

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
BOTAANIKA OSAKOND

Anni Petron

**ÄMBLIKUKOOSLUSED ÖKOSÜSTEEMIDE
TAASTAMISEL: MUUTUSED, DÜNAAMIKA JA
KASUTATAVUS TAASTUMISE
INDIKAATORINA**

Bakalaureusetöö (12 EAP)

Bioloogia ja elustiku kaitse õppekava

Juhendajad: Aveliina Helm,

Mart Meriste

Tartu 2024

Infoleht

Ämblikukooslused ökosüsteemide taastamisel: muutused, dünaamika ja roll taastumise indikaatorina

Töö eesmärk on anda kirjanduse põhjal ülevaade ämblikukoosluste rollist ja dünaamikast elupaikade seisundi muutumisel, sh ökosüsteemide taastamisel ning analüüsida võimalusi kasutada ämblikulisi ökosüsteemide taastumise edukuse indikaatorgrupina.

Märksõnad: ämblikukooslused, ökosüsteemide taastamine, bioindikaatorid

CERCS: B270 Taimeökoloogia

Spider communities in ecosystem restoration: dynamics, change and role as indicators of recovery

The aim of this thesis is to give an overview of spider community role and their dynamics during and after ecosystem restoration. This thesis is based on literature.

Keywords: Spider assemblages, ecosystem restoration, bioindicators

CERCS: B270 Plant ecology

Sisukord

Infoleht	2
Sissejuhatus	5
1. Ökosüsteemide taastamine	7
1.1 Ökosüsteemide seisund.....	7
1.1.1 Ökosüsteemide kahjustumise peamised mõjutegurid.....	8
1.1.2 Kliimamuutused	8
1.1.3 Elupaikade hävimine ja seisukorra halvenemine.....	8
1.1.4 Invasiivsete võõrliikide levik.....	10
1.2 Taastamise vajadus.....	11
1.2.1 Ülevaade elurikkuse seisundist Eestis ja Euroopas	11
1.2.2 Ökoloogiline taastamine kui elupaikade seisundi parandamise võimalus.....	12
1.3 Taastamise hindamine	13
1.4 Taastumisedukuse seirevajadus indikaatorliikide ja -gruppide järgi.	13
2. Ämblikud indikaatorina koosluste seisundi hindamisel	16
2.1 Kasutatavus	16
2.2 Andmete kogumise meetodid	17
2.2.1 Ämblike kogumine	17
2.2.2 Määramine	17
2.2.3 DNA barcoding.....	18
2.2.4 Võrkude järgi liigirikkuse hindamine.....	19
2.3 Olulised indikaatorliigid	19
2.3.1 Funktsionaalsed rühmad ämblikukooslustes	20
3. Ämblikukoosluste muutused koosluste degradeerumise ja ökoloogilise taastamise korral.....	22
3.1 Koosluste degradeerumise mõju ämblikukooslustele.....	22
3.1.1 Pöördumatu kahju ökosüsteemile.....	22

3.1.2	Elupaiga liigne killustumine.....	22
3.2	Ökoloogilise taastamise mõju ämblikukooslustele.....	23
3.2.1	Selgrootute arvukuse ja liigilise koosseisu taastumine.....	25
4.	Ämblikukoosuste kasutamine ökoloogilise taastamise hindamisel.....	27
4.1	Järeldused.....	27
	Kokkuvõte	29
	Summary.....	30
	Tänuavaldused.....	31
5.	Kasutatud kirjandus	32

Sissejuhatus

Üle 80% Euroopa looduslikest ökosüsteemidest on suuremal või vähemal määral degradeerunud. Elupaikade kadu ja degradeerumine on peamiseks looduse seisundit mõjutavaks teguriks. (Euroopa Ülemkogu ja Euroopa Liidu Nõukogu koduleht, 2024b) IPBESi (Elurikkuse ja loodushüvede koostöökogu, inglise keeles *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*) hinnangul on järgmiste kümnendite jooksul väljasuremisohus ligikaudu miljon taime- ja loomaliiki. (IPBES, 2019) Mitmekesised ja hästi toimivad ökosüsteemid loovad tingimused inimeste baasvajaduste täitmiseks läbi erinevate looduse hüvede pakkumise. Meile oluliste looduse hüvede hulgas on muuhulgas inimkonnale toidutootmiseks vajaliku viljaka mulla ning puhta vee tagamine, mulla, õhu ja vee kvaliteedi reguleerimine, esteetilise ning vaimse naudingu pakkumine ning palju muud. (IPBES, 2019) Suure väärtuse ning elurikkuse seisundi halvenemise tõttu on looduse kaitsmine, säilitamine ja taastamine järgnevatel kümnenditel väga oluline.

Kunming-Montreali elurikkuse konventsiooni kokkuleppes seati 23 konkreetset eesmärki 2030. ning visioon 2050. aastaks. Kokku lepiti, et lisaks ökosüsteemide tõhusale kaitsele vähemalt 30% maismaapindalast ja 30% merealast tuleb lisanduvat rõhku panna ka juba kahjustatud ökosüsteemide taastamisele. (Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, 2022) Kahjustatud ökosüsteemide hea ökoloogilise seisundi taastamine on keerukas, võtab rohkelt aega ning on kulukas. Keskkonna ja sealse elurikkuse ennetav kaitsmine on tunduvat odavam, kui hiljem taastamistegevuste läbiviimine. (Jackson & Hobbs, 2009)

Taastamisökoloogia on teadusharu, mis loob ja koondab ohustatud liikide ja kehvast seisust ökosüsteemide seisundi parandamiseks vajalikke teadmisi. Aina suurenev fookus juba kahjustatud ökosüsteemide taastamisele ning elurikkuse kao peatamisele on tähelepanu alla toonud ka vajaduse leida kulutõhusaid ning efektiivseid indikaatoreid, mis aitaksid tuvastada taastamistegevuste mõju ja hinnata taastumise tulemuslikkust. Töö raames hindan ämblikuliste kui ökosüsteemi tippkiskjate rakendamise võimalusi ökosüsteemide taastumise indikaatorina.

Töö eesmärk on kirjanduse põhjal anda ülevaade ämblikukoosluste dünaamikast elupaikade seisundi muutumisel, sh ökosüsteemide taastamisel ning analüüsida võimalusi ämblikulisi kasutamiseks ökosüsteemide taastumise edukuse indikaatorgrupina.

1. Ökosüsteemide taastamine

Elupaikade taastamise teadusliku uurimise ning taastamiseks vajalike teadmiste loomisega tegeleb taastamisökoloogia. Ökosüsteemide taastamise raames püütakse erinevate lähenemiste abil taastada looduslikke tingimusi elupaikades, mis on inimõju tagajärjel kahjustunud. Kuigi seisundi parandamiseks vajalikke praktikaid on võimalik rakendada pea kõigis ökosüsteemides, ei pruugi taastamistööd viia kahjustunud ökosüsteemile looduslikult iseloomuliku liigilise koosseisu või keskkonningimuste täieliku taastumiseni. Taastamise edukust võivad muuhulgas pärssida jätkuv saaste, ala isoleeritus, aja jooksul tekkinud levimistõkked või invasiivsed võõrliigid. Eestis on taastamiskogemust kogunenud pärandkooslustelt, mille häbumist on põhjustanud traditsiooniliste loomakasvatuse- ja maakasvatusevõtete kadumine. Levinumad taastamisvõtted pärandniitudel on puittaimestiku katvuse kahandamine, traditsiooniliste hooldusvõtete ehk niitmise või karjatamise taasalustamine. Lisaks pärandniitudele on Eestis rohkelt taastamistöid tehtud ka kahjustatud märgaladel. Kuivendatud või ka lisaks muul viisil kahjustatud (nt turbatootmine) märgaladel suletakse kuivenduskraavid veerežiimi taastamiseks ja vajadusel taasasustatakse ka turbasamblaid soodele iseloomulike protsesside käivitamiseks. Taastamise käigus tekitatud häiringud loovad võimaluse looduslikel ning uutel liikidel ökosüsteemis elukoht leida ning alale (taas)levida. Häiringute käigus paigutuvad vajalikud ressursid keskkonnas ümber, andes võimaluse kasvamiseks liikidele, mis varem kannatasid valguse-, ruumi- või toitainepuuduse all.

Taastamise edukust mõjutab ka maastiku koosseis, sh kaugus teistest sarnastest elupaikadest ning aladevaheline sidusus. Edukus on suurem, kui taastatava ala vahetus läheduses on heas seisukorras sarnaseid elupaikasid, kust liigid saavad taastatavale alale taas levida ehk need alad saavad käituda nõ doonorina kahjustunud elupaiga jaoks. Nõnda taastub sidusate alade liigirikkus, asurkondade geneetiline mitmekesisus ning ka arvukus kiiremini kui isoleeritud alal. (Borchard *et al.*, 2014)

1.1 Ökosüsteemide seisund

1.1.1 Ökosüsteemide kahjustumise peamised mõjutegurid

IPBESi globaalse raporti hinnangul on elupaikade degradeerumise mõjutegurid võimalik jaotada viide suuremasse gruppi: 1) kliimamuutused, 2) elupaikade hävimine ja seisundi halvenemine, 3) invasiivsete võõrliikide levik, 4) liikide ja looduslike ressursside ülekasutus (ülekuütmine, ülepüük jm) ning 5) saaste. (IPBES, 2019) Degradeerumise mõjutegurid on üksteisega tihedalt seotud. Näiteks kliimamuutused loovad sooda seisundi võõrliikide levimiseks, invasiivsed võõrliigid konkureerivad kohalike liikidega ning võivad piirkonniti võimust võtta. Liiga väikesed või muul moel kahjustunud elupaigad on tundlikumad kliimamuutustest tingitud ekstreemsetest ilmaoludest. Ressursside ülekasutamise tõttu ei suuda liikide asurkonnad taastuda ning elupaiga seisund halveneb.

1.1.2 Kliimamuutused

Kliimamuutused toovad endaga kiirelt kaasa ekstreemseid keskkonnatingimuste muutusi, millega kohanemisega ei suuda paljud liigid toime tulla. Ekstreemsed ilmaolud - nt põud, kuumalaine, liigselt sademeid - võivad kooslusi mõjutada otseselt, hävitades nt temperatuuritundilise organismi elupaiga või kaudselt, mõjutades organismi toidubaasi kättesaadavust (Bennett *et al.*, 2009).

Kuigi kuivendamisel ning kliima muutuse tõttu ilmnenud põua tagajärjed võivad olla sarnased, on viimane siiski oluliselt suurema kaaluga. Kuivenduskraave on võimalik vähese vaevaga sulgeda ning piirkonna veerežiim on enamasti suuteline taastuma. Kliimamuutuste mõju on enamasti komplekssem ning muutusi vältida ja nõ tagasi keerata on keeruline kui mitte võimatu. Ekstreemsete ilmaolude pikk kestvus võib tundlikumate liikide asurkondasid jäädavalt kahjustada või nende elupaigad hävitada. (Bennett *et al.*, 2009)

1.1.3 Elupaikade hävimine ja seisukorra halvenemine

Intensiivne maakasutus ohustab elupaikasid üle kogu maailma. IPBESi (2019) hinnangul on ligikaudu 75% maakera maismaast inimese poolt mingil kujul ümber kujundatud ning põllumajanduse ja metsanduse intensiivistumine ning erinevad maastikumuutused toovad kaasa ka looduslike elupaikade hävimise, nende pindala kahanemise või ökosüsteemi iseloomulike keskkonnatingimuste kahjustumise.

Metsaelupaikade peamiseks ohuteguriks on metsade intensiivne majandamine, liigne raiumine ning metsade muutmine muuks maaks, mille tagajärjel kaovad maastikes metsaliikidele sobilikud tingimused (Bennett, et al., 2009). Euroopa metsades on liikidele olulised elupaigad näiteks suured õõnsused puu tüvedes, mis tekivad looduslikult enamasti kahjustada saanud või vanadele puudele. Intensiivsema raieaega puhul puudub keskkonnas erineva vanusega puude osakaal ning kahaneb elupaikade varieeruvus. Metsaelupaikade seisundit on võimalik parandada läbi loodussõbralike metsamajandamisvõtete, metsade kaitse ning ka läbi väiksemate sammude, näiteks läbi tüügaspuude tekitamise, õõnsustega ja kahjustustega puude tekke kiirendamise ning paljudele liikidele elupaigaks oleva kõdupuidu säilitamise (Wainhouse & Boddy, 2022).

Lisaks intensiivsele majandamisele või otsesele elupaigakaole mõjutab ökosüsteeme ka loodusliku põlengurežiimi muutus. Näiteks Ameerika Ühendriikide tammikutes hoitakse põlenguid tänapäevaste vahendite abil kontrolli all, kuid seetõttu ohustab neid kinnikasvamine. Puistu võrastiku liitus on liiga suur ning piisavas koguses valgust ei jõua alustaimestikuni. Avarad tammikud on üleminekukoosluseks niidust metsaks ning sealsed mitmekesised ja liigirikkad kooslused on segu niidu- ning metsaliikidest. Kinnikasvamise tagajärjel kaovad ökosüsteemist need liigid, kes olude muutusel ei suuda konkurentsi survele vastu pidada. Näiteks ämblikukooslustest mõjutas tammikute kinnikasvamine enim avatud maastikul jahti pidavaid ämblikke. Avarate maastikulaikude taastamisel aga naasesid keskkonda avatud alade spetsialistid ning liigirikkus tõusis (Ryndock *et al.*, 2012) Põlengurežiimi muutused mõjutavad ka Austraalia ökosüsteeme, kus traditsiooniliselt väikesed põlengualad on asendunud laialdaste maastikutulekahjudega, milles hukub hinnanguliselt 50% täiskasvanud ämblike isenditest neis elupaikades. Looduslikust režiimist ulatuslikumad põlengud muudavad ökosüsteeme ning ei anna piisavalt võimalusi elurikkuse taastamiseks. Keskkondades, kus taastamiseks sobiliku aega ei teki, võivad lokaalsed asurkonnad täies mahus välja surra. (Rix *et al.*, 2017)

Mõnda kooslust kahjustab hoopis inimtegevuse kadu. Sobilike tingimuste kadumisel vaesestuvad pärandniidud ning teised traditsioonilise ja mõõduka inimtegevusega seotud kooslused. Näiteks niidukooslustes hakkavad karjatamise või niitmise lakkamisel vohama üksikud taimeliigid ning traditsiooniliselt liigirikas kooslus seeläbi liigiliselt üha ühetaolisemaks muutuda. Üksikutele selgroogsetele, selgrootutele ning taimeliikidele sobib ka homogeenne keskkond, kuid mitmekesised ökosüsteemi hüved kahanevad koos elurikkusega. (Prangel *et al.*, 2023)

1.1.4 Invasiivsete võõrliikide levik

Invasiivsete võõrliikide aina laialdasem levik on üheks viiest looduslike ökosüsteeme ohustavaks mõjuteguriks. Inimtegevuse tagajärjel oma looduslikest elupaikadest välja levivad võõrliigid hakanud aina rohkem teistes kooslustes kohalike liikidega konkureerima ning looduslikelt levilatelt liike välja tõrjuma. Võõrliikide massilise leviku tõttu võivad alale iseloomulikud liigid ja kooslused halvimal juhul täielikult hävineda. Kuigi invasiivne liik ei pruugi konkureerida otseselt teiste, alal paiknevate liikide rühmadega, siis kaudsete mõjurite toel mõjutab see pea kõiki, kes ala looduslikult hõivavad. (IPBES, 2023) Invasiivsete taimeliikide mõju ämblikukooslustele on uuritud näiteks Kesk-Euroopa niidukooslustes ja Lõuna-Aafrika savannides. (Balkenhol *et al.*, 2018; Mgobozi *et al.*, 2008)

Kesk-Euroopa märgadel niitutel invasiivse enela (*Spiraea spp.*) mõju uurinud Balkenhol *et al.*, (2018) tõdesid, et invasiivsete taimeliikide levik võib lisaks negatiivsetele mõjudele mõnele grupile hoopis soodsa keskkonna tekitada. Uuringus leiti, et tihedalt enelat täis kasvanud aladel toimusid liigirikkuse muutused negatiivses suunas. Märjale niidule iseloomulikud valgus- ja temperatuurilembesed liigid asendusid metsaelupaikades levinud ämblikega. Ühtlasi vähenes ämblike aktiivsus, mis on seletatav maapinnal rohkelt ringi liikuvate, niitudele iseloomulike ämblike liigirikkuse ning arvukuse kaoga. Kõikide elupaigas leidunud ämblike arvukus küll kasvas, kuid kooslust moodustavaid liike oli vähem ning üksikute niidukooslustele iseloomulike ämblike arvukus oli väike. (Balkenhol *et al.*, 2018)

Korvõieliste (Asteraceae) sugukonna esindaja *Chromolaena odorata* on üheks Lõuna-Aafrika savannides suurima mõjuga taimeliikideks. Kiire kasvuga taim jätab enda varju alale iseloomulikud taimeliigid. Looduslikult leitavate taimede kadumisel hääbuavad nendega koos toidutaimetele spetsialiseerunud putukakooslused ning erinevad mikroelupaigad. Mgobozi *et al.* uuringus leiti, et kõnealune võõrliik mõjutab ämblike kaudselt, kaotades vajaliku, putukatest koosneva toidubaasi. Degradatsioon piirkondade ämblike liigilist mitmekesisust ja isendite arvukust mõjutasid sarnased protsessid nagu ka Balkenhol *et al.* uuringus. Samuti kattusid mitmekesisuse ning arvukuse trendid. (Mgobozi *et al.*, 2008)

1.2 Taastamise vajadus

1.2.1 Ülevaade elurikkuse seisundist Eestis ja Euroopas

2020. aasta andmeil on heas seisukorras vaid 15% Euroopa looduslikest elupaikadest ning ilma fookuseta looduskaitsele ning ilma taastamismeetmete rakendamiseta halveneks elupaikade seisund veelgi (Euroopa Ülemkogu ja Euroopa Liidu Nõukogu koduleht, 2024b). Elurikkuse langeva trendi katkestamiseks on Euroopa Liidu elurikkuse strateegias seatud eesmärk võtta 2030. aastaks kaitse alla vähemalt 30% Euroopa maismaast. Eestis on 2023. aasta seisuga kaitse all 20,8% maismaast (koos siseveekogudega), mis on Euroopa keskmisest (26%) madalam (Keskkonnaagentuur, 2023). Et seatud eesmärki täita, tuleb kaitsetegevusi tõsiselt intensiivistada. Kui kaitse all olevate alade seisund on Eestis rahuldav või hea, siis väljaspool kaitstavaid alasid on elurikkuse seisund sageli vilets. (Helm *et al.*, 2023) Eestis on 60 loodusdirektiivi elupaigatüüpi, millest pea pooled on kehvast või ebapiisavas seisundis. Eriti suurt tähelepanu tuleb sealjuures pöörata metsade, pärandniitude ja märgalade kaitsele ning taastamisele ja taastamise järgselt soodsa seisundi säilitamiseks ka nende edasisele hooldamisele või kohasele kaitsele. (Kliimaministeeriumi koduleht, 2024) Kliimamuutustest põhjustatud põuad, üleujutused ja ekstreemsed ilmastikuolud mõjutavad looduse hüvede kättesaadavust ning bioloogilist mitmekesisust takistades sh liikide levikut või potentsiaalselt luues soodsa keskkonna invasiivsetele liikidele. IPBESi hinnangul on looduse 18st mõõdetavast hüvest viimase 50 aasta jooksul märkimisväärselt halvenenud lausa 14 (IPBES, 2019). Laiamahulise halvenemise valguses on oluline kehtestada keskkonnakaitse norme ning neid täita. Konkreetselt ökosüsteemide taastamisega seotud põhimõtted ja eesmärgid plaaniti Euroopas rakendada looduse taastamise määruse raames, mis töö kirjutamise hetkel ei ole veel Euroopa Liidu Nõukogus vastu võetud. Looduse taastamise määrus seab eesmärgid, et taastada kahjustatud maismaa ja mere elupaigad, parandada tolmeldajate seisundit, mitmekesistada agroökosüsteeme ja linnapiirkondi, soodustada metsade elurikkust ning eemaldada vee-elustiku liikumist takistavad tammid jõgedelt. (Euroopa Ülemkogu ja Euroopa Liidu Nõukogu koduleht, 2024a)

1.2.2 Ökoloogiline taastamine kui elupaikade seisundi parandamise võimalus

Ökoloogiline taastamine on degradeerunud elupaikade seisundi parandamine viisil, mis aitab taastada ökosüsteemile iseloomulikke keskkonnatingimusi ning soodustada elupaigale iseloomuliku liigilise koosseisu taastumist. Eesmärgiks on, et nii taastatavate alade liigirikkus kui ka elupaigaga seotud ökosüsteemi funktsioonid taastuks. Ökoloogilise taastamise käigus üritatakse tagada ökosüsteemi hea ja jätkusuutlik toimimine ning luua olukord, kus ökosüsteemi hüved ja funktsioonid oleksid võimalikult sarnased looduslikuga. Degradeerunud elupaikade puhul on esmatähtis teada ning kaardistada, mis põhjustas keskkonna halvenemise ning milline oli alal paiknev looduslik keskkond. Nii on taastamistegevustel võimalik mõjutavaid tegureid arvestada ning taastamistegevusi tulemuslikult läbi viia. (Jackson & Hobbs, 2009)

Märgadel aladel on iseloomulike koosluste seisundite halvenemise põhjuseks tihti kuivendamine. Seetõttu on taastamistööd teostades olulisim rekonstrueerida märjal alal nt madalsoos looduslik veerežiim. Režiimi taastamiseks tuleks eemaldada veekogudest tehiskõkked, mis takistavad elustiku levimist ning liikumist nt kudemisjõgedesse. Nagu kõigi teiste, siis soodustab ka vee-elupaikade taastumist keskkonna ning elupaikade omavaheline sidusus. (Euroopa Ülemkogu ja Euroopa Liidu Nõukogu koduleht, 2024b)

Niitude ja muude poollooduslike elupaikade kadumist ohustab traditsiooniliste maaharimisvõtete hääbumine. Nende alade taastamiseks on vaja teostada võsaraiet, taastada looduslik veerežiim ning sidusus teiste sarnaste elupaikadega. Heade olude säilimiseks on vaja poollooduslike keskkondi perioodiliselt hooldada nt niitmise või loomade karjatamisega. (Kliimaministeriumi koduleht, 2023) Metsakoosluste paremaks käekäiguks on vaja tagada lamapuidu ning püstiste surnud puude olemasolu. Mõlemad nimetatud tegurid muudavad keskkonda heterogeensemaks ning pakuvad elupaika ning toidubaasi nii mitmetele selgrootutele kui ka selgroogsetele.

Wainhouse ja Boddy (2022) loodud juhtnöörid metsakoosluste seisundi parandamiseks pakuvad välja viise, kuidas soodustada metsade taastumiseks vajalike erinevate mikroelupaikade teket. Taastamismetoodikad nt elusate puude kahjustamine ja lamapuidu metsa viimine toetuvad peale esialgseid tegevusi kõdupuidul elavatele seentele. Looduslikult alale levimine on ajakulukas ning võib nõuda kindlaid tingimusi nt mõne seene levimiseks peab olema puit valge- või pruunmädanikust kahjustatud ning laguprotsess alanud. Seetõttu on võimalik lagunemisprotsessi kiirendada tüve sisse sobilikke seeni

„istutades“. Lagunemisprotsesside toimumine soosib rähnide elutegevust ning soodustab omakorda paljudele organismidele sobiliku keskkonna, puuõõnsuste teket. (Wainhouse & Boddy, 2022)

1.3 Taastamise hindamine

Levinuim viis keskkonna elurikkust hinnata, on mõõta mõne grupi arvukust või ala liigirikkust. Samas ei pruugi see meetod olla kõige tõhusam, sest need ei hinda taastatud ala ökoloogilisi protsesse ning nende stabiliseerumist. (Perner & Malt, 2003) Ka Déri *et al.* (2011) leidsid, et ainuüksi arvukusest ja liigirikkuse mõõtmisest ei piisa. Keskkonna taastamise edukust võiks seirata mitut mõõtmisviisi kombineerides. Kasutada võiks traditsioonilist liigirikkuse ja arvukuse mõõtmist ning lisaks ka *mitme muutujaga statistikat, afiinsus indekseid jt.* (Déri *et al.*, 2011)

Hea näide edukast taastamisest on aastatel 2014-2019 toimunud loopealsete suuremahulise taastamise projekt elu alvaritele (Life to Alvars). Taastamistegevustele eelnes ja järgnes põhjalik elustikuanalüüs, kus ilmnas, et alade valik oli sobiv ning taastamisjärgselt toimusid oodatavad muutused keskkonnas kiirelt. Taastatud alad sarnanesid juba mõni aasta pärast taastamist heas seisundis loopealsetega. Esialgset kiiret taastumist soodustas seemnepanga olemasolu ning töö käigus tehtud pinnasehäiringute loodud tingimused seemnete idanemiseks. (Helm *et al.*, 2021)

1.4 Taastumisedukuse seirevajadus indikaatorliikide ja -gruppide järgi.

„Bioindikaator on organism või kooslus, mille tunnuste põhjal saab otsustada ökosüsteemi ja keskkonna (nt õhu, vee vms) seisundi ning nende muutumise (eriti inimtekkeliste) üle. Bioindikaatoriks sobivad kitsa ökoloogilise amplituudiga liigid; nad reageerivad keskkonna muutustele kiiresti ja alati ühtemoodi.“ (Saava, 2015:22)

Bioindikaatorid võimaldavad hinnata keskkonnaseisundit paigus, mille seiramine või vajalike materjalide kättesaadavus on keeruline või kallis. Samuti võib bioindikaator ilmetada mõne teise, madalama taksoni mitmekesisuse ning kohati ka kogu piirkonna

elurikkuse seisundit. Lisaks võimaldavad bioindikaatorid jälgida ka keskkonnas toimuvaid protsesse. (Holt & Miller, 2011)

Boindikaatorite puhul on oluline arvestada ka nende tundlikkust keskkonnamuutustele. Hea bioindikaatori keskkonnamuutuste taluvuspiir on kitsas kuni mõõdukas ning jääb laialtlevinud ning piirkonnas haruldaste liikide vahele. (Holt & Miller, 2011) Taastumise hindamiseks bioindikaatoreid valides peab jälgima, et valitud grupp vastaks elupaigale, muidu pruugi indikaatorite rakendamine soovitud tulemusi saavutada.

Cardoso *et al.* (2004) avaldatud artikkel hindab indikaatorliike väga olulisteks, sest need hoiavad suurel määral ressursse kokku ning saadud tulemuste kvaliteet on arvestades ressursi kulu väga hea. Nad leidsid, et indikaatorite kasutamise edukust on õnnestunud mitmes uuringus kaardistada, kuid nentisid, et leidub ka täpselt vastupidiseid tulemusi. Ebaõnnestumise peamiseks põhjuseks peeti ebasobivate taksonite valikut, mis reageerimine keskkonnamuutustele ei olnud alati ühene ning ette aimatav. (Cardoso *et al.*, 2004) Ka Holt ja Miller (2011) hindasid bioindikaatorite olulisust. Nende hinnangul on väikese kontsentratsiooniga saaste hindamiseks vaja väga tundlikku tehnikat ning analüüside täpsust. Samuti võib muutuste põhjuse kaardistamine osutada keeruliseks. Bioindikaatorite rakendamine võimaldab muutuseid varakult kaardistada, analüüsidest nende käitumist erinevatele keskkonnamuutustele puhul. (Holt & Miller, 2011)

Headeks maismaakoosluste indikaatorrühmadeks võib pidada soontaimi, linde, liblikaid, kimalasi ning ämblikke. (Helm *et al.*, 2021)

Üheks laialt levinud bioindikaatoriks on linnades kasvavad samblikud, mida peetakse õhusaaste headeks indikaatoriteks. Õhusaaste hindamise indikaatoritena on samblikud väga laialdaselt kasutatud ning selleteemalisi uurimusi tehakse maailmas pidevalt juurde. Samblikud omastavad vajalikke aineid kogu keha pinnaga otse õhust ning veest ning see muudab neid saastete osas eriti tundlikuks. (Abas, 2021)

Põhjalikult uuritud meemesilaste asemel on looduslikus keskkonnas võimalik bioindikaatoritena kasutada kimalasi, kellel on madala temperatuuri suhtes suurem vastupidavus. Nende head omadused on spetsiifiline elutsükkel ning käitumine. Kimalaste abil on võimalik muuhulgas hinnata raskemetallide kontsentratsiooni keskkonnas. (Breidenbach *et al.*, 2023)

Töö edasistes peatükkides analüüsin ämblikuliste rolli ökosüsteemide taastamisel ning nende seisundi parandamise võimalusi looduse taastamise raames.

2. Ämblikud indikaatorina koosluste seisundi hindamisel

2.1 Kasutatavus

Putukate ja ämblikulistel lühike eluiga ning suur tundlikkus keskkonnaseisundi muutuste osas muudab nad indikaatoritena taimedest tõhusamaks, kui soovida muutusi kiirelt kaardistada. Seega on taastamistegevuste edukus või läbikukkumine kiiremini märgatav. (Mortimer *et al.*, 1998) Lisaks on nii putukaid kui ämblikulisi võrdlemisi lihtne koguda, neil on suur liigirikkus, kindel elukohaeelistus ja ökoloogiline roll. Samuti mõjutavad erinevad looduslikud ning inimtekkelised häiringud erinevaid ämblikuliike aga ka funktsionaalseid gruppe üsna erinevalt (Ossamy *et al.*, 2016).

Ämblike elupaigaspetsiifilisust ilmestab hästi 2016. aastal Tšehhis läbiviidud uuring, mille tulemuste põhjal jaotati ämblike eelistatud elupaigad kolmeks: valgusküllased, varjulised ning vahepealsed keskkonnad. Haruldased ning ohustatud ämblikud ja avatud alale spetsialiseerunud liigid eelistasid valgusküllast, vähese puistu katvusega keskkonda. Varjulisemates elupaikades leiti tihemini metsades levinud liike, generalistid eelistasid seevastu varjulise ja valgusküllase elupaiga vahepealset, mitmekesist elupaika. Eri küttemisstrateegiatega gruppides eelistasid võrku kudevad ämblikud (ühe erandiga) tihedama võraga alasid. Maapinnal küttivad ämblikud eelistasid seevastu pigem hõreda võraga ala, kuid nad said valdavalt hästi hakkama terve elupaiga gradiendi ulatuses. (Košulič *et al.*, 2016)

Üldiselt on ämblike kasutamine bioindikaatoritena tõhus ning kuluefektiivne, kuid ka selle osas leidub erandeid. Cardoso *et al.* (2004) hindasid karaktergruppide kasutamist liialt kalliks juhul, kui indikaatorsugukonna isendite määramisel oli palju hoolsat ning aeganõudvat määramist vajavaid liike, kellega sarnanesid mitmed teiste sugukondade ämblikud. (Cardoso *et al.*, 2004)

2.2 Andmete kogumise meetodid

2.2.1 Ämblike kogumine

Levinuimaks ämblike kogumise viisiks on pinnasepüünisete (*pitfall traps*) kasutamine. Need on eriti sobilikud just maapinnal liikuvate selgrootute, nt jooksiklaste, püügiks. (Noreika *et al.*, 2015) Pinnasepüünis on maasse kaevatud kogumistops, mille suue on samal tasapinnal ümbritseva maapinnaga. Toppide põhja valatakse konserveerivat vedelikku, mis pinnasesse sattudes liigset keskkonnakahju ei põhjusta (Smith DiCarlo & DeBano, 2019). Lisaks pinnasepüünistele kasutatakse ka kahapüügi meetodit (*sweep netting*), mille abil on võimalik koguda andmeid nende selgroogsete kohta, kes tegutsevad peamiselt rohurindes. (Noreika *et al.*, 2015) Samas on mõlemal meetodikal puudujääke. Pinnasepüüniste kasutamine ei anna infot ämblike arvukuse kohta, vaid kajastab pinnasel liikuvate organismide aktiivsust ning kahapüügi edukus võib sõltub kellaajast, millal püüki teostatakse ning tolle hetke ilmastikuoludest (nt tuule tugevusest, vihmast).

Cristofoli *et al.* (2010) uurimuses kasutati rohurindes elavate selgrootute püüdmiseks ka taldrikpüüniseid (*pan traps*). (Cristofoli *et al.*, 2010) Taldrikpüünised on erksat värvi, vee ja vähese pesuvahendiga täidetud plasttaldrikud, mis paigutatakse otse maapinnale või postide abil kõrgemale. (Saunders & Luck, 2013)

Erinevates uurimustes on kogumisperiodid väga varieeruvad. Pinnasepüünised on maas olenevalt uurimusest kümme päeva kuni mitu nädalat. Nii pinnasepüünised kui ka taldrikpüünised täidetakse umbes 10–20% keedusoolalahusega, millele on vee pindpinevuse vähendamiseks lisatud natuke detergenti. Mõned uuringud kasutavad NaCl-lahuse asemel propüleenglükooli, mis aurub soolalahustest ning vee ja etanooli segudest aeglasemalt. (Smith DiCarlo & DeBano, 2019)

2.2.2 Määramine

Ämblike määramise meetodid võib jaotada kolmeks. Levinuim neist on liigi määramine isendi morfoloogiliste tunnuste järgi.

Kuigi osa ämblikke oleks isendit surmamata võimalik kümnekordse suurendusega luubiga määrata vähemalt perekonna tasemeni kohe välitöödel, oleks see veelgi ajakulukam, kui hiljem laboris kogutud materjalide stereomikroskoobi all läbitöötamine. Lisaks on liigini

määramiseks vaja enamikel ämblikel vaadelda nende suguelundeid; emastel epigüüni (*epigyne*) ning isastel lõugkobijate otsas erilise kujuga paisunud struktuuri (*pedipalp*). Lõugkobijad esinevad ka emastel ämblikel, kuid neil puudub paisunud tipp ning need meenutavad pigem lühikest lisajalga. Peale suguelundite eristab ämblike pere- ja sugukondi muuhulgas ka silmade arv (enamasti on ämblikel 8 silma, kuid leidub ka 6 silmaga ämblike sugukondi), erinevate jalapaaride paksus või pikkuse omavaheline suhe ja keha kuju. (Bee *et al.*, 2020)

Morfoloogia järgi määramist kasutatakse üldjuhul vaid täiskasvanud isendite puhul. Ämblike noorjärgudel ei ole enamasti suguelundite spetsiifilised struktuurid välja kujunenud, nende määramine on ajakulukas ning noorjärgude määramiseks mõeldud vastavat kirjandust ei ole. Enne viimast kestumist hakkavad nii epigüün kui lõugkobijad meenutama täiskasvanud isendi omi. (Bee *et al.*, 2020)

Lisaks ämbliku vaatlemisele abistab ka tema kookoni (*egg-sac*) uurimine. Kookon on enim abiks liikide puhul, kes seda endaga kaasas kannavad. Mõningase värvi või kuju varieeruvuse tõttu ei ole ainuüksi kookoni ja selle olemasolu põhjal võimalik liiki määrata, kuid see võib olla abiks ämbliku määramisel, millel on palju morfoloogiliselt sarnaseid liike. Samuti on kookonite mitmekesisuse tundmine kasulik välitöödel, kus looduses kookonite leidmisel saab kiirelt määrata, mis sugukond selles piirkonnas esineb. (Bee *et al.*, 2020)

2.2.3 DNA barcoding

Ämblike DNA järgi määramine on viimastel aastatel üha levinumaks muutumas. Uue meetodi kasutuselevõtt lahendab mitmeid probleeme, millest üks olulisim, on morfoloogia järgi määramiseks vajalike spetsiifiliste oskustega spetsialistide vähenemine. (Kennedy *et al.*, 2020)

Ka Tyagi *et al.*, (2019) on DNA sekveneerimise kasutamisel mitmeid eeliseid märganud. Meetod on manuaalsest määramisest kiirem, täpsem ja suudab määrata ka noorjärgude/juveniilide liigilise kuuluvuse. Samuti on selle abil võimalik eristada krüptilisi liike, mis välimuselt on väga sarnased mõne muu liigiga, kuid nende DNA on erinev. (Tyagi *et al.*, 2019) Kennedy *et al.*, (2020) hindasid meetodi oluliseks eeliseks võimaluse koguda ning mõista keskkonda jäänud tegevusjälgi. Näiteks ämblike üksikuid kehaosi, väljutatud võrku ja väljaheiteid. Samuti loob meetod paremad võimalused ämblike söögilaua kaardistamiseks ning mõistmiseks. (Kennedy *et al.*, 2020)

Ka DNA järgi ämblikukoosluste hindamisel on omajagu vajakajäämisis. Kuna tehnoloogiat on ämblike määramiseks vähest aega kasutatud, on ämblike sekveneeritud DNA järjestuste kogud puudulikud. (Kennedy *et al.*, 2020)

2.2.4 Võrkude järgi liigirikkuse hindamine

Austraalias on välja töötatud meetodika võrke kuduvate ämblike liigirikkuse hindamiseks, mille eesmärk on vähendada ämblike kogumiseks kuluvat ressursi kulu (nt aja, tehnoloogia või spetsialistide palkamise kulu). Juhend koosneb 33st võrgutüübist ning on piirkonnaspetsiifiline. Võrkude hindamise meetodikat on võimalik küll laiendada teistelegi piirkondadele, kuid esineda võib vigu. Samad liigid, kes Austraalias kindla struktuuriga võrku koovad, käituvad teistsuguse flooraga elupaigus nt Euroopas teisiti. Eduka, korrektse juhendi koostamise järel on nii vabatahtlikel kui ka välitöödel olevatel teadlastel võimalik võrku kuduvaid ämblike kiiremini määrata. Meetodikal on veel arenguruumi – sama perekonna ämblike täiskasvanud isendid ning noorjärgud koovad sageli erinevaid võrke ning praegustes juhendites on noorjärgud kõrvale jäetud. Võrke võib pidada tegevusjäljeks ja nende järgi liikide määramist pidada sarnaseks selgroogsete tegevusjälgede seirega. Nende leidude järgi olid leitud võrkude määramisel tehtud perekondade arvukuse kohased järeldused korrelatsioonis kogutud isendite perekondade arvukusega. Gollan *et al.* (2010) tegelesid uurimuses vaid päevase eluviisiga ämblikega, sest võrkude kogumine on vähese valguse tõttu öösel raskendatud. Samas soovitasid nad järgnevatel uuringutel ka öösel võrkude leidmist ning hindamist proovida. (Gollan *et al.*, 2010)

2.3 Olulised indikaatorliigid

2004. aasta uuringu tulemusel määrasid Cardoso *et al.* (2004) Portugali ämblike liigirikkuse headeks indikaatoriteks kaks sugukonda 39st, reduämbliklased (*Gnaphosidae*) ja keraämbliklased (*Theridiidae*). Vaatamata sellele, et reduämbliklaste ja keraämbliklaste sugukondade liigid moodustasid kogu liigirikkusest vaid 28%, sai nende esinemise põhjal ennustada, millises seisus on ämblike liigirikkus ka teistes rühmades. Tulemusi mõjutavateks teguriteks loeti proovide kogumise hulka, katseala kaetust puistuga, põhja- ja lõunapoolsemaid proovialasid ning inimtegevuse mõju proovialal. Olulisim neist oli proovide kogumise hulk, sest mida rohkem/kauem proove samast asukohast kogutakse, seda

suurem on tõenäosus leida proovist uusi liike. Siiski ei ole seos lineaarne, vaid omab optimaalset ajahetke, millest kauem ei ole mõtet proove maas hoida. Valitud sugukonnad näitasid paremaid tulemusi aladel, kus puudega katvust ei olnud. Ülejäänud testitud tegurid olulist rolli ei mänginud. Cardoso *et al.* (2004) tõdesid, et kumbki sugukondadest – keraämbliklased ega reduämbliklased – üksi ei osutu heaks indikaatoriks ning usaldusväärsem on mõlemaid kombineerides rakendada kahe sugukonna põhist hindamismeetodit. Indikaatorite põhjal saab hästi hinnata uuritud ala looduskaitselist väärtust, kuid kahtluste tekkel tuleks pigem kaitsta suuremaid alasid, et minimeerida indikaatori vea mõju. Mõlema sugukonna arvukal esinemisel hinnati piirkonna üleüldist liigirikkust heaks. Lisaks Portugalile kehtivad tulemused ka vahemerepiirkondadega sarnaste keskkondade kohta. (Cardoso *et al.*, 2004)

Venemaal ja Soomes hinnati 2002. aastal boreaalsete ning nende lähedusse jäävate keskkondade parimateks ämblike liigilise mitmekesisuse indikaatoriteks kangurlasi (*Linyphiidae*) ja huntämblikke (*Lycosidae*). Esialgsete hinnangute järel loobuti kangurlaste kasutamisest, sest sugukonnas on väga palju liike, mille määramine võtab nende väikese kehasuuruse tõttu tohutult aega. See-eest huntämblikute liigirikkus on kangurlastest väiksem ning teistest sugukondade liigirikkusest suurem. Neid on lihtsam määrata ning nad on pinnasepüünistega kergelt kogutavad. Huntämblikud on head bioindikaatorid, sest nende osakaal varieerub uurimiskohati vähe, moodustades kõigist leitud ämblikest 7%–12%. (Marusik & Koponen, 2002)

Košulič *et al.* (2016) leidsid oma uurimuses Tšehhi elupaikade väärtuse hindamise headeks indikaatoriteks liigid, kes on sealses piirkonnas haruldased või kuuluvad ohustatud liikide hulka. Mida kriitilisemas seisus leitud liik Tšehhi punase raamatu järgi oli, seda olulisemaks liiki ning selle ämblikupopulatsiooni hoidmist peeti. (Košulič *et al.*, 2016)

2.3.1 Funktsionaalsed rühmad ämblikukooslustes

Ämblike funktsionaalsed grupid koosnevad liikidest, kelle ülesanded ning pakutavad ökosüsteemi hüved on üksteisega samad. Gruppe uurides on võimalik saada infot kliima- ja elupaigaseisundi muutuste ja tundlikkuse kohta. Keskkonna hõivanud funktsionaalsete gruppide mitmekesisuse ja dünaamika jälgimine on üks levinum viis seisundi muutuse kaardistamisel. (Cardoso *et al.*, 2011)

Ämblike võib vastavalt vajadusele jagada erinevate kategooriate alusel funktsionaalsetesse gruppidesse. Sanders *et al.* (2014) jaotasid neid kahel viisil: esmalt küttemisstrateegia ning teisalt elupaigaeelistuse järgi. Küttemisstrateegia alusel jagunesid ämblikud viieks: ratasvõrku, kiikvõrku, lehtervõrku, takervõrku ja võrku mitte kuduvateks ämblikeks. Elupaigaeelistused omakorda kolmeks: maapinnal, keskmise kasvuga taimestikul ning kõrgeimas elupaigas, põõsastikus elada eelistatavateks ämblikeks. Ämblikud on kiskjad, kelle põhjal on võimalik teha järeldusi saakloomade (enamasti putukate, kuid ka teiste lülijalgsete, ämblike) arvukusest. (Sanders *et al.*, 2015)

3. Ämblikukoosluste muutused koosluste degradeerumise ja ökoloogilise taastamise korral

3.1 Koosluste degradeerumise mõju ämblikukooslustele

3.1.1 Pöördumatu kahju ökosüsteemile

Ökosüsteemidele tehtud pöördumatut kahju ei ole võimalik nn ümber pöörata. Mõningatel juhtudel ei piisa looduslike tingimuste taasloomisest, sest kindlale keskkonnale spetsiifilised liigid on lokaalselt väljasurnud. Oluline on säilitada ka neid ökosüsteeme, mille täpsest toimemehhanismist ning „kasulikkusest“ ei ole täit pilti õnnestunud saada. Teaduse arenedes ning keskkonna olulisuse ilmnedes võib tagantjärele elupaiga taastamine olla võimatu või väga kulukas. (Sunstein, 2017)

Kliimamuutuse tõttu tõusev temperatuur mõjutab elupaikadele spetsialiseerunud ämblikukooslusi rohkem kui generaliste. Enim on surve all eraldatud keskkonnad nt saarte või mägede kooslused. Temperatuuri tõustes ei ole võimalik isoleeritud aladelt levida sobivamatele laiuskraadidele, kui erinevad potentsiaalsete elupaikade vahelised levimiskoridorid puuduvad. Nii on ohus koobastes elavad ämblikukooslused. Enamike koobaste sisene temperatuur on väga stabiilne ning kooslused on väikseimagi muutuse suhtes eriti tundlikud. Temperatuuri nihe muudab õhu tiheduse gradienti ning segab keskkonnale iseloomulikku õhuringlust. Perekonna *Troglohyphantes* ämblike uurides leiti, et nad on koobastes temperatuuri taluvuse piiril. Sellest võib järeldada, et keskmise temperatuuri tõusu korral kaovad neile sobivad elupaigad ning liik sureb lokaalselt välja. (Mammola *et al.*, 2018)

3.1.2 Elupaiga liigne killustumine

Elupaiga fragmenteerumine on nähtus, mil suur elupaiga piirkond jaguneb erinevate tõkete tekkel väiksemateks aladeks. Elupaiga killustajad võivad olla teed, kraavid, põllud, aiad või mõned muud inimese loodud tõkked. (Primack, 1993) Pika aja jooksul võivad ka looduslikel

põhjustel elupaigad väiksemateks osadeks muutuda, kuid sellisel juhul ei ole muutus niivõrd järsk kui inimtekkeline killustumine.

Killustumise tagajärjel suureneb elupaiga servaalade pindala ning ka elupaiga keskpaik on servadele lähemal. See tähendab, et elupaika servestab servaaladel teiste elupaikade surve, kiskluse mõju. (Primack, 1993) Liigne elupaikade fragmenteeritus raskendab liikidel erinevate sobilike keskkondade vahel levida. Seda eriti gruppide puhul, kes ei suuda kiirelt levida või ei talu looduslikust elupaigast erinevaid keskkonnatingimusi. Näiteks väldivad metsakooslustele iseloomulikud liigid isegi väikeste avatud alade läbimist.

Oportunistlike levikustrateegiatega ämblike jaoks on fragmenteeritud elupaikade vahel levimine lihtsam. Ämblike seas ei ole sugugi haruldane härmalõngadega levimine. Niidi abil lendamiseks ronib ämblik mõne kõrrelise või muu kõrgema objekti otsa. Õhku tõusmiseks tõusevad „kikivarvule“ ning väljutavad niiti, mis liikuvate õhuvoogudega ämbliku üles tõstab. Meetodit kasutavad enim kangurlaste (*Linyphiidae*) sugukonna esindajad, kes erinevalt huntämblikest (*Lycosidae*) suudavad tänu väikesele kehamassile levida nn härmalõngadega ka täiskasvanuna. Nii suudavad hea õnne korral härmalõngadega levijad ekstreemsete keskkonnamuutuste korral degradeerunud elupaigast lahkuda. (Suter, 1999)

3.2 Ökoloogilise taastamise mõju ämblikukooslustele

Smith DiCarlo ja DeBano (2019) analüüsisid erinevate rohumaa taastamise mõju ämblike liigirikkusele ning isendite rohkusele. Uurimistulemustest selgub, et kuivade rohumaa taastamise järel kasvas ämblike liigirikkus nii palju, et taastatud ala mitmekesisus oli ligidane looduslikele keskkondadele. Sarnast taastumist arvukuses ei leitud. Ämblike rohkus oli analoogne degradeeritud piirkondadele. Liigilise mitmekesisuse tõusu üks põhjus võib olla uute elupaikade teke. Autorid leidsid, et taastatud alade liigirikkuse ja isendite arvukuse suuremahuliseks taastumiseks on vaja ala hooldada ning soovitud tulemuste nägemiseks läheb vähemalt 10 aastat. (Smith DiCarlo & DeBano, 2019) Vymazalová *et al.* (2021) seirasid seevastu ämblike populatsioone metsaökosüsteemides. Nad otsisid seost kinnikasvanud, avatud ja poolavatud koosluste ning seal elavate ämblike vahel. Tulemused toetasid varasemaid teadmisi, mis tähendab, et elurikkus suureneb, kui ämblikel on rohkelt varieeruvaid elupaiku. Elupaikade heterogeensus pakub ämblikele ka laiemat toidubaasi.

Vymazalová *et al.* (2021) väidavad, et mitmekülgseid elupaikasid tekitatakse ka metsade majandamisel. Seega on positiivseid külgi ka mõõdukal loodusesse sekkumisel, kui nii aidatakse rohkematel liikidel sobilikku elukohta leida. (Vymazalová *et al.*, 2021) Nii Smith DiCarlo ja DeBano (2019) kui ka Vymazalová *et al.* (2021) artiklites keskendutakse keskkonna mitmekesisuse loomisele.

Kinnikasvamise tagajärjel kaovad keskkonnast liigid, kes sellistes oludes ei suuda konkurentsile vastu pidada – eriti avatud maastikul jahti pidavad ämblikud. Taastamistegevuste raames korraldatud põletamiste järgselt on aga märgata, et metsaliigid suudavad taluda keskkonna muutust ning avatumat ala ja avatud alade spetsialistide naastes keskkond rikastub. (Ryndock *et al.*, 2012) Põlengurežiimi muutused mõjutavad ka Austraalia keskkondi, kus väikesed põlengualad on vahetunud laialdaste maastikutulekahjudega, mis mõjub fataalselt ligi 50% täiskasvanud isenditest. Tihedamad ning suuremad põlengud kurnavad keskkonda ning ei anna piisavalt aega elurikkuse taastumiseks. Intensiivsemate juhtude korral võib keskkonnas lokaalne populatsioon täies mahus välja surra. (Rix *et al.*, 2017)

Keskkonna taastamine ei pruugi alati anda soovitud tulemusi. Ebapiisavate tingimuste loomisel võivad taastamise järgselt hakata looduslikud protsessid taastuma, kuid muutused ei pruugi piisavalt kiiresti tekkida.

Sellised negatiivsed tulemused on ilmnenud jõgede taastamistöøde järel. Vaatamata heterogeensete tingimuste loomisele näitas selgrootute populatsioonide tõusu vaid kaks 78st taastatud elupaigast. Ebaõnnestumise põhjustajateks võis olla valede keskkonnatingimuste taastamisele keskendumine ning ebapiisav aeg keskkonnamuutuste märkamiseks (kuigi mõnel pool hinnati ala 8–10 aastat peale taastamist). (Palmer *et al.*, 2010)

3.2.1 Selgrootute arvukuse ja liigilise koosseisu taastumine

Selgrootutele sobilike elupaikade loomiseks võib piisata mõnel puhul üpris vähesest. Nende suuruse tõttu võivad selgrootud kogu elutsükli veeta mikroelupaigas (*microhabitat*), mille esialgu ebaolulisena näiv elupaikade struktuuri ja mitmekesisuse kasvades võib hüppeliselt kasvatada ka seal elavate selgrootute liigirikkus ning arvukus. Sellised mikroelupaigad on näiteks surnud puud või pankranniku paljandikud. (Kirby, 2013)

Elustiku taastamisel mängib rolli nn ideaalse elupaiga (ingl *field of dreams*) hüpotees. Selle järgi peaks ideaalse keskkonna loomisel taastatud aladele naasma elusorganismid, kes taolises elupaigas tavaliselt elavad. Taastamise esimene oluline komponent on keskkonna füüsiliste parameetrite taasloomine. Hüpoteesi toetavad märgalade taastamisel tehtud uuringud. (Palmer *et al.*, 1997) Kesk-Soomes ja Põhja-Karjalas tehtud uuringus taastati 30 aastat tagasi kraavitatud ning kuivendatud soiseid alasid. Lausa 1–3 aasta jooksul tõusis taastatud aladel märjale keskkonnale spetsialiseerunud selgrootute arvukus märkimisväärselt. Nii kiirele taasasustamisele võis kaasa aidata sarnaste alade lähedikkude paiknemine, taastatud paikade sarnasus naturaalsete märgaladega ja loodusliku maastiku suurus taastatud ala ümbruses. Selgelt oli märgata ka kõikide soise maastikuga harjunud taksonite seas isendite arvukuse suurenemist mida suurem oli maapinna turbasammaldegade katvus ning väiksem kõrgete puude osakaal. (Noreika *et al.*, 2015)

Poolavatud keskkonda taastades tuleb jätta ruumi ka tühjale maapinnale, kus selgrootud saaksid päikesevalguses soojeneda, jahti pidada, maasse kaevuda või pesa ehitada (*nesting*). Varieeruva taimestiku struktuuri kujunemist aitab rajada ala karjatamine või hooajaline niitmine. (Kirby, 2013) Stabiilne hoolderežiim tagab elupaiga erinevate kasvamine- ning levikustrateegiatega liikidele ja takistab domineerivaid liike valitsevaks muutumast ja nn paljaid laike kinni kasvamast.

Nõmmede taastamist uurinud Borchard *et al.* (2014) tõdesid, et avatud elupaikasid domineerivad arvukuselt kaks sugukonda: huntämbliklased (*Lycosidae*) ning kangurlased (*Linyphiidae*). Mõlema puhul on tegemist maapinnal tegutsevate perekondadega. Huntämbliklased sõltuvad avatud maapinnast, et seal jahti pidada ning kangurlased kasutavad pinnase varieeruvust nt lohke, et nende kohale võrk kududa. Mida enam taimestik uurimisalale kasvas, seda atraktiivsemaks muutus elupaik võrku kuduvatele ämblikele. 4–5 aastat peale taastamistöde algust ei olnud nõmmede taastumise edukust veel hästi märgata.

Iseloomuliku taimestiku taastumine võtab rohkelt aega, kuid mõningasest edukusest andsid märku nõmmele iseloomulikud jooksiku- ning ämblikuliigid. (Borchard *et al.*, 2014)

Déri *et al.* (2011) leidsid, et rohumaid taastades on võimalik häid tulemusi saada lühikese perioodi jooksul, kui taastavale alale külvata rohumaal looduslikult kasvavaid liike ning hiljem ala hooldada. Nad täheldasid, et haritava maa, hiljuti taastatud ning rohumaaliigirikkus oli sarnane. Suured muutused tekkisid liikide koosseisus – vaid 2 aastat tagasi tehtud taastamistöõde tulemusel hakkas lülijalgsete kooslus meenutama looduslike rohumaade omi. (Déri *et al.*, 2011)

4. Ämblikukoosuste kasutamine ökoloogilise taastamise hindamisel

Erinevad uurimistööd kinnitasid, et ämblikuid on võimalik edukalt kasutada elupaikade ökoloogilise taastamise tulemuslikkuse hindamisel. Näiteks võib taimestruktuuri taastumist hinnatades kasutada Gollan *et al.* (2010) välja töötatud meetodikat. Selle abil saab erinevaid elupaikade- või taimespetsiifiliste ämblike kootud võrgutüüpe mikroelupaikade taastumise vaatluseks kasutada. (Gollan *et al.*, 2010) Ämblikuliikide mitmekesisus ning võimalus neid mitmel eri viisid funktsionaalsuse järgi gruppideks jaotada, tõstavad nende kui indikaatorite väärtust. Ühtlasi leidub ämblikke pea kõigis elupaigus. Globaalne levik suurendab tõenäosust, et keskkonna taastamise edukuse uurimiseks leidub ämblik (või nende grupp), kes selle keskkonna muutustele iseäraselt reageerib.

Ämblike lühike eluiga muudab neid keskkonnamuutuste suhtes tundlikuks. Nii Noreika *et al.* (2015) kui ka Déri *et al.* (2011) uuringutes ilmnes, et ämblikukoosluste osaline taastumine võib toimuda väga lühikese aja jooksul. Taastamistegevuste edukust võis märgata juba 1–3 aastat peale tööde alustamist.

Mitmes uuringus nimetati parimateks karakterliikideks huntämblikke. (Selle sugukonna teeb atraktiivseks nende mitmekesisus, laialdane levik ning sugukonnast tehtud arvukad uurimused. Kirjutades Google Scholar otsingumootorisse „Lycosidae“ saab otsingule 23 700 vastet. Võrdluseks, otsides „Linyphidae“ ehk kangurlased, on vasteid üle poole vähem, vaid 10 900. WSCi (World Spider Catalog) andmeil on huntämblike sugukonnas 2024. aasta aprilli seisuga 133 perekonda ning neile sobilikke elupaikaid kõikides maailmajagudes, välja arvatud Antarktikas. (World Spider Catalog, 2024)

4.1 Järeldused

Töös kajastatud andmete põhjal selgus, et erinevate ökosüsteemi tingimuste muutustele leidub mitmeid spetsiifiliselt reageerivaid ämblikke. Siiski tuleks ämblike kasutamisel lähtuda varasematest uurimustest ning veenduda indikaatorrühma sobivuses. Analüüsi tulemused annavad lootust, et elupaikade taastamise näitamisel võiksid ämblikud olla

indikaatoritena ühed mitmekülgseimad. Seda peamiselt just kiire reageerimisvõime ning laialdase levila tõttu.

Ämblike indikaatoritena kasutamine keskkonna seisundi hindamisel võib pakkuda väärtuslikku infot, andes varakult märku taastumisel tekkinud puudujääkidest. Selle tõttu võiks neid rakendada süsteemide hindamisel, mille taastamistegevused ei ole mingitel põhjustel koostatud prognoosi järginud.

Ühtlasi on neid võimalik kasutada elupaika ohustavate muutuste mõju kaardistamise mudelorganismina. Ämblikukoosluse toimetuleku halvenemisel võib järeldada, et samale keskkonnale spetsialiseerunud, kuid aeglasema reageerimisvõimega rühmade hea käekäik võib samuti ohus olla. Seega võiks ämblike looduskaitselist väärtust julgemalt ka Eestis läbi viidavates uuringutes kasutada.

Kokkuvõte

Inimtegevuse mõjul toimuvad keskkonnamuutused ohustavad suurt osa elupaikasad ning nendega kaasnevaid ökosüsteemi teenuseid. Vältimaks järgmiseid kümnendid ähvardavat suurt taime- ning loomaliikide väljasuremist, peab intensiivselt rõhku panema ökosüsteemide ning nendele iseäraliste protsesside taastamisele ning säilitamisele. Taastamistegevuste laienedes muutuvad üha päevakorralisemateks ka indikaatorite kasutamine, mille abil oleks võimalik taastumise edukust ning käimasolevaid protsesse hinnata. Ämblike kasutamine protsesside hindamisel on tõestanud ennast tulusana. Ämblike on üldjuhul kerge ning soodne koguda. Neid esineb rohkelt pea kõikides elupaikades ning paljudel neist on spetsiifilised elupaiga eelistused.

Bakalaureusetöö eesmärk oli analüüsida kirjanduse põhjal ämblike rolli ökosüsteemides ning dünaamikat keskkonnamuutuste järel. Käsitleti ka ämblike sobivust elupaikade seisundi indikaatoritena. Mitme käsitletud uuringu andmete põhjal saab ämblike seast leida paljudele elupaikadele nende jaoks vajalikud indikaatorite rühmad. Üheks enimkasutatavaks bioindikaatoriks osutus huntämblike (*Lycosidae*) sugukond.

Ämblike kasutamine karakterliikidena on kuluefektiivne viis keskkonnaseisundi ning muutuste hindamiseks.

Summary

Human-caused environmental change threatens a large proportion of habitats and their associated ecosystem services. To avoid a major extinction of plant and animal species in the coming decades, intensive emphasis must be placed on restoring and conserving ecosystems and the processes specific to them. As restoration activities expand, the use of indicators to assess the success of restoration and the processes underway will become increasingly topical. The use of embryos to assess processes has proven to be cost-effective. Collecting data from spiders is generally easy and inexpensive. They are abundant in almost all habitats and many have specific habitat preferences.

This thesis aimed to analyze the role of spiders in ecosystems and their dynamics following environmental change, based on the literature. The suitability of spiders as indicators of habitat condition was also discussed. Based on the several studies discussed, spiders can be identified as a set of indicators for a wide range of habitats. One of the most commonly used bioindicators was found to be the family Lycosidae.

The use of spiders as character species is a cost-effective way of assessing environmental status and its change.

Tänuavaldused

Soovin tänada töö juhendajaid Aveliina Helmi ning Mart Meristet, kes aitasid palju töö õigeaegse valmisaamisega, juhtisid tähelepanu kitsaskohtadele ning lisasid rohkelt olulisi kommentaare. Lisaks soovin tänada Elo Petronit, kes aitas tööd keeleliselt sujuvamaks muuta ning õigekirjaapsakaid parandada.

5. Kasutatud kirjandus

- Abas, A. (2021). A systematic review on biomonitoring using lichen as the biological. *Ecological Indicators*, *121*, 107197. doi:10.1016/j.ecolind.2020.107197
- Balkenhol, B., Haase, H., Geubauer, P., & Lehmitz, R. (2018). Steeplebushes conquer the countryside: influence of invasive plant species on spider communities (Araneae) in former wet meadows. *Biodiversity and conservation*, *27*(9), 2257–2274. doi:10.1007/s10531-018-1536-8
- Bee, L., Oxford, G., & Smith, H. (2020). *Britain's spiders*. Princeton: Princeton University Press.
- Bennett, A. F., Haslem, A., Cheal, D. C., Clarke, M. F., Jones, R. N., Koehn, J. D., . . . Yen, A. L. (2009). Ecological processes: A key element in strategies for nature conservation. *Ecological Management & Restoration*, *10*(3), 192–199. doi:10.1111/j.1442-8903.2009.00489.x
- Borchard, F., Buchholz, S., Helbing, F., & Fartmann, T. (2014). Carabid beetles and spiders as bioindicators for the evaluation. *Biological Conservation*, *178*, 185–192. doi:10.1016/j.biocon.2014.08.006
- Breidenbach, L. R., Benner, L., Roß-Nickoll, M., Linnemann, V., & Schäffer, A. (2023). Monitoring metal patterns from urban and agrarian sites using the bumblebee *Bombus terrestris* as a bioindicator. *Environmental Science and Pollution Research*, *30*, 119947–119960. doi:10.1007/s11356-023-30504-w
- Cardoso, P., Pekar, S., Jocqué, R., & Coddington, J. A. (2011). Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders. *PLoS ONE*, e21710. doi:10.1371/journal.pone.0021710
- Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira, N. G., & Serrano, A. R. (2004). Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, *120*(4), 517-524. doi:10.1016/j.biocon.2004.03.024
- Cristofoli, S., Mahy, G., Kekenbosch, R., & Lambeets, K. (2010). Spider communities as evaluation tools for wet heathland restoration. *Ecological Indicators*, *10*(3), 773-780. doi:10.1016/j.ecolind.2009.11.013

- Déri, E., Magure, T., Horvath, R., Krisfali, M., Ruff, G., Lengyel, S., & Tóthmérész, B. (2011). Measuring the Short-term Success of Grassland Restoration: The Use of Habitat Affinity Indices in Ecological Restoration. *Restoration Ecology*, 19(4), 431–551. doi:10.1111/j.1526-100X.2009.00631.x
- Euroopa Ülemkogu ja Euroopa Liidu Nõukogu koduleht*. (2024a). Kasutamise kuupäev: 13. 05 2024. a., allikas <https://www.consilium.europa.eu/et/policies/biodiversity/>
- Euroopa Ülemkogu ja Euroopa Liidu Nõukogu koduleht*. (2024b). Kasutamise kuupäev: 13. 05 2024. a., allikas <https://www.consilium.europa.eu/et/infographics/state-of-eu-nature/>
- Gollan, J. R., Smith, H. M., Bulbert, M., Donnelly, A. P., & Wilkie, L. (2010). Using spider web types as a substitute for assessing web-building spider biodiversity and the success of habitat restoration. *Biodiversity and Conservation*, 19(11), 3141–3155. doi:10.1007/s10531-010-9882-1
- Helm, A., Kull, A., Kiisel, M., Poltimäe, H., Rosenvald, R., Veromann, E., . . . Uuemaa, E. (2023). *Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste) majandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine. Tehniline lõpparuanne. Riigihange "Maismaaökosüsteemiteenuste üleriigiline rahaline hindamine, sh meetodika väljatöötamine"*. Tartu Ülikool, Eesti Maaülikool, Tartu.
- Helm, A., Prangel, E., Ingerpuu, N., Ivask, M., Jüriado, I., Karise, R., . . . Reitalu, T. (2021). *Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs*. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste instituut, Tartu.
- Holt, E. A., & Miller, S. W. (2011). Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge*, 3(10).
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. IPBES Plenary at its seventh session (IPBES 7, Paris, 2019): Zenodo. doi:10.5281/zenodo.3553579
- IPBES. (2023). *Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform*

- on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn: IPBES secretariat.
doi:10.5281/zenodo.7430692
- Jackson, S. T., & Hobbs, R. J. (2009). Ecological Restoration in the Light of Ecological History. *Science*, 325(5940), 567–569. doi:10.1126/science.1172977
- Kennedy, S. R., Prost, S., Overcast, I., Rominger, A. J., Gillespie, R. G., & Krehenwinkel, H. (2020). High-throughput sequencing for community analysis: the promise of DNA barcoding to uncover diversity, relatedness, abundances and interactions in spider communities. *Development Genes and Evolution*, 230, 185–201.
doi:10.1007/s00427-020-00652-x
- Keskkonnaagentuur. (2023). Kasutamise kuupäev: 13. 05 2024. a., allikas
<https://keskkonnaagentuur.ee/node/1390>
- Kirby, P. (2013). *Habitat Management For Invertebrates*. Exeter: Pelagic Publishing.
- Kliimaministeeriumi koduleht. (2023). Kasutamise kuupäev: 13. 05 2024. a., allikas
<https://kliimaministeerium.ee/elurikkus-keskkonnakaitse/looduskaitse/elupaigatuupide-tegevuskavad>
- Kliimaministeeriumi koduleht. (2024). Kasutamise kuupäev: 13. 05 2024. a., allikas
<https://kliimaministeerium.ee/elurikkus-keskkonnakaitse/looduskaitse/natura-2000>
- Košulič, O., Michalko, R., & Hula, V. (2016). Impact of Canopy Openness on Spider Communities: Implications for Conservation Management of Formerly Coppiced Oak Forests. *PLoS ONE*, 11(2), e0148585. doi:10.1371/journal.pone.0148585
- Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. (2022). *Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity*. Montreal.
Allikas: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>
- Mammola, S., Goodacre, S. L., & Isaia, M. (2018). Climate change may drive cave spiders to extinction. *Ecography*, 41, 233–243. doi:10.1111/ecog.02902
- Marusik, Y. M., & Koponen, S. (2002). Diversity of spiders in boreal and arctic zones. *The Journal of Arachnology*, 30, 205-210. doi:10.1636/0161-8202(2002)030[0205:DOSIBA]2.0.CO;2

- Mgobozi, M. P., Somers, M. J., & Dippenaar-Schoeman, A. S. (2008). Spider responses to alien plant invasion: the effect of short- and long-term *Chromolaena odorata* invasion and management. *Journal of Applied Ecology*, *45*, 1189–1197. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01486.x
- Mortimer, S. R., Hollier, J. A., & Brown, V. K. (1998). Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. *Applied Vegetation Science*, *1*, 101-114.
- Noreika, N., Kotiaho, J. S., Penttinen, J., Punttila, P., Vuori, A., Pajunen, T., . . . Kotze, D. J. (2015). Rapid recovery of invertebrate communities after ecological restoration of boreal mires. *Restoration Ecology*, *23*(5), 566-579. doi:10.1111/rec.12237
- Ossamy, S., Elbanna, S. M., Orabi, G. M., & Semida, F. M. (2016). Assessing the potential role of spider as bioindicators in Ashtoum el Gamil Natural Protected Area, Port Said, Egypt. *Indian journal of Arachnology*, *5*, 100-112.
- Palmer, M. A., Ambrose, R. F., & Poff, N. L. (1997). Ecological Theory and Community Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, *5*(4), 291–300. doi:10.1046/j.1526-100X.1997.00543.x
- Palmer, M. A., Menninger, H. L., & Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, *55*, 205–222. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x
- Perner, J., & Malt, S. (2003). Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *98*, 169–181. doi:10.1016/S0167-8809(03)00079-3
- Prangel, E., Kasari-Toussaint, L., Neuenkamp, L., Noreika, N., Karise, R., Marja, R., & ... & Helm, A. (2023). Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands lead to biodiversity loss and a decline in ecosystem services and functions. *Journal of Applied Ecology*, *60*(5), 825–836.
- Primack, R. B. (1993). *Essentials of Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Associates Inc.

- Rix, M. G., Huey, J. A., Main, B. Y., Waldock, J. M., Harrison, S. E., Comer, S., . . . Harvey, M. S. (2017). Where have all the spiders gone? The decline of a poorly known invertebrate fauna in the agricultural and arid zones of southern Australia. *Austral Entomology*, *56*, 14–22. doi:10.1111/aen.12258.
- Ryndock, J., Stratton, G., Brewer, J., & Holland, M. (2012). Differences in Spider Community Composition among Adjacent Sites during Initial Stages of Oak Woodland Restoration. *Restoration Ecology*, *20*, 24–32. doi:10.1111/j.1526-100X.2011.00797.x
- Saava, A. (2015). *Keskkonnatervishoiu eesti-inglise seletussõnaraamat*. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus.
- Sanders, D., Vogel, E., & Knop, E. (2015). Individual and species-specific traits explain niche size and functional role in spiders as generalist predators. *Journal of Animal Ecology*, *84*, 134–142. doi:10.1111/1365-2656.12271
- Saunders, M. E., & Luck, G. W. (2013). Pan trap catches of pollinator insects vary with habitat. *Australian Journal of Entomology*, *52*(2), 106–113. doi:https://doi.org/10.1111/aen.12008
- Smith DiCarlo, L. A., & DeBano, S. J. (2019). Spider community responses to grassland restoration:balancing trade-offs between abundance and diversity. *Restoration Ecology*, *27*(1), 210–219. doi:10.1111/rec.12832
- Sunstein, C. R. (2017). Irreparability an irreversibility. *The Supreme Court Review*, 93–114. Allikas: <https://www.jstor.org/stable/26499927>
- Suter, R. B. (1999). An Aerial Lottery: The Physics of Ballooning in a Chaotic Atmosphere. *The Journal of Arachnology*, *27*(1), 281–293. Allikas: <https://www.jstor.org/stable/3705999>
- Tyagi, K., Kumar, V., S, K., Pakrashi, A., Prasad, P., Caleb, J. T., & Chandra, K. (2019). Identification of Indian Spiders through DNA barcoding: Cryptic species and species complex. *Scientific Reports*, *9*, 14033. doi:10.1038/s41598-019-50510-8
- Vymazalová, P., Košulič, O., Hamřík, T., Šipoš, J., & Hédli, R. (2021). Positive impact of traditional coppicing restoration on biodiversity of ground-dwelling spiders in a

protected lowland forest. *Forest Ecology and Management*, 490, 119084.
doi:10.1016/j.foreco.2021.119084

Wainhouse, M., & Boddy, L. (2022). Making hollow trees: Inoculating living trees with wood-decay fungi for the conservation of threatened taxa - A guide for conservationists. *Global Ecology and Conservation*, 33, e01967.
doi:10.1016/j.gecco.2021.e01967

World Spider Catalog. (2024). Kasutamise kuupäev: 21. 05 2024. a., allikas
<https://wsc.nmbe.ch/families>

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Anni Petron,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

Ämblikukooslused ökosüsteemide taastamisel: muutused, dünaamika ja roll taastumise
indikaatorina,

mille juhendajad on Aveliina Helm ja Mart Meriste

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
Commonsi litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost repro-
dutseerida, 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.

Anni Petron

22.05.2024