

Tartu Ülikool

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Botaanika osakond

Elina Kambrimäe

Maastike taastamine

Bakalaureusetöö

Bioloogia ja elustiku kaitse 12 EAP

Juhendaja PhD Krista Takkis

Tartu 2021

Maastike taastamine

Bakalaureusetöö eesmärgiks on anda ülevaade peamistest maastike taastamise põhimõtetest ja meetoditest. Maastike taastamine on vajalik, kuna inimtegevuse mõju loodusele on suurenenud intensiivsema majandustegevuse tõttu. Taastamistegevustega on võimalik looduse degradeerumist leevendada või peatada. Sellega kaasnevad hüved nii loodusele kui inimkonnale.

Märksõnad: maastike taastamine, maastikuskaala, maastiku struktuur, interaktsioonid, looduse hüved, häiringurežiimid, elurikkus

CERCS teadusalad: B270 Taimeökoloogia

Landscape restoration

The aim of this bachelor's thesis is to give an overview of main restoration principles, to bring out differences in restoration practises in different ecosystems and highlight the importance of restoration. Landscape restoration is necessary as the impact of intensive human activities on nature has increased. Restoration activities can reduce the impact of nature degradation and benefit both nature and humanity.

Keywords: landscape restoration, landscape scale, landscape structure, interactions, ecosystem services, disturbance regimes, biodiversity

CERCS research fields: B270 Plant ecology

Sisukord

Sissejuhatus.....	4
1. Taastamisökoloogia erinevad kontseptsioonid	6
1.1 Populatsioonide ja koosluste taastamine	6
1.2 Ökoloogiline taastamine.....	6
1.3 Maastike taastamine	7
2. Peamised ökoloogilised põhimõtted ning meetodid maastike taastamisel	8
2.1 Maastikuskaala	8
2.2 Elupaigalaikude suurus ning sidusus.....	8
2.3 Häiringurežiimid	11
2.4 Looduse hüved	14
2.5 Interaktsioonid liikide vahel.....	15
3. Sotsiaalsed põhimõtted ning meetodid maastike taastamisel	17
3.1 Maastike taastamise sotsiaalne aspekt.....	17
3.2 Näiteid kogukonna kaasamise olulisusest maastike taastamisel	18
4. Peamised eripärad erinevate ökosüsteemide maastikuskaalas taastamisel	20
4.1 Metsaökosüsteemid	20
4.2 Niiduökosüsteemid.....	21
4.3 Agroökosüsteemid.....	22
Kokkuvõte.....	24
Summary	25
Tänuavaldused	26
Kasutatud kirjandus	27

Sissejuhatus

Elupaikade kadu ja bioloogilise mitmekesisuse vähenemine inimtegevuse tagajärjel on viimase sajandi ühed suurimad keskkonnaprobleemid. Selle põhjuseks on peamiselt intensiivne majandustegevus nagu põllumajandusmaade, tehaste, elurajoonide kasv. Maakasutuse muutused ja ületarbimine põhjustavad ka kliima soojenemist, mis mõjutab samuti elupaikade kadu ja ökosüsteemide kokkukukkumist ning need omakorda võimendavad jälle kliimamuutusi (Riggio et al., 2020; United Nations, 2019b). Kahjustunud ja vaesunud ökosüsteemide tootlikkus aga ei suuda rahuldada kasvava inimkonna vajadusi (Isbell et al., 2017).

Mitmekesisuse vähenemisel on otsene seos inimheaolu vähenemisega (United Nations, 2019b) ning killustunud või kahjustunud maastik mõjutab kohalike inimeste majanduslikku heaolu. Elurikkuse ja loodushüvede koostöökogu (IPBES) hinnangul mõjutab maa- ja mereökosüsteemide praegune degradeerumine 3,2 miljardit inimest ja maksab ligikaudu 10 protsenti aastasest globaalsest kogutoodangust (Montanarella et al., 2018). Enim ohustatud on majanduslikult vaesemad inimesed, mistõttu suureneb rikaste ja vaeste inimeste ebavõrdus veelgi. Peale majandusliku kahju väheneb ka puhta joogivee ja toidu kättesaadavus. Samuti mõjutab kahjustunud maastik inimeste tervislikku seisundit ja vaimset heaolu (European Commission, 2020).

Keskkonnaprobleemide leevenduseks on Euroopa Komisjon koostanud Elurikkuse strateegia, mis sätestab, kuidas taastada ja säilitada looduslikku mitmekesisust. Strateegia eesmärk 2030. aastaks on vähemalt 30% merest ja maismaast Euroopas muuta efektiivseteks kaitsealadeks ning 2050. aastaks taastada kogu maailma kahjustunud ökosüsteemid (European Commission, 2020). Elurikkuse strateegia on kooskõlas Pariisi kliimaleppega ja Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni (ÜRO) Säästva arengu eesmärkidega (*Sustainable Development Goals*). ÜRO, kuulutades välja ökosüsteemide taastamise kümnendi (2021–2030), on loonud eesmärgiks ühendada majanduslik, sotsiaalne ja keskkonnavalne huvi maastike taastamiseks kogu maailmas (United Nations, 2019a).

Maastike ja kahjustatud ökosüsteemide edukamaks taastamiseks on vaja teada, milliseid põhimõtteid ning ökosüsteemide eripärasid on vaja taastamise juures silmas pidada. Käesolevas töös vaatlengi maastike taastamise kontseptsiooni kujunemist, selle erinevaid

ökoloogilisi ja sotsiaalseid põhimõtteid ja toon välja nende peamised erinevused ja olulisuse erinevates ökosüsteemides.

1. Taastamisökoloogia erinevad kontseptsioonid

1.1 Populatsioonide ja koosluste taastamine

Populatsioonide ja koosluste taastamist võib defineerida kui erinevaid tegevusi, mille eesmärgiks on kahjustunud maa-ala uuendamine, taastamiseks selle bioloogilist potentsiaali ja kasulikkust sealsetele liikidele (Lambeck, 1997; Martin, 2017). Kuigi taastamisökoloogia põhirõhk on läbi aja olnud erinevatel aspektidel, on taastamistegevuste põhiline eesmärk siiski olnud säilitada või taastada mõne konkreetse liigi populatsioon või looduslik kooslus, kuna see on liigirikkam ja jätkusuutlikum kui inimese poolt muudetud kooslused (Harker et al., 1999). Keskendudes taastamisel konkreetsete ohustatud liikide heaolule on nende olukorra parandamiseks proovitud taastada liigi populatsioone või liigi üleüldist heaolu. Siiski ei pruugi selline taastamine eriti edukas olla, kuna selle juures jäetakse sageli arvestamata liikidevahelised interaktsioonid. Samuti on taastamistegevus sageli lokaalne ehk keskendub konkreetse kahjustunud elupaigalaigu taastamiseks, võtmata arvesse laiemat maastiku konteksti (Lindenmayer et al., 2002). Seetõttu on viimastel kümnenditel aina enam hakatud rääkima ka ökoloogilisest taastamisest ning maastike taastamisest, mis võtavad rohkem arvesse erinevaid liikide ja koosluste omadusi ning maastiku konteksti (Martin, 2017).

1.2 Ökoloogiline taastamine

Ökoloogiline taastamine on kahjustunud või hävinud ökosüsteemi taastamise protsess, mille eesmärgiks on abistada loodusliku või poolloodusliku ökosüsteemi taastumist või säilitamist (McDonald et al., 2016; Society for Ecological Restoration, 2004). Taastamisel arvestatakse kohalike liikide arvukuse, struktuuri (funktsionaalsete gruppide olemasolu) ja liikidevaheliste interaktsioonidega (Society for Ecological Restoration, 2004).

Taastamisprotsessi võib määratleda kui kombinatsiooni toimingutest, mille eesmärk on kohaliku ökosüsteemi kahjustuste täielik korvamine või vähendamine. Täielikult taastunud ökosüsteem on isemajandav süsteem, mis kasutab funktsioneerimiseks biotilisi ja abiotilisi ressursse. Seega võib taastamise protsessi tulemuseks lugeda oluliste ökoloogiliste protsesside taastamine, nagu näiteks mullateke ja toitainete ringlus, mis aitavad kaasa ökosüsteemi

tootlikkusele (Palmer et al., 2016; Santamarta Cerezal et al., 2014). Ühtlasi suudab taastunud ökosüsteem toime tulla teatud hulgal muutuste ja stressiperioodidega (Martin, 2017; Palmer et al., 2016; Society for Ecological Restoration, 2004), ning suudab seega teatud määral kohaneda kliimamuutustega (Gann et al., 2019).

Erinevalt populatsioonide ja koosluste taastamisest arvestatakse ökoloogilisel taastamisel nii loodusliku kui ka inimaspektiga bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks (Palmer et al., 2016). Ühelt poolt mõjutab inimtegevus koosluste struktuuri, näiteks poollooduslikud rohumaad on tekkinud tänu traditsioonilistele maaharimisviisidele (Dahlström et al., 2008; Pärändkoosluste kaitse ühing, 2019; Pärtel et al., 2007), ning samal ajal on inimesed sõltuvad loodusest ning selle hüvedest (Fisher et al., 2009).

1.3 Maastike taastamine

Maastike taastamine kirjeldab ökoloogiliste protsesside ning sotsiaalsete ja majanduslike hüvede taaselustamist või säilitamist maastiku skaalas (Martin, 2017), kus maastik sisaldab vähemalt kahte või enamat ökosüsteemi, mis on seotud omavahel organismide ja aineringluse kaudu (Palmer et al., 2016; Society for Ecological Restoration, 2004). Maastiku skaalal taastamisel on potentsiaali anda suurimat kasu nii ökoloogilisele liigirikkusele kui ka inimestele, tasakaalustades ökoloogilisi, sotsiaalseid ja majanduslikke vajadusi (United Nations, 2019b). Kuna inimene on otseselt või kaudselt sõltuv looduskeskkonna pakutavatest hüvedest on maastike taastamise üheks eesmärgiks nende hüvede ja teenuste säilitamine või taastamine (Duguma et al., 2014; Montanarella et al., 2018), sealjuures arvestades, et ökoloogilised protsessid saavad toimida ainult maastike skaalal (Fisher et al., 2009).

Maastiku taastamise efektiivsust võivad mõjutada mitmed tegurid, näiteks liikide, populatsioonide või koosluste mitmekesisus, maakasutuse ajalugu, häirete sagedus ja intensiivsus, seega pole ainulaadset taastamisviisi, mida saaks universaalselt kasutada taastamise kavandamiseks ja kontrollimiseks (Gann et al., 2019; Leite et al., 2013).

2. Peamised ökoloogilised põhimõtted ning meetodid maastike taastamisel

Maastike taastamistegevuste planeerimisel on vaja mõista seoseid maastiku struktuuri ja ökoloogiliste protsesside vahel. Maastiku elustiku mitmekesisus sõltub maastiku struktuurist (erinevate elupaigalaikude suurus ja omavaheline sidusus), maastiku mosaiiksust, maakasutuse ajaloost, elupaigale iseloomulikest häiringurežiimidest, liikidevahelistest interaktsioonidest ja paljudest teistest teguritest (Green et al., 2018; Holl et al., 2003; Leite et al., 2013; Metzger & Brancalion, 2016; Vaughn et al., 2010). Taastamisökoloogia põhimõtted aitavad kaasa maastikus elupaikade keskkonnatingimuste, liigirikkuse ning looduse hüvede ja protsesside taastamisele nagu geenide, isendite, ainete ja energia liikumine elupaiga laikude vahel (Holl et al., 2003; Metzger & Brancalion, 2016).

2.1 Maastikuskaala

Taastamisprojekti maastikuskaala suuruse määrab eelkõige kohalik elupaik, arvestades looduslike liikide territooriumitega ja omavaheliste interaktsioonidega. Maastikuskaala suurus on varieeruv erinevate organismirühmade ja liikide vahel, kus putukate elujõulise populatsiooni elupaik võib piirduda mõnekümne meetriga, aga suurimetajate oma ulatuda sadade kilomeetriteni (Crouzeilles & Curran, 2016; Metzger & Brancalion, 2016). Näiteks kimalased (*Bombus*) toituvad 1–2 km² raadiuses pesast (Wahengbam et al., 2019), aga Eestis jälgitud hariliku ilvese (*Lynx lynx*) kodupiirkond ulatub 180 km² (emasloom) kuni 390 km² (isasloom) (Kont, 2013). Maastikuskaalas liikide levimisvõime arvestamine aitab säilitada ja taastada nii alade liigilist mitmekesisust kui liigisisest geneetilist mitmekesisust (Aavik & Helm, 2018).

2.2 Elupaigalaikude suurus ning sidusus

Taastatavate maastike struktuuri juures on oluline see, milline on erinevate elupaigalaikude suurus ja paigutus maastikus ning sellest sõltuv elupaikade vaheline sidusus. Elujõulise

populatsiooni säilimine oleneb elupaigalaigu suuruselt. Suuremas elupaigas on rohkem ressursse ning seetõttu suudab see ülal pidada suuremaid ja stabiilsemaid populatsioone. Samuti on suurem elupaigalaik tavaliselt heterogeensem ehk hõlmab endas rohkem erinevaid maastikstruktuure ja mikroelupaiku, seega potentsiaalselt säilitades võimalusi erinevate elupaiganõudlustega liikidele (Metzger & Brancalion, 2016). Eriti vajalikud on suured elupaigalaigud suure territooriuminõudlusega liikidele, nagu harilikule ilvesele, kuna väiksed elupaigalaigud ei pruugi kompenseerida elupaikade kadumise ja killustumise negatiivseid mõjusid neile liikidele (Kramer-Schadt et al., 2011). Seetõttu on maastike taastamisel võimaluse korral parem eelistada suurte ja paremas seisundis elupaigalaikude taastamist ning teiste aladega ühendamist (Metzger & Brancalion, 2016).

Sellegipoolest on ka väiksemad elupaigalaigud ja nendega liigendatud mosaiiksed maastikud paljudele liikidele olulised. Olenevalt liigist võib erinevatel elupaikadel olla erinev funktsioon, rahuldades isendi erinevaid füsioloogilisi vajadusi nagu toitumine või paljunemine (Herrera et al., 2017). Näiteks kimalased (*Bombus*) toituvad ja rajavad pesa sageli erinevates kooslustes (Everaars et al., 2018). Samuti mitmed liblikaliigid vajavad elutsükli eri etappides erinevaid elupaigatüüpe, näiteks kesasilmik (*Maniola jurtina*) vajab paljunemisperioodil looduslikke rohumaaid ning täiskasvanud isend toiduotsingul häiritud alasid (Evans et al., 2020; Ouin et al., 2004). Või nurmenukuliblikas (*Hamearis lucina*), kes vajab lisaks avatud lubjarikastele rohumaadele, kus kasvab selle liigi rööviku toidutaim harilik nurmenukk (*Primula veris*), ka kaitset pakkuvaid põõsastikke ning avatud metsi (Fartmann, 2006). Lisaks putukatele vajavad sageli ka selgroogsed loomad erinevaid elupaigatüüpe, näiteks paljud linnuliigid, kelle pesitsuspaiga kooslus erineb toitumispaigast (Diacon-Bolli et al., 2012; Newton, 2004). Sellistele eri kooslusi vajavatele liikidele on olulised just mitmete kooslusetüüpide esinemine lähestikku ühes maastikus (Diacon-Bolli et al., 2012).

Samuti võivad erineva suurusega elupaigalaigud samal maastikul erinevate liikide puhul mängida erinevat rolli, sõltuvalt laikude omadustest. Väiksemad elupaigalaigud võivad ka toimida ühenduskoridoridena eri elupaikade vahel (Herrera et al., 2017). Samuti võivad ajutiste varjupaikadena toimida ka üksikud väiksemad maastikuelemendid nagu üksikud puud, tiigid, pargid, aiad ja teeservad, mis samuti aitavad kaasa isendite ja geneetilise info levikule, kuigi pole nii efektiivsed kui koridorid (Manning et al., 2006).

Juba 1970. ja 1980. aastatest on arutletud looduskaitstes, kas eelistada kaitsealade säilitamisel ja taastamisel ühte suurt või mitu väikest ala (*single large or several small – SLOSS*). Kuigi

enamasti eelistatakse suuremaid elupaigalaike, siis alati pole see taastamisprojektides või kaitsetegevustes võimalik. Sel juhul on parim lahendus hästi ühendatud väiksed alad (Tjørve, 2010).

Elupaigalaikude vaheline sidusus on oluline nii isendite kui geneetilise materjali liikumiseks eri populatsioonide vahel (Aavik & Helm, 2018; Christmann, 2019). Sellest lähtuvalt on näiteks Suurbritannias praegu käimas oleva „*B-lines*“ projekti eesmärk ühendada tolmeldavate putukate elupaigalaike, luues nii-öelda putukateid, mis kulgevad läbi maapiirkondade ja linnade üle kogu riigi (The Invertebrate Conservation, 2021).

Isendite, nende leviste või õietolmu hõlpsam liikumine elupaikade vahel suurendab populatsioonide vahelist geenivoogu, vähendades seeläbi lähiristumist (Green et al., 2018; Kormann et al., 2016). Vähene sidusus ning näiteks seemnete ja õietolmu liikumiseks vajalike liikidevaheliste interaktsioonide puudulikkus võivad põhjustada ebaõnnestumist nii suurema elurikkuse kui ka populatsioonisisese geneetilise mitmekesisuse taastamisel ja säilitamisel. Geneetiline mitmekesisus suurendab ka vastupanuvõimet keskkonna muutustele (Aavik & Helm, 2018; Christmann, 2019; Steffan-Dewenter & Tschardt, 1999). Näiteks Eestis uuriti lubjarikaste rohumaade killustumise mõjusid sealse elupaiga spetsialistile keskmisele väriheinale (*Briza media*). Killustatus põhjustas taimeliigi geneetilise mitmekesisuse vähendamise, millega kaasnes taime reproduktiivsuse vähenemine (Takkis et al., 2013). Seetõttu on oluline lisaks kooslustele iseloomuliku koosseisu ja mitmekesisuse taastumisele saavutada ka populatsioonide kõrge geneetiline mitmekesisus (Aavik & Helm, 2018).

Sidususe taastamise üheks võimaluseks on elupaigalaikude vaheliste koridoride rajamine. Koridoridena võivad toimida erinevad maastikuelemendid nagu metsaribad, hekid, niiduribad ja ka metsloomadele mõeldud teeületussillad ehk ökoduktid (Clevenger & Wierzchowski, 2006). Näiteks Keenia mäe rahvusparkis aafrika elevantidele (*Loxodonta africana*) rajatud koridor on abiks loomade liikumisel eri elupaigalaikude vahel. Samuti on see aidanud vähendada inimese ja elevanti vahelist huvide konfliktid, kuna loomad ei riku enam viljasaaki (Green et al., 2018).

Koridoride disainimisel tuleb siiski hoolikalt arvestada sihtliikide käitumisharjumuste, elupaiganõudluste ja ka liike piiravate teguritega. Koridorid sobivad sageli pigem elupaiga generalistidele, kuna sealseid tingimusi mõjutavad tugevalt servamõjud ja ümbritsevad kooslused ning nad erinevad seetõttu oluliselt elupaiga spetsialistidele sobivatest spetsiifilistest tingimustest. Nii spetsialistide kui generalistide liikumiseks sobivad koridorid peaksid olema

pigem elupaigaga otseses ühenduses ning sarnaste tingimustega nagu sihtkooslus (Dennis et al., 2013; Liira & Paal, 2013).

2.3 Häiringurežiimid

Looduslikud häiringud, nagu tulekahjud, üleujutused, ekstreemsed ilmastikuolud, maavärinad ja vulkaanipursked, on vajalikud paljude ökosüsteemide struktuuri säilitamiseks ning nende normaalseks funktsioneerimiseks (Vaughn et al., 2010). Sarnane mõju võib olla ka pikaajalisel antropogeensel häiringurežiimil nagu niitmine või karjatamine. Häiringurežiimid muudavad ning pikemas perspektiivis säilitavad ökosüsteemi liigilist koosseisu ja mitmekesisust, mõjutades sealsete liikide paljunemisedukust, ellujäämist ja omavahelist konkurentsi (Jentsch, 2007).

Inimtegevuse tagajärjel võib muutuda looduslike häiringute sesoonsus ja ulatus, mis kahjustab ökosüsteemi dünaamikat (Buisson et al., 2019; Jentsch, 2007). Näiteks kuivenduskraavide ja tammide rajamise tagajärjel muutub märgaladel üleujutuste kestus ja sagedus ning see mõjutab märgala elustiku mitmekesisust ja elujõulisust. Täieliku kuivendamise tagajärjel muutub maastiku ökosüsteem kardinaalselt (Byun et al., 2017). Ka poollooduslikes kooslustes inimtekkeliste häiringurežiimide, nagu traditsioonilise hooldamise lõpetamine, põhjustab elupaikade kadu. Näiteks Lääne-Eestile iseloomulike loopealsete kadu on põhjustatud ajaloolise karjakasvatuse lakkamisest. Sellisel juhul loopealsed võsastuvad ning väheneb oluliselt koosluste liigirikkus ja muutub nende ajalooline väljanägemine (Pärändkoosluste kaitse ühing, 2019)

Maastike taastamistöõde käigus jälgendatakse sellepärast sageli looduslikke või ajalooliselt piirkonnas kasutatud häiringurežiime, et taastada kas koosluste ajalooline seisund või siis saavutada mõni uus looduslähedane olukord koosluste elurikkuses ja funktsioneerimises. Taastamise edukuseks ning ökosüsteemi häiringurežiimi mõistmiseks on sellepärast vaja teada koosluste ajaloolist tausta konkreetses maastikus ja kasutada seda teadmist taastamistegevustes (Buisson et al., 2019; Jentsch, 2007).

Euroopas on suur osa märgaladest kuivendatud erinevatel majanduseesmärkidel nagu metsandus, põllumajandus ja maavarade kaevandamine (Zerbe et al., 2013). Kuivendamise mõjude leevendamiseks ja rikitud veerežiimi taastamiseks turbaaladel algatasid Saksamaa,

Poola, Läti, Leedu ja Eesti 2016. aastal märgalade taastamise koostööprojekti “*LIFE Peat Restore*”. Projekti eesmärk on kokku 5300 hektaril tõsta veetaset ja luua tingimused soode taastumiseks ning sel teel muuta need alad süsinikku emiteerivatest süsinikku siduvateks (*LIFE Peat Restore*, 2016). Turbaalade taastamiseks on vajalik likvideerida kuivenduskraavid ja veetaseme tõstmiseks rajada tammid. Samuti võib eemaldada kuivemaid kasvukohti eelistav taimestik ning külvata ja soodustada märgaladele iseloomulike taimede kasvu (*LIFE Peat Restore*, 2016; Zerbe et al., 2013).

Looduslike tulekahjude imiteerimine on üheks vajalikuks taastamismeetodiks piirkondades, kus see on vajalik sealse taimekoosluse arenguks, näiteks põhjapoolkera boreaalsetes metsades või Austraalia savannides, kus looduslikud tulekahjud on sagedased nähtused. Metsapõlengute imiteerimine aitab kaasa metsaökosüsteemide taastumisele, kuna looduslikud metsapõlengud aitavad kaasa metsa uuenemisele (Angelstam, 1998). Selliste metsade taimestik on oleneb osade taimede seemnete idanemine otseselt tulekahjust. Tulekahjust sõltuvate taimede kähbid või viljad avanenud ainult temperatuuri tõusmisel või tulesuitsu abil, näiteks teatud prootealiste (*Proteaceae*), mürdiliste (*Myrtaceae*), küpressiliste (*Cupressaceae*) ja männiliste (*Pinaceae*) liikide puhul põhjapoolkera või Austraalia metsades. Samuti võib tuli olla abiks mulla seemnepangas olevate seemnete idanemiseks (Keeley & Fotheringham, 2000).

Tulekahjude imiteerimine ei pruugi olla aga ainus koosluse taastamiseks vajalik tegevus. Austraalias savannide taastamistööl tekitati tänu tulekahjudele küll sobivad elupaigad, aga loodusliku taimestiku arenguks oli vajalik ka seemnete levitamine taastatud elupaikadesse. Seega on tulekahjusid teinekord vajalik kombineerida täiendavate taastamismeetoditega, nagu pärismaiste taimeliikide seemnete levitamine, niitmine ja karjatamine (Scott et al., 2012).

Poollooduslike rohumaade suure bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks või taastamiseks on samuti vaja niitusid lisaks võsast puhastamisele ka karjatada või niita, kuna need kooslused on arenenud pika aja vältel koos inimtegevusega (Pärtel et al., 2007; Tälle et al., 2016). Karjatamine ja niitmine hoiavad niidud avatud ning vähendavad liikidevahelist konkurentsi valgusele ja kasvuruumile. Olenevalt ökosüsteemi eripärast võib üks või teine hooldamisviis olla efektiivsem kooslusele iseloomuliku elustiku taastamiseks või on vajalik mõlema tegevuse kombineerimine (Tälle et al., 2016).

Karjatamise korral tuleb arvestada kariloomade valikul niidu eripärade ja karja suurusega, et vältida negatiivselt ala mõjutamist (Buisson et al., 2019). Näiteks Ameerika Ühendriikides preeriakoosluste taastamiseks rajatud kaitsealal (*American Prairie Reserve*) taaselustati

Ameerika piisonite populatsioon. Veised ei suuda asendada piisonite rolli preeriade säilimisel, sest nende toitumine, käitumine ja eluviis erineb piisonite omast suuresti (Huffman, 2019; Kohl et al., 2013). Piison aitab kaasa teatud preeriatele mittekarakteersete taimede paljunemise kiiruse ja leviku piiramisele ning samas teiste, preeriatele iseloomulike, taimede paremale levikule. Tulemuseks on mitmekesine preeria, mis täidab kõiki oma ökoloogilisi funktsioone (Huffman, 2019).

Vajaliku häiringurežiimi, näiteks niitmise, ajastuse ja sageduse määramisel tuleb arvestada koosluse taime- ja loomaliikide eripäradega (Kelemen et al., 2014) ning koosluse produktiivsusega (Tälle et al., 2018). Niitmine peamiselt taimede õitsemise ja seemnete tootmise ajal või putukate paljunemistsükli neis etappides, kui vastsed on tihedalt seotud taimestikuga, vähendab nende paljunemisedukust (Dahlström et al., 2008; Jantunen et al., 2007; Knight et al., 2019).

Näiteks teeservad on üks kooslusetüüp, mille seisundist ja hooldamise sagedusest sõltub nende tõhusus niidukoosluste ja nende liikide populatsioonide säilitamisel ning taastamisel maastikuskaalas (Helm et al., 2020; Jantunen et al., 2007; Phillips et al., 2020). Liiga sageli niidetavad teeservad pakuvad elupaika ning toitu vaid vähestele liikidele, kuid sobiliku hoolduse korral võivad nad olla ühed võimalikud elupaigad ning liikumiskoridorid poollooduslike rohumaade liikidele (Jantunen et al., 2007; Knight et al., 2019; Phillips et al., 2020). Hästi valitud ajastuse korral on võimalik soodustada ka teatud soovitatavate liikide paljunemist. Näiteks Põhja-Ameerikas uuriti monarhliblikate (*Danaus plexippus*) arvukuse võimalikku tõstmist teeservadel kasvavate askleepiate (*Asclepias spp.*) abil. Ehkki teeäärsetes elupaikades on liblikatel madalam paljunemisedukus võrreldes niidukooslustega, on võimalik liblikate arvukust tõsta, kui teeservade niitmisel arvestada monarhliblikate munemisperioodiga (Knight et al., 2019).

Ka karjatamise korral tuleb lisaks kariloomade valikule häiringurežiimide planeerimisel arvestada looduskeskkonna kliimatiliste tingimuste, taimestiku eripära ja traditsiooniliste karjatamismeetoditega. Sahara-taguse Aafrika tingimustesse lääneriikide karjatamisviiside ülekandmine 1960.–80. aastatel, ilma kohalike keskkonnatingimusi arvestamata, põhjustas kohaliku taimestiku degradeerumist ja seeläbi eelsoodumust kõrbestumisele. Sealse maastiku looduslikud häiringurežiimid, nagu sagedased põuaperioodid, erinevad oluliselt suhteliselt stabiilsest lääneriikide kliimast. Sellepärast on sellistes tingimustes väljakujunenud taimestikule sobilik piirkonnas traditsiooniline rändkarjakasvatus (Oba et al., 2000), mis

sarnaneb ka looduslike loomakarjade liikumisele ning soodustab kohalike ökosüsteemide säilimist (McNaughton, 1984).

2.4 Looduse hüved

Looduse poolt pakutavad hüved on erinevad tooted ja teenused, mis sõltuvad mitmekesisest ja terviklikust ökosüsteemist, ning millest inimkond otseselt või kaudselt kasu saab. Looduse hüved jagunevad nelja kategooriasse: materiaalsed tooted ehk varustavad teenused (toit, puhas õhk, joogivesi jne), reguleerivad teenused (lagundamine, tolmeldamine, vee ja õhu looduslik puhastamine jne), kultuurilised teenused (inimeste vaimne heaolu, haridus jne) ja tugiteenused (fotosüntees, aineringed, veeringe jne). Seejuures ilma tugiteenusteta ei saa eksisteerida ükski eelnimetatu (Fisher et al., 2009; Haines-Young & Potschin, 2010; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Aina kasvava rahvaarvuga suureneb ka vajadus erinevate teenuste järele, seega on taastamisprojektides üks peamine väljakutse, kuidas säilitada ökosüsteemi teenuste toimimist (Bullock et al., 2011; Rey Benayas & Bullock, 2012). Olulisemate ökosüsteemi teenuste välja selgitamiseks iga projekti puhul on vaja arvestada kohaliku maastiku struktuuri, looduslikku mitmekesisust ning ühiskonna väärtusi ja huve (Fisher et al., 2009).

Maastike taastamise juures on sageli üheks oluliseks eesmärgiks mulla omaduste ning aineringete parandamine, nagu erosiooni kontroll, vee filtreerimine, süsiniku sidumine ja ainete lagundamine (Ghaley et al., 2014). Selliste protsesside taastamine käib maastikuskaalas, toimides organismide, elupaikade ja ökosüsteemide vahel. Taimekaitsevahendite ja väetiste kasutamine (intensiivne põllumajandus) on üks suurimaid mulla elustiku ja füüsikaliste omaduste kahjustajaid maailmas (Rey Benayas & Bullock, 2012). Agroökosüsteemid omakorda aga sõltuvad suurel määral aineringetest (Power, 2010), seetõttu on ökosüsteemi teenuste taastamine üks olulisim aspekt põllumajandusmaastikes (Harrison et al., 2014; Rey Benayas & Bullock, 2012). Samuti on mullaprotsesside taastamine esmaseks prioriteediks näiteks kaevandusjärgsetel aladel, kus need aitavad saavutada püsiva taimestiku kasvu, millest sõltub ka maastiku tootlikkuse suurendamine ja esteetilisema välimuse (kultuurilised teenused) saavutamine (Prach & Tolvanen, 2016).

Mulla omaduste parandamine on seotud ka veeringe reguleerimisega, kuid vee puhastusvõime, veevoolu ja üleujutuste kontroll olenevad ka maastikust ja sealsest kooslusest (Harrison et al.,

2014). Näiteks metsade istutamine aitab vähendada vee äravoolu ja seeläbi parandada veevarustust (Farley et al., 2005a; H. Thomas & Nisbet, 2007).

Taastamisprojektide üheks sagedasemaks eesmärgiks on kõrgem elurikkus, mida seostatakse ka ökosüsteemi funktsioonide ja teenuste paranemisega (Bullock et al., 2011). Näiteks Lääne-Austraalias boksiidikaevandustes metsa taastamine suurendas taimede ja selgroogsete mitmekesisust, samuti süsiniku sidumist ja vee säilitamist (Koch & Hobbs, 2007).

Tolmeldajate elurikkus ning neist sõltuv tolmeldamisteenus on samuti väga oluline ökosüsteemi hüve, kuna on otseselt või kaudselt seotud teiste looduse hüvedega kõigis maismaa ökosüsteemides (v.a Antarktikas). Tolmeldajate vähenemine maailmas ohustab nii taimede kadu, erosiooni suurenemist, mulla viljakust, geneetilist vaesumist kui ka toidu puudust (Christmann, 2019; Harrison et al., 2014).

Ühe looduse hüve taastamine ei pruugi alati teistele teenustele sama positiivselt mõjuda ning samuti ei pruugi sellega tingimata kaasneda kasulikku mõju looduslikule mitmekesisusele (Bullock et al., 2011). Näiteks Hiinas läbi viidud taastamisprojektis *Grain to Green* suudeti küll mullaerosiooni vähendada, aga sellel eesmärgil istutatud võõramaised puud tõrjusid välja looduslikke liike ja suurendasid veekasutust, mis vähendas vee kättesaadavust kuivades piirkondades (Cao et al., 2009).

2.5 Interaktsioonid liikide vahel

Maastiku täisväärtuslikuks funktsioneerimiseks on vajalikud erinevad ökoloogilised protsessid ja suhted liikide vahel, nagu näiteks sümbiontsete seente (Powell & Rillig, 2018), tolmeldajate (Christmann, 2019) või seemnete levitajate olemasolu taimedele (Peña et al., 2020), sobivate toidutaimede või saakloomade olemasolu loomadele (Fartmann, 2006; Kont, 2013) või peremeesliikide esinemine nende parasiitidele (Vilbas et al., 2015). Erinevate interaktsioonide rekonstrueerimine taastamise käigus võimaldab populatsioonide edukamat taastumist ning tulemuseks on ka paremini funktsioneerivad ökosüsteemid (Christmann, 2019).

Üheks oluliseks kooslusi ja nende taastumist mõjutavaks mutualistlikuks suhteks on arbuskulaarne mükoriisa, mis on taimede ja krohmseente vaheline sümbioos. Arbuskulaarne mükoriisa mõjutab nii mulla orgaanilise aine kui elustiku koosseisu, taimede kasvu (Powell & Rillig, 2018) ja vastupanuvõimet patogeenidele (Jung et al., 2012), aga ka kogu elupaiga

tingimusi, mõjutades taimekoosluse struktuuri ja diferentseerumist erinevatele nišsidele (Gerz et al., 2018; Neuenkamp et al., 2019; Powell & Rillig, 2018). Näiteks Eestis põlevkivikarjääride piirkonnas krohmseente ja kohalike taimede koos külvamine aitab kooslusel kiiremini taastuda. Kahel järjestikul aastal mõõdetud mullas olevate krohmseente ja maapealsete taimede arvukust ning mitmekesisust oli suurem nendel proovialadel, kus samaaegselt külvati taimi ja krohmseeni. Läbi viidud uuringu tulemused näitavad, et see on tõhus viis liigirikka taimestiku rajamiseks kaevandamisjärgsetele aladele (Vahter et al., 2020).

Koosluste ja populatsioonide taastamisel on oluline ka tolmeldamisvõrgustike taastamine, kuna enamik õistaimi sõltuvad neid tolmeldavatest putukatest ja selgroogsetest loomadest (Menz et al., 2011). Tolmeldamissuhted võivad olla rohkem või vähem spetsialiseerunud. Näiteks koolibrite ja taimede vaheline spetsialiseerunud mutualism, kus koolibrilane *Eulampis jugularis* toitub peamiselt helikooniate (*Heliconia*) nektarist ning taimede õietolmu levik on omakorda sõltuv koolibritest (Dalsgaard et al., 2018). Elupaikade isolatsioon mõjutab taimtolmeldaja vastastikust mõju, piirates tolmeldajate arvu ja liikumist erinevate laikude vahel ning seetõttu emakasuudmetele jõudva õietolmu hulka ja geneetilist mitmekesisust. See omakorda vähendab seemnete arvu taime kohta ning seeläbi taimede potentsiaalset paljunemisedukust (Steffan-Dewenter & Tschardt, 1999). Taimepopulatsioonide esinemisega elupaigalaikudes on seotud ka tolmeldajate esinemine, seda eriti tugevamalt spetsialiseerunud liikide puhul (Christmann, 2019; Weiner et al., 2014).

Liikidevahelised spetsiifilised interaktsioonid võivad hõlmata korraga ka rohkemaid troofilisi tasemeid. Näiteks nõmme-tähniksinitiib (*Maculinea arion*) on parasiteeriv liblikas, kelle levik sõltub sipelgaliigist (*Myrmica sabuleti*) ja liivatee perekonna (*Thymus*) taimedest. Liblikas muneb oma vastsed liivatee taimel, kust peale koorumist kukuvad röövikud maapinnale. Kuna liblika röövikud eritavad spetsiaalseid hormoone, imiteerides sipelgate järglasi, siis viivad sipelgad röövikud oma pessa ning toidavad neid kuni liblika valmiku staadiumini (Thomas et al., 2009; Vilbas et al., 2015). Liblikapopulatsioonide taastamiseks on selle interaktsiooniga arvestamine ülioluline. Alates 1983. aastast alustati Suurbritannias nõmme-tähniksinitiiva populatsioonide arvukuse taastamist liigile omastes elupaikades ning 2008. aastaks olid liblikakolooniad oluliselt suuremad ja arvukamad kui 1950. aastatel. Lisaks on tänu sellele kogemusele kogu Euroopas nõmme-tähniksinitiiva arvukus tõusnud ja ta ei kuulu enam ohustatud liikide hulka (Thomas et al., 2009).

3. Sotsiaalsed põhimõtted ning meetodid maastike taastamisel

3.1 Maastike taastamise sotsiaalne aspekt

Maastik on kompleksne süsteem, kus lisaks looduskeskkonnale tuleb arvestada ka inimühiskonna mõju. Nende omavaheline tasakaal tuleneb erinevate komponentide ja protsesside vastastikmõjust. Inimene on otseselt või kaudselt sõltuv looduskeskkonna pakutavatest hüvedest, seetõttu on maastike taastamise üheks eesmärgiks nende hüvede ja teenuste säilitamine või taastamine (Duguma et al., 2014; Montanarella et al., 2018).

Maastike taastamisel on oluline kohalike inimeste kaasamine ning nende eesmärkide ja traditsioonidega arvestamine taastamistegevustes. Samuti tõstab inimühiskonna kultuurilise mitmekesisuse (sh traditsiooniliste maaharimistavade) säilitamise lisamine maastike taastamise eesmärkidesse kohalike huvi osaleda taastamistegevustes (Agnoletti & Rotherham, 2015; Gann et al., 2019). Peale selle aitab kohalike kaasamine tõsta nende teadmisi taastamistegevuste kohta ning suurendada kogukonna investeringuid taastamisse (Gann et al., 2019). Vastutasuks annab kohalike elanike teadmiste ja oskuste kaasamine maastike taastamisprotsesside planeerimisse ning läbiviimisesse suurema võimaluse positiivsete tulemuste saavutamiseks (Reyes-García et al., 2019).

Kultuurimaastikes on sageli elupaikade mitmekesisus suur tänu maastiku mosaiiksusele, mis on kujunenud erinevate traditsiooniliste majandamismeetodite kasutamisel (Agnoletti & Rotherham, 2015). Traditsiooniliste majandamismeetodite ning elupaikade mitmekesisusega kaasneb neis maastikes sageli ka suur bioloogiline mitmekesisus, mis on kujunenud koos inimtegevusega. Sellistes kooslustes on ökoloogilise mitmekesisuse hoidmiseks ja taastamiseks vajalik inimtegevuse, nagu niitmise või karjatamise, säilitamine ja taastamine (Naveh, 2007; Westin et al., 2013). Näiteks Rumeenias mitmel pool endiselt kasutusel olevad rohumaade mitmekesised traditsioonilised hooldamisvõtted, nagu rohumaade osade erinevatel aegadel niitmine, põletamine või ekstensiivne karjatamine, tekitavad rohumaade siseselt erinevate tingimustega elupaiku, mis võimaldab taime- ja loomaliikide mitmekesisuse säilimist (Kun et al., 2019; Westin et al., 2013). Suuremahuliste ja uuenduslike (mittetraditsiooniliste) maaharimisviiside eelistamine ajalooliste maaharimisviisidele vähendab poollooduslike rohumaade pindala ja sealset liikide mitmekesisust. Seetõttu tuleks suuremat tähelepanu

pöörata ajaloolistele majandamistavadele ning nende õigele ajastamisele (Dahlström et al., 2008).

Taastamistegevuste teostamine, arvestamata ajaloolisi seoseid näiteks traditsiooniliste põllumajandustavade ning looma- ja taimeliikide vahel, võib põhjustada konflikte kohaliku elanikkonnaga ning vähendada ka elurikkust (Agnoletti & Rotherham, 2015). Samuti on oluline riikidevaheliste looduskaitse- ja maakasutuspoliitikate välja töötamisel arvestada erinevate riikide maastike iseärasustega. Näiteks Rumeenia liitumisel Euroopa Liiduga tekkisid lahkarvamused traditsiooniliste maaharimisviiside ja EL poliitika vahel, kuna kohalik väikesemahuline maaharimine on vajalik sealse looduse säilimiseks, kuid EL skeemid seda ei toetanud. Selle ebakõla vähendamiseks on soovitatav EL maaelu arendavate skeemide koostamisel arvestada nii kohalike maaharimisviiside kui looduslike eripäradega (Mikulcak et al., 2013).

3.2 Näiteid kogukonna kaasamise olulisusest maastike taastamisel

Üheks heaks näiteks kogukonna kaasamise olulisusest on Tansaania aastatel 1986–2004 läbi viidud maastike taastamise programm HASHI (*Shinyanga Soil Conservation*), kus looduse üleekspluuteerimise, peamiselt ülekarjatamise ja liigse metsaraie, peatamiseks koolitati kohalikke inimesi ja toetati neid majanduslikult jätkusuutlikuma põllumajanduse valikute tegemises. Projektis ühendati kohalike vajadused ja huvid rahvusvaheliste organisatsioonide teadmistega taastamisökoloogiast. Moodustati kohalikud keskkonnakomiteed, mis teostasid taastamistööde järelevalvet ning ühendasid omavahel eri taastamispiirkondade kogukondi ja kohalike omavalitsusi. Samuti aidati tõsta keskkonnateadlikust kohalikes koolides õpetajate koolitamise kaudu. Projekti lõpuks, 2004. aastaks, oli taastatud ligikaudu 350 000 hektarit maastikke, mis mõjutas 145 linnuliiki ning 152 puu- ja põõsaliiki. Projekti tulemusel paranes ka kohalike inimeste majanduslik olukord, kuusissetulek tõusis 5 USA dollari võrra inimese kohta (Duguma et al., 2014; United Nations Development Programme, 2012).

Ka Eestis viidi hiljuti läbi taastamisprojekt „*LIFE to alvars*“ ehk „Elu alvaritele“ (2014–2019), mille raames taastati ligikaudu 2500 hektarit Lääne-Eestile ja saartele iseloomulike loopealsetega pärandmaastikke. Taastamistegevuste realiseerimiseks oli vajalik kohalike maaomanike ja loomakasvatavate kaasamine, kuna enamik loopealseid on eravaldues ja taastamisjärgne koosluste taastumine sõltub nende majandamisviisidest. Projekti käigus tõsteti

tänu koolituste ja koostöö edendamisele kohalike huvi loopealsete loodusliku mitmekesisuse ja traditsiooniliste karjakasvatuseviiside säilimise vastu, edendati kohalikku tööhõivet ning toodi kaudset kasu ka turismisektorile. Pikaajalised hoolduslepingud annavad kindlust nii maaomanikele ja -hooldajatele, kui ka tagavad taastatud elupaikade säilimise lookooslustele ja sealsetele arvukatele haruldastele liikidele (Pärandkoosluste kaitse ühing, 2019).

Traditsioonilisi maaharimisviise, kultuuritausta ning tingimusi arvestamata võib kohalikku loodust ja kultuuritraditsioone aga hoopis negatiivselt mõjutada. Näiteks 1960.–1980. aastatel Sahara-taguses Aafrikas lääneriikide organisatsioonide korraldatud loomakasvatuseprojektid, mis lähtusid parasvöötmele omastest keskkonnatingimustest ja traditsioonidest, hoopis degradeerisid sealset looduslikku maastikku, katkestasid traditsioonilisi karjatamistavasid ning põhjustasid kohalikesse oludesse sobiva rändkarjakasvatusega seotud oskuste ja teadmiste kadu (Oba et al., 2000).

4. Peamised eripärad erinevate ökosüsteemide maastikuskaalas taastamisel

4.1 Metsaökosüsteemid

Erinevate ökosüsteemide ning neis esinevate liikide iseloomulikud omadused tingivad selle, et eri kooslustes on vaja kasutada erinevaid võtteid nende maastikuskaalal taastamisel. Populatsioonide arvukus ja mitmekesisus sõltub oluliselt maastiku struktuurist (Dudley et al., 2005; Honnay et al., 2005; Lindborg et al., 2012). Suur osa metsade liike vajavad suuremaid elupaigalaike, näiteks suure territooriuminõudlusega imetajad nagu ilves (Kont, 2013), või metsis (*Tetrao urogallus*), kelle arvukust Eestis ohustab eelkõige sobivate elupaikade ja mängualade killustumine ja kadumine (Keskkonnaamet, 2015). Samuti vajavad suuremat elupaika metsataimede viljadest toituvad linnud, näiteks *Trichia malachitacea*, *Carpornis cucullatus* ja *Trogon surrucura* Brasiilia Atlantilistes metsades, kuna on sõltuvad metsataimede leviku ulatusest. Sellisel juhul on vajalik taastada suuremaid elupaigalaike nende liikide elujõuliste populatsioonide toetamiseks (Uezu et al., 2005).

Metsade säilitamine teatud liikide kaitseks toimib ka väiksemate maa-alade kaudu, kui on tagatud elupaigalaikude vaheline sidusus. Üheks selliseks liigikaitse projektiks on Eesti-Soome ühisprojekt „*Co-operation for improving the conservation of the Flying squirrel in Europe*” (2018–2025), mis keskendub lendorava (*Pteromys volans*) olemasolevate elupaikade säilitamisele ja elupaigavõrgustiku taastamisele. Projekti raames kaardistatakse teadaolevaid ja potentsiaalseid lendorava elupaiku ja luuakse elupaikade võrgustik. Saadud tulemusi kasutatakse metsamajandustegevuste planeerimisel, et säilitada lendorava elupaiku ja tagada ühendatus eri elupaikade vahel. Elupaigalaikude vaheline hea sidusus on oluline loomade liikumise võimaldamiseks erinevate elupaikade vahel, kuna nad liiguvad puult puule ja väldivad avakooslusi (Keskkonnaamet, 2006, 2021; Metsähallitus, 2021).

Metsadele iseloomulikud taimeliigid, näiteks harilik leseleht (*Maianthemum bifolium*), on metsade stabiilsele keskkonnale kohastumise tõttu sageli suhteliselt kehvade levimisomadustega (Honnay et al., 2005) ning vajavad seetõttu samuti väga head sidusust või kvaliteetsete koridoride esinemist metsaalade vahel (Liira & Paal, 2013; Takkis et al., 2018).

Madagaskaril on metsade kadumine ja fragmenteerumine põhjustanud kahe leemuri *Prolemur simus* ja *Varecia variegata* arvukuse langust. Ohustatud liikide kaitseks loodi

haridusprogramm taasmetsastamise soodustamiseks (*Education Promoting Reforestation Program*), kus taastamistegevusena kasutati koridoride loomist eri elupaikade vahel. Koridoride loomisel kasutati elupaigale omaseid taimeliike ja eelistati viljuvaid puid kuna leemurid toituvad erinevate taimede viljadest (Manjaribe et al., 2013).

Vastupidiselt aga on ka selliseid metsaliike, kes levivad hästi ka ilma elupaigalaikude vaheliste koridoride abita. Näiteks surnud puidust sõltuvad seened ja putukad, kes on kohastunud elama ajutistel väikestel elupaikadel (Komonen & Müller, 2018). Näiteks mardikas *Bolitotherus cornutus*, kes toitub kõdupuidul kasvavatest seentest nagu tuletael *Fomes fomentarius* ja terve eluaja viibib ühel kõduneval puul (Holliday et al., 2009; Teichert & Bondrup-Nielsen, 2005). Sellised organismid on ohustatud vanade puistude kadumisest ja taastamistegevustel tuleks arvestada just taimestiku vanuselise struktuuriga (Komonen & Müller, 2018).

Teatud metsade taastamiseks on vajalik ka häiringurežiimidega arvestamine. Näiteks Mehhikos läbi viidud tulekahjude imiteerimine näitas, et troopiliste kuivade metsade pindala suureneb tulekahjude korral (Cantarello et al., 2011). Enamik metsatüüpe aga ei vaja säilimiseks inimtegevust, vaid pigem on ohustatud liigse inimtegevuse poolt (Honnay et al., 2005).

4.2 Niiduökosüsteemid

Erinevalt metsadest on niidud avakooslused, mis on mitmel pool maailmas kujunenud koos inimtegevusega. Sellest tingituna on teistsugused ka niitude ning niiduliikide omadused ning põhimõtted, mida nende taastamisel on vaja arvesse võtta. Niitude säilimiseks on seetõttu vajalik inimtegevus ja traditsioonilised maaharimistavad nagu niitmine ja karjatamine, ning koostöö maaomanikega püsiva majandamise tagamiseks (Diacon-Bolli et al., 2012; Pärtel et al., 2007).

Erinevalt metsaökosüsteemidest pole otsene ühendus niitude eri elupaigalaikude vahel niiduliikidele ilmingimata vajalik. Paljud niitude taimeliigid on kohastunud levima tuule või loomadega ning suudavad seetõttu edukalt levida erinevate laikude vahel, seal hulgas ka kariloomade abil. Omavahel maastikus kaudselt, aga hästi, ühendatud väikesemad elupaigalaigud suudavad seetõttu suhteliselt säilitada poollooduslike rohumaadele omast liigirikust (Bruun & Fritzboøger, 2002; Christmann, 2019), kuid siiski teatud vahemaani, sest

isegi tuullevivad niiduliike ohustab liigne elupaigalaikude isolatsioon (Lindborg et al., 2012; Saar et al., 2012).

Eestis läbi viidud loopealsete taastamise projekt „*LIFE to Alvars*“ (2014–2019) hõlmas endas traditsioonilise karjatamise taaselustamist, kuna poollooduslik niidukooslus vajab selliseid häiringurežiime, et püsida avatuna. Taastamiskõlbulike maa-alade valik põhines ajalooliste alvarite levikul ning suuremate ja hästi säilinud alvarite olemasolul, et kindlustada niiduliikide levik taastatud aladele. Tänu sellele õnnestus taastatud aladel tagada elupaikade hea sidusus maastikus ja saavutati alvarite kiire taastumine (Helm et al., 2019). Loopealsete taastamine on juba praeguseks tõstnud avatud või poolavatud kooslusi eelistavatele taime- ja loomaliikide arvukust. Näiteks punaselg õgija (*Lanius collurio*), kes vajab pesitsuseks põõsastikku ning toiduotsingul avatud alasid või nõmme-tähniksinitiib (*Maculinea arion*), kelle levik sõltub loopealsetele iseloomuliku taime nõmm-liivatee (*Thymus serpyllum*) levikust. Taimedest parandati näiteks kauni kuldkinga (*Cypripedium calceolus*) ja aas-karukella (*Pulsatilla pratensis*) elupaigatingimusi (Helm et al., 2019; LIFE programm, 2020; Pärandkoosluste kaitse ühing, 2019).

4.3 Agroökosüsteemid

Põllumajandus on suurim maakasutusviis maailmas, hõlmates umbes 40% kogu maismaa pinnast. Intensiivse põllumajanduse negatiivseteks mõjudeks loodusele on elupaikade kadu ja seeläbi liikide kadu, kasvuhoonegaaside eraldumise suurenemine, muldade kurnamine ja traditsiooniliste maaharimisviiside hääbumine (Power, 2010). Samuti mõjutavad massiivseid monokultuurid ökoloogilisi protsesse, loomade arvukust, liikumist ja liikidevahelisi interaktsioone põllumajandusmaastikes (Farley et al., 2005b; Hass et al., 2018). Taastamistegevuste eesmärgiks agroökosüsteemides on elurikkuse ja looduse hüvede taastamine põllumajandusmaastikes. Selle muudab keerukaks asjaolu, et nende alade peamiseks eesmärgiks on toidutootmine ning edukaks maastike taastamiseks on vajalik tõhus koostöö mitmete maaomanike vahel (Diacon-Bolli et al., 2012).

Põllumajanduse keskkonnamõjude vähendamiseks on kasutatud kahte taastamisviisi: n-ö maa jagamist (*land sharing*) ja maa säästmist (*land sparing*). Maa jagamise all mõeldakse erinevate loodussõbralike võtete kombineerimist, nagu elurikkust soodustavate maastikuelementide ja traditsiooniliste ekstensiivsete maaharimisviiside kasutamine, kuigi selliste võtete

rakendamine võib teataval määral vähendada saagikust võrreldes intensiivse põllumajandusega. Seega luuakse nii olukord, kus madalama saagikusega põllumajandus võimaldab säilitada elurikkust põllumajandusmaastikul. Maa säästmine, vastupidiselt, hõlmab looduslike elupaikade, näiteks metsamaa, rohumaa, märgala taastamist või loomist osa põllumajandusmaastiku arvelt – olukord, kus kõrge saagikusega intensiivne põllumajandus on piiratud väiksele maa-alale, et jätta suuremad alad looduslikele ökosüsteemidele (Rey Benayas & Bullock, 2012).

Hiinas põllumajandusest tingitud suurenenud pinnase erosiooni ja üleujutuste mõjude vähenemiseks algatati taastamisprogrammid „*Grain for Green Program*“ (1999–2020) ja „*National Forest Conservation Program*“ (1998–2020). Projektid järgisid maa jagamise põhimõtteid – istutati metsaribasid põllumajandusmaade äärde, et vältida erosiooni. Tänu taastamistegevustele suudeti küll puude istutamisega erosiooni vähendada, aga muldade veehoiu võime parandamiseks sellest ei piisanud (Cao et al., 2009; Columbia University, 2021; Li et al., 2020).

Eestis 2020. aastal algatatud projekti “Loodusrikas Eesti” (*LIFE IP ForEst&FarmLand*) eesmärk on kaitsta ja taastada metsa- ja põllumajandusmaastike. Põllumajandusmaastike puhul soovitakse rakendada taastamistegevusi koostöös kohalike põllumeestega, mis üheaegselt soodustaksid saagikust ja elurikkust (maa jagamise strateegia). Seeläbi soovitakse vähendada intensiivse põllumajanduse mõjusid (*LIFE-IP ForEst&FarmLand*, 2021), kasutades loodussõbralikke majandamisviise ning luues põllumajandusmaastikes elupaiku looduslikele liikidele näiteks metsasaarte (Takkis et al., 2018; Valdés et al., 2020) või rohumaaribade rajamisega (Carvell et al., 2007; Grass et al., 2016)

Kokkuvõte

Maastike taastamise olulisus on viimastel aastakümnetel muutunud järjest enam aktuaalseks, kuna looduse degradeerumise mõjud aina süvenevad ja ohustavad seeläbi elurikkust ja inimühiskonna heaolu. Aja jooksul on taastamise eesmärk muutunud liikide ja koosluste kaitsest laiemale – maastike – skaalale, et taastamistegevustes hõlmata võimalikult palju erinevaid ökoloogilisi protsesse ja aspekte.

Maastike skaalal taastamistegevustes tuleb arvestada erinevate aspektidega, nagu elupaigalaikude suurus, sidusus, interaktsioonid, häiringurežiimid ja looduse hüved. Erinevate aspektide olulisus on erineva osakaaluga olenevalt taastamise eesmärkidest ja koosluste eripäradest. Suuremad või omavahel ühenduses olevad väiksemad elupaigalaigud on vajalikud taime- ja loomaliikide vaheliste interaktsioonide toimimiseks ning elurikkuse säilitamiseks. Lisaks maastiku struktuurile mängivad elurikkuse säilimises rolli looduslikud ja antropogeensed häiringud. Inimühiskonna panus taastamistegevustesse on oluline, kuna inimühiskonna mõju looduskeskkonnale on suur ja ka inimeste endi heaolu sõltub looduse hüvedest.

Erinevate ökosüsteemide (metsad, niidud, põllumajandusmaad) taastamise eripärad tulenevad nende looduslikust omapäradest ja inimõju ulatusest. Metsamaastike liigid on mõnevõrra tundlikumad elupaikade killustumisele ja suuruse vähenemisele kui rohumaade liigid. Niidukooslustele on sageli vajalik majandmine, metsaökosüsteemid aga vastupidiselt ei vaja elurikkuse säilimiseks inimtegevust. Kultuurmaastikes on oluline koostöö maaomanikega, et soodustada traditsiooniliste maaharimisviiside kasutamist ning elurikkust soodustavate maastikuelementide hoidmist, et vähendada intensiivse põllumajanduse negatiivset mõju elurikkusele.

Summary

The importance of landscape restoration has become increasingly important in recent decades, as the effects of natural degradation are threatening biodiversity and the well-being of human society. The goal of restoration has shifted from the protection of species and communities to a wider landscape scale that includes as many different ecological processes and aspects as possible.

In landscape scale restoration activities we need to consider different aspects, such as habitat size and connection, species interactions, disturbance regimes and ecosystem services. Importance of the restoration methods varies depending on the aim of the restoration and differences in natural communities. Larger or well-connected smaller habitat patches are necessary for the interactions between species and for the conservation of biodiversity. In addition to landscape structure, natural and anthropogenic disturbances play an important role in biodiversity conservation. The contribution of human society to restoration activities is relevant because of the large impact of humans on the natural environment on the one hand and the dependence of people's own well-being on ecosystem services on the other.

Restoration of different ecosystems (forests, meadows, agricultural land) vary due to their distinctive nature and human impact. Forest species are slightly more sensitive to size reduction and habitat fragmentation than grassland species. Meadow communities often require human management while forest ecosystems do not require human activity to maintain biodiversity. In cultural landscapes cooperation with landowners is important to reduce the negative impact of intensive agriculture on biodiversity by encouraging the use of traditional farming and preserving biodiversity-enhancing landscape elements.

Tänuavaldused

Soovin tänada oma juhendajat Krista Takkist, kelle toetav suhtumine, head soovitusel ja kommentaarid olid väga suureks abiks lõputöö valmimisel.

Kasutatud kirjandus

- Aavik, T., & Helm, A. (2018). Restoration of plant species and genetic diversity depends on landscape-scale dispersal. *Restoration Ecology*, 26(S2), S92–S102. <https://doi.org/10.1111/rec.12634>
- Agnoletti, M., & Rotherham, I. D. (2015). Landscape and biocultural diversity. *Biodiversity and Conservation*, 24(13), 3155–3165. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1003-8>
- Angelstam, P. K. (1998). Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science*, 9(4), 593–602. <https://doi.org/10.2307/3237275>
- Bruun, H. H., & Fritzboøger, B. (2002). The past impact of livestock husbandry on dispersal of plant seeds in the landscape of Denmark. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(5), 425–431. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.5.425>
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F. A., Durigan, G., Overbeck, G. E., Fidelis, A., Fernandes, G. W., Bond, W. J., Hermann, J.-M., Mahy, G., Swanni, T. A., Nicholas, P. Z., & Joseph, W. V. (2019). Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, 94(2), 590–609. <https://doi.org/10.1111/brv.12470>
- Bullock, J., Aronson, J., Newton, A., Pywell, R., & Benayas, J. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 541–549. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>
- Byun, C., Nam, J. M., & Kim, J. G. (2017). Effects of flooding regime on wetland plant growth and species dominance in a mesocosm experiment. *Plant Ecology*, 218(5), 517–527. <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0707-0>
- Cantarello, E., Newton, A. C., Hill, R. A., Tejedor-Garavito, N., Williams-Linera, G., López-Barrera, F., Manson, R. H., & Golicher, D. J. (2011). Simulating the potential for ecological restoration of dryland forests in Mexico under different disturbance regimes. *Ecological Modelling*, 222(5), 1112–1128. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.12.019>

Cao, S., Chen, L., & Yu, X. (2009). Impact of China's Grain for Green Project on the landscape of vulnerable arid and semi-arid agricultural regions: A case study in northern Shaanxi Province. *Journal of Applied Ecology*, *46*(3), 536–543.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01605.x>

Carvell, C., Meek, W. R., Pywell, R. F., Goulson, D., & Nowakowski, M. (2007). Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology*, *44*(1), 29–40.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01249.x>

Christmann, S. (2019). Do we realize the full impact of pollinator loss on other ecosystem services and the challenges for any restoration in terrestrial areas? *Restoration Ecology*, *27*(4), 720–725. <https://doi.org/10.1111/rec.12950>

Clevenger, A. P., & Wierchowski, J. (2006). Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. *Conservation Biology*, *14*, 502–535.

<https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.023>

Columbia University. (2021). *Guide to Chinese Climate Policy*. Vaadatud 20.05.2021

<https://chineseclimatepolicy.energypolicy.columbia.edu/en>

Crouzeilles, R., & Curran, M. (2016). Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology*, *53*(2), 440–448. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12590>

Dahlström, A., Lennartsson, T., & Wissman, J. (2008). Biodiversity and traditional land use in South-Central Sweden: The significance of management timing. *Environment and History*, *14*(3), 385–403. <https://doi.org/10.3197/096734008X333572>

Dalsgaard, B., Kennedy, J. D., Simmons, B. I., Baquero, A. C., Martín González, A. M., Timmermann, A., Maruyama, P. K., McGuire, J. A., Ollerton, J., Sutherland, W. J., & Rahbek, C. (2018). Trait evolution, resource specialization and vulnerability to plant extinctions among Antillean hummingbirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *285*(1875), 20172754. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2754>

Dennis, R. L. H., Dapporto, L., Dover, J. W., & Shreeve, T. G. (2013). Corridors and barriers in biodiversity conservation: A novel resource-based habitat perspective for butterflies.

Biodiversity and Conservation, 22(12), 2709–2734. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0540-2>

Diacon-Bolli, J., Dalang, T., Holderegger, R., & Bürgi, M. (2012). Heterogeneity fosters biodiversity: Linking history and ecology of dry calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 13(8), 641–653. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.10.004>

Dudley, N., Mansourian, S., & Vallauri, D. (2005). Forest Landscape Restoration in Context. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees* (1k 3–7). https://doi.org/10.1007/0-387-29112-1_1

Duguma, L. A., Minang, P. A., Mpanda, M., Kimaro, A., & Alemagi, D. (2014). Landscape restoration from a social-ecological system perspective? P. A. Minang, M. van Noordwijk, O. E. Freeman, C. Mbow, J. de Leeu, & D. Catacutan (Toim), *Climate-Smart Landscapes: Multifunctionality in Practice* (1k 63). World Agroforestry Centre (ICRAF). <https://doi.org/10.13140/2.1.4763.8081>

European Commission. (2020). *EU Biodiversity Strategy for 2030—Bringing nature back into our lives*. European Commission.

Evans, L. C., Sibly, R. M., Thorbek, P., Sims, I., Oliver, T. H., & Walters, R. J. (2020). The importance of including habitat-specific behaviour in models of butterfly movement. *Oecologia*, 193(2), 249–259. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04638-4>

Everaars, J., Settele, J., & Dormann, C. F. (2018). Fragmentation of nest and foraging habitat affects time budgets of solitary bees, their fitness and pollination services, depending on traits: Results from an individual-based model. *PLOS One*, 13(2), e0188269. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188269>

Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005a). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>

Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005b). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>

Fartmann, T. (2006). Oviposition preferences, adjacency of old woodland and isolation explain the distribution of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) in calcareous grasslands in central Germany. *Annales Zoologici Fennici*, 43(4), 335–347. JSTOR.

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1–S46.

<https://doi.org/10.1111/rec.13035>

Gerz, M., Guillermo Bueno, C., Ozinga, W. A., Zobel, M., & Moora, M. (2018). Niche differentiation and expansion of plant species are associated with mycorrhizal symbiosis. *Journal of Ecology*, 106(1), 254–264. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12873>

Ghaley, B. B., Porter, J. R., & Sandhu, H. S. (2014). Soil-based ecosystem services: A synthesis of nutrient cycling and carbon sequestration assessment methods. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 10(3), 177–186.

<https://doi.org/10.1080/21513732.2014.926990>

Grass, I., Albrecht, J., Jauker, F., Diekötter, T., Warzecha, D., Wolters, V., & Farwig, N. (2016). Much more than bees—Wildflower plantings support highly diverse flower-visitor communities from complex to structurally simple agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.001>

Green, S. E., Davidson, Z., Kaaria, T., & Doncaster, C. P. (2018). Do wildlife corridors link or extend habitat? Insights from elephant use of a Kenyan wildlife corridor. *African Journal of Ecology*, 56(4), 860–871. <https://doi.org/10.1111/aje.12541>

Haines-Young, R., & Potschin, M. (Toim). (2010). The links between biodiversity, ecosystem service and human well-being. *Ecosystem Ecology: A New Synthesis* (1k 110–139).

Harker, D., Libby, G., Harker, K., Evans, S., & Evans, M. (1999). Naturalizing the Managed Landscape. *Landscape restoration handbook*. CRC Press.

Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamănă, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., & Turkelboom, F. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, 9, 191–203.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>

Hass, A. L., Kormann, U. G., Tschardt, T., Clough, Y., Baillod, A. B., Sirami, C., Fahrig, L., Martin, J.-L., Baudry, J., Bertrand, C., Bosch, J., Brotons, L., Burel, F., Georges, R., Giralt, D., Marcos-García, M. Á., Ricarte, A., Siriwardena, G., & Batáry, P. (2018).

Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1872), 20172242. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2242>

Helm, A., Nurme, S., Söber, V., Meriste, M., & Aavik, T. (2020). *Riigiteede niidetavate pindade ja hekkide korrashoid. Maanteeameti tellimusel koostatud aruanne*. Nordic Botanical OÜ. <https://landscape.ut.ee/publikatsioonid/raportid-ja-aruanded/>

Helm, A., Tiitsaar, A., Prangel, E., Kasari, L., Reitalu, T., Meriste, M., & Neuenkamp, L. (2019). *Large-scale restoration of Estonian alvar grasslands: Impact on biodiversity and ecosystem services* (A. Helm, Toim). Tartu Ülikool.

https://life.envir.ee/sites/default/files/pictures/LIFE_to_Alvars_Report_Biodiversity_monitoring_submitted.pdf

Herrera, L. P., Sabatino, M. C., Jaimes, F. R., & Saura, S. (2017). Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: An assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and Conservation*, 26(14), 3465–3479.

<https://doi.org/10.1007/s10531-017-1416-7>

Holl, K. D., Crone, E. E., & Schultz, C. B. (2003). Landscape restoration: Moving from generalities to methodologies. *BioScience*, 53(5), 491–502. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0491:LRMFGT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0491:LRMFGT]2.0.CO;2)

Holliday, A. E., Walker, F. M., Brodie, E. D., & Formica, V. A. (2009). Differences in defensive volatiles of the Forked Fungus Beetle, *Bolitotherus cornutus*, living on two species of fungus. *Journal of Chemical Ecology*, 35(11), 1302. <https://doi.org/10.1007/s10886-009-9712-7>

- Honnay, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B., & Hermy, M. (2005). Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist*, *166*(3), 723–736. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x>
- Huffman, J. L. (2019). American Prairie Reserve: Protecting wildlife habitat on a grand scale. *Natural Resources Journal*, *59*, 35–58.
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A., & Saarnio, S. (2007). Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. *Applied Vegetation Science*, *10*(2), 285–292. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00528.x>
- Jentsch, A. (2007). The challenge to restore processes in face of nonlinear dynamics—On the crucial role of disturbance regimes. *Restoration Ecology*, *15*(2), 334–339. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00220.x>
- Jung, S. C., Martinez-Medina, A., Lopez-Raez, J. A., & Pozo, M. J. (2012). Mycorrhiza-induced resistance and priming of plant defenses. *Journal of Chemical Ecology*, *38*(6), 651–664. <https://doi.org/10.1007/s10886-012-0134-6>
- Keeley, J. E., & Fotheringham, C. (2000). Role of fire in regeneration from seed. M. Fenner (Toim), *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities* (lk 311–330). CABI publishing. <https://doi.org/10.1079/9780851994321.0311>
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Migléc, T., Tóth, K., Ölvedi, T., & Tóthmérész, B. (2014). Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: Vegetation changes after cessation of mowing. *Biodiversity and Conservation*, *23*(3), 741–751. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0631-8>
- Keskkonnaamet. (2006). *Lendorava (Pteromys volans) kaitse tegevuskava*.
- Keskkonnaamet. (2015). *Metsise (Tetrao urogallus) kaitse tegevuskava*.
- Keskkonnaamet. (2021). *Lendorava elupaikade taastamine*. Vaadatud 20.05.2021 <https://www.keskkonnaamet.ee/et/eesmargid-tegevused/rahvusvahelised-projektid/lendorava-elupaikade-taastamine>

Knight, S. M., Norris, D. R., Derbyshire, R., & Flockhart, D. T. T. (2019). Strategic mowing of roadside milkweeds increases monarch butterfly oviposition. *Global Ecology and Conservation*, *19*. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00678>

Koch, J. M., & Hobbs, R. J. (2007). Synthesis: is alcoa successfully restoring a jarrah forest ecosystem after bauxite mining in Western Australia? *Restoration Ecology*, *15*(s4), S137–S144. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00301.x>

Kohl, M. T., Krausman, P. R., Kunkel, K., & Williams, D. M. (2013). Bison versus cattle: Are they ecologically synonymous? *Rangeland Ecology & Management*, *66*(6), 721–731. <https://doi.org/10.2111/REM-D-12-00113.1>

Komonen, A., & Müller, J. (2018). Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. *Conservation Biology*, *32*(3), 535–545. <https://doi.org/10.1111/cobi.13087>

Kont, R. (2013). *Ilvese territoriaalsus ja toitumine*. Keskkonnaagentuur.

Kormann, U., Scherber, C., Tschardt, T., Klein, N., Larbig, M., Valente, J. J., Hadley, A. S., & Betts, M. G. (2016). Corridors restore animal-mediated pollination in fragmented tropical forest landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *283*(1823), 20152347. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2347>

Kramer-Schadt, S., S. Kaiser, T., Frank, K., & Wiegand, T. (2011). Analyzing the effect of stepping stones on target patch colonisation in structured landscapes for Eurasian lynx. *Landscape Ecology*, *26*(4), 501–513. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9576-4>

Kun, R., Bartha, S., Malatinszky, Á., Molnár, Z., Lengyel, A., & Babai, D. (2019). “Everyone does it a bit differently!”: Evidence for a positive relationship between micro-scale land-use diversity and plant diversity in hay meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *283*, 106556. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.05.015>

Lambeck, R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, *11*(4), 849–856. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x>

Leite, M., Tambosi, L., Romitelli, I., & Metzger, J. (2013). Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: A Review. *Natureza & Conservação*

(*Brazilian Journal for Nature Conservation*), 12, 108–118.

<https://doi.org/10.4322/natcon.2013.019>

Li, Z., Ning, K., Chen, J., Liu, C., Wang, D., Nie, X., Hu, X., Wang, L., & Wang, T. (2020). Soil and water conservation effects driven by the implementation of ecological restoration projects: Evidence from the red soil hilly region of China in the last three decades. *Journal of Cleaner Production*, 260, 121109. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121109>

LIFE Peat Restore. (2016). LIFE Kliimamuutuste leevendamise Programm (2016-2021).

<https://life-peat-restore.eu/ee/>

LIFE programm. (2020). *FINAL Report of LIFE to alvars*. <https://life.envir.ee>

LIFE-IP ForEst&FarmLand. (2021). <https://life.envir.ee/life-ip-forestfarmland>

Liira, J., & Paal, T. (2013). Do forest-dwelling plant species disperse along landscape corridors? *Plant Ecology*, 214(3), 455–470. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0182-1>

Lindborg, R., Helm, A., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Kühn, I., Pykälä, J., & Pärtel, M. (2012). Effect of habitat area and isolation on plant trait distribution in European forests and grasslands. *Ecography*, 35(4), 356–363. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07286.x>

Lindenmayer, D., Manning, A., Smith, P., Possingham, H., Fischer, J., Oliver, I., & McCarthy, M. (2002). The focal-species approach and landscape restoration: A critique. *Conservation Biology*, 16(2), 338–345. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00450.x>

Manjaribe, C., Frasier, C., Rakouth, B., & Louis, E. (2013). Ecological restoration and reforestation of fragmented forests in Kianjavato, Madagascar. *International Journal of Ecology*, 2013, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2013/726275>

Manning, A. D., Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2006). Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological Conservation*, 132(3), 311–321. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.023>

Martin, D. M. (2017). Ecological restoration should be redefined for the twenty-first century. *Restoration Ecology*, 25(5), 668–673. <https://doi.org/10.1111/rec.12554>

- McDonald, T., Gann, G. D., Jonson, J., & Dixon, K. W. (2016). International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. *Society for Ecological Restoration*: Washington, DC, USA.
- McNaughton, S. J. (1984). Grazing lawns: animals in herds, plant form, and coevolution. *The American Naturalist*, *124*(6), 863–886. JSTOR. <https://doi.org/10.1086/284321>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.09.006>
- Metsähallitus. (2021). *Flying Squirrel LIFE – networks and co-operation*. Metsähallitus. <https://www.metsa.fi/en/project/flying-squirrel-life/>
- Metzger, J. P., & Brancalion, P. H. S. (2016). Landscape Ecology and Restoration Processes. M. A. Palmer, J. B. Zedler, & D. A. Falk (Toim), *Foundations of Restoration Ecology* (lk 90–120). Island Press. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-698-1_4
- Mikulcak, F., Newig, J., Milcu, A. I., Hartel, T., & Fischer, J. (2013). Integrating rural development and biodiversity conservation in Central Romania. *Environmental Conservation*, *40*(2), 129–137. Cambridge Core. <https://doi.org/10.1017/S0376892912000392>
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Millenium Ecosystem Assessment Synthesis Report* (W. Reid, H. Mooney, A. Cropper, D. Capistrano, S. Carpenter, K. Chopra, P. Dasgupta, T. Dietz, A. Duraiappah, R. Hassan, R. Kasperson, R. Leemans, R. May, A. Mcmichael, P. Pingali, C. Samper, R. Scholes, R. Watson, A. H. Zakri, & M. Zurek, Toim). Island Press.
- Montanarella, L., Scholes, R., & Brainich, A. (Toim). (2018). *The IPBES assessment report on land degradation and restoration*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn.
- Naveh, Z. (2007). Ecological and Cultural Landscape Restoration and the Cultural Evolution towards a Post-Industrial Symbiosis between Human Society and Nature. H. Décamps, B. Tress, & G. Tress (Toim), *Transdisciplinary Challenges in Landscape Ecology and*

Restoration Ecology: An Anthology. (lk 281–295). Springer Netherlands.

https://doi.org/10.1007/1-4020-4422-4_11

Neuenkamp, L., Zobel, M., Lind, E., Gerz, M., & Moora, M. (2019). Arbuscular mycorrhizal fungal community composition determines the competitive response of two grassland forbs. *PLOS one*, *14*(7), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219527>

Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: An appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, *146*(4), 579–600.

<https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x>

Oba, G., Stenseth, N. Chr., & Lusigi, W. J. (2000). New Perspectives on Sustainable Grazing Management in Arid Zones of Sub-Saharan Africa. *BioScience*, *50*(1), 35–51.

[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0035:NPOSGM\]2.3.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0035:NPOSGM]2.3.CO;2)

Ouin, A., Aviron, S., Dover, J., & Burel, F. (2004). Complementation/supplementation of resources for butterflies in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *103*(3), 473–479. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.11.003>

Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Falk, D. A. (2016). Ecological Theory and Restoration Ecology. *Foundations of Restoration Ecology* (lk 3–26). Island Press.

Peña, R., Schleuning, M., Donoso, I., Rodríguez-Pérez, J., Dalerum, F., & García, D. (2020). Biodiversity components mediate the response to forest loss and the effect on ecological processes of plant–frugivore assemblages. *Functional Ecology*, *34*(6), 1257–1267.

<https://doi.org/10.1111/1365-2435.13566>

Phillips, B. B., Wallace, C., Roberts, B. R., Whitehouse, A. T., Gaston, K. J., Bullock, J. M., Dicks, L. V., & Osborne, J. L. (2020). Enhancing road verges to aid pollinator conservation: A review. *Biological Conservation*, *250*, 108687.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108687>

Powell, J. R., & Rillig, M. C. (2018). Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem function. *New Phytologist*, *220*(4), 1059–1075. <https://doi.org/10.1111/nph.15119>

- Power, A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: Tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2959–2971. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Prach, K., & Tolvanen, A. (2016). How can we restore biodiversity and ecosystem services in mining and industrial sites? *Environmental Science and Pollution Research*, 23(14), 13587–13590. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7113-3>
- Pärandkoosluste kaitse ühing. (2019). *LIFE+ projekti „LIFE to alvars” ehk „Elu alvaritele” aruanne*. https://dspace.emu.ee/xmlui/bitstream/handle/10492/4662/200x230_laymans_EST_veeb.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Pärtel, M., Helm, A., Reitalu, T., Liira, J., & Zobel, M. (2007). Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. *Journal of Ecology*, 95(3), 574–582. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01230.x>
- Rey Benayas, J. M., & Bullock, J. M. (2012). Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems*, 15(6), 883–899. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9552-0>
- Reyes-García, V., Fernández-Llamazares, Á., McElwee, P., Molnár, Z., Öllerer, K., Wilson, S. J., & Brondizio, E. S. (2019). The contributions of Indigenous Peoples and local communities to ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27(1), 3–8. <https://doi.org/10.1111/rec.12894>
- Riggio, J., Baillie, J. E., Brumby, S., Ellis, E., Kennedy, C. M., Oakleaf, J. R., Tait, A., Tepe, T., Theobald, D. M., Venter, O., Watson, J. E. M., & Jacobson, A. P. (2020). Global human influence maps reveal clear opportunities in conserving Earth’s remaining intact terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 26(8), 4344–4356. <https://doi.org/10.1111/gcb.15109>
- Saar, L., Takkis, K., Pärtel, M., & Helm, A. (2012). Which plant traits predict species loss in calcareous grasslands with extinction debt? *Diversity and Distributions*, 18(8), 808–817. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00885.x>

Santamarta Cerezal, J. C., Hernández-Gutiérrez, L. E., & Arraiza Bermúdez-Cañete, M. P. (Toim). (2014). Environmental Restoration. *Natural Hazards & Climate Change/ Riesgos Naturales y Cambio Climático* (1k 54–65). Madrid: Colegio de Ingenieros de Montes.

Scott, K., Setterfield, S. A., Douglas, M. M., Parr, C. L., Schatz, J., & Andersen, A. N. (2012). Does long-term fire exclusion in an Australian tropical savanna result in a biome shift? A test using the reintroduction of fire. *Austral Ecology*, *37*(6), 693–711. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2012.02379.x>

Society for Ecological Restoration. (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group.

Steffan-Dewenter, I., & Tschardt, T. (1999). Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, *121*(3), 432–440. <https://doi.org/10.1007/s004420050949>

Zerbe, S., Steffenhagen, P., Parakenings, K., Timmermann, T., Frick, A., Gelbrecht, J., & Zak, D. (2013). Ecosystem service restoration after 10 years of rewetting peatlands in NE Germany. *Environmental Management*, *51*(6), 1194–1209. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0048-2>

Takkis, K., Kull, T., Hallikma, T., Jaksi, P., Kaljund, K., Kauer, K., Kull, T., Kurina, O., Külvik, M., Lanno, K., Leht, M., Liira, J., Melts, I., Pehlak, H., Raet, J., Sammet, K., Sepp, K., Väli, Ü., & Laanisto, L. (2018). Drivers of species richness and community integrity of small forest patches in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science*, *29*(6), 978–988. <https://doi.org/10.1111/jvs.12689>

Takkis, K., Pärtel, M., Saar, L., & Helm, A. (2013). Extinction debt in a common grassland species: Immediate and delayed responses of plant and population fitness. *Plant Ecology*, *214*(7), 953–963. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0221-y>

Teichert, S., & Bondrup-Nielsen, S. (2005). Effect of spatial scale on habitat use of *Bolitotherus cornutus* (Coleoptera: Tenebrionidae). *The Canadian Entomologist*, *137*(2), 192–201. Cambridge Core. <https://doi.org/10.4039/n04-092>

- The Invertebrate Conservation. (2021). *Buglife*. B-Lines. <https://www.buglife.org.uk/our-work/b-lines/>
- Thomas, H., & Nisbet, T. R. (2007). An assessment of the impact of floodplain woodland on flood flows. *Water and Environment Journal*, *21*(2), 114–126. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2006.00056.x>
- Thomas, J., Simcox, D. J., & Clarke, R. T. (2009). Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly. *Science*, *325*(5936), 80. <https://doi.org/10.1126/science.1175726>
- Tjørve, E. (2010). How to resolve the SLOSS debate: Lessons from species-diversity models. *Journal of Theoretical Biology*, *264*, 604–612. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2010.02.009>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2016). Grazing vs. Mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *222*, 200–212. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2018). Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation*, *27*(10), 2451–2475. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1562-6>
- Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. E. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, *123*(4), 507–519. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>
- United Nations. (2019a). *Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019*.
- United Nations. (2019b). UN report: Nature’s dangerous decline “unprecedented”; Species extinction rates “accelerating.”. *Sustainable Development Goals*.
- United Nations Development Programme. (2012). *Shinyanga Soil Conservation Programme (HASHI), Tanzania* (J. Corcoran, O. Hughes, D. Keegan, M. Konsa, E. Lewis, & W. Wilding, Toim). Equator Initiative Case Study Series. https://www.equatorinitiative.org/wp-content/uploads/2017/05/case_1348161099.pdf
- Vahter, T., Bueno, C. G., Davison, J., Herodes, K., Hiiesalu, I., Kasari-Toussaint, L., Oja, J., Olsson, P. A., Sepp, S.-K., Zobel, M., Vasar, M., & Öpik, M. (2020). Co-introduction of

native mycorrhizal fungi and plant seeds accelerates restoration of post-mining landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1741–1751. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13663>

Valdés, A., Lenoir, J., De Frenne, P., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., Cousins, S. A. O., Deconchat, M., De Smedt, P., Diekmann, M., Ehrmann, S., Gallet-Moron, E., Gärtner, S., Giffard, B., Hansen, K., Hermy, M., Kolb, A., Le Roux, V., Liira, J., ... Decocq, G. (2020). High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 4–16. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13537>

Vaughn, K. J., Porensky, L. M., Wilkerson, M. L., Balachowski, J., Peffer, E., Riginos, C., & Young, T. P. (2010). Restoration Ecology. *Nature Education Knowledge*, 3(10), 66.

Vilbas, M., Teder, T., Tiitsaar, A., Kaasik, A., & Esperk, T. (2015). Habitat use of the endangered parasitic butterfly *Phengaris arion* close to its northern distribution limit. *Insect Conservation and Diversity*, 8(3), 252–260. <https://doi.org/10.1111/icad.12104>

Wahengbam, J., Raut, A., Pal, S., & Banu, N. (2019). Role of Bumble Bee in Pollination. *Annals of biology*, 35, 290–295.

Weiner, C. N., Werner, M., Linsenmair, K. E., & Blüthgen, N. (2014). Land-use impacts on plant–pollinator networks: Interaction strength and specialization predict pollinator declines. *Ecology*, 95(2), 466–474. <https://doi.org/10.1890/13-0436.1>

Westin, A., Iuga, A., & Lennartsson, T. (2013). Managing biodiversity rich hay meadows in the EU: A comparison of Swedish and Romanian grasslands. *Environmental Conservation*, 40. <https://doi.org/10.1017/S0376892912000458>

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Elina Kambrimäe,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Maastike taastamine“, mille juhendaja on Krista Takkis, 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.

Elina Kambrimäe

25.05.2021