – *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373(1761): 20170435.
- McCann, K. 2007. Protecting biostructure. – *Nature* 446(7131): 29–29.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1*. R. Hassan, R. Scholes, and N. Ash (eds.). – Washington DC: Island Press.
- Menz, M. H. M., Phillips, R. D., Winfree, R., Kremen, C., Aizen, M. A., Johnson, S. D., & Dixon, K. W. 2011. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. – *Trends in Plant Science* 16(1): 4–12.
- Meyer, S. T., Koch, C., & Weisser, W. W. 2015. Towards a standardized Rapid Ecosystem Function Assessment (REFA). – *Trends in Ecology & Evolution* 30(7): 390–397.
- Miller, J. R., & Hobbs, R. J. 2007. Habitat Restoration? Do We Know What We're Doing? *Restoration Ecology* 15(3): 382–390.
- Moeslund, J. E., Brunbjerg, A. K., Clausen, K. K., Dalby, L., Fløjgaard, C., Juel, A., & Lenoir, J. 2017. Using dark diversity and plant characteristics to guide conservation and restoration. – *Journal of Applied Ecology* 54(6): 1730–1741.

- Montalvo, A. M., Williams, S. L., Rice, K. J., Buchmann, S. L., Cory, C., Handel, S. N., Nabhan, G. P., Primarck, R., Robichaux R. H. 1997. Restoration Biology: A Population Biology Perspective. – *Restoration Ecology* 5: 277-290.
- Montoya, D., Rogers, L. & Memmott, J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. – *Trends in Ecology and Evolution* 27(12): 666-672.
- Morrison, M. L. 2002. Wildlife restoration: techniques for habitat analysis and animal monitoring. – Island Press, Washington, D.C.
- Mougi, A., & Kondoh, M. 2012. Diversity of Interaction Types and Ecological Community Stability. – *Science* 337(6092): 349–351.
- Naiman, R. J., Alldredge, J. R., Beauchamp, D. A., Bisson, P. A., Congleton, J., Henny, C. J., Huntly, N., Lamberson, R., Levings, C., Merrill, E. N., Pearcy, W. G., Rieman, B. E., Ruggerone, G. T., Scarnecchia D., Smouse, P. E. & Wood, C. C. 2012. Developing a broader scientific foundation for river restoration: Columbia River food webs. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(52): 21201-21207.
- Nordberg, E. J., Edwards, L., & Schwarzkopf, L. 2018. Terrestrial invertebrates: An underestimated predator guild for small vertebrate groups. – *Food Webs* 15.
- O’Gorman, E. J., Yearsley, J. M., Crowe, T. P., Emmerson, M. C., Jacob, U., & Petchey, O. L. 2010. Loss of functionally unique species may gradually undermine ecosystems. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278(1713): 1886–1893.
- Öckinger E., Hammarstedt O., Nilsson S. G., Smith H. G. 2006. The relationship between local extinction of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. – *Biological Conservation* 128: 564–573.
- Oliveira-Santos, L. G. R. & Fernandez, F. A. S. 2010. Pleistocene Rewilding, Frankenstein Ecosystems, and an Alternative Conservation Agenda. – *Conservation Biology* 24(1): 4–5.
- Pärtel, M., Helm, A., Roosaluuste, E. & Zobel, M. 2007. Bioloogiline mitmekesisus Eesti poollooduslikes ökosüsteemides (Biological diversity of Estonian semi-natural grassland ecosystems). – *Keskkonnauuringute nüüdisprobleeme*. Tallinn, 223-304.
- Pärtel, M., Szava-Kovats, R., & Zobel, M. 2011. Dark diversity: shedding light on absent species. – *Trends in Ecology & Evolution* 26(3): 124–128.

- Perring, M. P., Standish, R. J., Price, J. N., Craig, M. D., Erickson, T. E., Ruthrof, K. X., ... Hobbs, R. J. 2015. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. – *Ecosphere* 6(8): art131.
- Perrings, C., Naeem, S., Ahrestani, F., Bunker, D. E., Burkill, P., Canziani, G., Elmqvist, T., Ferrati, R., Fuhrman, J., Jaksic, F., Kawabata, Z., Kinzig, A., Mace, G. M., Milano, F., Mooney, H., Prieur-Richard, A.-H., Tshirhart, J. & Weisser, W. 2010. Ecosystem Services for 2020. – *Science* 330(6002): 323–324.
- Piqueray, J., Cristofoli, S., Bisteau, E., Palm, R., & Mahy, G. 2011. Testing coexistence of extinction debt and colonization credit in fragmented calcareous grasslands with complex historical dynamics. – *Landscape Ecology* 26(6): 823–836.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., Kuussaari, M. 2004. Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. – *Ecological Applications* 16: 1656-1670
- Preisser, E. L., Bolnick, D. I., & Benard, M. F. 2005. Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator-prey interactions. – *Ecology* 86(2): 501-509.
- Primack, R., Kuresoo R., Sammul, M. 2008. Sissejuhatatus looduskaitsebioloogiasse. – Loodusfoto, Tartu.
- Ramón Vallejo, V., Allen, E. R., Aronson, J., Pausas, J. G., Cortina, J., Gutiérrez, J. R.. 2012. Restoration of Mediterranean-Type Woodlands and Shrublands. In: van Andel J., Aronson J., (eds.). *Restoration Ecology: The New Frontier*. – Blackwell, Oxford, 130-144.
- Rey Benayas, J. M., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. – *Science* 325(5944): 1121–1124.
- Rezende, E. L., Lavabre, J. E., Guimarães, P. R., Jordano, P., & Bascompte, J. 2007. Non-random coextinctions in phylogenetically structured mutualistic networks. – *Nature* 448(7156): 925–928.
- Ripple, W. J., & Beschta, R. L. 2012. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. – *Biological Conservation* 145(1): 205–213.
- Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell Aide, T. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? – *Restoration Ecology* 13(3): 569–577.

- Sall, M., Uustal, M. & K. Peterson. 2012. Ökosüsteemiteenused: ülevaade looduse pakutavatest hüvedest ja nende rahalisest väärtusest. Tallinn: Säästva Eesti Instituut/Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna keskus, 18.
- Schmitz, O. J. 2003. Top predator control of plant biodiversity and productivity in an old-field ecosystem. – *Ecology Letters* 6(2): 156–163.
- Soliveres, S., van der Plas, F., Manning, P., Prati, D., Gossner, M. M., Renner, S. C., ... Binkenstein, J. 2016. Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. – *Nature* 536(7617): 456–459.
- Suding, K. N. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42(1): 465–487.
- Suding, K., Higgs, E., Palmer, M., Callicott, J. B., Anderson, C. B., Baker, M., ... Schwartz, K. Z. S. 2015. Committing to ecological restoration. – *Science* 348(6235): 638–640.
- Sundermann, A., Stoll, S., & Haase, P. 2011. River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. – *Ecological Applications* 21(6): 1962–1971.
- Svenning, J.-C., Pedersen, P. B. M., Donlan, C. J., Ejrnæs, R., Faurby, S., Galetti, M., ... Vera, F. W. M. 2015. Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(4): 898–906.
- Török, P. & Helm, A. 2017. Ecological theory provides strong support for habitat restoration. – *Biological Conservation* 206: 85–91.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., ... Zamora, R. 2014. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. – *Functional Ecology* 29(3): 299–307.
- Van Altena, C., Hemerik, L., Heesterbeek, J. A. P., & de Ruiter, P. C. 2014. Patterns in intraspecific interaction strengths and the stability of food webs. – *Theoretical Ecology* 9(1): 95–106.
- Van Andel, J., Grootjans, A. P., Aronson, J. 2012. Unifying Concepts. In: van Andel, J., Aronson, J., (eds.). *Restoration Ecology: The New Frontier*. – Blackwell, Oxford, 9-23.

Van Dijk, J., Didden, W. A. M., Kuenen, F., van Bodegom, P. M., Verhoef, H. A., & Aerts, R. 2009. Can differences in soil community composition after peat meadow restoration lead to different decomposition and mineralization rates? – *Soil Biology and Biochemistry* 41(8): 1717–1725.

Vander Zanden, M. J., Olden, J. D., Gratton, C. 2006. Food-Web Approaches in Restoration Ecology. In: Falk, D. A., Palmer, M. A., Zedler, J. B., (eds.). *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, Washington, DC, 165-189.

Wainwright, C. E., Staples, T. L., Charles, L. S., Flanagan, T. C., Lai, H. R., Loy, X., ... Mayfield, M. M. 2017. Links between community ecology theory and ecological restoration are on the rise. – *Journal of Applied Ecology* 55(2): 570–581.

Williams, R. J., Berlow, E. L., Dunne, J. A., Barabasi, A.-L., & Martinez, N. D. 2002. Two degrees of separation in complex food webs. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99(20): 12913–12916.

Winnie, J., & Creel, S. 2017. The many effects of carnivores on their prey and their implications for trophic cascades, and ecosystem structure and function. – *Food Webs* 12: 88–94.

Wolfe, B. E., & Klironomos, J. N. 2005. Breaking New Ground: Soil Communities and Exotic Plant Invasion. – *BioScience* 55(6): 477.

Wolters, M., Garbutt, A., Bekker, R. M., Bakker, J. P., & Carey, P. D. 2007. Restoration of salt-marsh vegetation in relation to site suitability, species pool and dispersal traits. – *Journal of Applied Ecology* 45(3): 904–912.

Wortley, L., Hero, J.-M., & Howes, M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. – *Restoration Ecology* 21(5): 537–543.

Zavaleta, E. S., Pasari, J. R., Hulvey, K. B., & Tilman, G. D. 2010. Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(4): 1443–1446.

Zhao, C., Griffin, J. N., Wu, X., & Sun, S. 2013. Predatory beetles facilitate plant growth by driving earthworms to lower soil layers. – *Journal of Animal Ecology* 82(4): 749–758.

Internetiallikad

Convention on Biological Diversity. 2010. *COP 10 Decision X/2*. Kättesaadav aadressil: www.cbd.int (Kasutatud 06.04.2019)

Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. Kättesaadav aadressil: www.ser.org (Kasutatud 08.04.2019)

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Liis Vikerpuur,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Ökoloogiliste interaktsioonide taastumine elupaikade taastamisel, mille juhendaja on Aveliina Helm, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Liis Vikerpuur
23.05.2019