

TARTU ÜLIKOOL

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Botaanika osakond

Linda Pall

Soontaimede funktsionaalse ja liigilise mitmekesisuse taastumine Lääne-Eesti loopealsetel

Magistritöö

Ökoloogia ning elustiku kaitse

30 EAP

Juhendaja: kaasprofessor Aveliina Helm

Kaasjuhendaja: doktorant Elisabeth Prangel

Tartu 2021

Soontaimede funktsionaalse ja liigilise mitmekesisuse taastumine Lääne-Eesti loopealsetel

Käesolevas magistritöös uuriti Lääne-Eesti loopealsete funktsionaalse ja liigilise mitmekesisuse taastumist pärast suuremahulist loopealsete taastamise projekti „Elu alvaritele“. Projekti käigus taastati aastate 2014-2019 jooksul 2500 hektarit kinnikasvanud loopealseid Lääne-Eestis. Tulemused näitasid liigilise mitmekesisuse märkimisväärset tõusu pärast taastamist, sh. oli võrreldes taastamiseelse ajaga märkimisväärselt suurenenud ka loopealsetele iseloomulike taimeliikide liigirikkus ja osakaal koosluses. Mitmete funktsionaalsete tunnuste keskmise väärtuse muutus näitas taastamistegevuste tähtsust koosluse funktsionaalsele koosseisule. Taastamistegevuste tulemusena tõusis eelnevalt kinnikasvanud aladel oluliselt püsiva seemnepangaga taimeliikide, arbuskulaarmükoriisete taimeliikide ning lämmastikku siduvate taimeliikide osakaal, langes aga obligatoorselt mükoriisete taimeliikide osakaal, vegetatiivselt paljunevate liikide ja tuullevijate osakaal ning koosluse kaalutud keskmisena kahanes seemnete langemiskiirus ning seemnete kaal. Taastamine mõjutas oluliselt koosluse funktsionaalset mitmekesisust. Eelnevalt kinnikasvanud alade funktsionaalne mitmekesisus pigem kahanes: toimus tunnuste oluline klasterdumine, ehk pärast taastamist olid soositud kindlad tunnuste väärtused. Tulemus näitab taastamise suurt mõju koosluse funktsionaalsele struktuurile, eriti esimestel taastamisjärgsetel aastatel. Eriti suur tunnuste klasterdumine leiti levimisega seotud tunnustes, kus pärast taastamist on soositud rohkem üksteisele sarnased tunnused. Ellenbergi indikaatorväärtuste keskmist jaotust analüüsides oli märgata olulist valgusnõudlike liikide osakaalu tõusu ning niiskuslembeste taimeliikide osakaalu langust kooslustes, näidates märkimisväärset muutust ka koosluse keskkonnatingimustes taastamise tulemusena.

Märksõnad: ökosüsteemide taastamine, loopealsed, poollooduslikud niidud, soontaimede taastumine, funktsionaalne mitmekesisus, liigiline mitmekesisus

Recovery of functional and species diversity of vascular plants on restored alvars in western Estonia

The aim of the thesis was to examine how functional and species diversity of vascular plants had recovered after the large-scale alvar restoration project „LIFE to alvars“. During LIFE to Alvars project, 2500 hectares of overgrown alvar grasslands were restored during 2015-2019, and management via grazing was started. The results showed a significant increase in species diversity after restoration, including notable increase in the number of characteristic plant species of alvars. The change in the community mean values of several functional traits showed the importance of restoration activities for functional diversity. As a result of restoration, the share of plant species with long-term seedbank and arbuscular mycorrhiza in previously overgrown areas increased significantly and the share of plant species with obligatory mycorrhiza, vegetative dispersal and wind dispersal decreased after restoration. After restoration the share of nitrogen-fixing plant species also increased and the average values of seed terminal velocity and seed weight decreased. Restoration significantly affected the functional diversity of the community. The functional diversity of the previously overgrown areas rather decreased: there was a significant clustering of functional traits, which means that after the restoration, certain values of functional traits were favored. A particularly large clustering of traits was found in dispersal-related traits, where more similar traits are favored after restoration. Analyzing the average distribution of Ellenberg indicator values, a significant increase in the share of light-demanding species and a decrease in the share of species with a preference for moisture in the communities was observed, showing a significant change also as a result of restoration of the community environmental conditions. The result shows a major impact of restoration on the functional structure of the community, especially in the first years after restoration.

Keywords: ecosystem restoration, alvars, semi-natural grasslands, recovery of vascular plants, functional diversity, species diversity

CERCS: B270 Plant ecology

Sisukord

1. Sissejuhatus	5
1.1 Loopealsed	5
1.2 Projekt “Elu alvaritele”	7
1.3 Liigiline mitmekesisus	8
1.4 Funktsionaalne mitmekesisus	8
1.4.1 Funktsionaalse mitmekesisuse mõõtmine	10
1.5 Funktsionaalne vs liigiline mitmekesisus	11
1.6 Taastamise mõju kooslusele	12
1.6.1 Alvarite taastamine	13
1.7 Magistritöö eesmärk.....	14
2 Materjal ja meetodika	15
2.1 Uurimisalade iseloomustus	15
2.2 Taimekoosluste uuringu meetodika.....	18
2.3 Funktsionaalsete tunnuste uuringu meetodika.....	19
2.4 Liigilise mitmekesisuse hindamine.....	21
2.5 Funktsionaalse mitmekesisuse hindamine	21
2.6 Andmete analüüs.....	22
3. Tulemused.....	23
3.1 Soontaimede liigiline mitmekesisus	23
3.2 Keskkonnatingimuste nõudlust kirjeldavad tunnused	27
3.3 Soontaimede funktsionaalsed tunnused	31
3.4 Funktsionaalne mitmekesisus	44
4. Arutelu	47
4.1 Liigilise mitmekesisuse taastumine	47
4.2 Funktsionaalsed tunnused	48
4.3 Funktsionaalse mitmekesisuse taastumine.....	53
Kokkuvõte.....	55
Summary	57
Tänuavaldused	58
Kasutatud kirjandus	59

1. Sissejuhatus

1.1 Loopealsed

Loopealsed ehk alvarid on poollooduslikud õhukese lubjarikka mullaga rohumaad. Poollooduslike koosluste ehk pärandkoosluste säilimine on tihedalt seotud mõõduka inim mõjuga, enamasti karjatamise või niitmisega. Ajalooliselt on loopealseid karjatatud tavaliselt lammaste, veiste ja hobustega (Helm, 2019). Enamus Eesti alvarid asuvad paetasandikel ordoviitsiumi ja siluri lubjakivi avamusavadel Põhja-Eesti lavamaal ning Lääne-Eesti saartel ja rannikul. Loopealsetele iseloomulikud mullad on rähksed rendsiinad ja gleistunud paepealsed mullad ning mullakihi paksus on enamasti vähem kui 20-30 cm (Paal 1997).

Alvarid on liigitatud niiskusrežiimi alusel kolmeks erinevaks tüübiks:

- 1) *Festucetum* tüüp ehk kuivad õhukesemullalised loopealsed;
- 2) *Avenetum* tüüp ehk kuivad tusedamullalised loopealsed;
- 3) *Molinietum* tüüp ehk ajuti märjad loopealsed

Festucetum-tüüpi loopealsed on kõige haruldasemad. Hoolduse lakkamisel kasvavad kõige kiiremini kinni *Avenetum*-tüüpi loopealsed, mis on ühtlasi ka kõige liigirikkam lootüüp. *Molinietum*-tüüpi niidud on *Avenetum*- ja *Festucetum* tüübist kõige liigivasemad (Helm, 2019; Pärtel *et al.*, 1999).

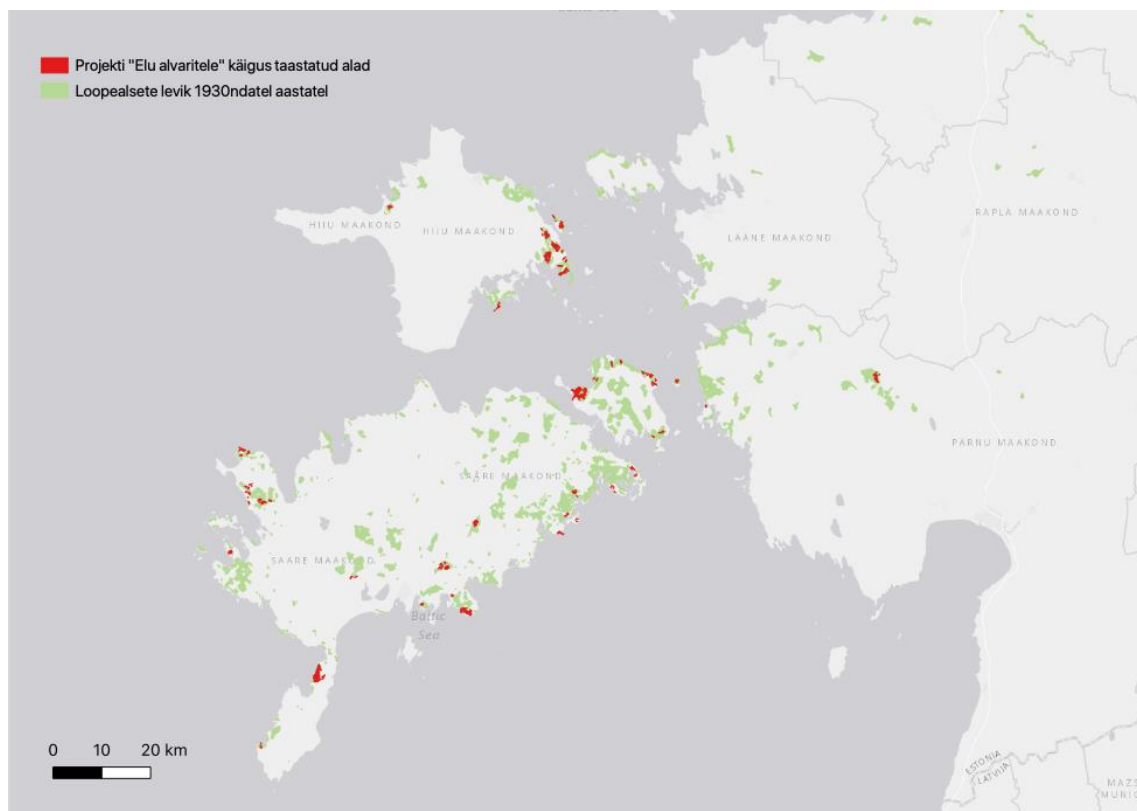
Alvarid on globaalselt haruldased kooslused. Piiratud levik ning omapärane liigiline koosseis teeb nad kõrge kaitseväärtusega taimekooslusteks, mistõttu on loopealsed prioriteetseks elupaigatüübiks NATURA 2000 looduskaitsealade võrgustiku raames. Natura 2000 võrgustikus kuuluvad loopealsed Loodusdirektiivi I lisa esmatähtsasse elupaigatüüpi *6280 *Põhjamaised lood ja eelkambriumi karbonaatsed silekaljud* (Eriksson ja Rosén., 2008). Alvareid leidub peamiselt Rootsis ja Eestis, kuid neid on laiguti ka Venemaal Peterburi ümbruses lubjakivi avamusaladel (Znamenskiy, Helm ja Pärtel, 2006). Läänemere piirkonna alvarid, eriti Lääne-Eestis ja Rootsi saartel on tuntud taimede liigirikkuse ja ulatuslike haruldaste liikide populatsioonide poolest (Rosén ja van der Maarel, 2000). Venemaa alvarid on Eesti taimekooslusest küll eraldatud, kuid tõenäoliselt on koduloomade transport Eestist Loode-Venemaale möödunud sajanditel taganud liikide leviku Eesti ja Venemaa alade vahel. Loode-Venemaa alvarid on väikesed, kuid seal leidub mitmeid punasesse nimekirja kuuluvaid taimeliike (Znamenskiy, Helm ja Pärtel, 2006).

Traditsioonilise põllumajanduse kadumine ja põllumajanduse intensiivistumine on viinud niiduelupaikade vähenemise ja killustumiseni. Karjatamise lakkamisel hakkavad loopealsed kinni kasvama hariliku kadaka (*Juniperus communis L.*) või Rootsi looladel ka põõsasmaraanaga (*Potentilla fruticosa*) (Rosén ja van der Maarel, 2000). Puittaimede pealetung muudab valgustingimusi ning on leitud, et taimede liigirikkus hakkab kiiresti langema rohkem kui 70% põõsaste katvuse juures. Optimaalseimaks puittaimede katvuseks peetakse 30%-50%, mis loob heterogeensed valgustingimused ning mõjutab positiivselt nii soontaimede kui liblikate liigirikkust (Helm, 2019; Rannap *et al.*, 2015).

Kahekümnenda sajandi alguses oli ligikaudu 1/3 Eesti maismaast (18 000 km²) kaetud poollooduslike niidukooslustega. Suured muutused maakasutuses Eestis, nagu ka mujal Euroopas, tõid alates eelmise sajandi esimesest poolest kaasa poollooduslike niidukoosluste kiire kadumise. Vähem viljakatel muldadel paiknevad niidukooslused, mis olid intensiivseks põllumajanduseks sobimatud, hüljati ning nad kas võsastusid või metsastati (Helm, 2019). Aastaks 2013 oli Eestis sobivalt hooldatud poollooduslike niidukooslusi 270 km², mis on 1,5% ajaloolisest katvusest (Keskkonnaamet: Pärändniitude tegevuskava 2020 - 2027). Traditsiooniline majandamine (karjatamine, aeg-ajalt puude ja põõsaste eemaldamine) on vajalik ka loopealsete niidukoosluste püsimiseks. Veel 1950ndatel aastatel oli loopealseid ligikaudu 50 000 hektaril (Laasimer 1965), aastal 2020 oli hoolduses ligikaudu 5500 hektarit loolasiid. Kinnikasvanud loopealseid on Eestis viimase 7 aasta jooksul asunud taastama, et nende loodusväärtusi hoida ning elupaiga pindala suurendada. Valdavalt käib taastamine kinnikasvanud aladelt puude ja põõsaste eemaldamise ning karjatamiseks sobivate tingimuste taasloomise teel. Avatud kooslustele iseloomuliku liigilise koosseisu ja liigirikkuse taastamine on võimalik, kui on tagatud liikide taaslevimine taastatavale alale või kui mullas on säilinud avatud kooslusele iseloomulik seemnepank (Pärtel, Mändla ja Zobel, 1999). Aastal 2013 vastu võetud poollooduslike koosluste tegevuskavas seati loopealsetele järgmised taastamise ja hooldamise eesmärgid: aastaks 2020 suurendada hooldatud loopealsete pindala 2500 hektarilt 7700 hektarile, millest saavutati 5376 hektari loopealsete taastamine. Aastaks 2027 on seatud eesmärk taastada ja võtta järjepidevasse hooldusesse 8000 hektarit loopealseid (Keskkonnaamet: Pärändniitude tegevuskava 2020 - 2027).

1.2 Projekt “Elu alvaritele”

Projekt “Elu alvaritele” ehk Eesti loopealsete karjamaade taastamine (LIFE13NAT/EE/000082) kestis aastatel 2014–2019. Projekti käigus taastati viie aasta jooksul Saaremaal, Hiiumaal, Muhumaal, Läänemaal ja Pärnumaal kokku 2500 hektarit kinnikasvanud loopealseid, eemaldades neilt võsa ja puud ning luues tingimused alade edasiseks hoolduseks karjatamise teel (Joonis 1). Projekt oli uudne, esmakordselt kasutati suuremahulise taastamise läbiviimiseks rasketehnikat ning varasemalt ei ole Eestis sellises ulatuses niidukoosluste taastamistööd läbi viidud. Projekti koordineeris Keskkonnaamet ja rahastas Euroopa Komisjoni LIFE+ Loodus ja bioloogilise mitmekesisuse programm ning Eesti riik läbi Keskkonnainvesteeringute Keskuse. Projekti partneriteks olid Tartu Ülikool, Eesti Maaülikool ja Pärandkoosluste Kaitse Ühing. Tartu Ülikool jälgis taastamistööde mõju loopealsete elurikkusele ning kirjeldas erinevate elustikurühmade seisundit enne ja pärast taastamistööd. Taastatavad loolad valiti nii, et nad asetseksid paremini säilinud loolade läheduses, kuna sedasi säilib kiirem liikide leviku võimalus taastatud alale (Final Report: Life to alvars., 2020; Helm, 2019).



Joonis 1. Projekti „Elu alvaritele“ käigus taastatud piirkonnad (punased alad) ja loopealsete levik aastatel 1930 (tähistatud rohelisega).

1.3 Liigiline mitmekesisus

Bioloogilise mitmekesisuse üheks komponendiks on liigiline mitmekesisus. Liigilist mitmekesisust saab kirjeldada erinevatel ruumistel tasemetel, kõige levinum ja lihtsaim viis liigilist mitmekesisust väljendada on läbi liikide arvu - liigirikkuse. Liikide arv mingil pindalaühikul moodustab alfa-mitmekesisuse. Erinevate liikide osakaalu koosluses aitavad aga kirjeldada liikide ühtlust arvesse võtvad indeksid. Kui erinevatest liikidest isendeid on koosluses enam-vähem ühepalju, siis on liikide ühtlus kõrge ja kui koosluses domineerib mõni üksik liik ja teiste arvukus on madal, siis on ühtlus madalam. Selleks, et liikide ühtlus oleks arvesse võetud, on olemas mitmeid indekseid, mis lisaks liikide arvule võtavad arvesse ka liikide arvukust ja suhtelist osakaalu ökosüsteemis (Nagendra, 2002).

Liigilise mitmekesisuse mõõtmiseks on pakutud palju indekseid (Keylock, 2005). Kõige sagedamini kasutatakse liigilise mitmekesisuse kirjeldamiseks Shannoni indeksit ja Simpsoni indeksit (Mouillot ja Leprêtre, 1999; Nagendra, 2002).

Simpsoni indeks: $S^{-2} \sum_{i=1}^S p_i^2$ või $D = 1 / \sum_{i=1}^S p_i^2$, kus p_i tähendab i liigi indiviidide osakaal kõigist isenditest ja S on liikide arv koosluses.

Shannoni indeks: $H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$ või e^H , kus p_i tähendab liigi indiviidide osakaal kõigist isenditest ja S on liikide arv koosluses.

Shannoni indeks on tundlik liigirikkusele, mistõttu võib veidi ebatäpne olla liikide ühtluse osand ning Simpsoni indeks on tundlik liikide ühtlusele ja vähem tähelepanu saab sel juhul liigirikkus. Shannoni indeks on sobiv maastikele keskenduvates uuringutes ja Simpsoni indeks on hea variant uuringutes, mis keskenduvad liikide domineerimisele (Nagendra, 2002).

1.4 Funktsionaalne mitmekesisus

Funktsionaalne mitmekesisus (*functional diversity*, edaspidi FD) on bioloogilise mitmekesisuse üks komponent, mis kirjeldab koosluses esinevate funktsionaalsete omaduste mitmekesisust ehk organismide tunnuste varieerumist. FD võib aidata kirjeldada ökosüsteemide toimimist, ennustada tingimuste muutumise mõju ökosüsteemidele ning võimaldada mõista liikidevahelisi suhteid ja interaktsioone (Petchey ja Gaston, 2006; Petchey *et al.*, 2004). Tunnuste jaotus ökosüsteemis võib kaasa aidata paljude oluliste ökoloogiliste

küsimuste lahendamisele (Carmona *et al.*, 2016; Jin Tun, Lihong ja Min, 2012). Nii on funktsionaalset mitmekesisust nähtud kui võtmetegurit kirjeldamiseks ressursside kasutust, koosluse stabiilsust, vastupidavust häiringutele, vastuvõtlikkust invasiivsete liikide levikule, toitainete ringlust ja produktsiooni (Mason *et al.*, 2003; Ricotta, 2005). Funktsionaalsete tunnuste väärtused ja jaotus või funktsionaalne mitmekesisus tervikuna võib mõjutada ökosüsteemi lühiajalisi aine- ja energiavooge. Funktsionaalne mitmekesisus võib olla oluline lüli tagamaks ökosüsteemi pikaajalise stabiilsuse muutuv keskkonnas (Díaz ja Cabido, 2001; Galland *et al.*, 2020). Maakasutuse intensiivistumise suurenemine põhjustab globaalselt bioloogilise mitmekesisuse vähenemist, mis omakorda võib mõjutada ökosüsteemide toimimist. Võttes arvesse FD-d on võimalik hinnata elurikkuse kao mõjusid ökosüsteemide toimimisele (Carmona *et al.*, 2017).

Funktsionaalselt samaväärseks peetakse liike, kes panustavad kooslusesse sarnaste funktsioonidega. Funktsionaalne mitmekesisus ning ka sarnaste funktsioonide "korduv" esinemine koosluses (samaväärsus) aitab hoida ökosüsteemid muutustele vastupidavad ning mitmekülgset toimivad. Ökosüsteemi toimimise ja koosluse stabiilsuse tagamiseks on viimastel aastakümnete jooksul funktsionaalseid tunnuseid ja nende mõju kooslusele üha enam uuritud. Selle tulemusena on välja töötatud erinevaid indekseid, mis kirjeldavad koosluse funktsionaalset struktuuri (Galland *et al.*, 2020; Laliberté *et al.*, 2010). Liikide ja nende funktsioonide kadumise järjekord mõjutab koosluse vastupidavust liikide kadumise suhtes (Galland *et al.*, 2020). Ökosüsteemi vastupidavus sõltub funktsionaalsest samaväärsusest ja häiringute reaktsioonide mitmekesisusest. Häiringute reaktsioonide mitmekesisus tähendab seda, kuidas funktsionaalselt sarnased liigid reageerivad erinevalt häiringutele. Laliberté *et al.* (2010) uuris maakasutuse muutuste mõju koosluse funktsionaalsetele omadustele ning leidis, et maakasutuse intensiivistamine vähendas oluliselt funktsionaalset samaväärsust ja häiringutele reageerimise mitmekesisust. Sellised tulemused näitavad, et ökosüsteemide intensiivsem majandamine võib suurendada nende haavatavust tulevaste häiringute suhtes (Laliberté *et al.*, 2010).

Taimede funktsionaalsed tunnused - morfoloogilised, anatoomilised, füsioloogilised, biokeemilised ja fenoloogilised omadused - määravad, kuidas taimed reageerivad keskkonnateguritele, mõjutavad teisi troofilisi tasemeid ja ökosüsteemi omadusi, sh nende kasulikke ja kahjulikke omadusi inimestele. Taimede funktsionaalsete tunnuste andmed on seega oluline alus suurele uurimisvaldkonnale, mis hõlmab evolutsioonilist bioloogiat,

koosluse ökoloogiat ja funktsionaalset ökoloogiat. Taimede tunnuste ja koosluste funktsionaalse mitmekesisuse uurimine annab teadmisi bioloogilise mitmekesisuse seisundist, ökosüsteemide ja maastike kaitsest ja haldamisest, taastamisest, biogeograafiast ja maapealsete süsteemide modelleerimisest (Kattge *et al.*, 2020).

1.4.1 Funktsionaalse mitmekesisuse mõõtmine

Funktsionaalse mitmekesisuse hindamiseks kasutatakse erinevaid indekseid, mida saab kasutada nii pidevate kui ka kategooriliste tunnuste puhul. Lihtsaimaks koosluste funktsionaalsete omaduste väljendamise viisiks on liikide jagunemine erinevate funktsionaalsete gruppide vahel (nt lämmastikku siduvad taimeliigid vs muud liigid või püsivat seemnepanka moodustavad liigid vs teised). Pidevate tunnuste puhul (nt seemne kaal, taime kõrgus) saab aga arvutada koosluse keskmised väärtused. Nii kategooriliste kui pidevate tunnuste puhul on oluline arvesse võtta ka liikide ohtrust (arvukust) koosluses, seetõttu esitatakse koosluse keskmisi väärtusi nn kaalutud keskmisena, kus liikide tunnused panustavad keskmise väärtuse arvutamisse proportsionaalselt liigi arvukusega. Mitmed enimkasutatud funktsionaalse mitmekesisuse indeksid on seotud liikide keskmise omaduste erinevusega kooslustes nagu 1) keskmine liigipaaride vaheline kaugus kauguste maatriksis (*the mean pairwise distance* – MPD) ja 2) kaugusmaatriks - Rao ruudentroopia indeks, mis mõõdab funktsionaalsete tunnuste dendrogrammis liikidevaheliste "okste" pikkusi (de Bello *et al.*, 2016).

Mõlemad indeksid arvutavad liikide vahelisi erinevusi, st oodatavaid erinevusi kooslusest juhuslikult valitud liigipaaride vahel. Erinevus seisneb selles, et juhuslik valik viiakse läbi ilma MPD-l asendamiseta, mis tähendab, et liiki ei saa sama loosimise käigus kaks korda valida, samas kui Rao puhul leiab aset asendamine. Lihtne viis neid indekseid mõista on mõelda Raost kui koosluse indiviidide erinevuse mõõtjast, sõltumata sealjuures liigist ja MPD-st kui koosluses olevate liikide erinevuste mõõtjast (de Bello *et al.*, 2016).

FD eri komponentide hindamiseks on mitu meetodit, kuid enamusi neist saab arvutada ainult piiratud ruumilistes mõõtkavades, mis ei võta arvesse liigisisese tunnuse varieeruvust (*intraspecific trait variability* – ITV), mis mängib olulist rolli FD-s. Tunnuse tõenäosustiheduse (*Trait probability density* -TPD) funktsioonid, mis arvestavad ITV-d, peegeldavad nišside tõenäosust. Sedaviisi ühendab TPD lähenemisviis olemasolevad meetodid FD hindamiseks ühendavas struktuuris, võimaldades sellega jaotada FD-d sujuvalt mitmes

skaalas (indiviidist liigini ja lokaalsest globaalseks) ning samas arvestada ka ITV-ga. TPD struktuuril on potentsiaali ühendada ja laiendada funktsionaalset ökoloogiat globaalselt. TPD arvestab FD tõenäosust ja mitmemõõtmelisust, mis on oluline täpseteks tulemusteks (Carmona *et al.*, 2019).

1.5 Funktsionaalne vs liigiline mitmekesisus

Seosed taimede mitmekesisuse ja ökosüsteemi toimimise vahel on endiselt vaieldavad. Üha enam ollakse üksmeel, et FD ehk liigiomaduste väärtus ja ulatus, määrab suuresti ökosüsteemi toimimise. Hoolimata FD olulisusest ja asjaolust, et liigiline mitmekesisus võib olla sageli ebapiisav asendaja, on FD-d uuritud suhteliselt vähe. Viimastel aastatel on aga üha enam hakatud uuringutes arvestama lisaks liigilisele mitmekesisusele ka funktsionaalset mitmekesisust (Edie, Jablonski ja Valentine, 2018; Díaz ja Cabido, 2001). Liigirikkus on tihedas seoses FD-ga ja koosluse varieerumine on seotud funktsionaalse mitmekesisuse varieerumisega (Petchey ja Gaston, 2002).

Ainult liigilisel mitmekesisusel baseeruv vaade ei ole tõenäoliselt siiski piisav, et säilitada ja mõista ökosüsteemide toimimist pikaajaliselt. Funktsionaalse mitmekesisuse kaasamine on oluline, eriti muutuv keskkonnas, kuna taimeliikide mõju keskkonnale ja ökosüsteemiprotsessidele on väga erinev. Mõju erinevus sõltub taimeliigi tunnusest. Erilist tähelepanu väärib funktsionaalne mitmekesisus ja kooslus tervikuna ning domineerivate taimeliikide tunnused (Díaz ja Cabido, 2001). FD ja liigilise mitmekesisuse koos kasutamine on paljutõotav viis saada ülevaade taimede mitmekesisuse ja ökosüsteemi protsesside seostest ning läbi selle aidata kaasa elurikkuse ja ökosüsteemiteenuste kaitsele.

Peamine põhjus bioloogilise mitmekesisuse vähenemisele on maakasutuse muutus ning sellest tulenev elupaikade kadu ja degradeerumine. Taksonoomiline mitmekesisus (*taxonomic diversity, edaspidi - TD*) ja funktsionaalne mitmekesisus (FD) võivad maakasutusmuutustele reageerida erineval viisil ning samuti võib muutustele järgnev reaktsioon olla erinev ka sõltuvalt analüüsitava elustikurühmast (Hevia *et al.*, 2016). Hevia *et al.* (2016) uuring võrdles nelja elustikurühma (sipelgad, linnud, rohttaimed, puittaimed) taksonoomilist- ja funktsionaalset mitmekesisust nelja maastikutüübi vahel ning leidis, et maakasutuse suhe TD ja FD-ga on väga keeruline ja sõltub kontekstist. Uuringus leiti, et TD ja FD reageerivad maakasutuse intensiivsusele erinevalt ja vastus erineb ka taksonoomilistes rühmades. Muutused maakasutuses ei pruugi tingimata viia liikide ja/või funktsionaalsete tunnuste

kadumisest põhjustatud funktsionaalse mitmekesisuse vähenemiseni, kuid mõju sõltub suures osas analüüsitavast elustikurühmast (Hevia *et al.*, 2016)

1.6 Taastamise mõju kooslusele

Praegune mitte jätkusuutlik ja ebaefektiivne maakasutus on viinud looduse väga kriitilisse seisusse. Ökosüsteemide taastamine on ülemaailmselt tunnustatud looduskaitseprogrammides võtmetegurina meie planeedi jätkusuutlikkuse tagamisel (Aronson and Alexander, 2013; Strassburg *et al.*, 2020). Lisaks ökoloogilisele mõjule on taastamisel oskusliku elluviimise puhul suur potentsiaal soodustada elanikkonna tervist, sotsiaalmajanduslikku heaolu ja erinevate rahvuslike ja etniliste kultuuride terviklikkust (Aronson *et al.*, 2020).

Elupaikade seisundi halvenemine ja kadu kujutavad endast suurt ohtu bioloogilisele mitmekesisusele, mis võib põhjustada elupaigale iseloomulike liikide väljasuremise. Paljud liigid reageerivad keskkonnamuutustele ajalise viibega populatsioonide aeglase sisemise dünaamika tõttu, mille tulemuseks on väljasuremisvõlg (Saar *et al.*, 2012).

Väljasuremisvõla esinemine on looduskaitseoluline väljakutse. Pika elueaga ja aeglase populatsioonidünaamikaga liigid võivad sageli olla väljasuremisvõlas, mis tähendab, et keskkonnatingimused populatsioonide pikaajaliseks säilimiseks pole enam sobilikud, kuid jäänukpopulatsioonid on veel alles. Väljasuremisvõlg võib tuvastamata jätmisel põhjustada liigset optimismi elurikkuse seisundi hindamisel, teisalt annab liikide aeglane vastus keskkonnatingimuste muutusele ka võimaluse kaitsemeetmete rakendamiseks. Kiire elupaikade taastamine ja maastikukorraldamine, millele järgneb pikaajaline seire on peamiseks väljasuremisvõla "maksmist" vältivaks tegutsemisviisiks (Kuussaari *et al.*, 2009).

Taimekoosluste taastamise kavandamisel on oluline hinnata seemnete ruumilise ja ajalise leviku potentsiaali. Teadmised seemnepanga olemasolu, seemnete levimismehhanismide ja maastikulise levi võimaluste kohta aitavad välja selgitada kõige tõhusamad taastamismeetmed. Taastamistöõde tulemuslikkus sõltub nii sobivate keskkonnatingimuste taasloomise õnnestumisest kui ka maastikuskaalas levimise taastamise edukusest. Ülimalt oluline on takistada invasiivsete liikide edaspidine sisseränne ja arvesse tuleb võtta piisav taastamist vajav maastikuala suurus, kuna tagada tuleb seemnete ja õietolmu vahetus elupaikade vahel. Võimalusel tuleb arvestada ka kliimamuutustega ning tagada muutustele vastupidavate koosluste taasteke (Török *et al.*, 2018).

Mitmekesisuse sidumine bioloogiliste protsessidega on tõhusate kaitsekavade väljatöötamisel võtmerollis. Kahjuks annavad jälgitavad mustrid vaid osa teabest, mis on vajalik populatsiooni või koosluse toimimise ja mehhanismi täielikuks mõistmiseks. Looduskaitsekorraldajatel on soovitatav kasutada sageli tähelepanuta jäänud teavet liikide puudumise kohta ja pöörata erilist tähelepanu tumedale elurikkusele (Pärtel, Szava-Kovats ja Zobel, 2011). Tume elurikkus kujutab endast liikide hulka, mida leiukohal ei ole, kuid mis võiks antud elupaigale iseloomulik olla (Pärtel, Szava-Kovats ja Zobel, 2011). Koos olemasolevate ökoloogiliste mõõdikute, kontseptsioonide ja looduskaitsevahenditega saab tumedat elurikkust kasutada looduskaitse edasiarendamisel, mõistes bioloogilise mitmekesisuse potentsiaali. Lisaks saab populatsiooni, koosluse ja funktsionaalse tumeda mitmekesisuse üksikasjaliku mõistmise kaudu põhjalikumalt hinnata degradeerunud elupaikade taastamispotentsiaali ja nii tõenäoliste liikide invasioonide tõenäosust. Tumeda elurikkuse arvestamine taastamistöodes on seega ülioluline (Lewis *et al.*, 2017).

1.6.1 Alvarite taastamine

Põllumajanduse intensiivistamine ja karjatamise lõpetamine on põhjustanud poollooduslike elupaikade kadumiste üle Euroopa. See võib põhjustada liikide kohest kadu, kuid ka viivitatud väljasuremist ehk väljasuremisvõlga. Pikeaaliste soontaimede spetsialistliikidele tänapäevane liigirikkus on paremini seletatav ajalooliste maastikumudelitega. Teadusuuringute tulemused on näidanud soontaimede spetsialistliikide väljasuremisvõlga Euroopa poollooduslikel rohumaadel ning ka Eesti loopealsetel (Krauss *et al.*, 2010, Helm *et al.*, 2006). Elupaigale iseloomulike liikide kao vältimiseks on taastamistööd hädavajalikud (Krauss *et al.*, 2010).

Alvarite taastamiskavade väljatöötamiseks on mitme aasta jooksul tehtud teadusuuringuid. Kindaks on tehtud, et liigirikkus väheneb kui põõsaste katvus rohumaal suureneb (Rosén ja van der Maarel, 2000). Kuiva ja õhukese pinnase tõttu ei ole Eesti alvareid kunagi intensiivseks põllutöökse eelistatud. Hooldamata alvarid, mis pole täielikult hävinud, võivad säilitada seemnepangas suurte, varasemate avatud rohumaade, liikide koosluse ja väikese osa ruderaalliikidest. Seega on liigirikaste loopealsete taastamise väljavaated tõenäoliselt suuremad kui muud tüüpi rohumaadel, mis sama kauaks hooldamata jäetud (Kalamees *et al.*, 2012).

Riibak *et al.* (2015) uuris Läänemere regiooni kuivade lubjarikaste niitude tumedat elurikkust ja leidis, et halva levimisvõime ja madala stressitaluvuse tõttu on valdav osa liikidest pigem tumeda elurikkuse osaks. Koosluste liigirikkus kuivadel lubjarikastel niitudel sõltub paljuski levimispõhistest protsessidest, mistõttu on oluline soodustada seemnete levikut erinevate rohumade vahel, näiteks loomade karjatamise abil (Riibak *et al.*, 2015). Niitude kaitse peaks keskenduma kogu ökosüsteemi säilitamisele ja võtma arvesse erinevaid ökosüsteemiprotsesse (nt valguse kättesaadavus, levimine) ning maakasutuse ajalugu (Saar *et al.*, 2012).

1.7 Magistritöö eesmärk

Põllumajanduse intensiivistumise ja traditsioonilise majandamise lakkamise tõttu on Euroopa parasvöötme niidukooslused suures osas hävinud (Török ja Dengler, 2021). Järelejäänud elupaigalaikude pindala on väike ning alad on killustunud (Rosén ja van der Maarel, 2000; Helm *et al.*, 2006). Läänemere piirkonna loopealsed on tuntud haruldaste taimeliikide ja suure liigirikkuse poolest (Rosén ja van der Maarel, 2000) ning sarnaselt teiste niidukooslustega on ka loopealsete pindala viimase sajandi jooksul oluliselt kahanenud. Järelejäänud pindala vähesuse ning veel säilinud alade kehvade kvaliteedi tõttu on hädavajalik niidukoosluste taastamine (Krauss *et al.*, 2010). Käimasolevate globaalsete muutuste ajastul on tähtis taastada hästi toimivaid ja muutustele vastupidavaid ökosüsteeme ning tagada elurikkuse säilimiseks vajalik ökosüsteemide pindala ning sidusus (Aavik ja Helm, 2018).

Seosed taimeliikide mitmekesisuse ja ökosüsteemi toimimise vahel on siiani ebaselged. Üha rohkem on leitud, et funktsionaalne mitmekesisus - erinevate funktsioonide ja tunnuste paljusid - võib mängida ökosüsteemi toimimises ja vastupidavuses suuremat rolli, kui pelgalt liikide arv. Nii on erinevate mitmekesisuse komponentide üheaegne kirjeldamine ja analüüsimine paljutöotavaks võimaluseks saada ülevaade mitmekesisuse ja ökosüsteemi funktsioneerimise seostest. Läbi selle on võimalik aidata kaasa mitmekesisuse säilimisele (Díaz ja Cabido, 2001).

Käesolev töö tugineb taimkatte seirele, mis viidi läbi projekti "Elu alvaritele" käigus taastatud aladel. Töö keskendub soontaimede liigilise ja funktsionaalse mitmekesisuse muutustele taastamistöde tulemusena. Nii liigiline mitmekesisus kui ka funktsionaalne mitmekesisus on olulised indikaatorid, mis aitavad kirjeldada taastamistegevuste mõju ökosüsteemidele ning võimaldavad kujundada kõige tulemuslikumaid praktikaid elurikkuse hoidmiseks.

Liigiline mitmekesisus ja funktsionaalne mitmekesisus aga ei pruugi käituda sarnaselt ning ei ole hästi teada, kuidas taastamistööd neid mitmekesisuse eri komponente mõjutavad.

Magistritöös hindas töö autor taimekoosluste liigilise ja funktsionaalse mitmekesisuse muutust aastatel 2014-2020 läbi viidud LIFE+ projekti "Elu alvaritele" raames taastatud loopealsetel.

Töö eesmärgiks oli:

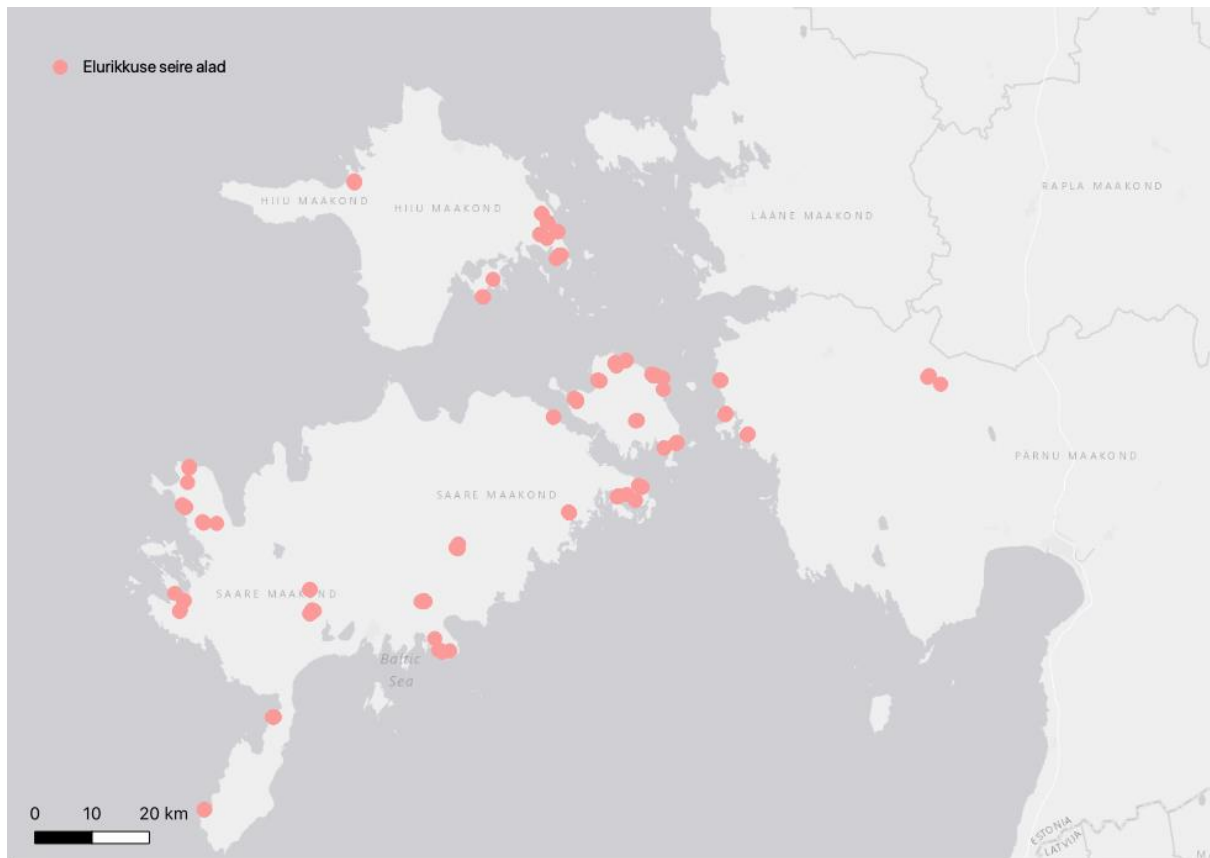
- 1) kirjeldada taastamistegevuste mõju loopealsete liigilisele mitmekesisusele;
- 2) tuvastada taastamise mõju loopealsete taimekoosluste funktsionaalsete tunnuste ning Ellenbergi indikaatorväärtuste jaotusele ning analüüsida tuvastatud muutuste ökoloogilist tausta;
- 3) kirjeldada ja analüüsida taastamistegevuste mõju loopealsete funktsionaalsele mitmekesisusele.

2 Materjal ja metoodika

Antud töös kasutatakse soontaimede taastamiseelse ning taastamisjärgse koosseisu andmeid, mis koguti Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud projekti "'Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs" käigus. Andmed koguti nii projekti "Elu alvaritele" käigus taastatud aladelt kui ka võrdlusena väljaspool taastamisprojekti piirkondi olevatelt taastamata looaladelt (nn referentsalad). Lisaks soontaimedele koguti andmeid ka teiste organismirühmade taastamiseelse ja taastamisjärgse elurikkuse kohta (sammaltaimed, linnud, päevaliblikad, kimalased, maapinnaämblikud ja mükoriisaseened), kuid neid andmeid antud töös ei kasutata. Põhjalike andmete koondamise eesmärgiks oli seirata koosluste seisundit ning saada ülevaade suuremahuliste taastamistöde mõjust olulistele liigirühmadele.

2.1 Uurimisalade iseloomustus

Magistritöös kasutatud andmed koguti 35 uurimisalalt, mis paiknesid Saaremaal, Muhus, Hiiumaal ja Pärnumaal. Uurimisaladest 31 paiknesid „Elu alvaritele“ käigus taastatud aladel, ülejäänud neli ala olid nn referentsalad, mida ei taastatud.



Joonis 2. Elurikkuse seire alad

Igal taastataval uurimisalal (v.a kaks ala, Vohilaid ja TÜRJU, kus puudus vastavalt kadastik ja mets) valiti kolm erinevas suktsessiooniastmes olevat vaatlusalat:

- 1) madala taimestikuga avatud vaatlusalat ehk **avatud ala**;
- 2) kadakatega kaetud, võrdlemisi tihedalt kinni kasvanud vaatlusalat ehk **kadastik**;
- 3) noorte mändidega kaetud, metsastunud (või metsastatud) vaatlusalat ehk **mets**.



Joonis 3. Näited igal uurimisalal eristatud vaatlusalast ja neile paigutatud taimeruutudest. A) avatuna säilinud vaatlusala ehk avatud ala; B) kadakatega kinnikasvanud vaatlusala ehk kadastik; C) mändidega kaetud vaatlusala ehk mets.

Iga taastatava uurimisala vahetus lähedus valiti ka üks kontrollala, mis asus väljaspool taastatavat ala. Kontrollaladeks olid valdavalt hästi säilinud ajaloolised niidukooslused, mis aga hoolduse ja taastamise puudumise tõttu tulevikus on pigem kinni kasvamas. Kontrollalad võimaldavad näidata tulevikus toimuvaid muutusi taastatavate alade vahetus läheduses asuvatel taastamata vaatlusaladel. Kontrollaladid oli kokku 28 - Lõetsa 1 ja Lõetsa 2 ning Sarve ja Aruküla uurimisalad "jagasi" kontrollala.

Lisaks 31 taastatavale alale koguti andmeid ka 4 nn referentsalalt. Referentsaladeks valiti suured loopealsed, mida ei taastatud, kuid kus oli esindatud nii 1) avatud; 2) kadastikuga kinnikasvanud kui ka 3) metsastunud ala. Referentsalad kirjeldati sarnase eesmärgiga nagu kontrollalad: tuvastada, millised muutused toimuvad loopealsetel juhul, kui taastamistöid läbi ei viida. Referentsalad võimaldavad analüüsida, kas taastatud aladel tuvastatud muutused on

toimunud taastamistegevuste tulemusena või on tegu olnud mõne muu ökosüsteeme mõjutava protsessiga, näiteks ilmastikutingimustega. Referentsaladel puudusid kontrollalad.

2.2 Taimekoosluste uuringu meetoodika

Käesolev uurimistöö keskendub projekti „Elu alvaritele“ käigus taastatud alade taastamiseelsele ja taastamisjärgsele soontaimede seisundile. Andmed koguti Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud projekti "Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs" raames. Taastamiseelsete andmete kogumine toimus aastal 2014, enne taastamistööde läbiviimist. Taastamisjärgsete andmete kogumine toimus aastal 2019 suvel, mil andmete kogumises osales ka käesoleva magistritöö autor.

Iga uurimisala nelja vaadeldavale vaatlusalale (avatud ala, kadastik, mets ja kontroll; referentsaladel avatud ala, kadastik ja mets) paigutati üks prooviruut, mis tähistati püsivalt ning võimaldas samas asukohas kirjeldada taimede liigilist koosseisu enne ja pärast taastamist (vastavalt aastatel 2015-2016 ning 2019). Prooviruutude paigutamisel lähtuti võtmeala meetodist, kus prooviruut paigutati uurimisalal vastavat vaatlusala (avatud ala, kadastik, mets) kirjeldavasse kõige tüüpilisemasse kohta. Iga prooviruut sisaldas mitut skaalat, alustades 10x0 cm ruudust ning selle ümber asetsevast 20x20 cm ruudust kuni 1x1, 2x2 ja ca 10x10 meetrit ruuduni (ehk nn *nested quadrats method*). Käesolev uurimistöö kasutab 1x1 m prooviruute ning ruudu ümber olevat ca 10x10 m prooviruutu (edaspidi kogu ala) ehk uurimistöös võeti fookusesse nii väikeseskaalalised (ehk 1x1m ruudul) toimuvad protsessid kui ka suuremas skaalas toimuvad muutused. Ruutmeetrites prooviruutudes kirjeldati kõik ruudus olevad soonataimede liigid ning hinnati protsendiliselt nende katvus. Prooviruudus suurusega 10x10 m koostati üldine soontaimede liiginimekiri, mis annab lisainformatsiooni konkreetse ala taimede liigilisest mitmekesisusest pisut suuremas skaalas.

Loopealsetele iseloomulike taimeliikide nimekiri koostati varasemalt loopealsetel läbi viidud tööde põhjal (Kasari *et al.*, 2016, Saar *et al.*, 2012) ning Pärtel *et al.*, 2007 esitatud nimekirja alusel.

2.3 Funktsionaalsete tunnuste uuringu metoodika

Igale taimeliigile leiti tunnused kombineerides Eesti loopealsetelt varem kogutud andmeid avalikest andmebaasidest pärit andmetega. Taimeliikide maksimaalne kõrgus ja osaliselt ka SLA väärtused saadi TÜ teadlaste Jodi Price ja Riin Tamme poolt Eesti loopealsetelt kogutud andmetest (Price *et al.*, 2017). Ülejäänud tunnused leiti programmi R paketi „TR8“ abil (Bocci., 2015), mis koondab erinevaid taimede funktsionaalsete tunnuste andmebaase. Antud töösse koondati andmed andmebaasidest *BiolFlor* (Klotz *et al.*, 2002), *Ecoflora: The Ecological Flora of the British Isles* (Fitter ja Peat., 1994) ja *LEDA traitbase* (Kleyer *et al.*, 2008). Lisaks eelmainitud andmebaasidele kasutati käesolevas töös ka Rootsi liikide tunnuste koondatud andmeid (Tyler *et al.*, 2021). Mükoriisatunnuste tarbeks kasutati TÜ-s erinevate andmebaaside abil koondatud andmestikku taimeliikide mükoriisa tüübi ja staatuse kohta (Bueno *et al.*, 2017).

Kui vaadeldav tunnus oli esitatud mitmes andmebaasis, võeti aluseks kõige täielikuma andmebaasi tunnused ning saadud tabelit täiendati puuduvate väärtustega teistest andmebaasidest. Andmeanalüüsi valiti tunnused, mis aitavad seletada ja ennustada koosluse taastumisvõimet ja vastupidavust muutuvast keskkonnas.

Tabel 1. Uuringusse kaasatud taimeliikide tunnused koos kirjelduse, väärtuse ja andmeallikaga.

Tunnus	Kirjeldus	Väärtus	Andmeallikas
SLA - lehe eripind (mm ² /mg)	Lehe eripind on sageli kasutatud tunnus, mis näitab liigi ressursikasutust ning kohapealse konkurentsi võimet.	Pidev	LEDA, Price <i>et al.</i> , 2017
Seemne langemiskiirus (m/s)	On seotud liigi õhu kaudu levimise võimega; mida aeglasem on seemne langemiskiirus, seda rohkem on soodustatud kaugele levimine.	Pidev	LEDA
Maksimaalne kõrgus (cm)	Loopealsetelt kogutud taimede maksimaalsete kõrguste keskmine. Aitab kirjeldada kohapealset konkurentsivõimet (nt kas soodustatud on suuremad taimeliigid), aga ka levimisvõimet (kõrgemad taimeliigid võivad levida kaugemale).	Pidev	Price <i>et al.</i> , 2017
Seemnepanga olemasolu ja püsivus	Näitab püsiva seemnepanga olemasolu. Seemnepanga olemasolu on koosluste taastumisel väga oluline.	Püsiv – 1, muud - 0	Tyler <i>et al.</i> , 2021

Mükoriisa tüüp	Mükoriisa tüüp näitab, millist sümbionset mükoriisset suhet vastav taimeliik omab. Eristasime arbuskulaarmükoriissed taimeliigid ja kirjeldasime, kuidas muutub nende arvukuse/liigirikkus võrrelduna teiste mükoriisatüüpidega.	Arbuskulaarmükoriissed liigid - 1, muud - 0	Bueno <i>et al.</i> , 2017
----------------	---	---	----------------------------

Mükoriisa staatus	Näitab mükoriisse suhte tähtsust taimeliigile. Obligatoorselt mükoriissed liigid vajavad edukaks toimimiseks mükoriisat, fakultatiivselt mükoriissetel liikidele ei ole sümbionse	Obligatoorselt mükoriisne - 1, fakultatiivne või ilma mükoriisata - 0	Bueno <i>et al.</i> , 2017
Seemne kaal (mg)	Andmebaasides mõõdetud seemne kaalude mediaanväärtus (mg). Seemne kaal võib olla positiivselt võimega kooslust asustada, negatiivselt aga kaugele levimise võimega.	Pidev	Ecolflora, BiolFlor, LEDA
Lämmastikusidumise võime	Lämmastikusidumise võimega liigid võivad olla taastamisjärgselt soodustatud, kuna nad on ressursikasutuses tõhusamad.	Pidev	Ecolflora
Vegetatiivse paljunemise võime	Näitab, kas soodustatakse seemnelist levimist või vegetatiivselt levimist	Saab vegetatiivselt paljuneda – 1, paljuneb ainult seemetega - 0	BiolFlor
Tuullevimine	Tuulevivate taimede osakaal; levimisviiside muutused, keskkonna muutus	Tuullevimine - 1 muud - 0	EcolFlora, LEDA, Tyler, GRIME
Putuktolmlemine	Putuktolmlemine on seotud sümbionsete suhete taastumisega.	Putuktolmlejad – 1, muud - 0	BiolFlor, Ecoflora, LEDA
Ellenbergi N	Lämmastikunõudlus, positiivne seos mulla viljakusega; keskkonnatingimuste muutus.	Pidev	Tyler <i>et al.</i> , 2021
Ellenbergi L	Valgusnõudlus; konkureerimisvõimalus; keskkonnatingimuste muutus.	Pidev	Tyler <i>et al.</i> , 2021
Ellenbergi F	Niiskusenõudlus; keskkonnatingimuste muutus.	Pidev	Tyler <i>et al.</i> , 2021

2.4 Liigilise mitmekesisuse hindamine

Soontaimede liigilise mitmekesisuse muutuste hindamiseks enne ja pärast taastamistõid koostati võrdlev joonis. Lisaks arvutati mõlemale skaalale Shannoni indeks ehk koosluse mitmekesisuse indeks. Shannoni indeks arvutati R programmipaketi „vegan“ abil (Oksanen *et al.*, 2020). Hindamaks liigilise mitmekesisuse muutumise olulisust kasutati kahefaktorilist dispersioonanalüüsi, kus seletavateks tunnusteks olid taastamiseelne kooslus (avatud ala, kadastik, mets, kontroll) ning taastamise staatus (enne vs pärast taastamist) ja nende koosmõju. Dispersioonanalüüs tehti eraldi taastatud aladele ja referentsaladele (kus kooslusteks olid avatud ala, kadastik ja mets).

2.5 Funktsionaalse mitmekesisuse hindamine

Käesolevas magistritöös uuriti erinevate funktsionaalsete tunnuste ja keskkonnatingimusi kirjeldavate tunnuste väärtusi koosluses enne ja pärast taastamist. Selleks võrreldi igal uurimisalal ja vaadeldavas skaalas valitud tunnuste koosluse kaalutud keskmisi väärtusi (*community weighted mean values – CMW*). CMW on liigiomaduste väärtuste ja liikide proportsionaalse arvukuse summaarne korrutis (Mason *et al.*, 2020). Meetod aitab tuvastada näiteks taimede keskmise kõrguse alal, võttes arvesse ka liikide arvukust.

Koosluse kaalutud keskmised leiti järgmistele pidevatele tunnustele: lehe eripind ehk SLA (mm^2/mg), seemne langemiskiirus (m/s), liigi maksimaalne kõrgus (cm), seemne kaal (mg) ja lämmastikku (N) siduvad taimed, Ellenbergi N, Ellenbergi L ja Ellenbergi F ning kategoorilistele tunnustele: seemnepank, mükoriisa tüüp, mükoriisa staatus, vegetatiivne paljunemine, tuullevimine ja putuktolmlemine. Kategooriliste tunnuste puhul hinnati koosluse keskmist väärtust osakaalu abil. Kategoorilised tunnused arvutati enne CWM arvutamist ümber 0/1 tunnusteks (Tabel 1). CWM näitab nende tunnuste puhul seega näiteks püsiva seemnepangaga liikide, arbuskulaarmükoriisete liikide jt osatähtsust koosluses.

Funktsionaalne mitmekesisus arvutati keskmise liigipaaride vahelise kauguse (Mean Pairwise Distance, MPD) indeksiga. MPD peegeldab keskmisi liigipaaride funktsionaalseid kauguseid distantssmaatriksis ehk tunnuste mitmekesisust koosluses. MPD on sõltumatu liigirikkuselt ja seda saab rakendada erinevates ruumiskaalades (de Bello *et al.*, 2016). Lisaks arvutati keskmise liigipaaride vahelise kauguse standardiseeritud efekti suurus kooslustes ehk SES MPD

(*Standardized effect size of MPD*). Standardiseerimiseks arvutatakse MPD juhuslikustatud koosluse jaoks valides kogu liiginimekirjast juhuslikult sama arv liike nagu koosluses on, juhuslikustamiste korduste arv oli 999. Seejärel võrreldakse MPD väärtust uuritavas koosluses juhuslikustatud koosluste MPD-väärtustega: $MPD_{obs} - MPD_{rand.mean} / MPD_{rand.sd}$, kus MPD_{obs} on MPD vaadeldud koosluses, $MPD_{rand.mean}$ on juhuslikustatud koosluste keskmine MPD ja $MPD_{rand.sd}$ on juhuslikustatud väärtuste standardhälve. SES MPD näitab, kas koosluses esineb funktsionaalne üledispersioon (väärtused > 0) või funktsionaalne klasterdumine (väärtused < 0). Statistiliselt oluliseks üledispersiooniks loetakse kui SES MPD on $> +2$ ja statistiliselt oluliseks klasterdumiseks kui SES MPD on < -2 . SES MPD arvutati R programmipaketis „picante“ (Kembel *et al.*, 2010).

Funktsionaalset mitmekesisust enne ja pärast taastamist hinnati lähtuvalt kahest olulisest protsessist ökosüsteemis: levimine ja kohapealne konkurents. Protsesside kirjeldamiseks koondati liigi asjakohased tunnused ning MPD SES arvutati üle kõigi koondatud tunnuste. Levimisega seotud funktsionaalse mitmekesisuse hindamiseks koondati järgnevad tunnused: seemne langemiskiirus (m/s), seemne kaal (mg), maksimaalne potentsiaalne kõrguskasv ja levimisstrateegia (tuullevi, loomlevi jne). Kohapealse konkurentsivõimega seotud funktsionaalse mitmekesisuse hindamiseks koondati järgnevad tunnused: vegetatiivse levimise võime, seemnepanga püsivus ja lehe eripind ehk SLA (mm^2/mg).

Sarnaselt liigilisele mitmekesisusele kasutati CWM ja SES MPD muutuste olulisuse hindamiseks kahefaktorilist dispersioonanalüüsi, kus seletavateks tunnusteks olid taastamiseelne kooslus (avatud ala, kadastik, mets, kontroll) ning taastamise staatus (enne vs pärast taastamist) ja nende koosmõju. Dispersioonanalüüs tehti eraldi taastatud aladele ja referentsaladele (kus kooslusteks olid avatud ala, kadastik ja mets).

2.6 Andmete analüüs

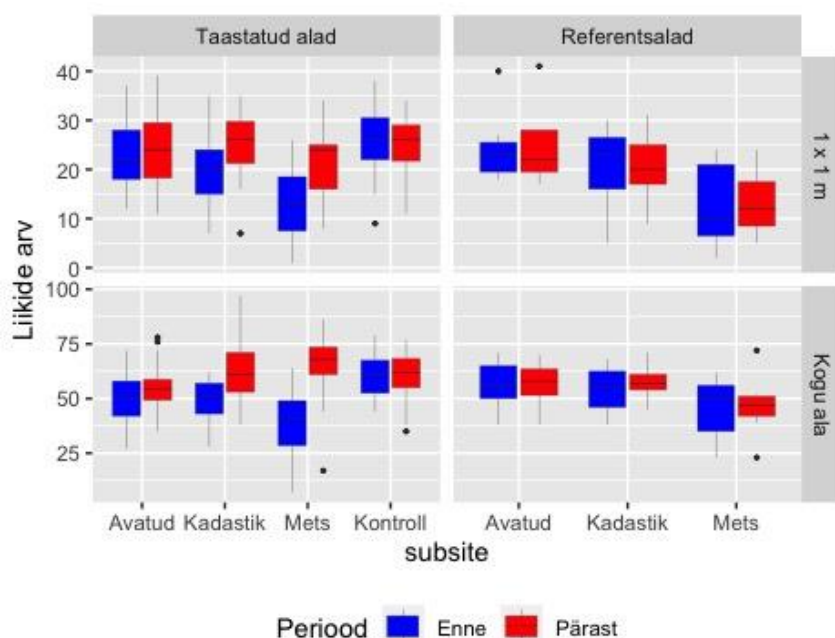
Nii taastamisjärgselt (aastal 2019) kogutud välitöö andmed kui ka taastamiseelselt (aastatel 2015-2016) kogutud andmed sisestati arvutisse programmiga MS Excel 2016 (Microsoft Corp., USA). Andmete analüüsiks kasutati programmipaketti R, versioon 4.0.4 (2021-02-15) (R Core Team, 2021). Koosluste muutuste hindamiseks kasutati kahefaktorilist dispersioonanalüüsi (*two-way ANOVA*) ja Tukey HSD post-hoc testi. Mudelite jääkide normaaljaotust kontrolliti Sharpiro-Wilk testiga. Juhul, kui andmed ei olnud normaaljaotusega, rakendati uuritava tunnuse logaritmitmist.

3. Tulemused

3.1 Soontaimede liigiline mitmekesisus

Soontaimede liigirikkus enne ja pärast taastamistöid

Soontaimede liigirikkuses enne ja pärast taastamistöid esines statistiliselt oluline erinevus taastatud aladel nii väikeses kui suures skaalas. Kadastiku ja metsastunud aladel on mõlemas skaalas toimunud märgatav liigirikkuse tõus pärast taastamist. Referentsaladel statistiliselt olulisi erinevusi liigirikkuses ei tuvastatud (Joonis 4; Tabel 2).



Joonis 4. Soontaimede liigirikkus enne ja pärast taastamist. Joonisel on näha 1x1m skaala (ülemised karpdiagrammid) ja kogu ala skaala (alumised karpdiagrammid) ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Mustad täpid tähistavad erindeid.

Tabel 2. ANOVA testi tulemused hindamaks erinevusi soontaimede liigirikkuses enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

Taastatud alad (enne – pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.836	1.75	219	-0.477	0.634
kadastik	-5.405	1.75	219	-3.086	0.002**
mets	-8.649	1.77	219	-4.886	<.001***

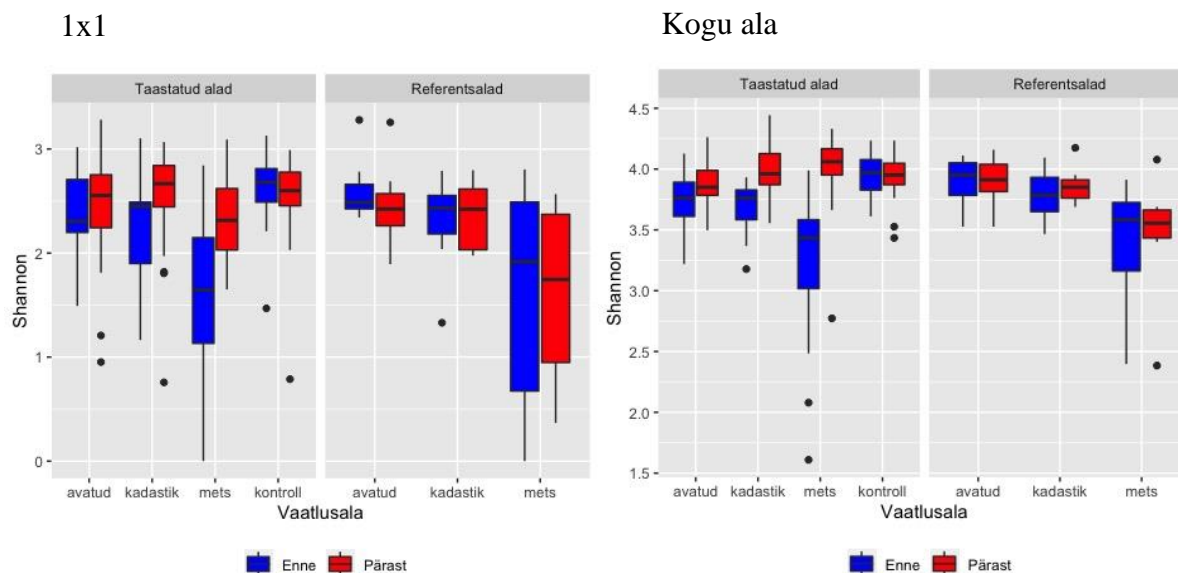
kontroll	1.130	1.89	219	0.599	0.550
<i>Referentsalad (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.571	4.33	36	-0.132	0.896
kadastik	-0.143	4.33	36	0.033	0.974
mets	-0.286	4.33	36	-0.066	0.948

Kogu ala

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	-5.647	3.12	219	-1.809	0.072
kadastik	-13.49	3.12	219	-4.322	<.001***
mets	-28.00	3.16	219	-8.873	<.001***
kontroll	0.292	3.36	219	0.087	0.931
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.143	6.52	36	-0.022	0.983
kadastik	-3.571	6.52	36	-0.548	0.580
mets	-1.571	6.52	36	-0.241	0.811

Shannoni indeks

Shannoni indeksis esines enne ja pärast taastamistõid statistiline oluline erinevus taastatud alal väikeses ja suures skaalas. Mõlemas skaalas oli toimunud märgatav liigirikkuse tõus pärast taastamist - 1x1 m prooviruudus ja kogu alal oli Shannoni mitmekesisuse indeksi väärtus oluliselt kõrgem kadastikes ja metsastunud aladel võrreldes taastamiseelse seisundiga. Referentsaladel statistiliselt olulisi muutusi ei leitud (joonis 5; tabel 3).



Joonis 5. Shannoni indeks taastatud- ja referentsaladel. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Mustad täpid tähistavad erindeid.

Tabel 3. ANOVA testi tulemused hindamaks Shannoni indeksit enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

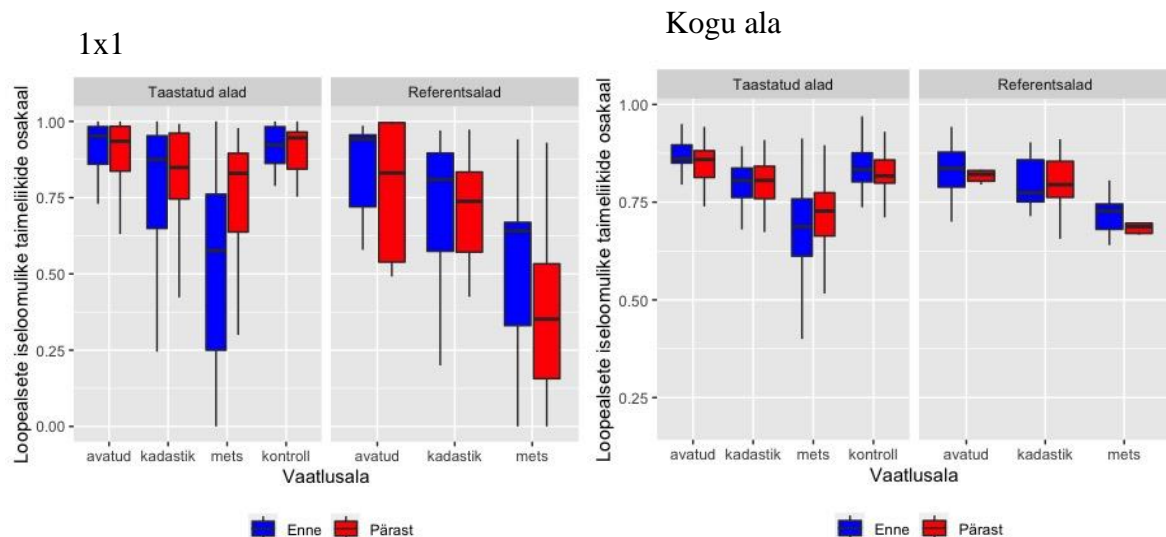
<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	-0.057	0.125	218	-0.459	0.646
kadastik	-0.315	0.125	218	-2.528	0.012*
mets	-0.706	0.127	218	-5.557	<.001***
kontroll	0.101	0.134	218	0.752	0.453
<i>Referentsalad (enne-pärast)</i>					
avatud	0.149	0.361	36	0.412	0.683
kadastik	-0.066	0.361	36	-0.182	0.857
mets	-0.039	0.361	36	-0.107	0.915

Kogu ala

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	-0.131	0.074	219	-1.770	0.078
kadastik	-0.285	0.074	219	-3.855	<.001***
mets	-0.762	0.075	219	-10.181	<.001***
kontroll	0.013	0.080	219	0.159	0.874
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.006	0.187	36	-0.035	0.972
kadastik	-0.079	0.187	36	-0.421	0.676
mets	-0.077	0.187	36	-0.415	0.680

Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid

Loopealsetele iseloomulike taimeliikide osakaaludes leiti statistiline oluline erinevus taastatud alal väikeses ja suures skaalas. Mõlemas skaalas on pärast taastamist toimunud looliikide osakaalude tõus metsastunud alal. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 6; tabel 4).



Joonis 6. Loopealsete iseloomulike taimeliikide osakaalud enne ja pärast taastamistööid. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 4. ANOVA testi tulemused hindamaks looliikide osakaalude erinevusi enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	0.019	0.050	218	0.372	0.710
kadastik	-0.058	0.050	218	-1.164	0.246
mets	-0.236	0.050	218	-4.650	<0.001***
kontroll	0.011	0.054	218	0.205	0.837
<i>Referentsalad (enne-pärast)</i>					
avatud	0.067	0.143	36	0.465	0.645
kadastik	-0.004	0.143	36	-0.027	0.979
mets	0.131	0.143	36	0.917	0.365

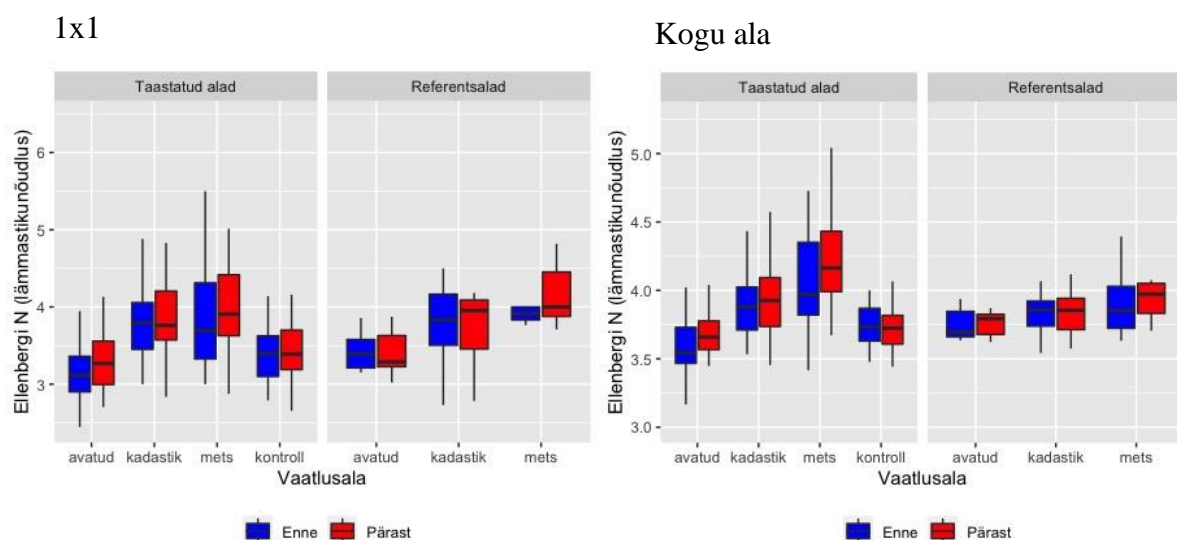
Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	0.020	0.020	219	0.996	0.321
kadastik	-0.004	0.020	219	-0.223	0.824
mets	-0.057	0.020	219	-2.841	0.005**
kontroll	0.011	0.020	219	0.499	0.618
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.003	0.066	36	0.050	0.960
kadastik	0.002	0.066	36	0.030	0.976
mets	0.005	0.066	36	0.084	0.934

3.2 Keskkonnatingimuste nõudlust kirjeldavad tunnused

Ellenbergi N (lämmastikunõudlus)

Ellenbergi N (lämmastikunõudlus) indikaatorväärtuste koosluse kaalutud keskmised väärtused statistiliselt olulisi erinevusi ei andnud (joonis 7; tabel 5).



Joonis 7. Ellenbergi N (lämmastikunõudlus) indikaatorväärtuste keskmised väärtused koosluses. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 5. ANOVA testi tulemused hindamaks Ellenbergi N (lämmastikunõudlus) indikaatorväärtuste keskmiseid enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

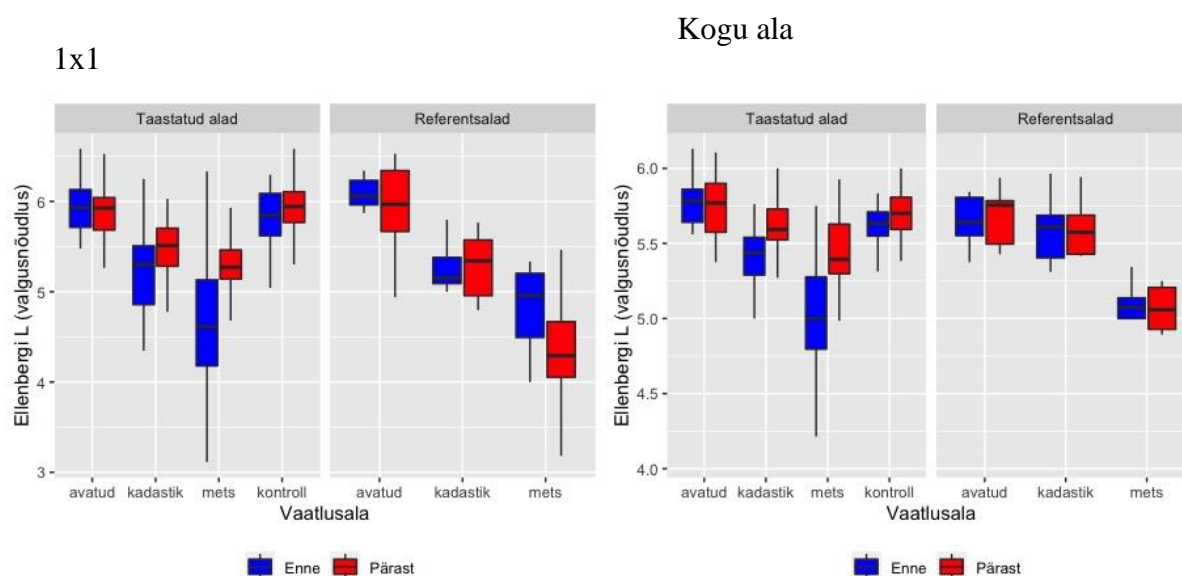
Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.133	0.131	218	-1.019	0.309
kadastik	-0.050	0.131	218	-0.381	0.703
mets	-0.16	0.133	218	-1.193	0.234
kontroll	0.005	0.141	218	0.036	0.971
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.011	0.328	36	0.035	0.972
kadastik	0.056	0.328	36	0.171	0.865
mets	-0.049	0.328	36	-0.151	0.881

Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.127	0.078	219	-1.633	0.104
kadastik	-0.002	0.078	219	-0.025	0.980
mets	-0.146	0.079	219	-1.850	0.066
kontroll	-0.017	0.084	219	-0.204	0.838
Referentsala (enne-pärast)					
avatud	<0.0001	0.107	36	0.004	0.997
kadastik	0.010	0.107	36	-0.091	0.928
mets	-0.019	0.107	36	-0.182	0.857

Ellenbergi L (valgusnõudlus)

Ellenbergi L (valgusnõudlus) indikaatorväärtuste kaalutud keskmistes esines statistiliselt oluline erinevus taastamiseelse ja taastamisjärgse olukorra vahel nii väikeses kui ka suures skaalas. Mõlemal skaalal on toimunud valgusenõudluse kaalutud keskmiste tõus pärast taastamist. 1x1 m prooviruudus ja kogu alal leiti statistiline oluline valgusenõudluse indikaatorväärtuste keskmiste tõus kadastikus ja metsastunud alal. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 8; tabel 6).



Joonis 8. Ellenbergi L (valgusnõudlus) indikaatorväärtuste keskmised. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 6. ANOVA testi tulemused hindamaks Ellenbergi L (valgusnõudlus) indikaatorväärtuste keskmiste erinevusi enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.021	0.117	218	0.176	0.860
kadastik	-0.272	0.117	218	-2.323	0.021*
mets	-0.618	0.119	218	-5.175	<.001***
kontroll	-0.117	0.126	218	-0.927	0.355
<i>Referents ala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.121	0.261	36	0.464	0.645
kadastik	-0.011	0.261	36	-0.041	0.968
mets	0.472	0.261	36	1.809	0.079

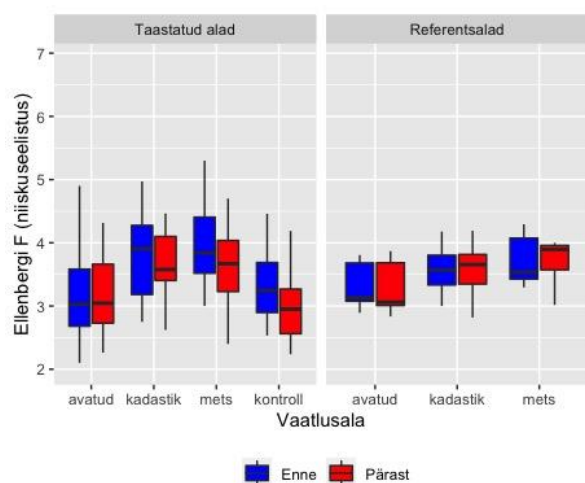
Kogu ala

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.030	0.061	219	0.501	0.617
kadastik	-0.185	0.061	219	-3.034	0.003**
mets	-0.441	0.061	219	-7.171	<.001***
kontroll	-0.064	0.064	219	-0.986	0.325
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.015	0.146	36	-0.101	0.920
kadastik	-0.014	0.146	36	-0.094	0.926
mets	-0.005	0.146	36	-0.031	0.975

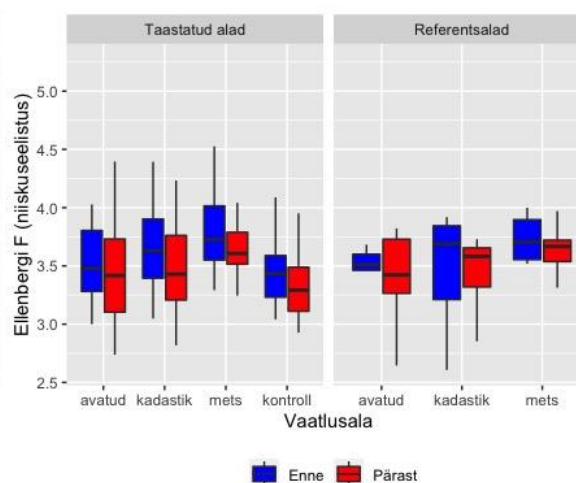
Ellenbergi F (niiskuseelistus)

Ellenbergi F (niiskuseelistus) indikaatorväärtuste koosluse kaalutud keskmistes väärtustes esines statistiliselt oluline erinevus taastamiseelse ja taastamisjärgse seisundi vahel väikeses skaalas. 1x1 m prooviruudus leiti statistiliselt oluline niiskuseelistuse kaalutud keskmise langus metsastunud alal, kus keskmine niiskusenõudlus langes pärast taastamist. Suures skaalas ja referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 9; tabel 7).

1x1



Kogu ala



Joonis 9. Ellenbergi F (niiskuseelistus) indikaatorväärtuste keskmised. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 7. ANOVA testi tulemused hindamaks Ellenbergi F (niiskuseelistus) indikaatorväärtuste keskmiste erinevusi enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ja kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.021	0.173	218	-0.120	0.904
kadastik	0.097	0.173	218	0.559	0.586
mets	0.370	0.176	218	2.096	0.037*
kontroll	0.287	0.187	218	1.536	0.126
Referentsala (enne-pärast)					
avatud	0.0283	0.241	36	0.118	0.907
kadastik	0.0036	0.241	36	0.015	0.988
mets	-0.108	0.241	36	-0.448	0.657

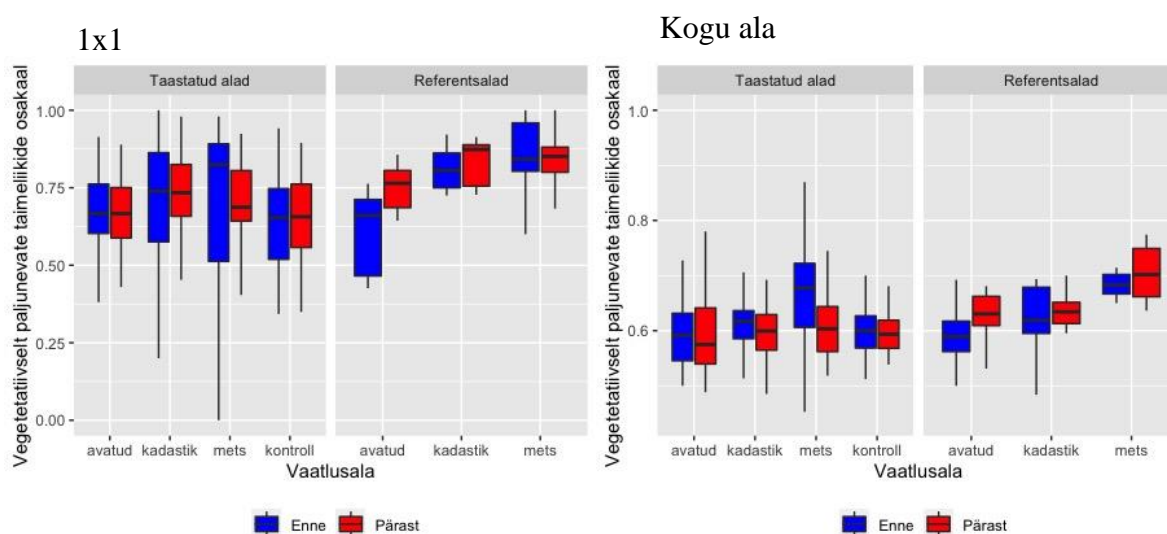
Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	0.070	0.097	219	0.721	0.472
kadastik	0.144	0.097	219	1.482	0.140
mets	0.179	0.098	219	1.821	0.070
kontroll	0.062	0.105	219	0.593	0.554
Referentsala (enne-pärast)					
avatud	0.095	0.177	36	0.536	0.595
kadastik	0.031	0.177	36	0.174	0.862
mets	0.094	0.177	36	0.532	0.598

3.3 Soontaimede funktsionaalsed tunnused

Vegetatiivne paljunemine

Vegetatiivselt paljunevate taimeliikide osakaaludes esines statistiliselt oluline erinevus suures skaalas taastatud alal. Kogu ala skaalas leiti metsastunud alal statistiliselt oluline vegetatiivselt paljunevate taimeliikide osakaalu langus pärast taastamist. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 10; tabel 8).



Joonis 10. Vegetatiivselt paljunevate taimeliikide osakaalud enne ja pärast taastamistööd. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 8. ANOVA testi tulemused hindamaks vegetatiivselt paljunevate soontaimede osakaale enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.011	0.049	218	-0.234	0.815
kadastik	-0.032	0.049	218	-0.657	0.512
mets	0.011	0.050	218	0.214	0.831
kontroll	0.006	0.052	218	0.116	0.908
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.124	0.073	36	-1.692	0.099
kadastik	-0.011	0.073	36	-0.152	0.880
mets	0.010	0.073	36	0.138	0.891

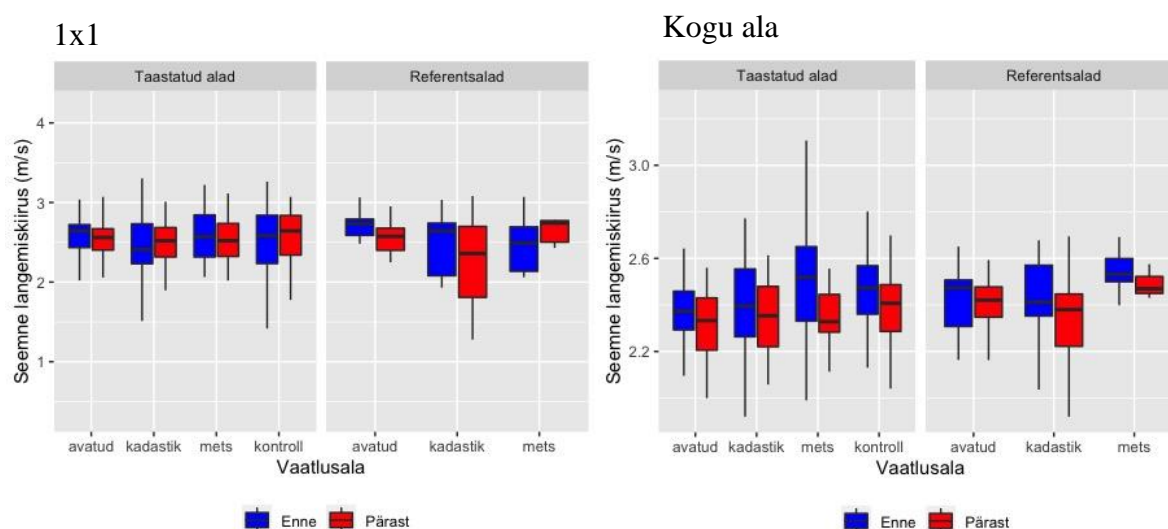
Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	0.005	0.017	219	0.298	0.766
kadastik	0.016	0.017	219	0.908	0.365

mets	0.052	0.018	219	2.956	0.003**
kontroll	0.017	0.019	219	0.908	0.365
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.035	0.045	36	-0.776	0.443
kadastik	-0.003	0.045	36	-0.058	0.954
mets	-0.006	0.045	36	-0.132	0.896

Seemne langemiskiirus (m/s)

Seemne langemiskiiruse (m/s) koosluse kaalutud keskmised väärtused näitasid taastamiseelse ja taastamisjärgse aja vahel statistiliselt olulist erinevust suures skaalas. Kogu ala skaalas leiti statistiliselt oluline erinevus metsastunud alal, kus seemne langemiskiiruse kaalutud keskmine väärtus vähenes pärast taastamist märgatavalt. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 11; tabel 9).



Joonis 11. Taimede seemne langemiskiiruse (m/s) kaalutud keskmised väärtused. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 9. ANOVA testi tulemused hindamaks soontaimede seemne langemiskiiruse (m/s) kaalutud keskmiseid väärtusi enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.047	0.112	218	0.421	0.674
kadastik	-0.051	0.112	218	-0.451	0.652
mets	0.032	0.114	218	0.281	0.779

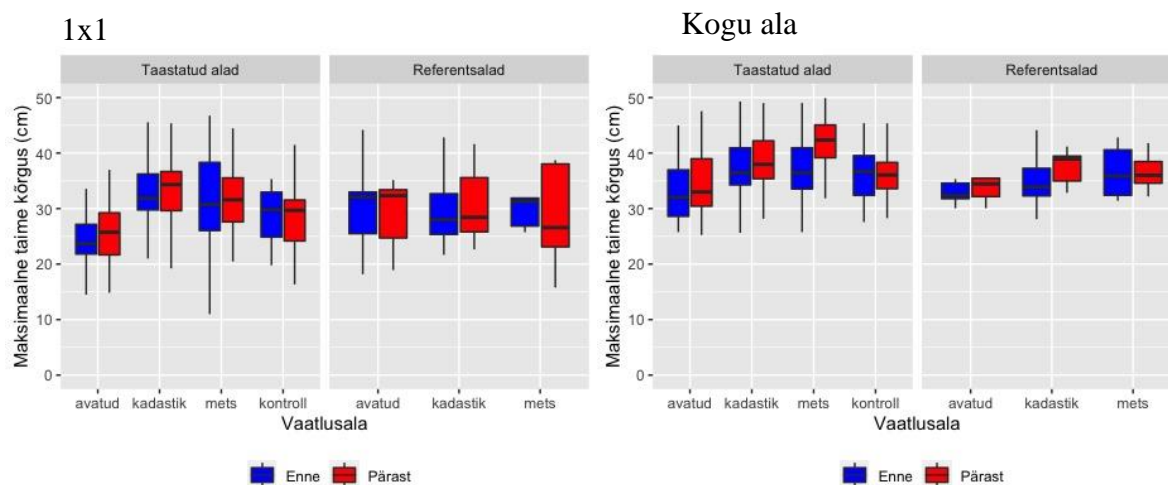
kontroll	0.021	0.121	218	0.172	0.864
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.158	0.255	34	0.621	0.539
kadastik	0.065	0.255	34	0.253	0.801
mets	-0.107	0.276	34	-0.389	0.699

Kogu ala

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.057	0.048	219	1.174	0.242
kadastik	0.057	0.048	219	1.171	0.243
mets	0.181	0.049	219	3.713	<.001***
kontroll	0.080	0.052	219	1.532	0.127
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.013	0.095	36	0.137	0.892
kadastik	0.091	0.095	36	0.957	0.345
mets	0.102	0.095	36	1.074	0.290

Taimede maksimaalne kõrgus

Taimeliikide maksimaalse kõrguse kaalutud keskmistes väärtustes statistiliselt olulist erinevust ei tuvastatud kummaski skaalas (joonis 12; tabel 10).



Joonis 12. Maksimaalse taime kõrguse (cm) kaalutud keskmised väärtused. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 10. ANOVA testi tulemused hindamaks taimeliikide maksimaalse kõrguse kaalutud keskmiste väärtuse erinevusi enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ja kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

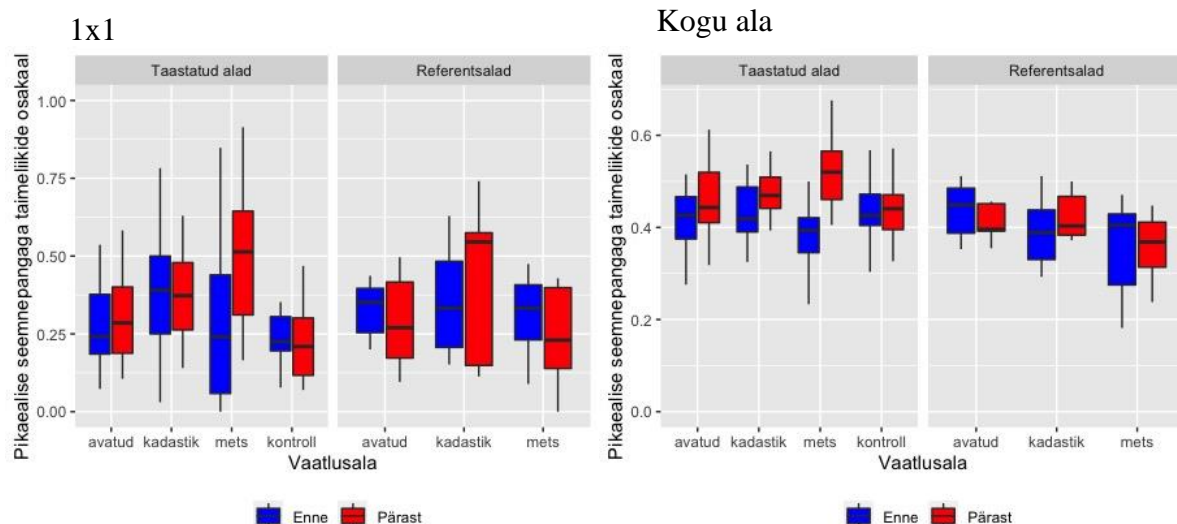
<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	-0.114	0.109	218	-1.051	0.295
kadastik	-0.015	0.109	218	-0.141	0.888
mets	0.154	0.109	218	1.397	0.163
kontroll	0.043	0.109	218	0.367	0.714
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>	<i>estimate</i>	<i>SE</i>	<i>df</i>	<i>t.ratio</i>	<i>p.value</i>
avatud	0.063	0.497	36	0.127	0.900
kadastik	-0.035	0.497	36	-0.071	0.943
mets	0.043	0.497	36	0.087	0.931

Kogu ala

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.072	0.120	219	0.595	0.552
kadastik	-0.043	0.120	219	-0.356	0.722
mets	-0.082	0.122	219	-0.677	0.499
kontroll	-0.025	0.130	219	-0.194	0.847
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.008	0.427	36	-0.019	0.985
kadastik	-0.071	0.427	36	-0.167	0.868
mets	-0.004	0.427	36	-0.010	0.992

Püsiv seemnepank

Püsiva seemnepangaga taimeliikide osakaalus leiti statistiline oluline erinevus taastatud alal nii väikeses kui suures skaalas. Mõlemas skaalas on toimunud püsiva seemnepangaga taimeliikide osakaalud tõus pärast taastamist. 1x1 m prooviruudus leiti statistiline oluline püsiva seemnepangaga taimeliikide osakaalu tõus metsastunud alal. Kogu ala skaalas leiti statistiliselt oluline püsiva seemnepangaga taimeliikide osakaalu tõus kadastikus ja metsastunud alal. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 13; tabel 11).



Joonis 13. Pikaalalise (püsiva) seemnepangaga taimeliikide osakaalud. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 11. ANOVA testi tulemused hindamaks püsiva seemnepangaga taimeliikide osakaalusid enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

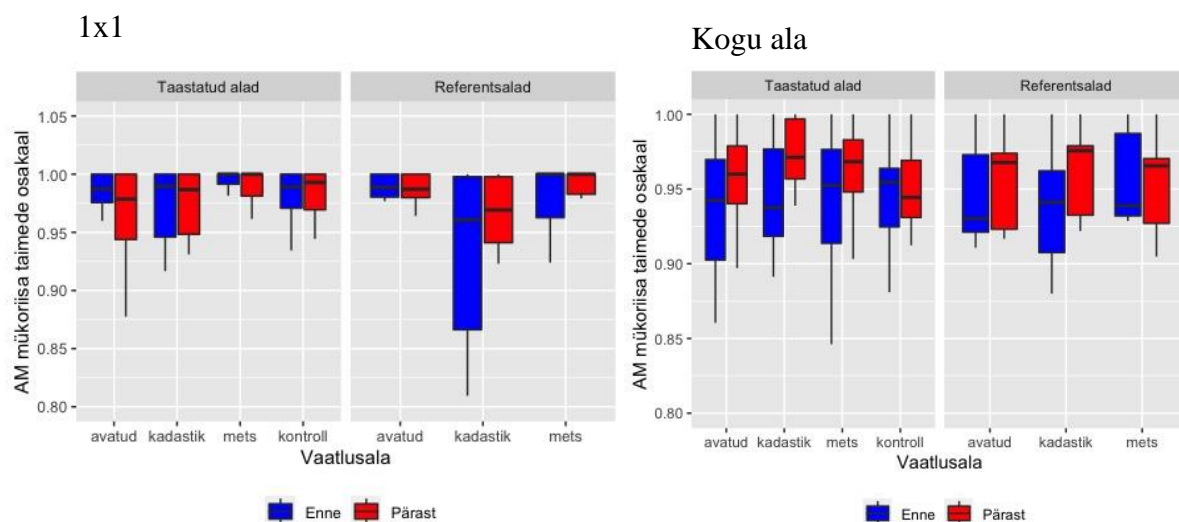
Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.007	0.047	218	-0.147	0.883
kadastik	-0.001	0.047	218	-0.029	0.977
mets	-0.197	0.047	218	-4.125	<.001***
kontroll	0.043	0.050	218	0.851	0.396
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.068	0.129	36	0.527	0.602
kadastik	-0.050	0.129	36	-0.390	0.698
mets	0.056	0.129	36	0.437	0.665

Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.034	0.020	219	-1.705	0.090
kadastik	-0.044	0.020	219	-2.213	0.028*
mets	-0.134	0.020	219	-6.700	<.001***
kontroll	-0.005	0.021	219	-0.230	0.818
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.00804	0.0409	36	0.196	0.845
kadastik	-0.03526	0.0409	36	-0.862	0.394
mets	-0.00544	0.0409	36	-0.133	0.895

Mükoriisa tüüp

AM taimeliikide osakaaludes esines statistiliselt oluline erinevus suures skaalas. Kogu ala skaalas leiti statistiliselt oluline erinevus AM taimeliikide osakaalus kadastikus ja metsastunud alal. Mõlemal alal AM taimeliikide osakaal tõusis pärast taastamist. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 14, tabel 12).



Joonis 14. AM taimeliikide osakaalud. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 12. ANOVA testi tulemused hindamaks AM taimeliikide osakaalude erinevusi 1x1m skaalas ja kogu ala skaalas enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

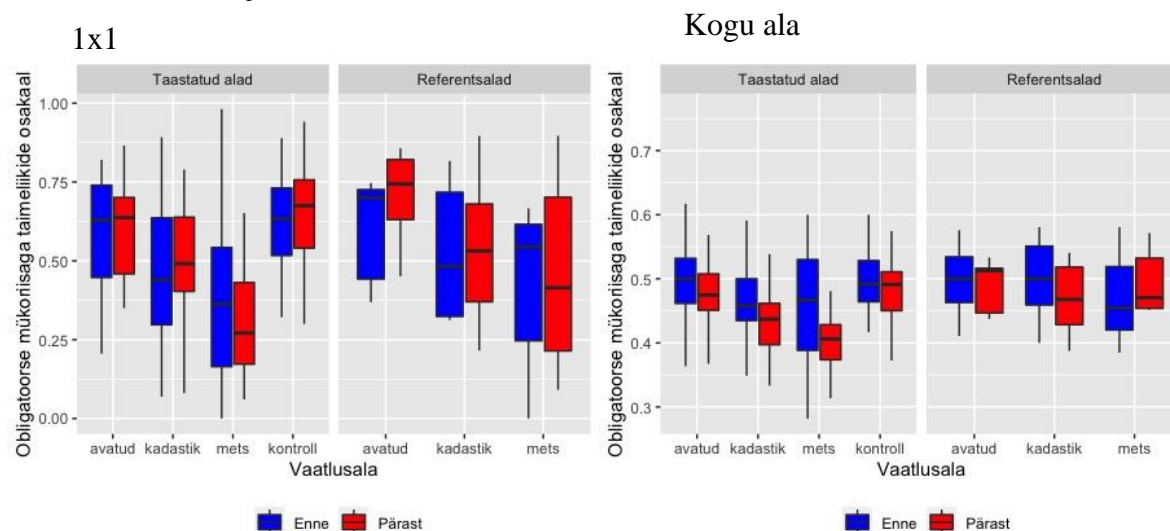
Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.004	0.020	218	-0.224	0.823
kadastik	-0.038	0.020	218	-1.956	0.052
mets	-0.024	0.020	218	-1.200	0.231
kontroll	0.002	0.021	218	0.084	0.933
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.003	0.039	36	-0.079	0.938
kadastik	-0.021	0.039	36	-0.539	0.593
mets	-0.007	0.039	36	-0.172	0.864

Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-1.54e-02	0.010	219	-1.593	0.112
kadastik	-2.81e-02	0.010	219	-2.902	0.004**
mets	-2.64e-02	0.010	219	-2.698	0.007**
kontroll	-7.07e-05	0.010	219	-0.007	0.995
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.007	0.022	36	-0.322	0.750
kadastik	-0.023	0.022	36	-1.045	0.303
mets	-0.010	0.021	36	-0.456	0.651

Mükoriisa staatus

Kogu ala skaalas leiti statistiliselt oluline erinevus metsastunud alal, kus obligatoorselt mükoriisete taimeliikide osakaal langes pärast taastamist. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 15; tabel 13).



Joonis 15. Obligatoorselt mükoriisete taimeliikide osakaalud. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 13. ANOVA testi tulemused hindamaks obligatoorselt mükoriisete taimeliikide osakaalude erinevusi enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.013	0.052	218	-0.251	0.802
kadastik	-0.045	0.052	218	-0.867	0.387
mets	0.048	0.053	218	0.900	0.369
kontroll	-0.034	0.056	218	-0.619	0.537
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					

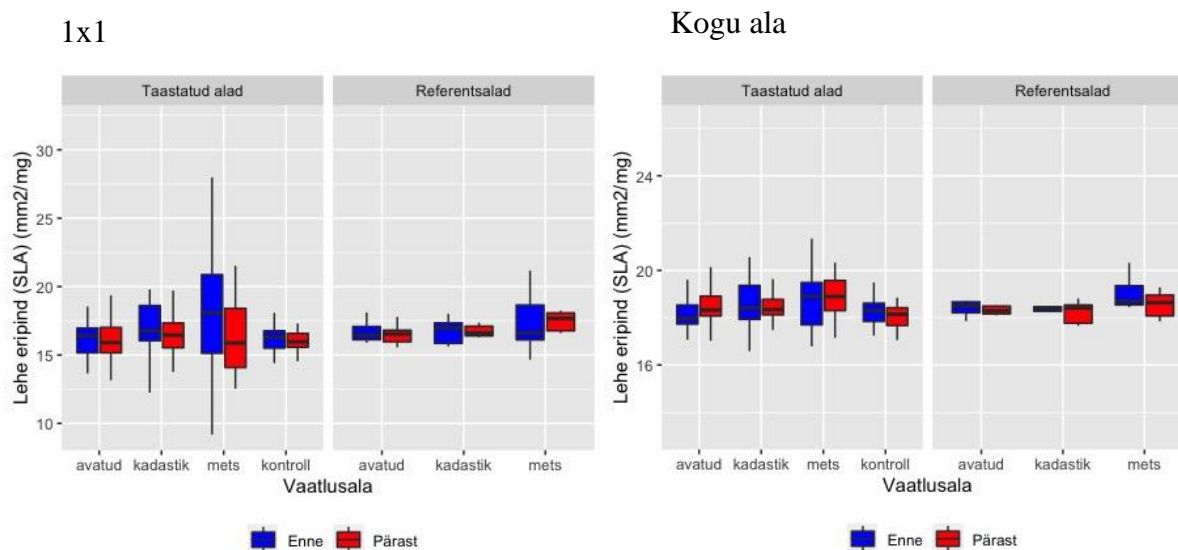
avatud	-0.115	0.125	36	-0.920	0.364
kadastik	-0.007	0.125	36	-0.058	0.954
mets	-0.043	0.125	36	-0.343	0.734

Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	0.026	0.017	219	1.472	0.142
kadastik	0.033	0.017	219	1.879	0.062
mets	0.052	0.018	219	2.957	0.003**
kontroll	0.010	0.019	219	0.548	0.584
Referentsala (enne-pärast)					
avatud	0.010	0.034	36	0.300	0.766
kadastik	0.030	0.034	36	0.894	0.377
mets	-0.007	0.034	36	-0.209	0.835

Lehe eripind (SLA) (mm²/mg)

Lehe eripinna (SLA) (mm²/mg) kaalutud keskmistes statistiliselt olulisi erinevusi ei tuvastatud (joonis 16; tabel 14).



Joonis 16. Lehe eripinna (SLA) (mm²/mg) kaalutud keskmised väärtused. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 14. ANOVA testi tulemused hindamaks obligatoorse SLA kaalutud keskmiste väärtuste erinevusi enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

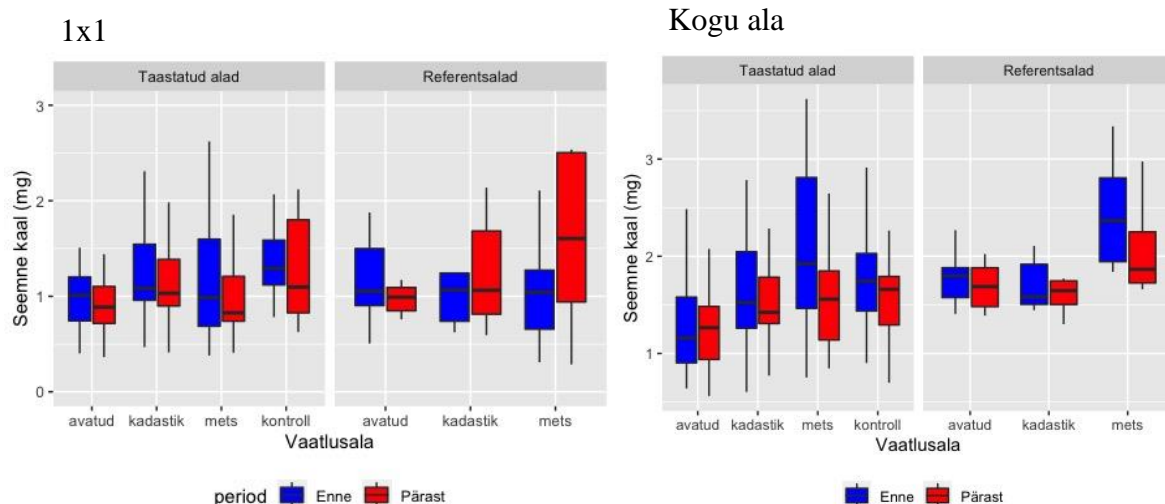
<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.397	1.09	36	0.365	0.717
kadastik	-1.457	1.09	36	-1.342	0.188
mets	-0.196	1.09	36	-0.181	0.858
kontroll	0.397	1.09	36	-0.365	0.717
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.397	1.09	36	-0.365	0.717
kadastik	-1.457	1.09	36	-1.342	0.189
mets	-0.196	1.09	36	-0.181	0.858

Kogu ala

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.397	1.09	36	.365	0.7169
kadastik	-1.457	1.09	36	-1.342	0.1879
mets	-0.196	1.09	36	-0.181	0.8578
kontroll	0.397	1.09	36	0.365	0.7169
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.397	1.09	36	0.365	0.717
kadastik	-1.457	1.09	36	-1.342	0.188
mets	-0.196	1.09	36	-0.181	0.858

Seemne kaal (mg)

Taimeliikide seemne kaalu (mg) kaalutud keskmistes väärtustes esines statistiliselt oluline erinevus taastatud alal väikses ja suures skaalas. Mõlemas skaalas leiti statistiliselt oluline erinevus metsastunud alal, kus kaalutud keskmine langes pärast taastamist. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 17; tabel15).



Joonis 17. Taimede seemne kaalud(mg) koosluse kaalutud keskmised väärtused. Joonisel on näha 1x1 m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 15. ANOVA testi tulemused hindamaks taimeliikide seemne kaalude (mg) kaalutud keskmiseid väärtuseid enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

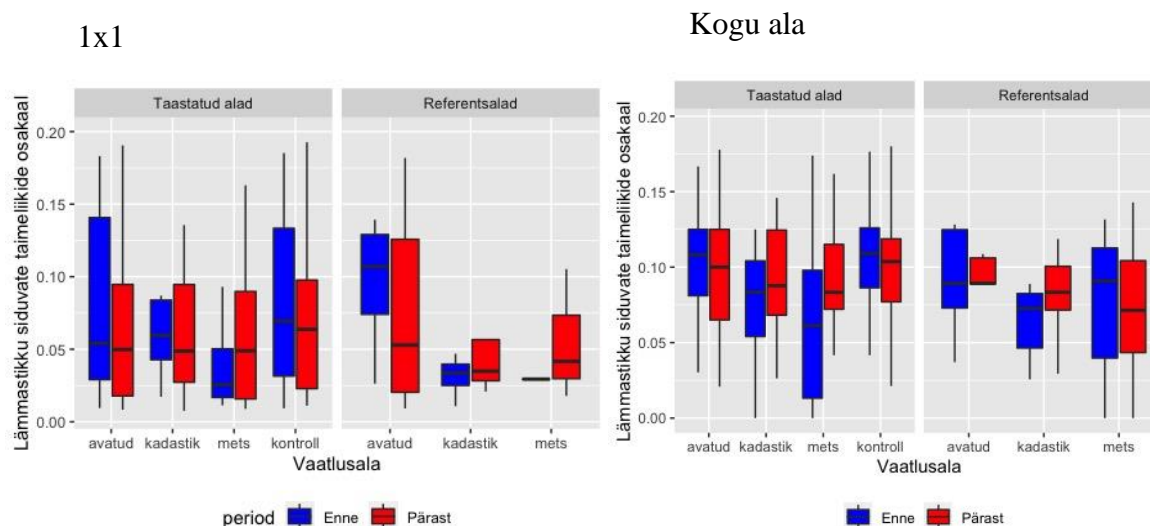
<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.077	0.241	218	0.320	0.749
kadastik	-0.012	0.241	218	-0.051	0.959
mets	1.018	0.245	218	4.155	<.001***
kontroll	0.174	0.259	218	0.671	0.503
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.005	1	36	0.005	0.996
kadastik	0.441	1	36	0.440	0.663
mets	-1.30	1	36	-1.295	0.204

Kogu ala

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.032	0.149	219	0.213	0.831
kadastik	0.141	0.149	219	0.938	0.344
mets	0.505	0.151	219	3.352	<.001***
kontroll	0.164	0.161	219	1.024	0.307
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.092	0.226	36	0.407	0.686
kadastik	0.441	0.226	36	0.141	0.889
mets	-1.299	0.226	36	1.634	0.111

Lämmastikusidumise võime

Lämmastiku siduvate taimeliikide osakaaludes leiti statistiliselt oluline erinevus taastamiseelse ja taastamisjärgse seisundi vahel metsastunud alal: pärast taastamist osakaal tõusis. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 18; tabel 16).



Joonis 18. Lämmastikku siduvate taimeliikide osakaalud. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 16. ANOVA testi tulemused hindamaks lämmastikku siduvate taimeliikide osakaalude erinevusi enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	0.034	0.241	218	1.397	0.164
kadastik	-0.033	0.241	218	-1.357	0.176
mets	-0.010	0.025	218	-0.418	0.676
kontroll	0.031	0.026	218	1.180	0.239
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.057	0.032	36	1.778	0.084
kadastik	-0.011	0.032	36	-0.336	0.739
mets	-0.019	0.032	36	-0.603	0.550

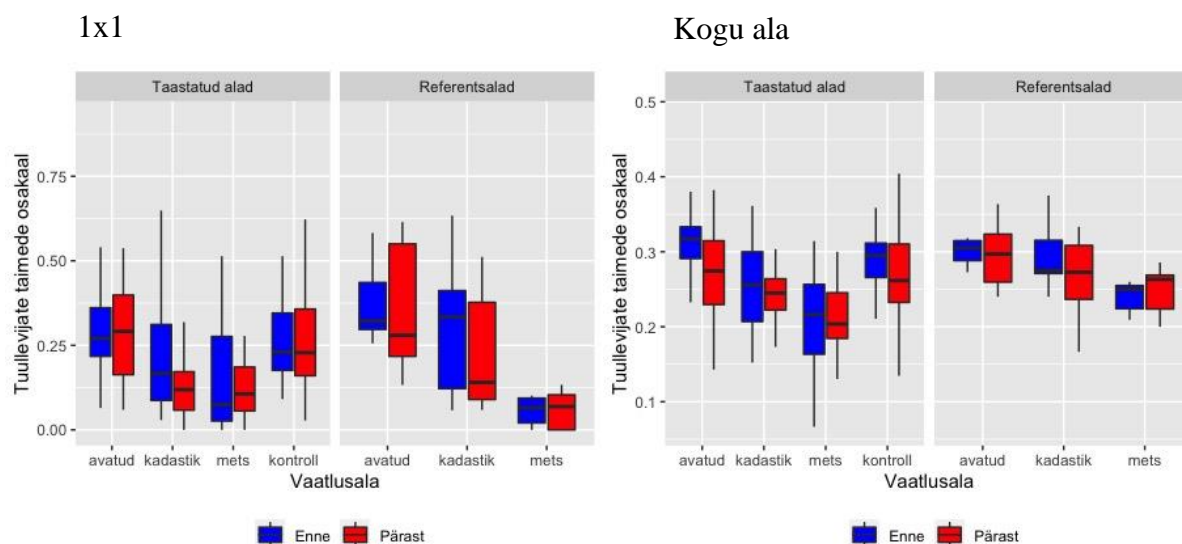
Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	0.004	0.011	219	0.379	0.705
kadastik	-0.017	0.011	219	-1.619	0.107
mets	-0.025	0.011	219	-2.352	0.019*
kontroll	0.003	0.011	219	0.307	0.759

<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.002	0.021	36	-0.106	0.916
kadastik	-0.019	0.021	36	-0.903	0.372
mets	0.002	0.021	36	0.123	0.903

Tuullevimine

Tuullevijate taimeliikide osakaaludes esines statistiliselt oluline erinevus taastatud alal suures skaalas. Kogu ala skaalas leiti statistiliselt oluline erinevus avatud alal, kus pärast taastamist osakaal langes. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 19; tabel 17).



Joonis 19. Tuullevijate taimeliikide osakaalud. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 17. ANOVA testi tulemused hindamaks tuullevijate taimeliikide osakaale enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

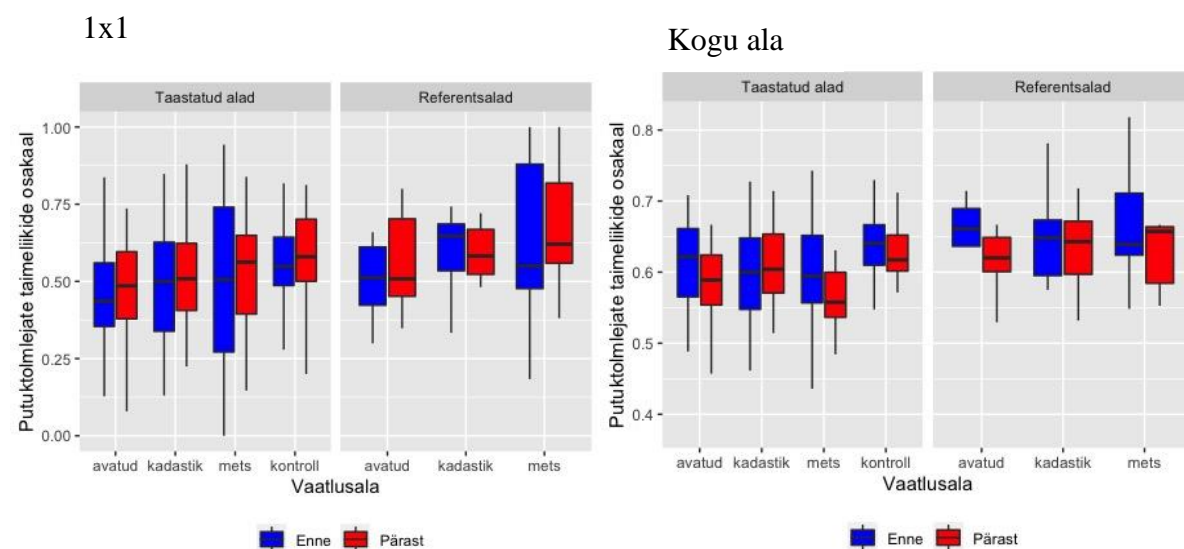
<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinngang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	0.004	0.039	218	0.111	0.912
kadastik	0.052	0.039	218	1.326	0.186
mets	0.047	0.040	218	1.185	0.237
kontroll	-0.005	0.056	218	-0.131	0.896
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.009	0.082	36	0.112	0.911
kadastik	0.064	0.082	36	0.782	0.439
mets	-0.002	0.082	36	-0.025	0.980

Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	0.041	0.015	219	2.792	0.006**
kadastik	0.010	0.015	219	0.494	0.494
mets	0.008	0.015	219	0.561	0.575
kontroll	0.018	0.015	219	1.160	0.247
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	0.008	0.025	36	0.324	0.748
kadastik	0.028	0.025	36	1.126	0.268
mets	0.007	0.025	36	0.264	0.793

Putuktolmlemine

Putuktolmlejate taimeliikide osakaalud statistiliselt olulisi erinevusi ei andnud (joonis 20; tabel 18).



Joonis 20. Putuktolmlejate taimeliikide osakaalud. Joonisel on näha 1x1m skaala ja kogu ala skaala ning välja on toodud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased karbid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 18. ANOVA testi tulemused hindamaks putuktolmlejate taimeliikide osakaalude erinevusi enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.003	0.052	218	-0.052	0.959
kadastik	-0.037	0.052	218	-0.717	0.474
mets	-0.016	0.052	218	-0.301	0.764
kontroll	-0.019	0.052	218	-0.350	0.727
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.061	0.102	36	-0.596	0.555

kadastik	-0.001	0.102	36	-0.005	0.996
mets	-0.044	0.102	36	-0.434	0.667

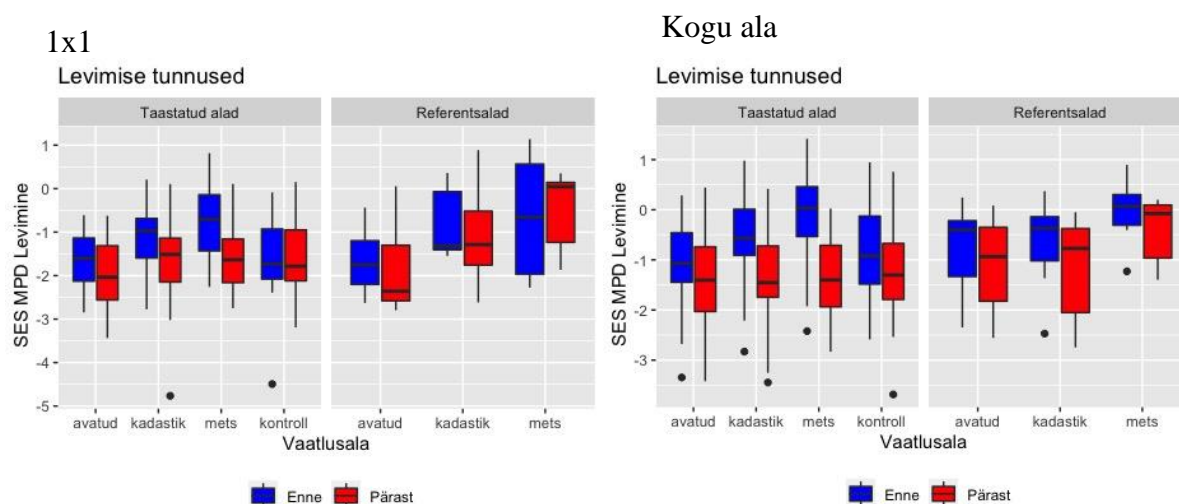
Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	0.026	0.017	219	1.565	0.119
kadastik	-0.011	0.017	219	-0.687	0.493
mets	0.029	0.017	219	1.733	0.084
kontroll	0.010	0.018	219	0.551	0.582
Referentsala (enne-pärast)					
avatud	0.034	0.040	36	0.839	0.407
kadastik	0.002	0.040	36	0.050	0.960
mets	0.023	0.040	36	0.567	0.574

3.4 Funktsionaalne mitmekesisus

Levimise tunnused

Levimisega seotud tunnustes (seemne langemiskiirus (m/s), seemne kaal (mg), keskmine maksimaalne kõrgus ja levimisstrateegia) leiti statistiliselt oluline erinevus enne ja pärast taastamist väikeses skaalas kui ka suures skaalas. Mõlemas skaalas tuvastati koosinevate taimeliikide levimistunnuste klasterdumine pärast taastamist. 1x1m skaalas langes levimistunnuste varieeruvus statistiliselt oluliselt kadastikus ja metsastunud alal. Kogu ala skaalas levimistunnuste varieeruvus statistiliselt oluliselt samuti kadastikus ja metsastunud alal. Referentsaladel statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud (joonis 21; tabel 19).



Joonis 21. Koosinevate liikide levimise tunnuste varieeruvus 1x1m skaalas ja kogu ala skaalas. Mõlemal skaalal on näidatud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased kastid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab

mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Mustad täpid tähistavad erindeid.

Tabel 19. ANOVA testi tulemused hindamaks koosinevate taimeliikide levimistunnuste varieeruvust enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	-0.305	0.214	217	-1.421	0.157
kadastik	-0.462	0.214-	217	-2.157	0.032*
mets	-0.775	0.220	217	-3.521	<.001***
kontroll	-0.080	0.231	217	-0.346	0.730
<i>Referentsalad (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.171	0.564	35	-0.302	0.764
kadastik	0.323	0.564	35	-0.573	0.571
mets	0.094	0.587	35	0.160	0.874

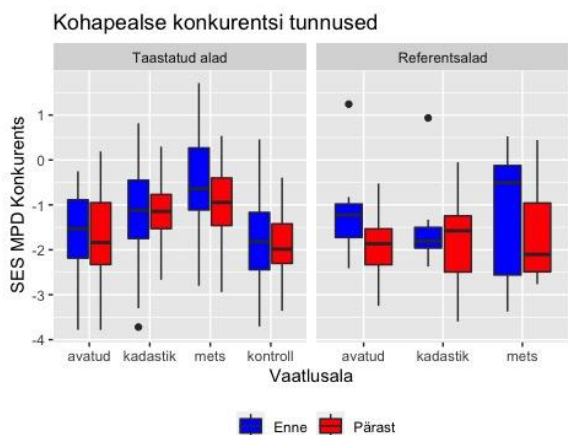
Kogu ala

<i>Taastatud ala (enne-pärast)</i>	<i>hinnang</i>	<i>standardviga</i>	<i>vabadusastmed</i>	<i>t-statistik</i>	<i>P</i>
avatud	-0.323	0.236	219	-1.370	0.172
kadastik	-0.860	0.236	219	-3.644	<.001***
mets	-1.352	0.238	219	-5.667	<.001***
kontroll	-0.395	0.254	219	-1.554	0.122
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.310	0.477	36	-0.650	0.520
kadastik	-0.517	0.477	36	-1.084	0.286
mets	-0.390	0.477	36	-0.818	0.419

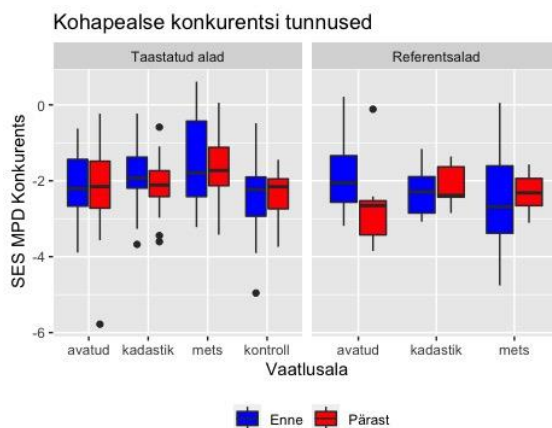
Kohapealse konkurentsi tunnused

Kohapealse konkurentsi tunnustes (vegetatiivne levimine, seemnepanga tunnused, lehe eripind (SLA) (mm²/mg) statistiliselt olulisi erinevusi ei leitud (joonis 22; tabel 20).

1x1



Kogu ala



Joonis 22. Koosinevate liikide kohapealse konkurentsi tunnuste varieeruvus 1x1m skaalas ja kogu ala skaalas. Mõlemal skaalal on näidatud taastatud alad ja referentsalad. Sinised karbid tähistavad liikide arvu vastavas skaalas enne taastamist ja punased kastid pärast taastamist. Karbil olev rõhtjoon tähistab mediaani, karp kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Mustad täpid tähistavad erindeid.

Tabel 20. ANOVA testi tulemused hindamaks koosinevate taimeliikide kohapealse konkurentsi tunnuste varieeruvust enne ja pärast taastamist 1x1m skaalas ning kogu ala skaalas. Välja on toodud taastatud alad ja referentsalad.

1x1

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.067	0.254	217	-0.264	0.792
kadastik	0.052	0.254	217	0.205	0.837
mets	-0.478	0.260	217	-1.837	0.068
kontroll	-0.113	0.273	217	-0.413	0.680
<i>Referentsalad (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.782	0.647	35	-1.210	0.234
kadastik	-0.370	0.647	35	-0.573	0.571
mets	-0.386	0.673	35	-0.573	0.570

Kogu ala

Taastatud ala (enne-pärast)	hinnang	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
avatud	-0.027	0.227	219	-0.118	0.906
kadastik	-0.305	0.227	219	-1.343	0.181
mets	-0.138	0.229	219	-0.602	0.548
kontroll	0.162	0.244	219	0.661	0.509
<i>Referentsala (enne-pärast)</i>					
avatud	-0.737	0.562	36	-1.311	0.198
kadastik	0.064	0.562	36	0.114	0.910
mets	0.165	0.562	36	0.294	0.770

4. Arutelu

Käesolevas magistritöös uuriti Lääne-Eesti loopealsete funktsionaalse ja liigilise mitmekesisuse taastumist pärast suuremahulist taastamisprojekti „Elu alvaritele“. Tulemused näitasid liigilise mitmekesisuse märkimisväärset tõusu pärast taastamist, sh tõusis oluliselt ka loopeasetele iseloomulike taimeliikide mitmekesisus ja arvukus. Mitmete tunnuste koosluste kaalutud keskmiste tunnuste väärtuste muutus näitas taastamistegevuste tugevat mõju koosluse funktsionaalsele koosseisule. Taastamistegevuste tulemusena tõusis eelnevalt kinnikasvanud aladel oluliselt püsiva seemnepangaga ja arbuskulaarmükoriisete taimeliikide osakaal võrrelduna vastavalt lühiealise või puuduva seemnepangaga liikidega ning teist tüüpi mükoriisaga või mittemükoriisete taimeliikidega. Lisaks muutusid oluliselt ka teiste tunnuste väärtused: langes obligatoorselt mükoriisete taimeliikide osakaal ja vastavalt tõusis fakultatiivselt mükoriisete taimeliikide osakaal, kahanes vegetatiivselt paljunevate liikide ja tuullevivate taimeliikide osakaal. Taastamistegevused paistsid soosivat lämmastikku siduvaid taimeliike ning liike, mida iseloomustas aeglasem seemne langemiskiirus ja seemne kaal. Taastamine mõjutas oluliselt koosluse funktsionaalset mitmekesisust. Eelnevalt kinnikasvanud alade funktsionaalne mitmekesisus pigem kahanes: toimus tunnuste oluline klasterdumine, ehk pärast taastamist olid soositud kitsam ring tunnuste väärtusi. Eriti suur tunnuste klasterdumine leiti levimisega seotud tunnustes, kus pärast taastamist on soositud rohkem üksteisele sarnased tunnused. Ellenbergi indikaatorväärtuste keskmist jaotust analüüsidis oli märgata olulist valgusnõudlike liikide osakaalu tõusu ning niiskuslembeste taimeliikide osakaalu langust kooslustes, näidates märkimisväärset muutust ka koosluse keskkonnatingimustes taastamise tulemusena. Töö tulemus näitab taastamise suurt mõju koosluse funktsionaalsele struktuurile, eriti esimestel taastamisjärgsetel aastatel.

4.1 Liigilise mitmekesuse taastumine

Soontaimede liigiline mitmekesisus ja Shannoni mitmekesisuse indeksi väärtus tõusis pärast taastamist mõlemas vaadeldavas skaalas nii eelnevalt põõsastega kaetud alal (kadastikus) kui puudega kaetud alal (metsas). Metsa või kadastiku eemaldamisel luuakse tingimused rohkemale hulgale taimeliikidele, kellele varasemalt metsa ja kadastiku keskkonnatingimused ei sobinud. Selline tulemus tähendab ka, et liigilise mitmekesisuse taastumine pärast projekti „Elu alvaritele“ on seni olnud edukas ning viinud soontaimede liigirikkuse oodatud tõusuni. Varasemad teadusuuringud on teinud kindlaks, et põõsaste katvuse suurenedes väheneb

loopealsete liigirikkus (Rosén ja van der Maarel, 2000). Optimaalseimaks puittaimede katvuseks peetakse 30%-50%, mis loob heterogeensed valgustingimused ning mõjutab positiivselt soontaimede liigirikust (Helm, 2019; Kasari *et al.*, 2013).

Tulemused näitavad lisaks kogu liigilise mitmekesisuse tõusule ka loopealsetele iseloomulike taimeliikide osakaalude hüppelist kasvu pärast taastamist, mis on tugevaim varasemalt metsastunud alal ja seda nii väikeses kui suures skaalas. Looliikide taastumine näitab taastamistöde edukust ja kinnitab, et Lääne-Eesti loopealsetel on looladele iseloomuliku soontaimede liigirikuse iseeneslikuks taastumiseks kõik võimalused olemas. Saadud tulemus kinnitab varasemaid loopealsete taastamispotentsiaali uurivate teadusartiklite leide, et kinnikasvanud loopealsetel on kunagiste avatud loopealsetele iseloomulike liikide seemnepank säilinud ka aastakümneid pärast kinnikavamist ja liigirikuse iseeneslik taastumine pärast keskkonnatingimuste taas sobivaks muutumist on väga võimalik. Hooldamata alvarid, mis pole täielikult hävinud, võivad säilitada seemnepangas avatud niitudele iseloomulike liikide seemneid. On leitud, et ka pikka aega hüljatud alade (25 ja 50 a) seemnepangas oli tüüpiliste looliikide (nt *Arabis hirsuta*, *Arenaria serpyllifolia*, *Cerastium fontanum*, *Helianthemum nummularium*, *Poa angustifolia*, *Potentilla crantzii*, *Sedum acre* ja *Veronica spicata*) sagedus ootamatult suur (Kalamees *et al.*, 2012). Taastamistöde tulemusena paranenud valgustingimused ning mehhaniseeritud taastamise käigus tehtud pinnasehäiring on tõenäoliselt loonud soodsad tingimused loopealsetele iseloomulike liikide taastumiseks nii seemnepanga abiga kui ka tänu levimisele ümbruskonna säilinud looladelt.

4.2 Funktsionaalsed tunnused

Mitmete funktsionaalsete tunnuste keskmise väärtuse muutus näitas taastamistegevuste tähtsust koosluse funktsionaalsele koosseisule. Funktsionaalsete tunnuste koosluse kaalutud keskmistes väärtustes tegid taastamistegevuste tulemusena suurima muutuse läbi varasemalt kadakatega kaetud ja metsastunud alad. See on ka oodatav tulemus, kuna kadastikus ja metsas tõi taastamine kaasa olulise keskkonnatingimuste muutuse: valgustingimuste muutus ning taastamistegevusega kaasnenud häiring tõi ka taimekoosluste koosseisu palju muutusi. Taastatud avatud aladel oli muutusi vähem ning ka referentsaladel, kus taastamistegevusi ei toimunud, ei olnud vaadeldud tunnustes kuigi palju olulisi erinevusi kahe vaadeldud perioodi vahel. See kinnitab, et vaadeldud trende saab peamiselt interpreteerida kui taastamise mõju.

Vegetatiivselt paljunevate taimeliikide osakaal metsastunud aladel langes pärast taastamist ning vastavalt seemneliselt uuenevate liikide osakaal kasvas. Tulemus näitab, et metsastunud ala taastamine soodustas seemneliselt uuenevate liikide arvukuse suurenemist. Kuigi kadastikus ja avatud alal statistiliselt olulist erinevust ei tähendatud, siis jooniselt (joonis 10.) on näha mõlemal skaalal vegetatiivselt paljunevate taimeliikide osakaalu langustrendi pärast taastamist, mis näitab, et ka neil aladel võib taastamistöödest tulenev häiring olla andnud tõuke seemneliselt paljunevate liikide lisandumisele. Eelnevalt on leitud, et loopealsete liigirikkus sõltub paljuski levimispõhistest protsessidest, mistõttu on oluline soodustada seemnete levikut erinevate rohumade vahel, näiteks loomade karjatamise abil (Riibak *et al.*, 2015).

Ka seemne langemiskiiruse kaalutud keskmistes väärtustes leiti statistiliselt oluline erinevus taastamiseelse ja taastamisjärgse seisundi vahel just metsastunud alal: pärast taastamist keskmine seemne langemiskiirus kahanes. Loopealsete taastamine ja selle tulemusena ala avatumaks muutumine tõenäoliselt soodustab aeglasemalt langevaid ja seetõttu ka kaugemale levivaid seemneid (Wyse, Hulme ja Holland, 2019). Eelnevalt on leitud, et just aeglase seemne langemiskiirusega liigid on degradeerunud niitudel suuremas väljasuremisohus ning et killustatud maastikes on kaugemale levimine vähem soodustatud (Saar *et al.*, 2012; Aavik ja Helm, 2018). Seega viitab saadud tulemus, et taastamistöde tulemusena on õnnestunud niitudel ohustatud tunnustega liike taas soosida ning loodetavasti taastada ka avatud ja heas seisus loopealsete taimekooslustele iseloomulikud levikumustrid ja -strateegiad.

Taimeliikide potentsiaalse maksimaalse kõrguse kaalutud keskmiste väärtuste erinevustes statistiliselt olulisi tulemusi taastamiseelset ja taastamisjärgset olukorda võrreldes ei leitud. Taime kõrgus on seotud positiivselt kasvukiirusega, toitainete kättesaadavusega, kohapealse konkurentsivõime ja levimisvõimega (Tamme *et al.*, 2014; Weiher *et al.*, 1999). Heas seisukorras loopeaseid iseloomustab mitmekesine, väheproduktiivne ja madalakasvuline taimestik (Helm., 2019). Kuigi väikeses skaalas (1x1 m) oli avatud aladel taimeliigid keskmiselt madalamad kui kinnikasvanud aladel (Joonis 12.), ei paista taastamistegevus olevat veel oluliselt jõudnud koosluse koosseisu madalama kõrguskasvuga liikide poole suunata.

Püsiva seemnepangaga taimeliikide osakaalud näitasid üleüldist tõusutrendi mõlemas vaadeldavas skaalas. Referentsaladel märgatavaid erinevusi ei leitud. Püsiva seemnepangaga taimeliikide taastumise tulemus on väga oluline ja näitab taastamistöde olulisust ja koosluse võimet seemnepangast taastuda. Tulemus kinnitab, et seemnepangast taastumise potentsiaal on

Lääne-Eesti kinnikasvanud loopealsetel endiselt olemas ja seemnepangas olevad seemned on võimelised taastamisjärgselt kooslust "taasasustama". Varasemalt on leitud, et avatud kooslustele iseloomuliku liigilise koosseisu ja liigirikkuse taastumine on võimalik, kui on tagatud liikide taaslevimine taastatavale alale või kui mullas on säilinud avatud kooslusele iseloomulik seemnepank (Pärtel, Mändla ja Zobel, 1999). Aastal 2012 publitseeritud teadustöö, mis keskendus alvarite seemnepanga uurimisele, leidis, et pikaajaliste maha jäätud alade seemnepangas oli tüüpiliste looliikide sagedus ootamatult suur ning seemnepank mängib Eesti mahajäetud kuivade rohumaade koosluste taastamisel olulist rolli (Kalamees *et al.*, 2012).

Arbuskulaarse mükoriisaga (*edaspidi AM*) taimeliikide osakaalud pärast taastamist tõusid, näidates, et avatud loopealsel on AM taimeliigid soositud. Selline tulemus on mõnevõrra oodatav, kuna metsa ja kadastiku hõrendamisel valdavalt ektomükoriisete puittaimede arvukus koosluses väheneb. Samuti on AM enamlevinud mükoriisatüüp ja koos liigirikkuse tõusuga ja lisanduvate liikidega on tõenäoline, et ala asustavad pigem AM taimeliigid (Gerz *et al.*, 2016). Taimekoosluste ja mükoriisaseente vastastikmõjud kujundavad ökosüsteemi põhiomadusi. Varasemad tööd on näidanud, et taimede ja AM seente kooslused on tihedalt seotud ning taastamise tulemusena muutuvad mõlemad märkimisväärselt (Neuenkamp *et al.*, 2018).

Obligatoorselt mükoriisete taimeliikide osakaalud metsastunud alal pärast taastamist langesid. Tulemus näitab, et avatud lookoosluse taastumisel või vähemalt esimestel taastamisjärgsetel aastatel on pigem soositud taimeliigid, kes ei ole täiel määral sõltuvad mükoriisest suhtest, st on kas fakultatiivselt mükoriissed või mittemükoriissed. Mükoriisete taimeliikide osakaalud koosluses võiksid aidata mõista koosluse mükoriisa suhete tähtsust erinevate keskkonnatingimuste lõikes (Moora, 2014).

Lehe eripinna (SLA) keskmised väärtused enne ja pärast taastamist oluliselt ei erinenud. SLA on seotud kohapealse konkurentsiga ja suurema lehe eripinnaga taimed on võimelised kiiremini kasvama ja kiiremini valgusressurssi kasutama. Loopealsetele on iseloomulikud väiksemad, stressitaluvad ja lihakamad taimeliigid (Helm., 2019), mistõttu oli oodatavaks tulemuseks SLA keskmiste väärtuste vähenemine pärast valgustingimuste paranemist ning karjatamise alustamist.

Taime seemne kaalu keskmised väärtused näitasid langemistrendi mõlemas skaalas pärast taastamist. Loopealsete iseloomulike taimeliikide seemne kaal on enamasti väiksem kui

metsastunud ala liikidel, mistõttu seemne kaalu kaalutud keskmise vähenemine koosluses, pärast taastamist, toetab ka eelnevalt välja tulnud looliikide taastumise tulemust. Varasemalt on leitud, et seemne kaal on positiivselt seotud asustamisega ja negatiivselt seotud levimisvõimega (Saar *et al.*, 2012), mille põhjal saab järeldada, et avatud loopealsetel on soositud kaugemale levimine.

Lämmastikku siduvate taimeliikide osakaal taastamise tulemusena pigem tõusis. Tulemus näitab, et taimeliigid, kes on võimelised õhust lämmastikku siduma, on pärast taastamist soositud. See viitab koosluse ühe olulise funktsiooni taastumisele, aga ka sellele, et vahetult pärast taastamist on konkurentsieelise saanud ökosüsteemi ressursse kärmemalt ja tõhusamalt kasutavad taimeliigid.

Tuullevijate taimeliikide osakaal taastamistegevuste tulemusena pigem langes, kuigi avatud aladel ja kontrollaladel oli nii enne taastamist kui pärast taastamist metsa ja kadastikuga võrreldes omajagu suurem osakaal tuullevijaid liike. Seetõttu oleks ka metsas ja kadastikus pigem oodanud tuullevijate osakaalu tõusu, mis oleks nad teinud avatud aladele ja kontrollaladele sarnasemaks. Saadud tulemust oleks loogiline seletada loomlevijate osakaalu samaaegse tõusuga, kuid kiire analüütiline kontroll ei kinnitanud ka loomlevijate osakaalu tõusu - pigem langes tuullevijate osakaal kõigi teiste levimisviiside enam-vähem võrdes tõusu arvelt. Loomlevijate osakaalu tõus oleks taastatud loopealsetel siiski oodatav, kuna pärast taastamist hooldatakse taastatud alasid karjatamise teel, mis võiks soodustada loomlevijaid taimeliike (Riibak *et al.*, 2015).

Putuktolmlejate taimeliikide osakaalud enne ja pärast taastamist ei erinenud aladel. Võimalik, et taastamisest on veel liiga vähe aega möödunud ning mõne aasta möödudes võiks sarnane analüüs näidata putuktolmlejate taimeliikide osakaalude tõusu taastatud aladel.

Käesolevad uurimistöös analüüsiti ka erinevate keskkonnatingimuste indikaatorliikide keskmiseid väärtuseid enne ja pärast taastamist. Selleks analüüsiti Ellenbergi väärtuseid N, L ja F, mis iseloomustavad taimede ökoloogilisi nõudlusi erinevate abiootiliste keskkonnaparameetrite suhtes. Ellenbergi N iseloomustab taimede mineraalse lämmastiku nõudlust (interpreteeritud ka kui mullaviljakuse nõudlust), Ellenbergi L näitab, kui suurt osa summaarsest valguskiirgusest taimed vajavad ning Ellenbergi F iseloomustab taimede niiskusenõudlust.

Ellenbergi N statistiliselt olulisi tulemusi ei andnud alade enne ja pärast taastamist võrdluses. Siiski on joonistelt näha pigem tõusutrendi pärast taastamist taastatud aladel (joonis 7). Võimalik, et oluliste tulemuste nägemiseks pole piisavalt aega möödas. Samuti ei andnud referentsalad märgatavaid tulemusi, mis toetab eelmainitud tulemuse põhjust, et aega on konkreetse tulemuse nägemiseks veidi vähe möödas. Hooldatud loopealsete mullakiht on väga toitaineterikas, sisaldades palju üldlämmastikku ja fosforit (Pärtel *et al.*, 1999), mis tähendab, et lämmastikuisaldus on seotud positiivselt mulla viljakusega (Saar *et al.*, 2012).

Ellenbergi L näitab statistiliselt olulisi tulemusi taastatud aladel, mõlemas skaalas, metsas ja kadastikus. Referentsaladel märgatavaid tulemusi ei tulnud, kuid 1x1m raadiuses on siiski näha metsastunud ala Ellenbergi L indikaatorliikide osakaalu kahanemist, mis tõenäoliselt tuleneb metsa tihedamaks muutumisest. Tulemused näitavad, et taastatud aladel taastuvad liigid, kes on rohkem valgusnõudlikud. Tulemus toetab ka looliikide osakaalu tõusu pärast taastamist, kes samuti on valgusnõudlikumad. Taastatud loopealsetel on loodud suurte puitunud taimede eemaldamisega valgusküllased tingimused, mis annab võimaluse konkureerida taimedel, kes varjulistes tingimustes hakkama ei saaks. Ellenbergi L indikaatorliikide osakaalu tõus taastatud aladel näitab taastamistöde edukat loopealsete iseloomuliku keskkonnatingimuse taastumise võimet. Tulemused on kooskõlas varasemate teadustöödega, kus on leitud, et taimkatte muutused hüljatud loopealsetel näitavad, et regulaarne majandamine, luues iseloomulikud valguse- ja levimistingimused, on nii taksonoomilise kui ka funktsionaalse mitmekesisuse säilitamiseks väga oluline. Loopealsete iseloomulikud taimeliigid on eriti ohustatud siis, kui karjatamise lõppemise tulemusena hakkab domineerima kõrgem taimkate, mis põhjustab varjulisemaid keskkonnatingimusi (Neuenkamp *et al.*, 2016; Saar *et al.*, 2012).

Ellenbergi F andis statistiliselt olulise tulemuse 1x1m prooviruudus metsastunud alal, kus toimus indikaatorliikide osakaalu langus pärast taastamist. Kogu ala raadius statistiliselt olulisi tulemusi ei leitud, kuid langustrend kõikidel taastatud aladel on siiski märgatav. Metsastunud alal niiskemad keskkonnatingimused kui avatud loopealsel, mida iseloomustab kuiv lubjarikas muld. Suurte puittaimede mahavõtmisel saab kooslus rohkem valgust ja keskkonnatingimused hakkavad muutuma järk-järgult avatud loolade sarnaseks. Kui paari aasta pärast uurida uuesti samu alasid, siis võimalik, et tulemused oleksid veelgi tugevamad ja Ellenbergi F näitaks taastatud aladel kaalutud keskmiste väärtuste langust, lisaks metsale, ka kadastikus mõlemal skaalal. Õhukesemullalistele loopealsetele on iseloomulik suvel pinnase täielik läbikuvamine

päikese ja tuulega. Sademeid, mida esineb harva, valguvad aluspõhja pragude kaudu minema ja see põhjustab kauakestvaid kuivaperioode (Rosén 1982). Seega niiskusunõudlikumate taimeliikide keskmiste väärtuste vähenemine soosib taastamisjärgselt iseloomulike looliikide.

Varasemalt loopealsetel läbi viidud uurimuses (Saar *et al.*, 2012) tuvastati, et liike, mis olid altimad loopealsete degradeerumisel kaduma, iseloomustas lühem eluiga, isetolmlemine, klonaalne kasvu puudumine, vähem seemneid võrsete kohta, madalam keskmine kõrgus, madalam lämmastiku eelistus mullas ja kõrgem valgusunõudlus, mis viitas piiratud võimele taluda alade biotiliste ja abiotiliste tingimuste muutuste ulatust. Kohalikult väljasurnud populatsioone iseloomustasid ka seemnete tuullevimine, väike seemnete kaal ja madal seemnelangemise kiirus, mis viitab sellele, et väga killustatud maastikes ei ole kauglevi eelistatud (Saar *et al.*, 2012). Antud töös saadud tulemused näitavad, et taastamistegevuste tulemusena paljud Saar *et al.* poolt tuvastatud nn "ohustatud tunnustega" liikide arvukus ja osakaal koosluses taas tõuseb, kinnitades taastamistöde vajalikkust loopealsetele iseloomulike taimeliikide populatsioonide säilimiseks ja loopealsete elurikkuse püsimiseks.

4.3 Funktsionaalse mitmekesisuse taastumine

Käesolevas uurimistöös uuriti kahe funktsionaalse grupi taastumist koosluses pärast taastamistöid. Ühe grupi moodustasid levimisega seotud tunnused, kuhu kuulusid seemne langemise kiirus (m/s), seemne kaal (mg), taime maksimaalne mõõdetud kõrgus ja levimisstrateegiad. Teise grupi moodustasid kohapealset konkurentsi kirjeldavad tunnused, kuhu kuulusid vegetatiivse paljunemise võime (seemneline paljunemine vs vegetatiivne paljunemine), seemnepanga püsivus (lühiealine vs püsiv) ja lehe eripind ehk SLA (mm²/mg).

Levimisega seotud tunnuste põhjal arvutatud funktsionaalne mitmekesisus taastamistegevuste tulemusena pigem kahanes, näidates olulist levimistunnuste klasterdumist võrreldes taastamiseelse olukorraga. Tulemus näitab, et keskkonnatingimuste "filter" on taastamisjärgselt väga tugev, soosides pigem kindlate levimistunnustega liike. Selline tulemus näitab, et metsastunud ala ja kadastiku taastamisel tekib märkimisväärne muutus koosluse funktsionaases koosseisus nii, et taastamisjärgselt tunnused on läbi keskkonnafiltri klasterdunud. Käesoleva töö tulemused näitavad olukorda vahetult taastamisele järgnevatel aastatel (maksimaalselt 4 aastat pärast taastamist). Võimalik, et kui viia samasugune uuring läbi siis, kui taastamisest on möödas üle 10 aasta, võib funktsionaalne mitmekesisus olla taas kasvanud. Saar *et al.* (2017) leidis, et häiritud ja kinnikasvavaid loopealseid iseloomustab

pigem tunnuste klasterdumine samas kui pikaajalisi ja stabiilseid kooslusi iseloomustab tunnuste divergents. Aja möödudes mõjutab kooslust juba rohkem faktoreid, sh kohapealne konkurents, mis võib koosluse funktsioneerimist oluliselt suunata.

Kohapealset konkurentsi kirjeldavate tunnuste põhjal arvatud funktsionaalne mitmekesisus enne ja pärast taastamist ei muutunud, viidates asjaolule, et pigem on taastamisjärgset olukorda suunamas levimisega seotud protsessid kui kohapealse konkurentsi seotud tegurid.

Käesolevas uuringus võeti arvesse kaks skaalat: 1x1m prooviruut ja kogu ala. Tulemused näitavad väikse ja suure skaala erinevusi ja kinnitavad erinevate skaalade kaasamise tähtsust uuringusse. Kuigi eeldatavalt on muutusi näha kiiremini väikeses skaalas, siis eelmainitud tulemused näitavad, et erisusi on näha mõlemates skaalades. Kahe skaala kaasamine uuringusse annab laiemat ja täpsemat pildi, mis tagab potentsaali teha täpsemaid järeldusi keerulises ja mitmetahulises koosluseökoloogias. Sellised suuremahulised taastamisprojektid vajavad uuringuid mõlemas skaalas, kuna ainult ühe skaala põhjal piisavalt kindlaid järeldusi teha ei saa.

Kokkuvõte

Loopealsed ehk alvarid on õhukese lubjarikka mullaga poollooduslikud niidukooslused. Poollooduslikud kooslused ehk pärandniidud on seotud mõõduka inimtegevusega, enamasti karjatamisega. Põllumajanduse intensiivistumine ja traditsioonilise põllumajanduse kahanemine on viinud laiaulatusliku loopealsete kinnikasvamiseni Lääne-Eestis. Üheks võimaluseks mitmekesiste ja kõrge kaitseväärtusega loopealsete päästmiseks on nende taastamine.

Aastal 2014 sai rahastuse projekt „Elu alvaritele“. Projekti käigus taastati viie aasta jooksul Saaremaal, Hiiumaal, Muhumaal, Läänemaal ja Pärnumaal kokku 2500 hektarit loopealseid. Käesoleva uurimistöo eesmärk oli uurida liigilise ja funktsionaalse mitmekesisuse taastumist pärast mahukaid taastamistöid, mille käigus eemaldati kadakate ja mändidega kinnikasvanud aladelt puittaimed ning alustati karjatamist. Samuti hinnati töös taastamisjärgseid keskkonnatingimuste muutusi ja sellest tulenevaid muutusi kooslustes.

Uuring hõlmas 35 uurimisala, millest 31 paiknesid „Elu alvaritele“ taastamisaladel. Ülejäänud neli ala olid referentsalad, mis ei kuulnud taastamise alla, kuid võeti arvesse käesolevas uurimistöös. Igal uurimisalal märgistati püsivalt kolm erinevas suksessioonilises etapis olevat vaatlusalat: madala taimestikuga avatud loopealne ehk avatud ala; kadakatega kaetud tugevalt kinnikasvav ala ehk kadastik; ning mändidega kaetud kas ise metsastunud või metsastatud kunagine loopealne ehk mets. Igal vaatlusalal kirjeldati enne ja pärast taastamistöid taimestiku liigiline koosseis kahes ruumiskaalas: väike skaala 1x1 m prooviruudul ning suurem skaala 10x10 m prooviruudul.

Tulemused näitasid liigilise mitmekesisuse märkimisväärset tõusu pärast taastamist, sh tõusis oluliselt ka loopealsetele iseloomulike taimeliikide mitmekesisus ja arvukus. Mitmete tunnuste koosluste kaalutud keskmiste tunnuste väärtuste muutus näitas taastamistegevuste tugevat mõju koosluse funktsionaalsele koosseisule. Taastamistegevuste tulemusena tõusis eelnevalt kinnikasvanud aladel oluliselt püsiva seemnepangaga ja arbuskulaarmükoriisete taimeliikide osakaal võrrelduna vastavalt lühiealise või puuduva seemnepangaga liikidega ning teist tüüpi mükoriisaga või mittemükoriisete taimeliikidega. Lisaks muutusid oluliselt ka teiste tunnuste väärtused: langes obligatoorselt mükoriisete taimeliikide osakaal ja vastavalt tõusis fakultatiivselt mükoriisete taimeliikide osakaal, kahanes vegetatiivselt paljunevate liikide ja tuullevivate taimeliikide osakaal. Taastamistegevused paistsid soosivat lämmastikku siduvaid taimeliike ning liike, mida iseloomustas aeglasem seemne langemiskiirus ja seemne kaal. Taastamine mõjutas oluliselt koosluse funktsionaalset mitmekesisust. Eelnevalt kinnikasvanud

alade funktsionaalne mitmekesisus pigem kahanes: toimus tunnuste oluline klasterdumine, ehk pärast taastamist olid soositud kitsam ring tunnuste väärtusi. Eriti suur tunnuste klasterdumine leiti levimisega seotud tunnustes, kus pärast taastamist on soositud rohkem üksteisele sarnased tunnused. Ellenbergi indikaatorväärtuste keskmist jaotust analüüsidis oli märgata olulist valgusnõudlike liikide osakaalu tõusu ning niiskuslembeste taimeliikide osakaalu langust kooslustes, näidates märkimisväärset muutust ka koosluse keskkonnatingimustes taastamise tulemusena. Töö tulemus näitab taastamise suurt mõju koosluse funktsionaalsele struktuurile, eriti esimestel taastamisjärgsetel aastatel.

Summary

Recovery of functional and species diversity of vascular plants on restored alvars in western Estonia

The aim of the thesis was to examine how functional- and species diversity of vascular plants recovers after the big alvar restoration project „LIFE to alvars“. The study was carried out in 35 study sites which were located on alvar grasslands in Muhu, Saaremaa, Hiiumaa and the mainland of western Estonia. On every study site three different habitat types were specified: open alvar grassland, alvar grassland ingrown with shrubs and forested alvars. Vascular plant species was described in two spatial scales before each restoration area: a small scale on a 1x1 m sample square and a larger scale on a 10x10 m sample square.

The results showed a significant increase in species diversity after restoration, including notable increase in the number of characteristic plant species of alvars. The change in the community mean values of several functional traits showed the importance of restoration activities for functional diversity. As a result of restoration, the share of plant species with long-term seedbank and arbuscular mycorrhiza in previously overgrown areas increased significantly and the share of plant species with obligatory mycorrhiza, vegetative dispersal and wind dispersal decreased after restoration. After restoration the share of nitrogen-fixing plant species also increased and the average values of seed terminal velocity and seed weight decreased. Restoration significantly affected the functional diversity of the community. The functional diversity of the previously overgrown areas rather decreased: there was a significant clustering of functional traits, which means that after the restoration, certain values of functional traits were favored. A particularly large clustering of traits was found in dispersal-related traits, where more similar traits are favored after restoration. Analyzing the average distribution of Ellenberg indicator values, a significant increase in the share of light-demanding species and a decrease in the share of species with a preference for moisture in the communities was observed, showing a significant change also as a result of restoration of the community environmental conditions. The result shows a major impact of restoration on the functional structure of the community, especially in the first years after restoration.

Tänuavaldused

Soovin tänada kogu südamest oma juhendajat Aveliina Helmi ja kaasjuhendajat Elisabeth Praglit, kes olid mulle suureks toeks ja aitasid alati hea nõu, motiveerivate sõnade ja igakülgse abiga. Lisaks soovin edastada suured tänusõnad Triin Reitalule, kes aitas mind analüüsidega ja oli alati kättesaadav ning abivalmis.

Soovin tänada veel Carlos Perez Carmonat ja Slendy Julieth Rodriquezi, kes olid alati nõus vastama minu küsimustele ning samuti lähevad minu tänud kõikidele, kellega suvel välitöid sai tehtud ja kõikidele, kes jagasid minuga andmeid, mida oma töös kasutasin.

Töö viidi läbi Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud projekti nr 15356 "Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs" raames.

Kasutatud kirjandus

Aavik, T. ja Helm, A. (2018) „Restoration of plant species and genetic diversity depends on landscape-scale dispersal“, *Restoration Ecology*, 26(June), lk S92–S102. doi: 10.1111/rec.12634.

Aronson, J. *et al.* (2020) „A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nation’s Decade on Ecosystem Restoration“, *Restoration Ecology*, 28(4), lk 730–736. doi: 10.1111/rec.13170.

Aronson, J. ja Alexander, S. (2013) „Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves“, *Restoration Ecology*, 21(3), lk 293–296. doi: 10.1111/rec.12011.

Bueno, C.G., Moora, M., Gerz, M., Davison, J., Öpik, M., Pärtel, M., Helm, A., Ronk, A., Kühn, I. and Zobel, M., 2017. Plant mycorrhizal status, but not type, shifts with latitude and elevation in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 26(6), pp.690-699.

de Bello, F. *et al.* (2016) „Functional diversity through the mean trait dissimilarity: resolving shortcomings with existing paradigms and algorithms“, *Oecologia*, 180(4), lk 933–940. doi: 10.1007/s00442-016-3546-0.

Carmona, C. P. *et al.* (2016) „Traits Without Borders: Integrating Functional Diversity Across Scales“, *Trends in Ecology and Evolution*, 31(5), lk 382–394. doi: 10.1016/j.tree.2016.02.003.

Carmona, C. P. *et al.* (2017) „Assessing vulnerability of functional diversity to species loss: a case study in Mediterranean agricultural systems“, *Functional Ecology*, 31(2), lk 427–435. doi: 10.1111/1365-2435.12709.

Carmona, C. P. *et al.* (2019) „Trait probability density (TPD): measuring functional diversity across scales based on TPD with R“, *100(12)*, lk 1–8. doi: 10.1002/ecy.2876.

Díaz, S. ja Cabido, M. (2001) „Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes“, *Trends in Ecology and Evolution*, 16(11), lk 646–655. doi:

10.1016/S0169-5347(01)02283-2.

Edie, S. M., Jablonski, D. ja Valentine, J. W. (2018) „Contrasting responses of functional diversity to major losses in taxonomic diversity“, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(4), lk 732–737. doi: 10.1073/pnas.1717636115.

Eriksson M.O.G. & Rosén E. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 6280 *Nordic alvar and precambrian calcareous flatrocks. European Commission

Galland, T. *et al.* (2020) „Are redundancy indices redundant? An evaluation based on parameterized simulations“, *Ecological Indicators*, 116(May), lk 106488. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106488.

Gerz, M. *et al.* (2016) „Plant community mycorrhization in temperate forests and grasslands: Relations with edaphic properties and plant diversity“, *Journal of Vegetation Science*, 27(1), lk 89–99. doi: 10.1111/jvs.12338.

Hevia, V. *et al.* (2016) „Effects of land use on taxonomic and functional diversity: a cross-taxon analysis in a Mediterranean landscape“, *Oecologia*, 181(4), lk 959–970. doi: 10.1007/s00442-015-3512-2.

Helm, A. (2019) *Restoration of the habitat: Report of Action C.1*. Available at: https://life.envir.ee/sites/default/files/pictures/Annex_2_C.1._Restoration_report.pdf.

Helm, A. 2019. Eesti pärandkooslused: loopealsed ja kadastikud. Ülevaade elurikkusest, väärtustest ja kasutusest. Juhend hooldamiseks ja taastamiseks. Keskkonnaameti tellimusel koostatud juhendmaterjal. Tartu.

Kalamees, R. *et al.* (2012) „Restoration potential of the persistent soil seed bank in successional calcareous (alvar) grasslands in Estonia“, *Applied Vegetation Science*, 15(2), lk 208–218. doi: 10.1111/j.1654-109X.2011.01169.x.

Kasari, L. *et al.* (2013) „Low shrub cover in alvar grasslands increases small-scale diversity by promoting the occurrence of generalist species“, *Tuexenia*, 33(1), lk 293–308.

Kasari, L., Saar, L., de Bello, F., Takkis, K. and Helm, A., 2016. Hybrid ecosystems can contribute to local biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation*, 25(14), pp.3023-3041.

Kattge, J. *et al.* (2020) „TRY plant trait database – enhanced coverage and open access“, *Global Change Biology*, 26(1), lk 119–188. doi: 10.1111/gcb.14904.

Keylock, C. J. (2005) „Simpson diversity and the Shannon?/Wiener index as special cases of a generalized entropy“, 1(Lande 1996), lk 203–207.

Krauss, J. *et al.* (2010) „Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels“, *Ecology Letters*, 13(5), lk 597–605. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x.

Kuussaari, M. *et al.* (2009) „Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation“, *Trends in Ecology and Evolution*, 24(10), lk 564–571. doi: 10.1016/j.tree.2009.04.011.

Laliberté, E. *et al.* (2010) „Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities“, *Ecology Letters*, 13(1), lk 76–86. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x.

Lewis, R. J. *et al.* (2017) „Applying the dark diversity concept to nature conservation“, *Conservation Biology*, 31(1), lk 40–47. doi: 10.1111/cobi.12723.

Mason, N. W. H. *et al.* (2003) „An index of functional diversity“, *Journal of Vegetation Science*, 14(4), lk 571–578. doi: 10.1111/j.1654-1103.2003.tb02184.x.

Moora, M. (2014) „Mycorrhizal traits and plant communities: Perspectives for integration“, *Journal of Vegetation Science*, 25(5), lk 1126–1132. doi: 10.1111/jvs.12177.

Mouillot, D. ja Leprière, A. (1999) „A comparison of species diversity estimators“, *Researches on Population Ecology*, 41(2), lk 203–215. doi: 10.1007/s101440050024.

Nagendra, H. (2002) „Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of

landscape diversity“, *Applied Geography*, 22(2), lk 175–186. doi: 10.1016/S0143-6228(02)00002-4.

Neuenkamp, L. *et al.* (2016) „Changes in dispersal and light capturing traits explain post-abandonment community change in semi-natural grasslands“, *Journal of Vegetation Science*, 27(6), lk 1222–1232. doi: 10.1111/jvs.12449.

Neuenkamp, L. *et al.* (2018) „The role of plant mycorrhizal type and status in modulating the relationship between plant and arbuscular mycorrhizal fungal communities“, *New Phytologist*, 220(4), lk 1236–1247. doi: 10.1111/nph.14995.

Pärtel, M. *et al.* (1999) „Alvar grasslands in Estonia: variation in species composition and community structure“, *Journal of Vegetation Science*, 10(4), lk 561–570. doi: 10.2307/3237190.

Pärtel, M., Mändla, R. ja Zobel, M. (1999) „Landscape history of a calcareous (alvar) grassland in Hanila, western Estonia, during the last three hundred years“, *Landscape Ecology*, 14(2), lk 187–196. doi: 10.1023/A:1008040114832.

Pärtel, M., Szava-Kovats, R. ja Zobel, M. (2011) „Dark diversity: Shedding light on absent species“, *Trends in Ecology and Evolution*, 26(3), lk 124–128. doi: 10.1016/j.tree.2010.12.004.

Pärtel, M., Helm, A., Roosaluuste, E., Zobel, M. (2007) Bioloogiline mitmekesisus Eesti poollooduslikes ökosüsteemides. Punning, J.M. (Ed.). Keskkonnauuringute nüüdisprobleeme (223 - 302). Tallinn: Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut.

Petchey, O. L. ja Gaston, K. J. (2002) „Functional diversity (FD), species richness and community composition“, *Ecology Letters*, 5(3), lk 402–411. doi: 10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x.

Petchey, O. L. ja Gaston, K. J. (2006) „Functional diversity: Back to basics and looking forward“, *Ecology Letters*, 9(6), lk 741–758. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x.

Price, J. *et al.* (2017) „Within-community environmental variability drives trait variability in species-rich grasslands“, *Journal of Vegetation Science*, 28(2), lk 303–312. doi: 10.1111/jvs.12487.

Rannap, R., Sõber, V., Tiitsaar, A., Kraut, A. (2015) ‘Loopealsete rannaniitude majandamine ja elustiku seisund’, pp. 6-12

Riibak, K. *et al.* (2015) „Dark diversity in dry calcareous grasslands is determined by dispersal ability and stress-tolerance“, *Ecography*, 38(7), lk 713–721. doi: 10.1111/ecog.01312.

Rosén, E. ja van der Maarel, E. (2000) „Restoration of alvar vegetation on Öland, Sweden“, *Applied Vegetation Science*, 3(1), lk 65–72. doi: 10.2307/1478919.

Rosén, E. 1982. Vegetation development and sheep grazing in limestone grasslands of south Öland, Sweden. *Acta Phytogeographica Suecica* 72: 1–104.

Saar, L. *et al.* (2012) „Which plant traits predict species loss in calcareous grasslands with extinction debt?“, *Diversity and Distributions*, 18(8), lk 808–817. doi: 10.1111/j.1472-4642.2012.00885.x.

Saar, L. *et al.* (2017) „Trait assembly in grasslands depends on habitat history and spatial scale“, *Oecologia*, 184(1), lk 1–12. doi: 10.1007/s00442-017-3812-9.

Strassburg, B. B. N. *et al.* (2020) „Global priority areas for ecosystem restoration“, *Nature*, 586(7831), lk 724–729. doi: 10.1038/s41586-020-2784-9.

Tamme, R. *et al.* (2014) „Predicting species’ maximum dispersal distances from simple plant traits“, *Ecology*, 95(2), lk 505–513. doi: 10.1890/13-1000.1.

Török, P. *et al.* (2018) „Beyond the species pool: modification of species dispersal, establishment, and assembly by habitat restoration“, *Restoration Ecology*, 26(June), lk S65–S72. doi: 10.1111/rec.12825.

Török, P. ja Dengler, J. (2021) „Palaeartic Grasslands in Transition: Overarching Patterns and Future Prospects“, *Grasslands of the World*, (iDiv), lk 29–40. doi: 10.1201/9781315156125-9.

Tyler, T. *et al.* (2021) „Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants“, *Ecological Indicators*, 120(August 2020), lk 106923. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106923.

Weiher, E. *et al.* (1999) „Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology“, *Journal of Vegetation Science*, 10(5), lk 609–620. doi: 10.2307/3237076.

Wyse, S. V., Hulme, P. E. ja Holland, E. P. (2019) „Partitioning intraspecific variation in seed dispersal potential using a low-cost method for rapid estimation of samara terminal velocity“, *Methods in Ecology and Evolution*, 10(8), lk 1298–1307. doi: 10.1111/2041-210X.13202.

Znamenskiy, S., Helm, A. ja Pärtel, M. (2006) „Threatened alvar grasslands in NW Russia and their relationship to alvars in Estonia“, *Biodiversity and Conservation*, 15(5), lk 1797–1809. doi: 10.1007/s10531-004-6680-7.

Internetileheküljed

Keskkonnaamet: Pärandniitude tegevuskava 2020 – 2027 →
https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/parandniitude_tegevuskava_2021-2027_1.pdf

Keskkonnaministerium: Final Report - Restoration of Estonian alvar grasslands, LIFE to alvars →
<https://life.envir.ee/sites/default/files/sites/default/files/images/Final%20report%20web.pdf>

Programmpakett R

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Dan McGlinn, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H.

Stevens, Eduard Szoecs and Helene Wagner (2020). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

S.W. Kembel, P.D. Cowan, M.R. Helmus, W.K. Cornwell, H. Morlon, D.D. Ackerly, S.P. Blomberg, and C.O. Webb. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463-1464.

TR8 pakett

Gionata B (2015). "TR8: an R package for easily retrieving plant species traits." *Methods in Ecology and Evolution*, 6(3), 347–350. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12327>.

BiolFlor

Klotz, S., Kühn, I., Durka, W. (eds) (2002). BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde *38*: 1-333. (Bundesamt für Naturschutz)

Ecoflora

Fitter, A. H. and Peat, H. J. (1994). The Ecological Flora Database, *J. Ecol.*, 82, 415-425. '<http://www.ecoflora.co.uk>'

LEDA traitbase

Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P, Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J.M., Klimes, L., Klimesova, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A.,

Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B. (2008). The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96: 1266-1274.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Linda Pall

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Soontaimede funktsionaalse ja liigilise mitmekesisuse taastumine Lääne-Eesti loopealsetel“, mille juhendaja on Aveliina Helm ja kaasjuhendaja Elisabeth Prangel, 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, alates pp.kk.aaaa 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.

Linda Pall

25.05.2021

