TARTU ÜLIKOOL

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Botaanika osakond

Anni Petron

Loopealsete ämblikukooslused ja nende dünaamika taastamise ja põua kontekstis

Magistritöö

Bioloogia ja ökoinnovatsioon

30 EAP

Juhendajad: prof Aveliina Helm

Elisabeth Prangel PhD

Tartu 2026

Loopealsete ämblikukooslused ja nende dünaamika taastamise ja põua kontekstis

Selles magistritöös uuriti Lääne-Eesti loopealsete ämblikukoosluste liigilise ja funktsionaalse mitmekesisuse muutusi „Elu alvaritele" projekti ning 2022. aasta lisaseire andmete põhjal, hindamaks nii taastamistegevuste kui ka 2018. aasta ekstreemse põua mõju koosluste dünaamikale. Tulemused näitasid, et kõik vaadeldavad arvukuse parameetrid- liigirikkus, aktiivsustihedus ning suguküpsete ämblike ja noorjärkude arvukus, langesid 2019. aastal nii taastamis- kui ka referentsaladel, mis viitab põua ulatuslikule mõjule. Taastamistegevuste tulemusel ühtlustus taastatud avatud alade, kadastike ja metsastunud alade liigirikkus, suguküpsete ämblike arvukus ning aktiivsustihedus. Taastatud aladel kulges koosluste taastumine põuast kiiremini kui taastamata referentsaladel, mis viitab taastamistegevuste positiivsele mõjule koosluste vastupanuvõimele häiringute suhtes. Mitmete funktsionaalsete tunnuste muutused peegeldavad taastamistegevuste mõju koosluse koosseisule. Funktsionaalsete tunnuste analüüs näitas, et kooslustes domineerisid maapinnal jahti pidavad ning hea levimisvõimekusega ämblikud. Taastamistegevuste järel suurenes koosluste keskmine kehasuurus kadastikes ja metsastunud aladel, mis peegeldab avatud elupaiku eelistavate, aktiivselt küttivate liikide osakaalu kasvu. Harva härmalõngadega levivate liikide osakaal kadastikes ja metsastunud aladel püsis taastamisjärgselt madalal, mis viitab varjulisemaid ja niiskemaid elupaiku eelistavate liikide piiratud taasasustamise võimekusele. Töö tulemuste tõlgendamisel tuleb arvestada, et pinnasepüüniste kasutamine kallutab tulemusi maapinnal liikuvate ämblike kasuks, mistõttu on täpsema ülevaate saamiseks vajalik pikemaajalisem seire ning täiendavate püügimeetodite rakendamine.

Märksõnad: maapinnaämblikud, loopealsed, ökosüsteemide taastamine, põud, liigirikkus

CERCS: B270 Taimeökoloogia

Spider communities of alvar grasslands and their dynamics in the context of restoration and drought

The aim of this thesis was to examine changes in the species and functional diversity of spider communities on alvar grasslands in western Estonia, based on data from the "Life to Alvars" project and additional monitoring carried out in 2022, to assess the effects of both restoration activities and the extreme drought of 2018 on community dynamics.

The results showed that all measured abundance parameters - species richness, activity density, and the abundance of adult spiders and juveniles, declined in 2019 across both restored and reference sites, indicating the extensive impact of the drought. Following restoration, species richness, adult spider abundance, and activity density became more uniform across restored open areas, overgrown sites, and afforested sites. Recovery from the drought proceeded more rapidly on restored sites than on unrestored reference sites, suggesting that restoration activities enhanced community resilience to disturbance. Changes in several functional traits reflected the effects of restoration on community composition. Following restoration, mean community body size increased in overgrown alvars and afforested sites, indicating a growing proportion of actively hunting species associated with open habitats. The proportion of rarely ballooning species in alvar woodlands and afforested sites remained low after restoration, suggesting limited recolonisation capacity among species that prefer shaded and moist habitats.

The results should be interpreted with the caveat that the use of pitfall traps introduces a bias towards ground-dwelling spiders. More comprehensive conclusions will require longer-term monitoring and the application of complementary sampling methods.

Keywords: ground-dwelling spiders, alvars, semi-natural grasslands, ecosystem restoration, drought, species richness

CERCS: B270 Plant ecology

Sisukord

1 Sissejuhatus 6
1.1 Pärandniidud ja loopealsed 6
1.2 Ämblikud elupaigamuutuste ja taastamise indikaatoritena 7
1.3 Põud ning kliimamuutused 10
1.3.1 Võitjad ja kaotajad 12
1.4 Magistritöö eesmärk 13
2 Materjalid ja metoodika 14
2.1 Uurimisalade iseloomustus 14
2.2 Andmete kogumise metoodika ning ämblike määramine. 16
2.3 Funktsionaalsete tunnuste kirjeldamine 18
2.4 Andmeanalüüs 19
3 Tulemused 20
3.1 Ämblike arvukus ja liigirikkus 20
3.1.1 Ülevaade kogutud andmetest 20
3.1.2 Liigirikkus 21
3.1.3 Arvukus 24
3.1.4 Aktiivsustihedus 28
3.1.5 Shannoni indeks 30
3.1.6 Liigiline koosseis 31
3.2 Funktsionaalsed tunnused 33
4 Arutelu 37
4.1 Arvukuse ja liigilise koosseisu muutused 37
4.2 Funktsionaalsete tunnuste muutused 38
4.2.1 Küttimisstrateegiate muutused 38
4.2.2 Levimisstrateegiate muutused 39
4.2.3 Kehasuuruste muutused 39

Kokkuvõte 41
Summary 42
Tänuavaldused 43
Kasutatud kirjandus 44
Lisad 51

1 Sissejuhatus

1.1 Pärandniidud ja loopealsed

Poollooduslikud kooslused ehk pärandniidud on pikaajalise mõõduka inimtegevuse ja looduslike protsesside koosmõjul kujunenud elupaigad (Pärtel *et al*., 1999). Nende püsimine sõltub enamasti traditsioonilisest madala intensiivsusega majandamisest - niitmisest või karjatamisest - mis hoiab kooslused avatuna ning takistab põõsaste ja puude pealetungi. Pärandniitude elurikkus on sageli erakordselt kõrge, pärandniitude liigifond on väga suur ning mõõdukas häiring võimaldab paljudel erinevate ökoloogiliste nõudlustega liikidel koos esineda (Helm, 2019). Majandamise lõppemisel hakkavad poollooduslikud kooslused kiiresti muutuma: avatud niidustruktuur kaob, valgusolud ning muud keskkonnatingimused muutuvad ning koos nendega muutub ka koosluste liigiline koosseis.

Loopealsed ehk alvarid on õhukese lubjarikka mullaga pärandniidud, mis on kujunenud pikaajalise madala intensiivsusega karjatamise tulemusel ning mida iseloomustavad mosaiikne taimestik, õhuke mullakiht, avatus ja sageli ka väga heterogeenne mikroelupaigaline struktuur (Pärtel *et al*., 1999). Loopealsetel võivad lähestikku paikneda paljanduv paeplaat, õhukese mullaga kuiv niidulaik, kadakatega kaetud alad ning tüsedama mullaga niiskemad lohud. Selline keskkonnatingimuste vahelduvus loob sobilikke elutingimusi paljudele liikidele nii taimede kui ka selgrootute seas (Gazol *et al*., 2012; Prangel *et al*., 2023).

Loopealsete levik on piiratud. Euroopas leidub neid peamiselt Läänemere piirkonnas, eelkõige Eestis, Rootsi saartel ja Lääne-Eesti saartel ning rannikualadel. Eestis paiknevad loopealsed peamiselt Saaremaal, Muhumaal, Hiiumaal ja Lääne-Eestis (Pärtel *et al*., 1999; Rosén & van der Maarel, 2000). Just siin on säilinud oluline osa kogu Läänemere piirkonna loopealsetest ning seetõttu on nende koosluste hoidmisel ja taastamisel rahvusvaheline tähtsus (Helm, 2019).

Loopealsete elurikkus sõltub tugevalt kooslusele iseloomuliku avatud ja valgusrohke struktuuri püsimisest. Traditsioonilise karjatamise lõppemisel hakkavad loopealsed kadakate (*Juniperus communis*) ja männiga (*Pinus sylvestris*) kinni kasvama ja metsastuma. 1960-1980-ndatel aastatel metsastati avatud loopealseid aktiivselt (Laasimer, 1975), mistõttu on praeguseks suur osa kunagistest avatud looaladest kaetud 50-60-aastase männikuga. Kadaka ja männi katvuse suurenemine vähendab valguse kättesaadavust, muudab koosluse mikrokliimat ja muid keskkonnatingimusi ning viib niiduliikidele sobivate kasvukohtade vähenemiseni (Prangel *et al*., 2023). Puittaimestiku katvuse suurenemisel kaob ka loopealsetele omane mosaiiksus ning väheneb nii taimestiku kui ka sellega seotud teiste organismirühmade mitmekesisus.

Varasemate uuringute põhjal langeb loopealsete liigirikkus märgatavalt siis, kui kadakate katvus jõuab 75-80% juurde (Pärtel *et al*., 1999), samas kui mõõdukas kadakate katvus (kuni 50%) soosib loopealsete taimestiku liigirikkust (Kasari *et al*., 2013). Seetõttu ei piisa kinni kasvanud loopealsete taastamiseks vaid karjatamise taasalustamisest, vaid vajalik on eemaldada ka liiga tihe puittaimestik (Helm, 2019).

Viimasel aastakümnel on loopealsete elustiku käekäigu parandamiseks läbi viidud taastamistegevusi. Näiteks Euroopa Komisjoni LIFE programmi projekti „Elu alvaritele" raames taastati Lääne-Eestis ja saartel ligikaudu 2500 hektarit loopealseid (*Restoration of Estonian Alvar Grasslands*, 2025). Taastamistegevuste tulemuslikkuse hindamiseks on oluline jälgida, kuidas avatud elupaigatingimuste taastumine mõjutab erinevaid elustikurühmi. Kui soontaimede liigilises koosseisus toimuvaid muutusi on loopealsetel juba suhteliselt hästi uuritud (Gazol *et al*., 2012; Kasari *et al*., 2013; Pärtel *et al*., 1999), siis vähem on teada, kuidas taastamisele reageerivad maapinnal tegutsevad lülijalgsed, sealhulgas ämblikud.

Loopealsed on ämblikukoosluste uurimiseks eriti huvitavad, sest nende õhuke muld, kuivus, valgusrohke ja mosaiikne struktuur loovad väga erinevaid mikroelupaiku. Avatud looalad võivad soosida sooja- ja kuivataluvaid liike, kadakatega alad pakuvad varjulisemad ja niiskemaid tingimusi. Seetõttu võib loopealsete kinnikasvamine ja taastamine mõjutada mitte ainult liigilist kooseisu või ämblike arvukust, vaid ka koosluste funktsionaalset koosseisu — näiteks seda, millise kehasuuruse, levimisvõime või küttimisstrateegiaga ämblikuliigid koosluses domineerivad. Kuna loopealsete taastamine muudab otseselt maapinna avatust, taimestiku struktuuri ja mikrokliimat, võib selle mõju kiiresti avalduda just maapinnal liikuvates lülijalgsetes.

1.2 Ämblikud elupaigamuutuste ja taastamise indikaatoritena

Ämblikulised (*Aranea*) on liigirohke selts ämblikulaadsete (*Arachnida*) klassis lülijalgsete (*Arthropoda*) hõimkonnas. Ämblikulised (edaspidi ämblikud) on maismaaökosüsteemides üks olulisemaid röövtoiduliste lülijalgsete rühmi. Kiskjatena asuvad nad toiduvõrgustikes kõrgel troofilisel tasemel ning nende koosluste muutused võivad peegeldada nii saakloomade kättesaadavust, taimestiku struktuuri, mikrokliimat kui ka elupaiga üldist seisundit (Schmitz, 2009). Seetõttu kasutatakse ämblikke ka indikaatorrühmana, kelle kaudu on võimalik hinnata elupaikade muutuste, häiringute ja majandamisviiside mõju ökosüsteemidele (Gerlach *et al*., 2013; Nsengimana *et al*., 2018; Smith DiCarlo & DeBano, 2019).

Ämblike sobivus indikaatorrühmaks tuleneb mitmest omadusest. Esiteks on nad liigirikas ja ökoloogiliselt mitmekesine rühm, kelle hulgas leidub erineva elupaigaeelistuse, liikumisvõime, kehasuuruse ja küttimisstrateegiaga liike. Teiseks reageerivad ämblikukooslused sageli kiiresti muutustele taimestiku kõrguses, koosluse valgus- ja niiskustingimustes (Lafage *et al*., 2019; Samu *et al*., 2021). Kolmandaks on paljud ämblikuliigid seotud kindlate mikroelupaikadega, mistõttu võib nende esinemine või kadumine anda teavet elupaiga struktuuri ja kvaliteedi kohta (Ferrante *et al*., 2025).

Loopealsetel ja teistes sarnastes ökosüsteemides võivad ämblikukooslusi mõjutada nii avatud niidustruktuur, põõsaste ja puude katvus, maapinna temperatuur, mullaniiskus kui ka taimestiku mitmekesisus ja struktuur. Avatud ja kuivad looalad pakuvad sobivaid tingimusi liikidele, kes taluvad kõrgemat temperatuuri, kuivemaid tingimusi ning kes kasutavad jahtimiseks avatud või madala taimestikuga maapinda. Võsastunud aladel on varjulisem ja jahedam ning koosluse keerukam vertikaalne struktuur võib soosida avatud aladega võrreldes teistsuguse küttimisstrateegia ja elupaigaeelistusega liike (Ferrante *et al*., 2025). Seetõttu võib loopealsete kinnikasvamine muuta ämblikukoosluste liigilist ja funktsionaalset koosseisu (Haddad *et al*., 2021).

Taastamine mõjutab ämblikukooslusi eelkõige elupaiga struktuuri muutmise kaudu. Kadakate ja puittaimestiku eemaldamine suurendab avatust, valguse kättesaadavust ja maapinna soojenemist, kuid võib esialgu põhjustada ka tugeva häiringu. Vahetult pärast taastamist võivad osa varjuliste või stabiilsemate tingimustega seotud liikidest taanduda, samal ajal kui avatud elupaikadele omased ja hea levimisvõimega liigid võivad taastatud alad kiiresti (taas)asustada.

Ämblike uurimisel tuleb siiski arvestada, et näiteks pinnasepüünistega kogutud andmed ei väljenda isendite tegelikku arvukust, vaid nn. aktiivsustihedust. Püünisesse sattumise tõenäosus sõltub nii maapinnal liikuvate isendite arvust kui ka nende liikumisaktiivsusest, mis sõltub nii liigist kui ka näiteks keskkonnatingimustest. Näiteks võivad kuumemad või kuivemad tingimused muuta ämblike liikumist ning seeläbi mõjutada püünistesse sattuvate isendite hulka. Seetõttu tuleb pinnasepüüniste tulemusi tõlgendada ettevaatlikult, eriti juhul, kui võrreldakse erineva taimestiku struktuuri või mikroklimaatiliste tingimustega elupaiku.

Maailmas on kirjeldatud 53 866 ämblikuliiki (*World Spider Catalog*, 2026), kellest Eestis on leitud 535 (Nentwig *et al*., 2018) ehk u 1% kogu ämblike liigirikkusest. Loopealsete ämblikukooslusi on varasemalt uurinud Asta Vilbaste (1982) ning Mart Meriste kes on andnud ülevaate loopealeste ämblikukoosluste koosseisust, kasutades projekti Elu Alvaritele (LIFE to

Alvars) raames tehtud taastamiseelse (2015-2016) seire tulemusi (Helm *et al*., 2021). Käesolevas töös rakendatakse sama andmestiku täiendatud versiooni, lisandunud on taastamisjärgse seire andmed aastatest 2019 ja 2022. Täiendatud andmestik võimaldab anda ülevaate loopealsete ämblikukooslustest ning uurida taastamise ning 2018. aasta põua mõju maapinnal liikuvatele ämblikele. Muhu saare loopealsete ämblikke on LIFE programmi projekti Sidusad Pärandniidud (*LIFE Connecting Meadows*) aastatel 2021-2025 kirjeldanud ka Kaarel Sammet (LIFE Connecting Meadows, 2025).

1.3. Funktsionaalsed tunnused ja elupaigaeelistused

Funktsionaalsete tunnuste kasutamine võimaldab elustikurühmi ja nende dünaamikat kirjeldada läbi ökoloogiliste omaduste, aidates siduda koosluse liigilises koosseisu toimuvaid muutusi konkreetsete ökoloogiliste mehhanismidega. Ämblike puhul annavad funktsionaalsed tunnused - näiteks kehasuurus, levimisstrateegia, küttimisstrateegia jms - teavet nii elupaiga omaduste kui ka ökoloogiliste interaktsioonide kohta (Blondel, 2003; Cardoso *et al*., 2011).

Üheks oluliseks ämblike funktsionaalseks tunnuseks on küttimisstrateegia. Ämblikud võivad jahti pidada maapinnal aktiivselt liikudes, taimestikul varitsedes või võrke kududes. Erinevad küttimisstrateegiad on seotud erineva ruumikasutuse ja saagi kättesaadavusega (Nsengimana *et al*., 2018). Näiteks sõltuvad võrku kuduvad ämblikud sageli taimestiku struktuurist, mis võimaldab võrgu kinnitamist, samas kui aktiivselt maapinnal jahtivad liigid võivad olla otsesemalt seotud maapinna avatuse, temperatuuri ja saakloomade liikumisaktiivsusega (Cardoso *et al*., 2011) (Ludwig *et al*., 2018). Küttimisstrateegiate muutus koosluses võib anda infot selle kohta, kuidas näiteks taastamine või muud muutused keskkonnatingimustes on muutnud elupaiga struktuuri ja toiduvõrgustiku toimimist. (Gerlach *et al*., 2013; Nsengimana *et al*., 2018).

Koosluse funktsionaalse mitmekesisuse ja tunnuste jaotuse nihked võivad mõjutada ka ökosüsteemi toimimist. Nii võib eri küttimisstrateegiatega ämblike üheaegne olemasolu suurendada kontrolli erinevate saakloomarühmade üle. Näiteks on põllumajandusmaastikes leitud, et lihtsad maastikuelemendid, näiteks rohuribad põlluservades, võivad suurendada ämblike küttimisstrateegiate mitmekesisust ja seeläbi toetada looduslikku kahjuritõrjet põllumajandusmaadel (Ferrante *et al*., 2025). Ämblikukoosluste koosseis ja omadused võivad mõjutada ka soontaimede koosseisu, kas otseselt läbi taimekahjurite söömise või ka kaudselt läbi putukate ruumikasutuse ja käitumise muutuse (Schmitz, 2009). Huntämblike (*Lycosidae*) toitumisel võib olulist rolli mängida toiduobjektide aktiivsus – kui saagi aktiivsus on madal,

on huntämblikud sunnitud ise aktiivsemalt ringi liikuma ning jahti pidama – see omakorda võib suurendada nende toitumist taimekahjuritest, kes valdavalt palju ringi ei liigu ning kelle leidmiseks peaks ämblik ise taime juurde sattuma (Kuusk & Ekbom, 2010).

Teiseks oluliseks tunnuseks on levimisvõime. Ämblike puhul on üheks eripäraseks levimisviisiks härmalõngadega levimine ehk *ballooning*. Selle käigus laseb ämblik õhku võrguniidi, mille abil õhuvoolud võivad ta maapinnalt üles tõsta ja uude asupaika kanda. See võimaldab ämblikel levida suhteliselt kaugele, kuid levimise suunda ja täpset kaugust ei saa isend ise kontrollida. Härmalõngadega levimist mõjutab ka kehasuurus, mistõttu on see sagedasem väiksemate liikide ja arengujärkude puhul (Suter, 1999). Häiringujärgsetes või hiljuti muutunud elupaikades võivad härmalõngadega levivad liigid olla esimeste asustajate seas. Häiringute järgselt on tingimused hea levimisvõimega ämblike jaoks üpris soodsad, sest konkurents teiste kiskjate poolt võib olla oluliselt väiksem, kui teistes, häirimata ökosüsteemides (Ferrante *et al*., 2025).

Kehasuurus on samuti oluline funktsionaalne tunnus, mis võib mõjutada nii ämblike liikumisvõimet, saagivalikut, põuatundlikkust kui ka levimisstrateegiat. Väiksematel liikidel võib olla suurem tõenäosus levida härmalõngade abil, samas kui suuremad liigid on seotud aktiivsema maapinnal liikumise ja suuremate saakobjektide püüdmisega. Kehasuurus võib mõjutada ka tundlikkust mikroklimaatiliste tingimuste suhtes, sest väiksemad isendid võivad kuivuse ja temperatuuri kõikumiste suhtes reageerida teisiti kui suuremad liigid.

Selles magistritöös käsitletakse maapinnaämblike funktsionaalsete tunnustena küttimisstrateegiat, härmalõngadega levimise tõenäosust ja kehasuurust. Tunnused valiti seetõttu, et need võivad mõjutada ämblike tundlikkust põua suhtes, võimet taastamisjärgselt muutunud elupaiku asustada ning võimet reageerida loopealsete avatuse ja mikrokliima muutustele. Nende tunnuste kaudu on võimalik hinnata, kas taastamise ja põua järel muutus üksnes liikide arvukus ja liigirikkus või ka koosluse ökoloogiline ülesehitus.

1.3 Põud ning kliimamuutused

Põud on väheste sademetega periood, millega võivad kaasneda kõrged temperatuurid, suur aurumine ja madal õhuniiskus (Carroll *et al*., 2021; Wilhite & Glantz, 1985). Põua määratlemine ja selle mõju hindamine sõltub piirkonnast, aastaajast ning sellest, millist näitajat kasutatakse. Põuda võib kirjeldada näiteks aastase või sesoonse sademete hulga vähenemise,

järjestikuste sajuta päevade arvu või mullaniiskuse languse kaudu (Wilhite & Glantz, 1985). Ökoloogilisest vaatenurgast on oluline mitte ainult sademete vähesus, vaid ka see, millal põud toimub ja millises arengufaasis on taimed, loomad ja teised organismid. Kevadine või varasuvine põud võib olla eriti tugevate tagajärgedega, sest sel ajal toimub paljude taimede idanemine, kasv ja õitsemine ning paljude lülijalgsete areng. Kui mullas ei ole piisavalt niiskust, võib taimestiku kasv pidurduda, õitsemine väheneda ning muutuda ka taimtoiduliste ja tolmeldajate toidubaas. Seetõttu võivad avatud niidukooslused ja põllumajandusmaastikud olla põua suhtes tundlikumad kui näiteks sügavama mullaga või varjulisemad metsaökosüsteemid (Buras *et al*., 2020; IPCC, 2023; Wilhite & Glantz, 1985).

Kliimamuutuste mõjul prognoositakse Euroopas kuumalainete ja põuaperioodide sagenemist ning tugevnemist (IPCC, 2023). Eriti olulised on liithäiringud, kus veepuudus langeb kokku kõrge temperatuuriga. Sellistes tingimustes suureneb aurumine, mullaniiskus väheneb kiiremini ning organismide füsioloogiline stress võib olla märgatavalt suurem kui ainult sademete vähesuse korral. Üheks selliseks ulatuslikuks sündmuseks oli 2018. aasta erakordselt kuum ja pikaajaline põud Kesk- ja Põhja-Euroopas (Buras *et al*., 2020; Fu *et al*., 2020), mis mõjutas märkimisväärselt paljusid ökosüsteeme, sealhulgas niidukooslusi ja nendega seotud elustikku (Carroll *et al*., 2021).

Võrreldes 2003. ning 2018. aasta varasemaid ekstreemseid põuasündmusi Euroopa uurides selgub, et 2018. aasta põua mõju oli varasematest palju suurem ning selle tagajärgede põhjal saab edaspidi üha sagedasemate põudade mõju Euroopa ökosüsteemidele kaardistada (Buras *et al*., 2020).

Loopealsed võivad põua suhtes olla eriti tundlikud, sest neid iseloomustab õhuke lubjarikas mullakiht, vähene veemahutavus ja muud mikroklimaatilised tingimused (Pärtel *et al*., 1999). Kuivadel perioodidel võib loopealsete muld kiiresti läbi kuivada ning see mõjutab nii taimede kasvu kui ka maapinnal ja mullapinna lähedal tegutsevaid organisme (Ingerpuu & Kupper, 2007). Samas on loopealsetele omane ka suur mikroelupaikade vahelduvus: lähestikku võivad paikneda väga kuivad paepealsed laigud, kadakate varju jäävad alad ja sügavama mullaga niiskemad lohud. Selline mosaiiksus võib pakkuda osa liikidele põuaperioodil varjepaiku, kuid väga tugevate ja pikaajaliste põudade korral võib ka nende puhverdav mõju väheneda.

Põud mõjutab ökoloogilisi protsesse enamikes maismaa ökosüsteemides. Taimede puhul avaldub mõju eelkõige vee ja toitainete omastamise kaudu, sest mullaniiskus määrab suurel

määral taimede kasvutingimused. 2012. aastal Kanadas läbiviidud loopealsete uuringu tulemusel leiti, et põud vähendas aastaga kadakate (*Juniperus communis*) arvukust 68% võrra ning üleüldist puitunud taimede katvust 35-73% võrra. Ränk langus oli tingitud ebatavaliselt kõrgetest temperatuuridest, sademete vähesusest ning sademete mustri muutusest (Catling, 2014). Ingerpuu ja Kupper (2007) leidsid, et sammalde katvus sõltus eelkõige aastasest sademete hulgast, samas kui soontaimede ja samblike katvust mõjutas rohkem suvine niiskusindeks, mistõttu reageerivad erinevad elustikugrupid põuaperioodile väga erinevalt (Ingerpuu & Kupper, 2007). Kui taimestik kuivab või selle kasv aeglustub, kanduvad mõjud edasi ka taimtoidulistele, kõdutoidulistele ja röövtoidulistele lülijalgsetele (Farkas *et al*., 2026). Seetõttu võib põud mõjutada ämblikke nii otseselt, muutes nende füsioloogilisi tingimusi ja liikumisaktiivsust, kui ka kaudselt, muutes taimestiku struktuuri ja saakloomade kättesaadavust. Kuumal ning kuival perioodi ohustab ämblikke, nagu ka teisi lülijalgseid, ka lihtsalt läbikuivamine (Herrmann & Roberts, 2017).

1.3.1 Võitjad ja kaotajad

Põua mõju elustikule ei ole siiski alati ühesuunaline. Mõned liigid või liigirühmad võivad põuast tugevalt kannatada, samas kui teised võivad ajutiselt kasu saada. Näiteks võivad kuivemad ja soojemad tingimused soosida teatud avatud elupaikadele kohastunud või põuatolerantseid liike. Mitmed taksonid, nt kahetiivalised (*Diptera*) või nokalised (*Hemiptera*) võivad põuaoludes hästi hakkama (Alba *et al*., 2025; Farkas *et al*., 2026). Mõõdukas kuivus võib mõnel juhul suurendada seente (Mattson & Haack, 1987), mõnede taim- või kõdutoiduliste putukate (Farkas *et al*., 2026; Sconiers & Eubanks, 2017) või teiste lülijalgsete aktiivsust, mis võib omakorda mõjutada röövtoiduliste, sealhulgas ämblike arvukust. (Alba *et al*., 2025; Farkas *et al*., 2026; Mattson & Haack, 1987; Sconiers & Eubanks, 2017).

Pikaajalise ja tugeva põua korral võivad aga saakloomade arvukus, taimestiku struktuur ja niisked mikroelupaigad väheneda määral, mis avaldab negatiivset mõju ka röövtoidulistele. Pikemad kuivad ning kuumad perioodid ei ole enamike putukate vastsete jaoks sobivad ning põuaperioodide sagenemisel on oodata, et kooslustes hakkavad domineerima põuale vastupidavamad generalistid (Farkas *et al*., 2026).

Ämblike puhul võib põua mõju avalduda mitmel viisil. Kuivus ja kõrge temperatuur võivad muuta isendite aktiivsust, vähendada sobivate mikroelupaikade hulka ning mõjutada saakloomade arvukust. Kuna pinnasepüünistega kogutud andmed sõltuvad lisaks arvukusele ka isendite liikumisaktiivsusest, võib põud mõjutada nii koosluse tegelikku seisundit kui ka

seda, kui palju isendeid püünistesse satub. Samuti võivad põuaperioodid muuta eri küttimisstrateegiatega liikide suhtelist edukust. Maapinnal aktiivselt liikuvad liigid võivad reageerida teisiti kui võrku kuduvad või taimestikul varitsevad liigid, kelle jaoks on oluline taimestiku kõrgus ja struktuur.

Põud võib mõjutada ka ämblikukoosluste funktsionaalset koosseisu. Kui kuivemad tingimused soosivad väiksema kehasuuruse, parema levimisvõime või kuivemaid tingimus taluvaid liike, võib kooslus muutuda ka siis, kui liikide koguarv taastub. Seetõttu ei piisa põua mõju hindamisel üksnes liigirikkuse või arvukuse võrdlemisest. Oluline on hinnata ka seda, kas muutuvad liigid esindavad erinevaid funktsionaalseid strateegiaid.

Selle magistritöö kontekstis on 2018. aasta põud eriti oluline, sest see jäi loopealsete suuremahulise taastamise järgse seireperioodi vahele. Seetõttu võivad 2019. aasta ämblikukooslused peegeldada korraga nii taastamise mõju kui ka ulatusliku kliimahäiringu järelmõju. Kui muutused ilmnevad nii taastatud aladel kui ka taastamata referentsaladel, võib see viidata põua laiemale mõjule. Kui muutused on tugevamad taastatud aladel, võib see osutada taastamise ja põua koosmõjule. Seega võimaldab antud magistritöös andmestik hinnata, kuidas loopealsete maapinnaämblikukooslused reageerisid samaaegselt elupaiga taastamisele ja erakordsele kliimahäiringule ning kuivõrd ilmnes koosluste taastumine 2022. aastaks.

1.4 Magistritöö eesmärk

Magistritöö eesmärgiks oli hinnata, kuidas elupaikade taastamine ja 2018. aasta põud mõjutasid loopealsete maapinnaämblike koosluste liigilist ja funktsionaalset koosseisu ning kuidas kooslused taastusid 2022. aastaks.

Uurimisküsimused olid järgnevad:

1) Kuidas erinesid avatud, kadastikuga kaetud ja metsastunud loopealsete maapinnaämblikukooslused enne taastamist?

2) Kuidas taastamise ja 2018. aasta põua järel muutusid ämblikukoosluste liigiline koosseis, liigirikkus ja arvukus?

3) Kas liikide funktsionaalsed tunnused (kehasuurus, elupaiga niiskuseelistus, küttimisstrateegia ja levimisviis) aitavad selgitada kooslustes taastamise ja põua mõjul toimunud muutusi?

2 Materjalid ja metoodika

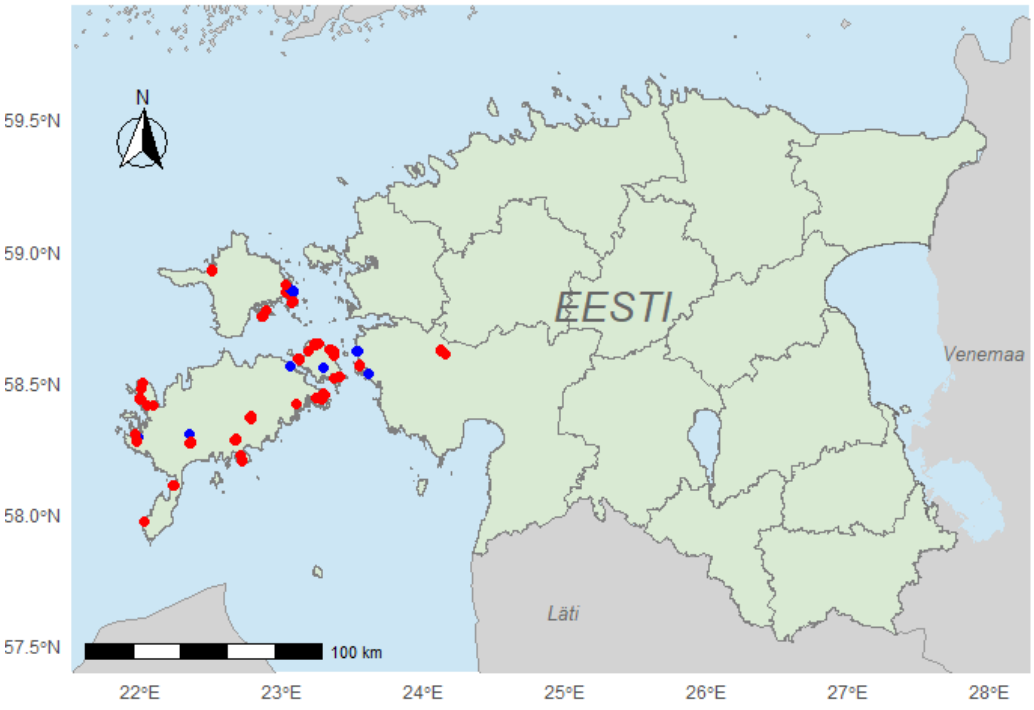
2.1 Uurimisalade iseloomustus

Selles magistritöös kasutatakse maapinnaämblikute seireandmeid, mis on kogutud loopealsete suuremahulise taastamisprojekti „Elu alvaritele“ (*Life to Alvars*) (LIFE13NAT/EE/000082) raames (Joonis 1). Taastamisprojekti käigus läbiviidava seire eesmärgiks oli hinnata looalade taastamise mõju elustikule. Projekti „*Elu alvaritele*“ raames taastati Lääne-Eestis ning saartel (Joonis 2) kokku 2500 ha loopealseid (Helm *et al*., 2021). Seiresse valiti taastatavatest piirkondadest ning võrdluseks ka taastamata piirkondadest 35 uurimisala, millest 28 olid taastatavad alad (edaspidi ‘taastamisalad’) ning 7 olid taastamistegevustest mõjutamata alad (edaspidi ‘referentsalad’). Kõik uurimisalad esindasid võrdlemisi kehvas seisus taastamisvajadusega loopealseid, kus traditsiooniline karjatamine oli lõppenud, alad võsastunud või metsastunud, kuid kus oli võimalik leida erinevas ökoloogilises seisundis piirkondi. Igal uurimisalal valiti vastavalt seisundile kolme tüüpi vaatlusala (Joonis 3): avatuna säilinud ala, kadakatega kinnikasvanud ala, metsastunud/metsastatud ala. Täpsemalt olid igal 35 uurimisalal vaatlusalad järgmised:

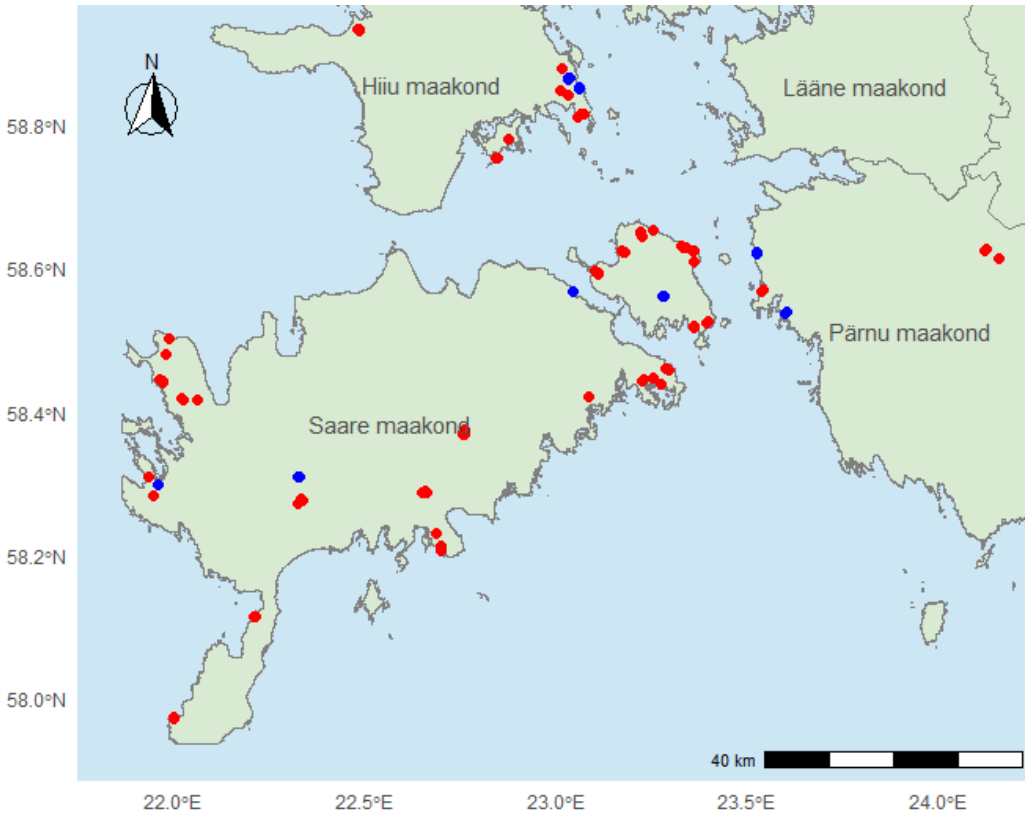
1. Avatud vaatlusala (edaspidi ‘avatud ala’). Uurimisala piirkond, kus oli säilinud avatud ja heas seisus loopealsele iseloomulik puittaimede struktuur ning rohttaimede liigiline koosseis ja katvus.
2. Kadastiku vaatlusala (edaspidi ‘kadastik’). Uurimisala piirkond, mis oli tugevalt kadakaga kinni kasvanud, kadakate katvus ületas 60%
3. Metsastunud vaatlusala (edaspidi ‘metsastunud’). Uurimisala piirkond, kus oli kas looduslikult kujunenud juba tihe männik või kus 1960ndatel ja 1970ndatel viidi läbi ulatuslikke loopealsete metsastamistöid mille tagajärjel kasvavad nendel aladel monokultuursed männikud.

Taastatavate alade hulka kuuluvatel uurimisaladel valiti lisaks kolme tüüpi vaatlusalale ka nn kontrollala, mis sarnanes avatud vaatlusalale ning asus samal uurimisalal, kuid kus ei viidud taastamistöid läbi. Antud töös on kontrollalasid käsitletud koos referentsalade avatud aladega, sest mõlemate puhul on tegemist loopealsega, millel karjatamine on lõppenud, ala on säilinud võrdlemisi avatuna kuid taastamistegevusi läbi ei viidud. Seetõttu on referentsaladel valimi suurus vaatlusalade kaupa erinev: valim avatud referentsalade osas on suur ja tugevdab nende

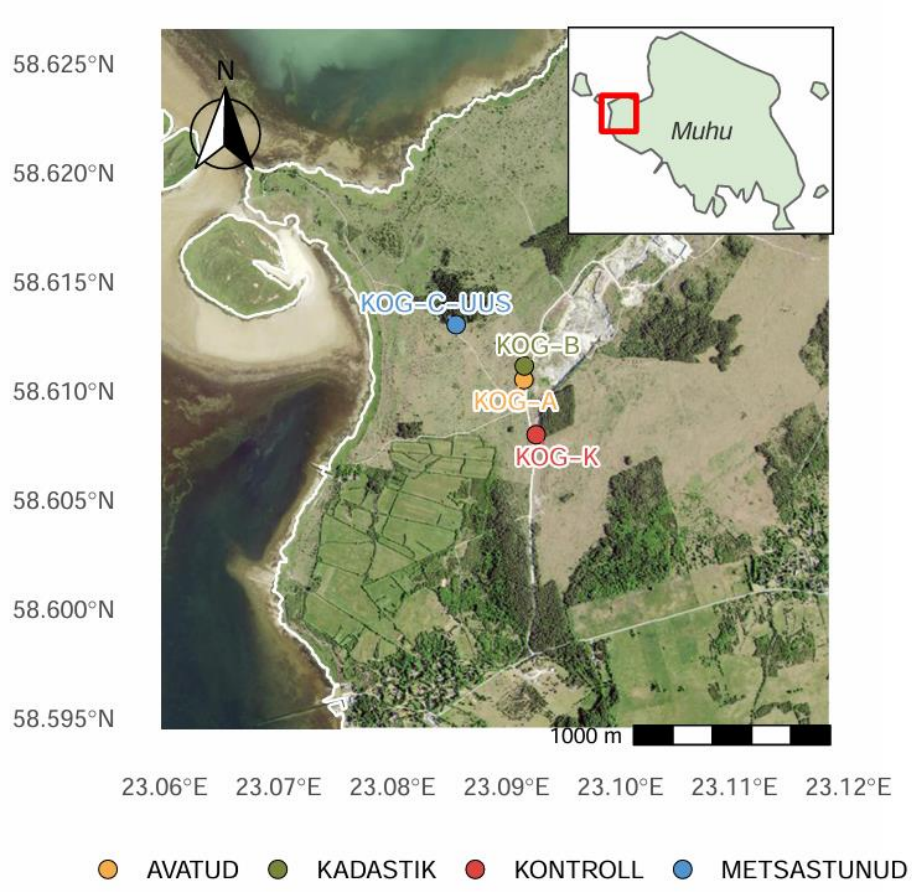
alade kohta tehtavate järelduste usaldusväärsust, samas taastamata kadastiku ja metsastunud alade valim on võrdlemisi väike.



Joonis 1. Loopealsete taastamise seire uurimisalad. Punasega on märgitud taastamisalad, sinised on referentsalad (Taust: Maakonnad, Maa- ja Ruumiamet 12.05. 2026).



Joonis 2. Loopealsete taastamise seire uurimisalad. Punasega on märgitud taastamisalad, sinised on taastamisest puutumata referentsalad. Iga punaselt märgitud uurimisala juures on ka üks vaatlusala, mis varasemalt on märgitud kontrollalana, kuid selles töös käsitletud avatud referentsalana (Taust: Maakonnad, Maa- ja Ruumiamet 12.05. 2026).



Joonis 3. Vaatlusalade paiknemine Koguva uurimisalal, Muhus (Taust: Ortofoto, Maa- ja Ruumiamet 12.05. 2026).

2.2 Andmete kogumise metoodika ning ämblike määramine.

Igal vaatlusalal viidi maapinnaämblike seire läbi kolmel korral:

1) Taastamiseelse seire: aastatel 2015 - 2016 koguti andmeid 124 vaatlusalalt, sealhulgas 32 avatud alalt, 33 kadastikelt ning 33 metsastunud alalt. Ühtlasi oli vaatlusalades 26 kontrollala, mida käsitleti hiljem avatud ala referentsina.
2) Taastamisjärgse seire: 2019. aastal koguti andmeid 128 vaatlusalalt, nende hulgas 35 avatud ala, 36 kadastikku, 33 metsastunud ala ja 24 kontrollala (hiljem avatud ala referentsid).

3) Järeluuringus: 2022. aastal koguti andmeid 111 vaatlusalalt, sealhulgas 27 avatud alalt, 32 kadastikkust, 31 metsastunud alalt ja 21 kontrollalalt.

Maapinnaämblike koosluse kirjeldamiseks kasutati pinnasepüüniste (*pitfall traps*) abil kogutud materjali. Pinnasepüüniste näol on tegu standardse meetodiga antud liigirühma arvukuse, liigirikkuse ning liigilise koosseisu hindamiseks. Püüniste paigaldamiseks puuriti pinnasesse isetehtud seadeldisega u 10 cm sügavune auk kuhu sisestati 70 mm topsisuu laiuse diameetriga plastist ühekordne tops. Topsisuu oli maapinnaga samas tasapinnas. Igasse püünisesse valati ca kolmandiku ulatuses ~17% keedusoolalahust, millele oli vee pindpinevuse vähendamiseks lisatud nõudepesuvahendit. Püünised paigutati maha 10st püünisest koosneva transektina, kus iga püünise vahele jäi ligikaudu meeter sirgjooneliselt meetriste vahedega. Vihmavee sisse sadamise vältimiseks kaeti need esimestel uurimisaastatel (2015—2016) taimestikule toetuvate ühekordsete papptaldrikutega ning 2019. ja 2022. aastatel madalate (1—1,5 cm) jalgadega 12 × 12 cm vineerist plaatidega. Metoodika muutmise ning vajaduse tugevamate katete järele tekitas papist taldrikute hävimine nt ära lendamise tõttu.

Taastamiseelne seire toimus 2015.— 2016. aastal perioodil 17.06.—13.07 ning 06.06.—17.06.2016. Taastamisjärgne seire toimus 2019. aastal oli perioodil 29.06.—17.07 ning järeluuring 2022. aastal perioodil 30.06.—16.07. Pinnasepüünised olid igal alal 10 päeva, misjärel nad tühjendati 520 ml mahutavusega plastikämbrisse, selle sisu sorteeriti ning säilitati etanoolis. Pinnasepüüniste sisu sorteerimiseks kallati kogutud vedelik metallist kandikule ning proovid sorteeriti erinevatesse liigirühmadesse. Lisaks ämblikele eraldati ka tuhat- ning sajajalgsed, mardikad ning kakandid. Kõik sorteeritud isendid asetati asetati enne 93% kontsentratsiooniga etanooliga topsi panemist majapidamispaberile, et isenditel olevat soolvett eemaldada ning samuti vähendada soolakristallide tekkimist etanooliproovis, mis teeb isendid hapramaks ning edasise määramise keerukamaks. Suguküpsed ämblikud määrati laboris liigi tasemele, noorjärgud sugukonnani. Kõik isendid loetleti. Lisaks loeti pinnasepüünisesse kukkunud kookoneid ning ema seljalt püünisesse langenud huntämblike (*Lycosidae)* juveniilseid isendeid. Sorteeritud ämblikud määrati kasutades määrajaid: *Collins Field Guide: Spiders of Britain* (Roberts, 2016) *& Northern Europe* ja *British Spiders, Volume I, II & III* (Locket *et al*., 1974; Locket & Millidge, 1951, 1953) ning veebilehe *Araneae, Spiders of Europe* määrajaid (Nentwig *et al*., 2018). Perekonna *Linyphidae* määramisel kasutati veebimäärajat: *Key to Linyphidae by Anna Stäubli* (Stäubli, 2024). Määramiseks kasutati 56-

kordse suurendusega stereomikroskoopi. Ämblike määramisega tegeles peamiselt Mart Meriste ning uuringu viimaste, 2022. aasta ämblike määramisega abistas Anni Petron.

2.3 Funktsionaalsete tunnuste kirjeldamine

Lisaks ämblike liigilise koosseisu ning arvukuse andmete kogumisele koondati ka andmeid ämblike funktsionaalsete tunnuste kohta. Selleks vajalikud andmed koguti andmebaasist *World Spider Trait database* (lühend WST) ning kasutati kolme tunnust (Tabel 1). Näitajate valikul lähtuti sellest, millised omadused võiksid potentsiaalselt mõjutada ämblike põuatundlikkust, vastupidavust häiringute suhtes või võimalusi ebasobivalt alalt kaugemale liikuda. Olulist rolli omas ka andmete kättesaadavus, täielikkus ning see, kui paljudele loopealsetelt leitud liigid olid allikates käsitletud. Küttimisstrateegia ning kehasuuruse väärtused olid olemas kõigil 192 loopealsetelt leitud ämblikuliikidel. Levimisviisi (härmalõngadega liikumine) kohta oli info olemas 66,6% liikidest (info puudus info 64 liigi kohta).

Tabel 1. Töös kasutatud maapinnaämblikute funktsionaalsed tunnused koos kirjeldustega.

Tunnus	Kirjeldus	Väärtus	Allikas
Küttimisstrateegia (*hunting guild*)	Toidu küttimiseks kasutatavad strateegiad	Kategooriline tunnus: maapinnal küttivad, taimestikul küttivad, võrku kuduvad	(Cardoso *et al*., 2011)
Levimisviis (härmalõngadega levimine, *ballooning*)	Härmalõngadega levimise sagedus	Kategooriline tunnus: härmalõngade kasutamine harv/puudub, sage või väga sage	(Birkhofer *et al*., 2017)
Kehasuurus (*body lenght*)	Täiskasvanud isendi kehapikkus (kaasa arvatud jalad)	Pidev tunnus	(Nentwig *et al*., 2018)

Funktsionaalsete tunnuste analüüsimiseks arvutati täiskasvanud isendite põhjal. Igale vaatlusalale arvutati vastava tunnuse koosluse kaalutud keskmine väärtus, võttes arvesse iga liigi suhtelist arvukust (lühend CWM, *ingl community weighted mean*) (de Bello *et al*., 2021).

2.4 Andmeanalüüs

Statistilisteks analüüsideks kasutati programmi R-studio, versiooni: 2026.4.0.526 (Posit team, 2026). Liiginimede kontrollimiseks ning funktsionaalsete tunnuste leidmiseks kasutati R paketti *arakno* (Cardoso & Pekár, 2022). Liiginimed ühtlustati kehtiva ICZN *(International Commision on Zoological Nomenclature*) nomenklatuuri järgi 10.05.2026.

Analüüsidest jäeti välja vaatlusalad, kus transektis olnud 10 püünisest oli säilinud vähem kui 6 püünist. Püünised hävisid enamasti kas kariloomade või metsloomade huvi tulemusena, kokku jäi algsetest vaatlusaladest seetõttu välja 10 ala 2015. aastal, 2019. aastal 12 ala ning 2022. aastal 15 ala. Samuti ei kaasatud analüüsidesse huntämbliklaste noorjärke. Ämblike noorjärgud läbivad elu jooksul mitu kestumist, millest iga järgneva kestumise jooksul arenevad täiskasvanu tunnused üha paremini välja (Eason, 1969). Proovist leitud huntämbliklaste (Lycosidae) noorjärke eristati sorteerimise käigus, nende suurust ning arenguetappi hinnates. Selles sugukonnas veedavad noored ämblikud esimesed koorumisjärgsed 1-14 päeva emase seljal ning lahkuvad sealt vaid lühiajaliselt, nt vee tarbimiseks (Eason, 1969). Selle tõttu on statistilisest analüüsist kõige nooremad huntämbliklased välja jäetud. Tegu on standardse lähenemisega ämblikute uurimisel.

Liigilise koosseisu erinevuste hindamiseks vaatlusalade tüüpide vahel ning seireaastate vahel analüüsiks kasutati Bray-Curtis sarnasusindeksi alusel PERMANOVA testi ning NMDS-ordinatsiooni paketist *vegan* (Oksanen *et al*., 2001).

Koosluste muutuste hindamiseks kasutati lineaarset segamudelit (LMM) paketist *lme4* (Bates *et al*., 2015). Paaridevahelised *post-hoc* võrdlused tehti, kasutades paketti *emmeans* (Lenth, 2023).

3 Tulemused

3.1 Ämblike arvukus ja liigirikkus

3.1.1 Ülevaade kogutud andmetest

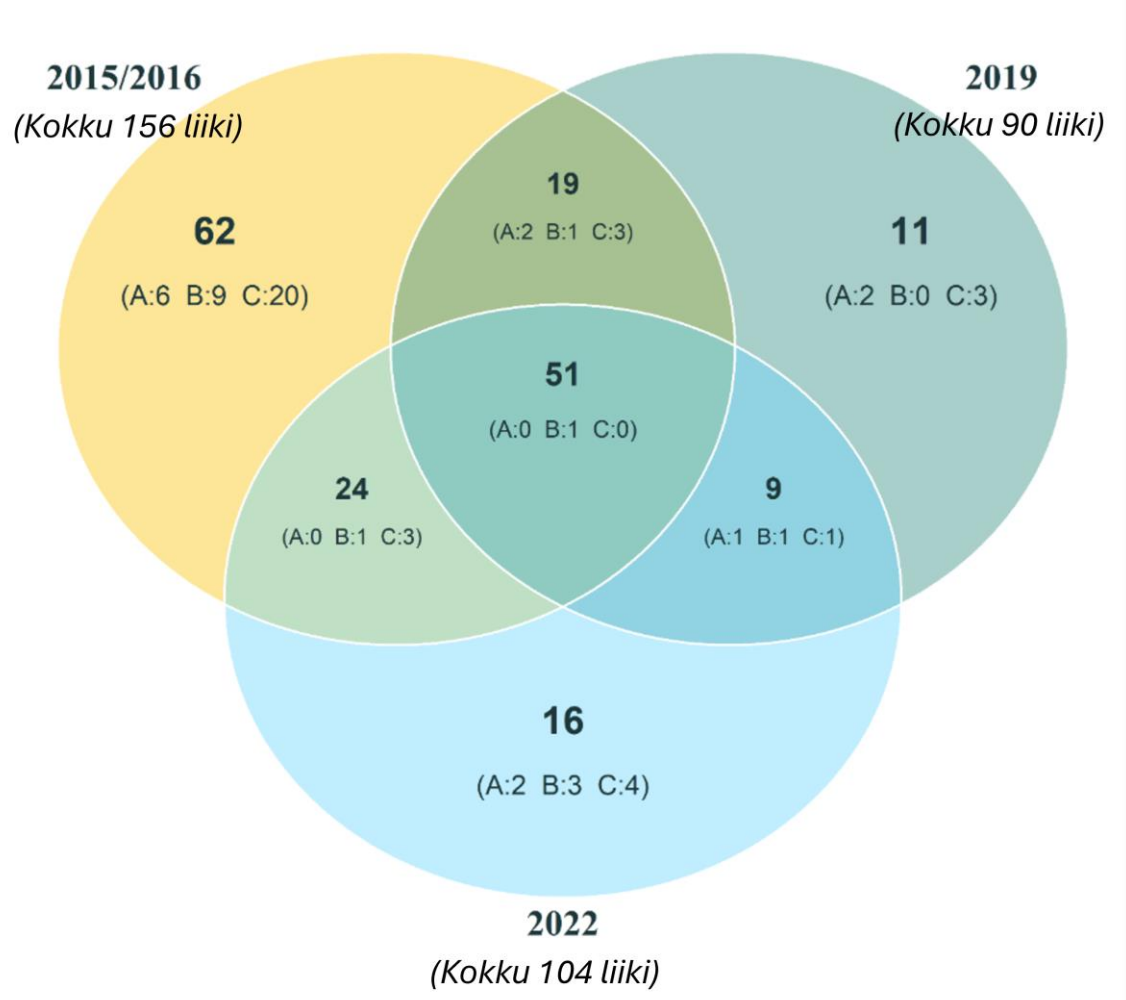
Taastamistööde eelsel perioodil (2015. ning 2016. aastal) koguti proove 124lt alalt, püüniseid oli piisaval hulgal säilinud 114 alal, ning analüüsis hõlmatud andmed on saadud 1085 püünise põhjal. Kõigi vaatlusalade peale kokku loendati 5439 ämblikku. Neist 3100 olid suguküpsed isendid (59.17%), kokku 156st liigist. Ülejäänud 2339 olid noorjärgud ehk juveniilid (40.83%), sealhulgas 326 huntämbliklase (*Lycosidae*) isendit, kes olid ilmselt püünisesse kukkudes emase huntämbliku seljale kinnitunud. Noorjärkude hulgas olid arvukaimad rühmad sugukonnad huntämbliklased (*Lycosidae)* 1361, krabiämbliklased (*Thomisidae)* 179 ja *Gnaphosidae* 178 isendiga. Täiskasvanud isenditest olid arvukaimalt esindajaid liikidest *Pardosa lugubris* (154tk), *Pardosa pullata* (153tk) ja *Arctosa lutetiana* (152tk).

Esimesel taastamisjärgsel seireperioodil (aastal 2019) koguti proove 124lt alalt, püüniseid oli piisaval hulgal säilinud 112 alal ning analüüsis hõlmatud andmed on saadud 1067 püünise põhjal. Isendeid leiti kokku 2986, kellest 1211 olid suguküpsed isendid 90st eri liigist (40.56%). Noorjärke oli proovides 1775 (59.34%), kellest 342 olid ema seljalt kukkunud *Lycosidae* noorjärgud. Arvukaimad rühmad olid noorjärkude hulgas sugukonnad *Lycosidae* 928, *Gnaphosidae* 251 ja *Thomisidae* 179 isendiga. Täiskasvanud isenditest arvukaimad olid *Trochosa terricola* (96tk), *Pardosa palustris* (86tk) ja *Zelotes petrensis* (75tk). Proovid koguti 128lt alalt, kokku säilis 1128,5 püünist.

Teisel taastamisjärgsel seireperioodil (aastal 2022) koguti proove 111lt alalt, püüniseid oli piisaval hulgal säilinud 96 alal ning analüüsis hõlmatud andmed on saadud 899 püünise põhjal. Proovidest loendati kokku 6287 ämblikku, neist 1960 olid suguküpsed isendid 104 liigist (31.18%). Noorjärke oli 4327 isendit (68.82%), kellest 1562 olid emaga koos proovi langenud *Lycosidae* noorjärgud. Arvukamad noorjärkude sugukonnad olid *Lycosidae* (1768tk), *Gnaphosidae* (412tk) ja *Thomisidae* (265tk). Täiskasvanuid oli enim liikidest *Pardosa palustris* (193tk), *Pardosa pullata* (182tk) ning *Trochosa terricola* (160tk). 2022. aasta Tammese kontrollalalt (TAM-K), Saaremaalt, leiti Eestile uus liik, keraämbliklaste (*Theridiidae*) sugukonnast *Euryopis laeta*.

Taastamisaladelt leitud liikide liiginimekiri on esitatud lisas 9 ning referentsalade liiginimekiri lisas 10.

Liiginimekirjade kattumise arv aastate lõikes on välja toodud joonisel 4. Taastamisele eelneval perioodil 2015/2016 aastal, oli kogu selle ajaperioodi jooksul seiratud unikaalseid ehk ainult taastamisele eelneval perioodil leitud liike 62, aastal 2019 oli unikaalseid liike 11 ning liike keda leiti ainult aastal 2022 oli 16. Kattuvaid liike oli 2015. ja 2019. aastal 19, 2015. ja 2022. aastal kattuvaid liike oli 24, 2019. ja 2022. aastal kattuvaid liike oli 9 ning kõikidel aastatel ühiseid liike leidus 51. Jooniselt on välja jäetud referentsalad, mistõttu on joonise 2022. aasta arvust on välja jäänud 4, ainult referentsaladelt leitud liiki.

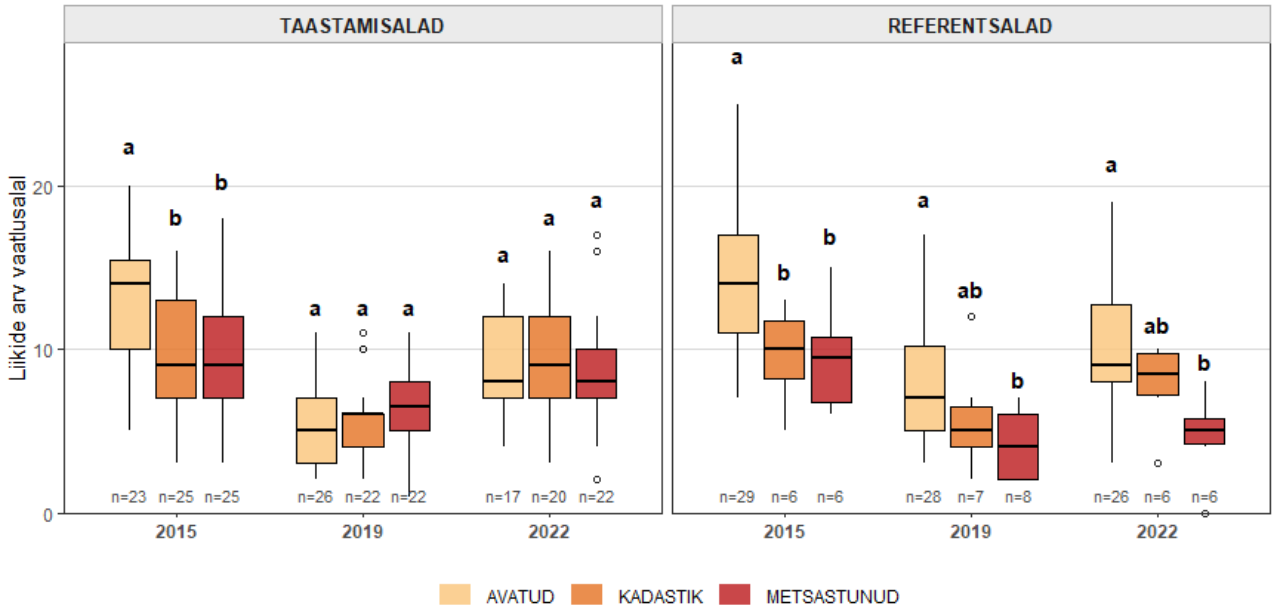


Joonis 4. Venn-diagramm 2015/2016, 2019 ja 2022 aastate taastamisalade liiginimekirjade võrdlusest, kus kattuvad alad ning nendes olevad numbrid näitavad mõlemal/kõigil aastatel leitud liike ning eraldi alad konkreetsel aastal registreeritud liike. Sulgudes olevad arvud näitavad liike, mis leiti ainult kindlal vaatlusala tüübil. Lühendid tähistavad eri vaatlusalasid: A-Avatud, B-Kadastik, C-Metsastunud. Jooniselt on välja jäetud referentsalad.

3.1.2 Liigirikkus

Suuremahulise taastamise järgselt on märgata loopealsete maapinnaämblike liikide arvu ühtlustumist sama aasta eri vaatlusalade vahel (Joonis 5). Taastamistööde järgselt ei olnud

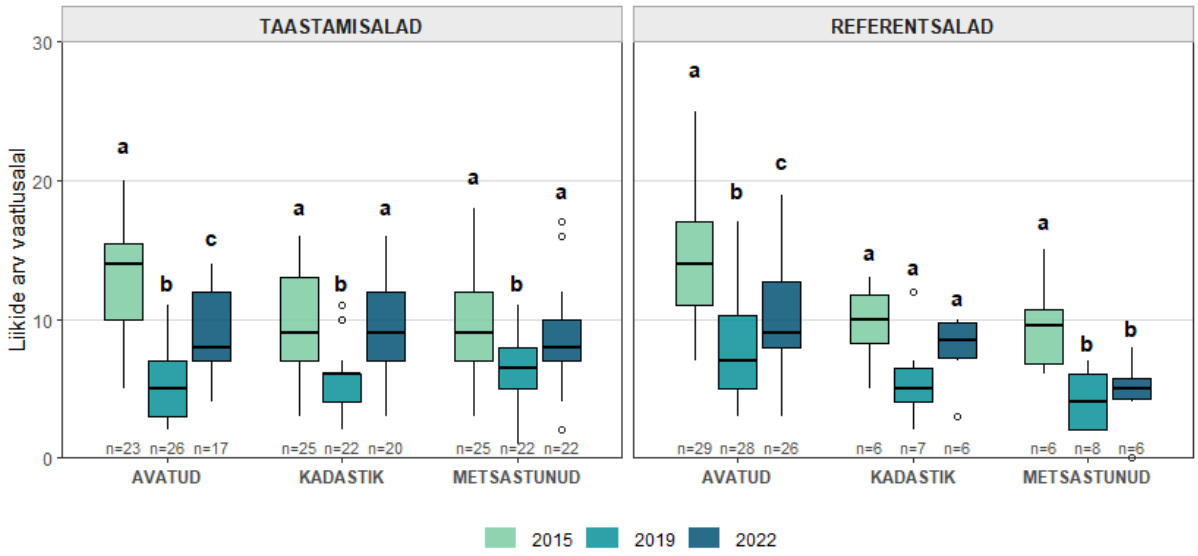
2019. ega 2022. aastal vaatlusalade vahel erinevused statistiliselt olulised (Tabel 2). Liikide arv vähenes kõigis elupaigatüüpides 2019. aastal võrreldes 2015. aastaga, ning taastus mõningal määral 2022. aastaks. Vaatlusalade kaupa liikide arvu muutust (Joonis 6) esitades on näha, kuidas samad trendid korduvad olenemata vaatlusalade tüübist - nii taastamata kui ka taastamisele läinud aladel toimus 2019. aastal sarnane langus liigirikkuses ning 2022. aastaks oli liikide arv taaskord tõusnud. Liigirikkuse muutused olid vaatlusalade tüüpide vahel taastamisaladel statistiliselt olulisemad, kui taastamata aladel (Tabel 3).



Joonis 5. Maapinnaämblike liikide arv loopealsete vaatlusaladel enne taastamist (2015) ning pärast taastamist (2019 ja 2022). Paaridevahelised statistiliselt olulised erisused välja toodud vaatlusalade lõikes (nt. 2015 aastal avatud vs kadastiku liigirikkus jne.). Kast tähistab kvartiilide vahemikku (25–75%), horisontaaljoon mediaani ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Ringid tähistavad erindeid. Valimi suurus on märgitud vastavate kastide all. Samal vaatlusalal erinevaid tähti jagavad rühmad erinevad statistiliselt oluliselt (LMM, BH-korrigeeritud $p < 0.05$). Taastamisalad hõlmavad avatud alasid (AVATUD), kadastikke (KADASTIK) ja metsastunud alasid (METSASTUNUD), referentsalad on esitatud eraldi. Statistiliste olulisuste tugevused on välja toodud tabelis 2.

Tabel 2. Paaridevahelised võrdlused maapinnaämblike liikide arvus kolme vaatlusalatüübi vahel (avatud, kadastik, metsastunud), kolme aasta vältel (2015, 2019, 2022) , esitatud eraldi taastamisala ja referentsala kohta. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega ning välja toodud paksus kirjas (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

Vaatlusalad	aasta	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
AVATUD - KADASTIK		**0.98**	**192.60**	**3.42**	**0.001****
AVATUD - METSASTUNUD	2015	**0.98**	**192.64**	**3.47**	**0.001****
KADASTIK – METSASTUNUD		0.96	192.44	0.06	0.955
AVATUD - KADASTIK		0.98	192.62	-0.34	0.731
AVATUD - METSASTUNUD	2019	0.98	192.67	-0.93	0.731
KADASTIK - METSASTUNUD		1.02	192.87	-0.56	0.731
AVATUD - KADASTIK		1.12	192.99	-0.21	0.983
AVATUD - METSASTUNUD	2022	1.09	193.00	0.02	0.983
KADASTIK - METSASTUNUD		1.05	192.98	0.25	0.983
REFERENTSALAD					
AVATUD - KADASTIK		**1.66**	**109.76**	**3.09**	**0.004****
AVATUD - METSASTUNUD	2015	**1.65**	**110.69**	**3.04**	**0.004****
KADASTIK - METSASTUNUD		2.13	110.66	-0.05	0.964
AVATUD - KADASTIK		1.57	106.41	1.47	0.218
AVATUD - METSASTUNUD	2019	**1.49**	**104.78**	**2.53**	**0.038***
KADASTIK - METSASTUNUD		1.93	104.83	0.77	0.445
AVATUD - KADASTIK		1.67	110.44	1.41	0.182
AVATUD - METSASTUNUD	2022	**1.66**	**110.86**	**3.12**	**0.007****
KADASTIK - METSASTUNUD		2.12	110.77	1.34	0.182



Joonis 6. Maapinnaämblike liikide arv avatud aladel (AVATUD), kadastikes (KADASTIK) ja metsastunud aladel (METSASTUNUD) enne (2015) ning pärast taastamist (2019 ja 2022). Paaridevahelised statistiliselt olulised erisused välja toodud aastate lõikes (nt. liigirikkuse muutused avatud alal 2015 vs 2019). Referentsalad on esitatud eraldi, kuid sama loogika alusel. Kast tähistab kvartiilide vahemikku (25–75%), horisontaaljoon mediaani ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Ringid tähistavad erindeid. Valimi suurus on märgitud

vastavate kastide all. Samal vaatlusalal erinevaid tähti jagavad rühmad erinevad statistiliselt oluliselt (LMM, BH-korrigeeritud $p < 0.05$).

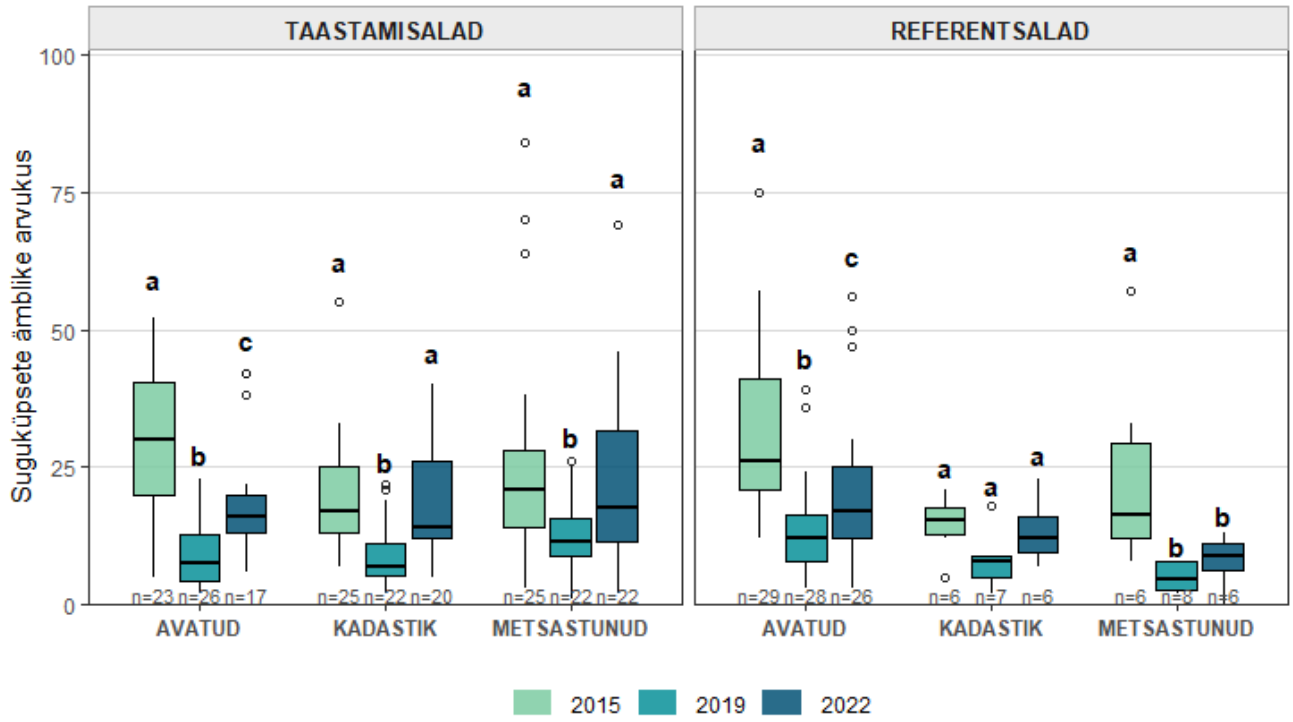
Tabel 3. Paaridevahelised võrdlused maapinnaämblike liigirikkuses aastate (2015, 2019, 2022) vahel kolmes vaatlusalatüübis (avatud, kadastik, metsastunud), esitatud eraldi taastamisala ja referentsala kohta. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega ning välja toodud paksus kirjas (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

Seire aastad	vaatlusalad	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
2015-2019	AVATUD	**0.92**	**119.51**	**8.33**	**<0.001*** **
2015-2022		**1.06**	**162.63**	**4.05**	**<0.001*** **
2019-2022		**1.02**	**150.67**	**-3.33**	**0.001** **
2015-2019	KADASTIK	**0.94**	**115.85**	**4.26**	**<0.001*** **
2015-2022		0.99	155.27	0.71	0.481
2019-2022		**1.02**	**161.20**	**-3.24**	**0.002** **
2015-2019	METSASTUNUD	**0.94**	**116.28**	**3.59**	**0.001** **
2015-2022		0.97	164.40	0.94	0.350
2019-2022		**1.00**	**165.23**	**-2.48**	**0.021***
REFERENTSALAD					
2015-2019	AVATUD	**0.84**	**72.33**	**8.09**	**<0.001*** **
2015-2022		**0.86**	**76.32**	**4.72**	**<0.001*** **
2019-2022		**0.86**	**71.31**	**-3.13**	**0.003** **
2015-2019	KADASTIK	1.70	63.03	2.33	0.069
2015-2022		1.92	90.22	0.68	0.497
2019-2022		1.86	94.12	-1.42	0.239
2015-2019	METSASTUNUD	**1.67**	**66.33**	**3.32**	**0.004** **
2015-2022		**1.85**	**76.84**	**2.30**	**0.036***
2019-2022		1.76	84.39	-0.72	0.472

3.1.3 Arvukus

Sama trend on ka suguküpsete ämblikute arvukuse muutuses näha: taastamisjärgselt ühtlustusid vaatlusalade vahelised väärtused.

Suguküpsete isendite arvukus vähenes kõigis elupaigatüüpides 2019. aastal võrreldes 2015. aastaga. 2022. aastaks on näha osalist taastumist, kuid taastamiseelset taset ei saavutatud täielikult üheski vaatlusalatüübis (Joonis 7). 2022. aastaks suurenes suguküpsete isendite arvukus kõigis elupaigatüüpides. Kõige selgem taastumine toimus metsastunud aladel ja kadastikes, kus väärtused lähenesid taastamiseelsele tasemele. Avatud ja kontrollaladel jäi arvukus siiski 2015. aastaga võrreldes madalamaks ning esines statistiliselt oluline erinevus (Tabel 4).



Joonis 7. Suguküpsete maapinnaämblike arvukus avatud aladel (AVATUD), kadastikes (KADASTIK) ja metsastunud aladel (METSASTUNUD) enne (2015) ning pärast taastamist (2019 ja 2022). Mediaani tähistab rõhtjoon, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

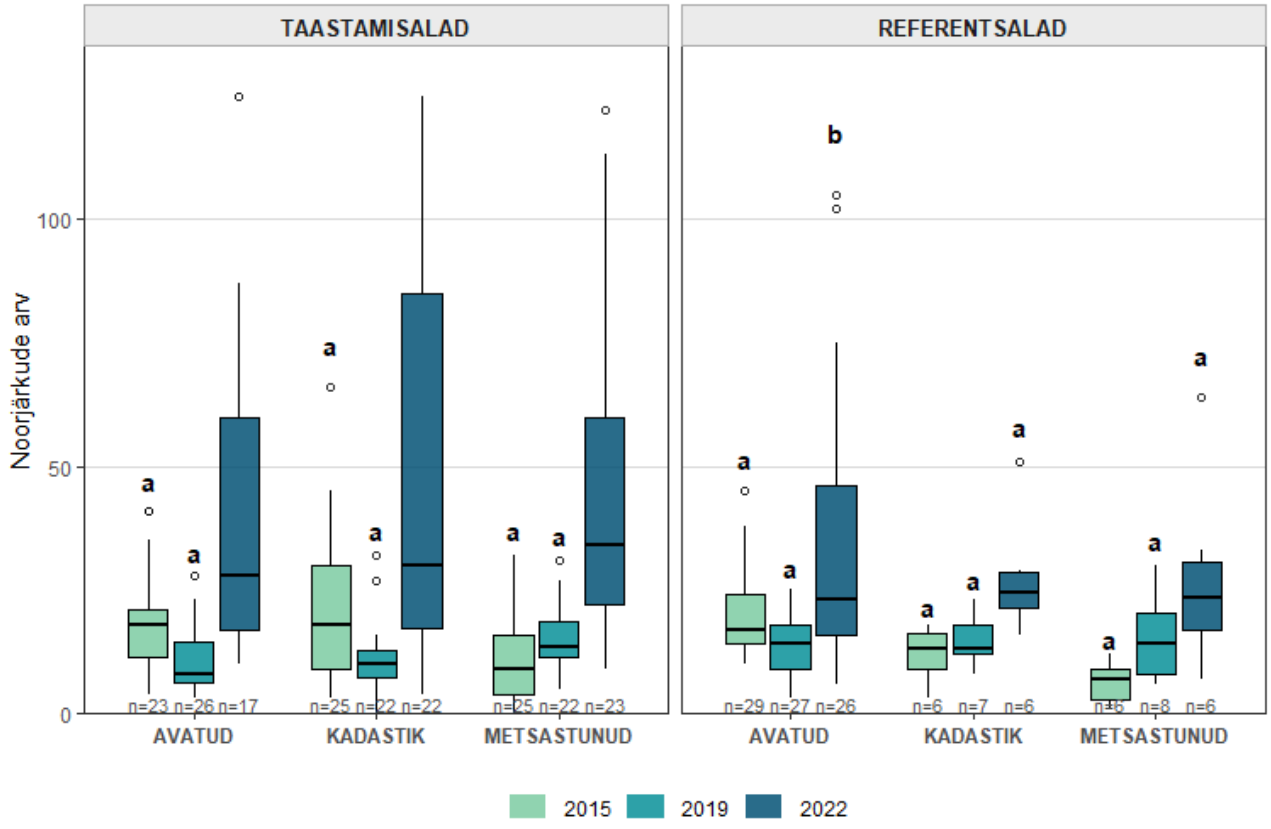
Tabel 4. Paaridevahelised võrdlused suguküpsete maapinnaämblike arvukuses aastate (2015, 2019, 2022) vahel kolme vaatlusalatüübis (avatud ala, kadastik, metsastunud ala), esitatud eraldi taastamisala ja referentsala kohta. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega ning välja toodud paksus kirjas (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

Seire aastad	vaatlusalad	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
2015-2019	AVATUD	**3.34**	**121.73**	**6.37**	**<0.001*** **
2015-2022		**3.79**	**165.14**	**2.82**	**0.005** **
2019-2022		**3.68**	**152.90**	**-2.87**	**0.005** **
2015-2019	KADASTIK	**3.40**	**118.04**	**3.14**	**0.006** **
2015-2022		3.54	156.80	0.42	0.674
2019-2022		**3.66**	**163.09**	**-2.51**	**0.020***
2015-2019	METSASTUNUD	**3.40**	**118.32**	**3.94**	**<0.001*** **
2015-2022		3.46	165.19	0.95	0.342
2019-2022		**3.57**	**166.39**	**-2.83**	**0.008** **
REFERENTSALAD					
2015-2019	AVATUD	**2.59**	**72.14**	**7.20**	**<0.001*** **
2015-2022		**2.68**	**76.09**	**4.18**	**<0.001*** **
2019-2022		**2.65**	**71.12**	**-2.80**	**0.007** **
2015-2019	KADASTIK	5.24	62.92	1.25	0.476
2015-2022		5.94	90.02	0.13	0.899
2019-2022		5.78	93.93	-1.01	0.476
2015-2019	METSASTUNUD	**5.16**	**66.19**	**3.66**	**0.002** **

2015-2022	**5.72**	**76.63**	**2.42**	**0.027***
2019-2022	5.47	84.19	-0.92	0.361

Noorjärkude arvukuse muutus erines mõnevõrra suguküpsete isendite ja üldise liigirikkuse trendidest. Kui 2019. aastal oli mitmes vaatlusalatüübis näha arvukuse vähenemist, siis 2022. aastaks suurenes noorjärkude arvukus märgatavalt kõigil taastatud aladel ning avatud referentsaladel (Joonis 8). Kõrgeimad keskmised noorjärkude arvukuse väärtused registreeriti 2022. aastal metsastunud aladel ning üldiselt suurenes noorjärkude arvukus taastamisjärgsel perioodil enam kui suguküpsete isendite arvukus.

Noorjärkude oli hüppeliselt kõrgem 2022 aastal ning ulatus kõigil vaatlusalatüüpidel üle taastamiseelse seisundi väärtuste. Sarnane noorjärkude arvukuse tõus toimus ka taastamata jäänud avatud aladel. Metsastunud aladel ning kadastikes olid muutused tagasihoidlikumad ning arvukuse muutus ei olnud 2022. aastal 2015. aasta tasemega võrreldes statistiliselt oluline (Tabel 5).

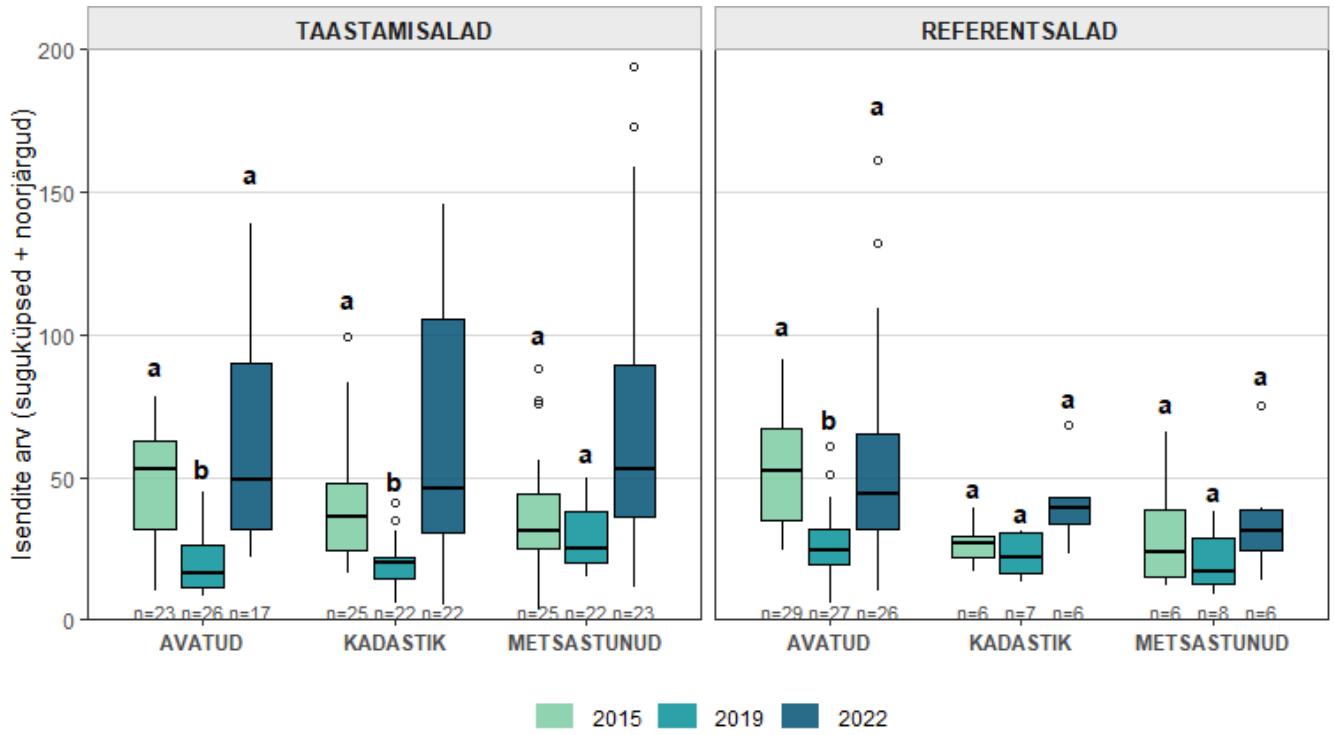


Joonis 8. Noorjärkude arvukus loopealsetel loopealsetel avatud aladel (AVATUD), kadastikkudes (KADASTIK) ja metsastunud aladel (METSASTUNUD) enne (2015. a) ning pärast taastamist (2019. ja 2022. a). Mediaani tähistab rõhtjoon, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

Tabel 5. Paaridevahelised võrdlused ämblike noorjärkude vahel aastatel (2015, 2019, 2022), kolmes vaatlusalatüübis (avatud ala, kadastik, metsastunud ala). Eraldi on esitatud taastamisalad ja referentsalad. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega ning välja toodud paksus kirjas (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

Võrreldavad aastad	vaatlusala	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
2015-2019	AVATUD	6.58	112.07	0.99	0.326
2015-2022		**7.81**	**151.92**	**-2.87**	**0.007****
2019-2022		**7.49**	**141.84**	**-3.85**	**0.001****
2015-2019	KADASTIK	6.68	108.71	1.54	0.127
2015-2022		**7.04**	**146.35**	**-4.34**	**<0.001*****
2019-2022		**7.32**	**150.05**	**-5.58**	**<0.001*****
2015-2019	METSASTUNUD	6.69	109.58	-0.77	0.443
2015-2022		**7.09**	**162.52**	**-5.11**	**<0.001*****
2019-2022		**7.33**	**161.62**	**-4.24**	**<0.001*****
REFERENTSALAD					
2015-2019	AVATUD	6.83	111.98	1.25	0.321
2015-2022		6.83	111.98	2.07	0.122
2019-2022		8.79	111.97	0.64	0.525
2015-2019	KADASTIK	6.45	111.96	-0.19	0.958
2015-2022		6.11	111.93	-0.26	0.958
2019-2022		7.86	111.91	-0.05	0.958
2015-2019	METSASTUNUD	6.88	111.93	0.93	0.534
2015-2022		6.88	111.93	0.93	0.534
2019-2022		8.75	111.89	0.00	1.000

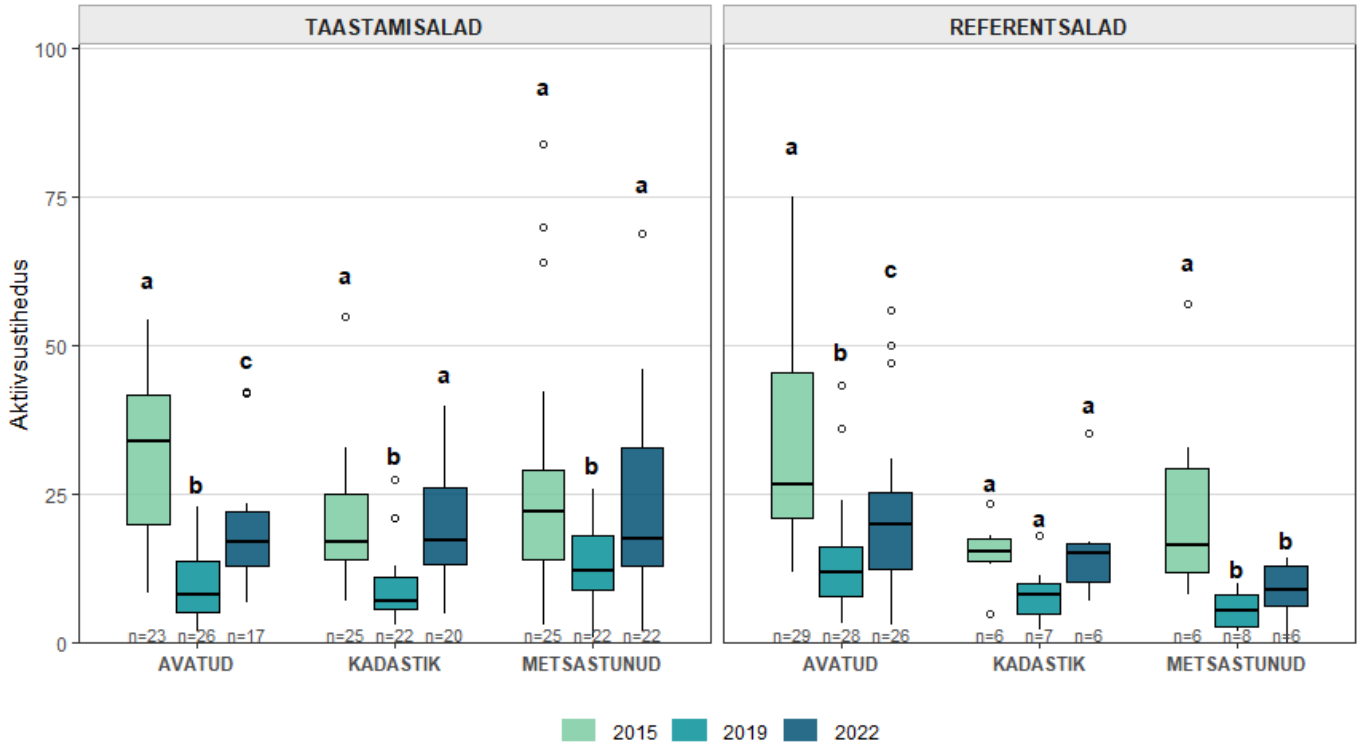
Suguküpsete isendite ja noorjärkude koguarvukuse muutus on teiste arvukusnäitajatega sarnane. 2019. aastal toimus järsk langus kõigis elupaigatüüpides, millele järgnes selge taastumine 2022. aastaks (Joonis 9).



Joonis 9. Suguküpsete maapinnaämblike ja noorjärkude liidetud arvukus loopealsetel avatud aladel (AVATUD), kadastikkudes (KADASTIK) ja metsastunud aladel (METSASTUNUD) enne (2015. a) ning pärast taastamist (2019. ja 2022. a). Mediaani tähistab rõhtjoon, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi.

3.1.4 Aktiivsustihedus

Aktiivsustiheduse muutus järgib üldiselt teiste arvukusnäitajatega sarnast trendi, kuid taastumine 2022. aastaks oli aeglasem ning jäi mõnevõrra tagasihoidlikumaks (Joonis 10). Taastamiseelsel perioodil 2015. aastal olid aktiivsustiheduse väärtused kõrgeimad avatud aladel samas kui kadastiku- ja metsastunud aladel olid väärtused madalamad. Aktiivsustiheduse langus 2019. aastal oli kõige ulatuslikum nii taastatud kui taastamata avatud aladel ning ei jõudnud 2022. aastaks taastamiseelsele tasemele. Kadastike ning metsastunud alade aktiivsustiheduste väärtustes ei olnud 2015. ning 2022. aasta vahel statistilisi olulisusi (Tabel 6).



Joonis 10. Maapinnaämblike täiskasvanud isendite aktiivsustihedus loopealsetel avatud aladel (AVATUD), kadastikkudes (KADASTIK) ja metsastunud aladel (METSASTUNUD) enne (2015. a) ning pärast taastamist (2019. ja 2022. a). Mediaani tähistab rõhtjoon, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt oluliste erinevuste tugevused on välja toodud tabelis 6.

Tabel 6. Paaridevahelised võrdlused suguküpsete maapinnaämblike aktiivsustiheduse vahel aastatel (2015, 2019, 2022), kolmes vaatlusalatüübis (avatud ala, kadastik, metsastunud ala). Eraldi on esitatud taastamisalad ja referentsalad. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega ning välja toodud paksus kirjas (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

Võrreldavad aastad	vaatlusalad	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
2015-2019	AVATUD	**3.36**	**121.64**	**7.02**	**<0.001*** **
2015-2022		**3.82**	**165.04**	**3.25**	**0.002** **
2019-2022		**3.70**	**152.81**	**-3.02**	**0.003** **
2015-2019	KADASTIK	**3.42**	**117.95**	**3.23**	**0.005** **
2015-2022		3.57	156.74	0.36	0.716
2019-2022		**3.68**	**163.02**	**-2.65**	**0.013***
2015-2019	METSASTUNUD	**3.42**	**118.23**	**4.09**	**<0.001*** **
2015-2022		3.48	165.16	1.14	0.256
2019-2022		**3.60**	**166.35**	**-2.79**	**0.009** **
REFERENTSALAD					
2015-2019	AVATUD	**2.69**	**72.63**	**7.06**	**<0.001*** **
2015-2022		**2.78**	**76.67**	**3.90**	**<0.001*** **
2019-2022		**2.76**	**71.61**	**-2.95**	**0.004** **
2015-2019	KADASTIK	5.47	63.21	1.28	0.310
2015-2022		6.16	90.54	-0.17	0.867
2019-2022		5.99	94.40	-1.34	0.310

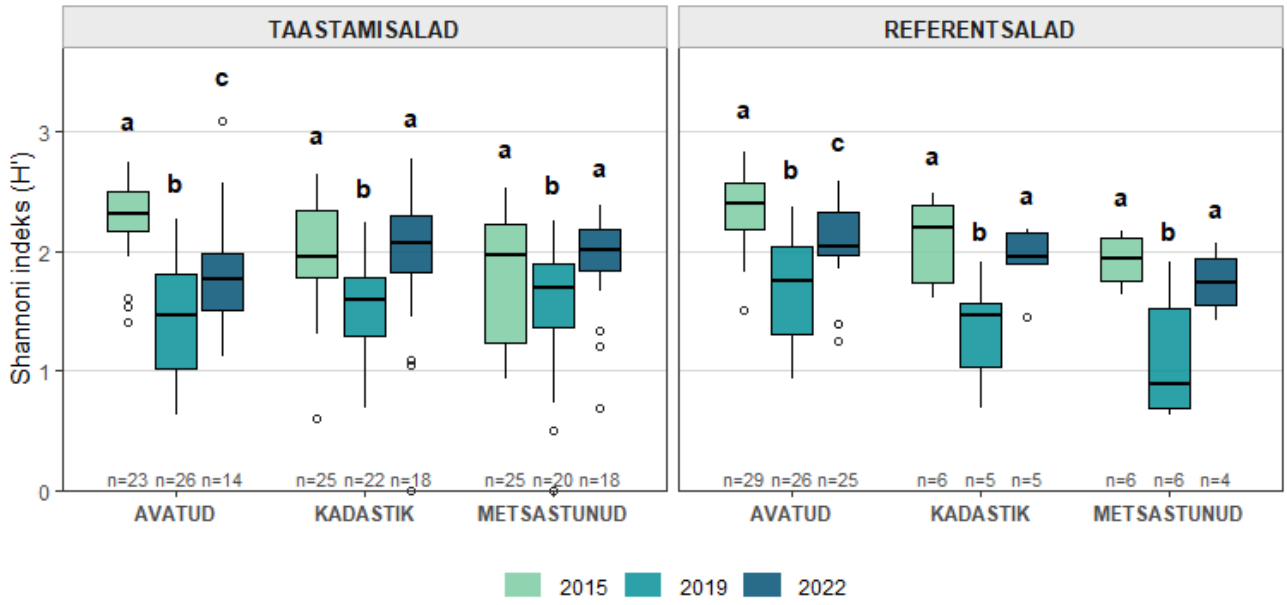
2015-2019	METSASTUNUD	**5.37**	**66.55**	**3.43**	**0.003****
2015-2022		**5.95**	**77.17**	**2.22**	**0.044***
2019-2022		5.68	84.72	-0.93	0.357

3.1.5 Shannoni indeks

Domineerivate liikide osakaalu hindamiseks kasutati Shannoni indeksit (Joonis 11). Muster oli teiste mõõdetud väärtustega sarnane – kõrgeim mitmekesisus ning vähim domineerivaid liike koosluses oli 2015. aastal, tase langes 2019. aastaks märkimisväärselt ja koosluses hakkasid esile tõusma dominantsed liigid. 2022 aastaks tase ühtlustus ning domineerivaid liike oli kooslustes vähem.

Taastamisalal oli mitmekesisuse langus 2019. aastal kõige suurem avatud aladel, kus Shannoni indeks langes statistiliselt oluliselt võrreldes 2015. aastaga. Kadastikus ja metsastunud aladel oli 2019. aasta langus samuti selge, kuid 2022. aastaks oli mitmekesisus taas tõusnud ning avatud aladel ja kadastikus ületaski 2022. aasta väärtus statistiliselt oluliselt 2019. aasta taset.

Referentsalal ilmnes sarnane muster: 2015. aasta kõrge mitmekesisus langes 2019. aastaks kõigis kolmes vaatlusalatüübis, tõustes 2022. aastal tagasi 2015. aasta tasemele lähedale.



Joonis 11. Suguküpsete maapinnaämblike liigirikkuse mitmekesisus (Shannoni indeks H') taastamisaladel ja referentsalal kolmel aastal (2015, 2019, 2022) kolmes vaatlusalatüübis (avatud ala, kadastik, metsastunud ala). Mediaani tähistab rõhtjoon, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt oluliste erinevuste tugevused on välja toodud tabelis 7.

Tabel 7. Paaridevahelised võrdlused Shannoni mitmekesisuse vahel aastatel (2015, 2019, 2022), kolmes vaatlusalatüübis (avatud ala, kadastik, metsastunud ala). Eraldi on esitatud taastamisalad ja referentsalad. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega ning välja toodud paksus kirjas (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

Võrreldavad aastad	vaatlusala	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
2015-2019	AVATUD	**0.14**	**125.26**	**6.05**	**<0.001*** **
2015-2022		**0.16**	**155.46**	**2.32**	**0.022***
2019-2022		**0.16**	**134.94**	**-2.79**	**0.009****
2015-2019	KADASTIK	**0.14**	**121.53**	**3.11**	**0.007****
2015-2022		0.15	126.57	0.56	0.579
2019-2022		**0.15**	**130.52**	**-2.31**	**0.034***
2015-2019	METSASTUNUD	**0.14**	**117.96**	**2.19**	**0.046***
2015-2022		0.15	127.19	-0.57	0.569
2019-2022		**0.16**	**132.28**	**-2.54**	**0.036***
REFERENTSALAD					
2015-2019	AVATUD	**0.09**	**71.49**	**7.11**	**<0.001*** **
2015-2022		**0.09**	**70.47**	**2.99**	**0.004****
2019-2022		**0.09**	**65.73**	**-4.01**	**<0.001*** **
2015-2019	KADASTIK	**0.20**	**62.26**	**3.77**	**0.001****
2015-2022		0.21	72.23	0.53	0.594
2019-2022		**0.22**	**77.23**	**-2.96**	**0.006****
2015-2019	METSASTUNUD	**0.19**	**59.16**	**4.24**	**<0.001*** **
2015-2022		0.22	78.33	0.58	0.567
2019-2022		**0.22**	**78.33**	**-3.02**	**0.005****

3.1.6 Liigiline koosseis

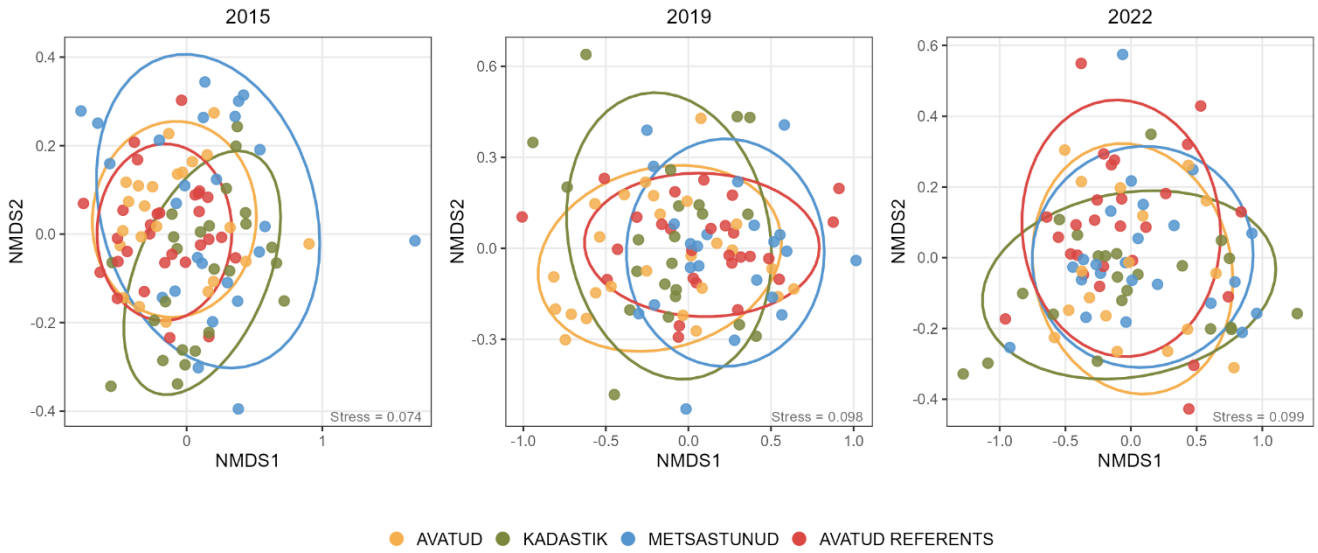
Maapinnaämblike koosluste koosseisu muutusi aastate jooksul visualiseeriti NMDS-ordinatsiooni abil, kasutades Bray-Curtisi sarnasusindeksit (Joonis 12).

2015. aastal paiknesid taastamisalade vaatlusala tüübid NMDS-ordinatsioonil eraldiseisvate rühmadena. Kadastunud ja metsastunud alade koosseis erines oluliselt avatud ja avatud alade kontrollalast. PERMANOVA testi tulemused kinnitasid, et vaatlusala tüübid erinesid koosluse koostiselt statistiliselt oluliselt ($F = 4.59$, $R^2 = 0.12$, $p < 0.001$), ning paarides vaatlusalade võrdlused näitasid, et peamised erinevused esinesid avatud alade ning kadastiku (p=0.008) ja metsastunud alade vahel (p=0.007), samuti avatud referentsalade ning kadastiku (p=0.002) ja metsastunud alade vahel (p=0.001).

2019. aastal oli arvukuse langusele vaatamata liigilist koosseisu ilmestavad NMDS-ordinatsiooni koosseisude kattumine suurem, kui 2015. aastal. Sellele vaatamata erinesid

kooslused endiselt statistiliselt oluliselt ($F = 3.27$, $R^2 = 0.10$, $p < 0.001$). Sarnaselt eelnevale prooviaastale, erinesid ka hiljem avatud ning metsastunud alad ($p=0.002$), kuid muutus tekkis avatud ja avatud alade referentsalade vahel, kus kooslused olid varem sarnasemad, kuid taastamisjärgselt olid tekkinud erisused ($p=0.012$). Omavahel erinevaks muutusid ka metsastunud alad ja kadastikud ($p=0.005$).

2022. aastaks olid kõigi vaatlusala tüüpide kooslused tugevalt kattuvad ning PERMANOVA ei tuvastanud enam statistiliselt olulisi erinevusi koosluste koosseisus ($F = 0.94$, $R^2 = 0.03$, $p = 0.47$).



Joonis 12. Maapinnaämblike koosluste liigilise koosseis muutused loopealsete vaatlusaladel enne taastamist (2015) ning pärast taastamist (2019 ja 2022), visualiseeritud mitmedimensionaalse skaleerimise (NMDS) abil Bray-Curtisi sarnasusindeksi põhjal. Iga punkt tähistab ühte vaatlusala, kooseisud on kuvatud 75% usalduspiir. PERMANOVA analüüsi põhjal erinesid vaatlusala tüübid koosluse koostiselt oluliselt kahel esimesel aastal 2015 ($F = 4.59$, $R^2 = 0.12$, $p < 0.001$) ja 2019 ($F = 3.27$, $R^2 = 0.10$, $p < 0.001$), kuid mitte 2022 ($F = 0.94$, $R^2 = 0.03$, $p = 0.47$). Statistiliselt oluliste erinevuste tugevused on välja toodud tabelis 8.

Tabel 8. Paaridevahelised võrdlused liikide koosseisu muutustest kolmel aastal (2015, 2019, 2022), taastatavate avatud, metsastunud ja kadastiku alade ning taastamata jäänud avatud alade kontrollalade vahel. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega ning välja toodud paksus kirjas (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

grupp1	grupp2	F statistik	R2	p väärtus	p korr
2015					
AVATUD	**KADASTIK**	**4.63**	**0.09**	**0.008****	**0.048**
AVATUD	**METSASTUNUD**	**4.68**	**0.09**	**0.007****	**0.042**
AVATUD	AVATUD REFERENTS	0.74	0.02	0.531	1.000

KADASTIK	METSASTUNUD	1.83	0.04	0.114	0.684
KADASTIK	**AVATUD REFERENTS**	**7.42**	**0.13**	**0.002****	**0.012**
METSASTUNUD	**AVATUD REFERENTS**	**8.01**	**0.13**	**0.001****	**0.006**
2019					
AVATUD	KADASTIK	0.83	0.02	0.505	1.000
AVATUD	**METSASTUNUD**	**6.76**	**0.13**	**0.002****	**0.012**
AVATUD	**AVATUD REFERENTS**	**3.21**	**0.06**	**0.012***	**0.072**
KADASTIK	**METSASTUNUD**	**4.18**	**0.09**	**0.005****	**0.030**
KADASTIK	AVATUD REFERENTS	2.31	0.05	0.053	0.318
METSASTUNUD	AVATUD REFERENTS	2.54	0.05	0.051	0.306
2022					
AVATUD	KADASTIK	0.80	0.02	0.500	1.000
AVATUD	METSASTUNUD	0.68	0.02	0.622	1.000
AVATUD	AVATUD REFERENTS	0.95	0.02	0.413	1.000
KADASTIK	METSASTUNUD	0.65	0.02	0.612	1.000
KADASTIK	AVATUD REFERENTS	1.22	0.03	0.232	1.000
METSASTUNUD	AVATUD REFERENTS	1.31	0.03	0.230	1.000

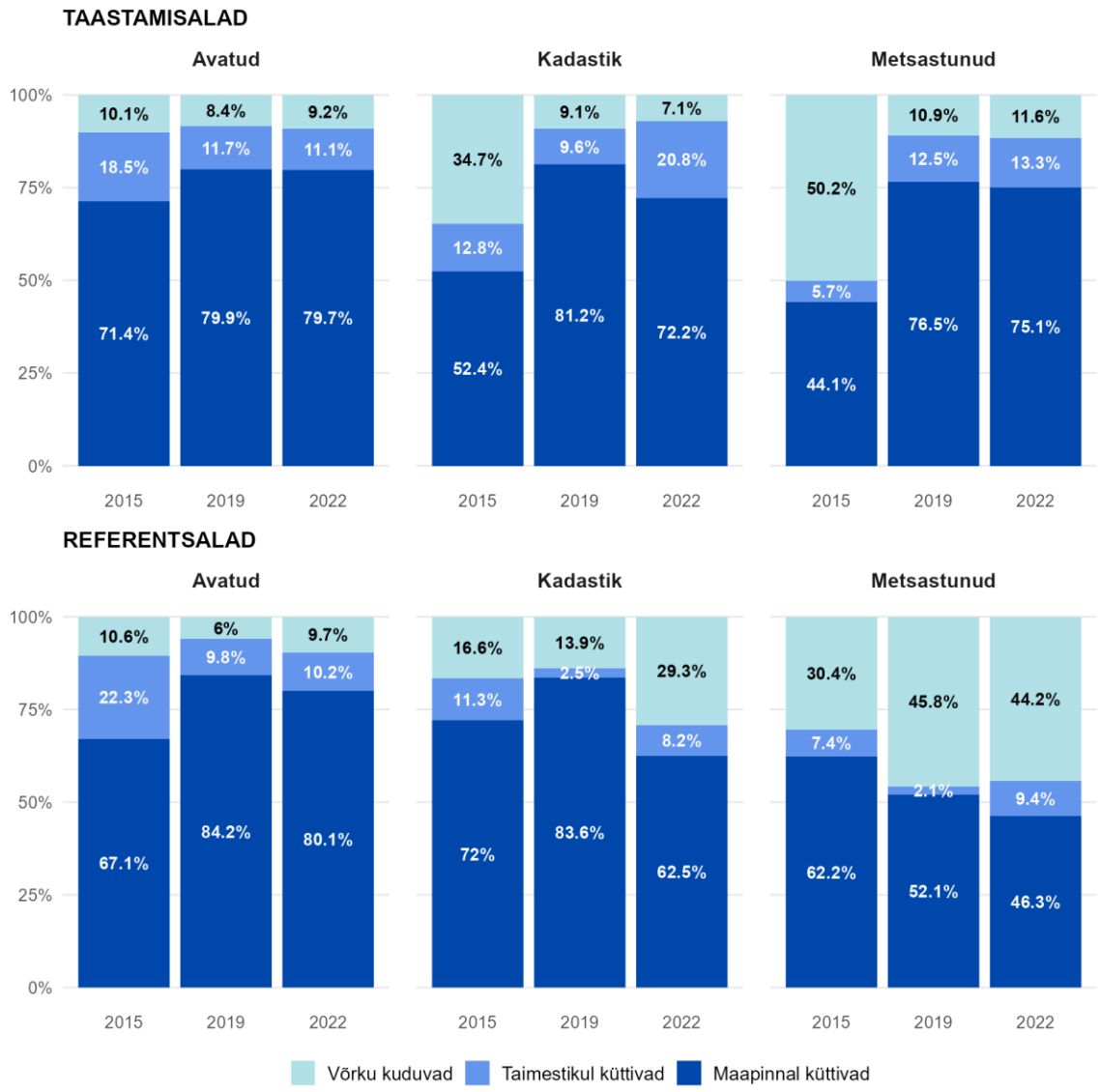
3.2 Funktsionaalsed tunnused

Nii taastamisaladel kui ka referentsaladel oli kõigis elupaigatüüpides läbi kolme aasta domineerivaks küttimisstrateegiaks maapinnal küttimine (Joonis 13). Erandiks oli ainult taastamiseelsed metsastunud alad, kus võrku kuduvaid ämblikke oli maapinnal küttivatest ämblikest 6.1% võrra rohkem.

Avatud taastamisaladel ei toimunud kolme aasta vältel suuri muutusi. Kadastikes ning metsastunud aladel oli muutus suur: maapinnal küttivate ämblike osakaal tõusis 2015. aastal kadastikes 52.4% 2019. aastaks 81.2 protsendini, jäädes 2022. aastaks samuti kõrgele, 72.2% juurde. Metsastunud aladel oli trend sarnane. Taastamisele eelnenud 2015. aastal oli osakaal 44.1%, taastamistöödele järgnevalt tõusis see esmalt 76.5 % ning langes 2022. aastaks 75.1 protsendini.

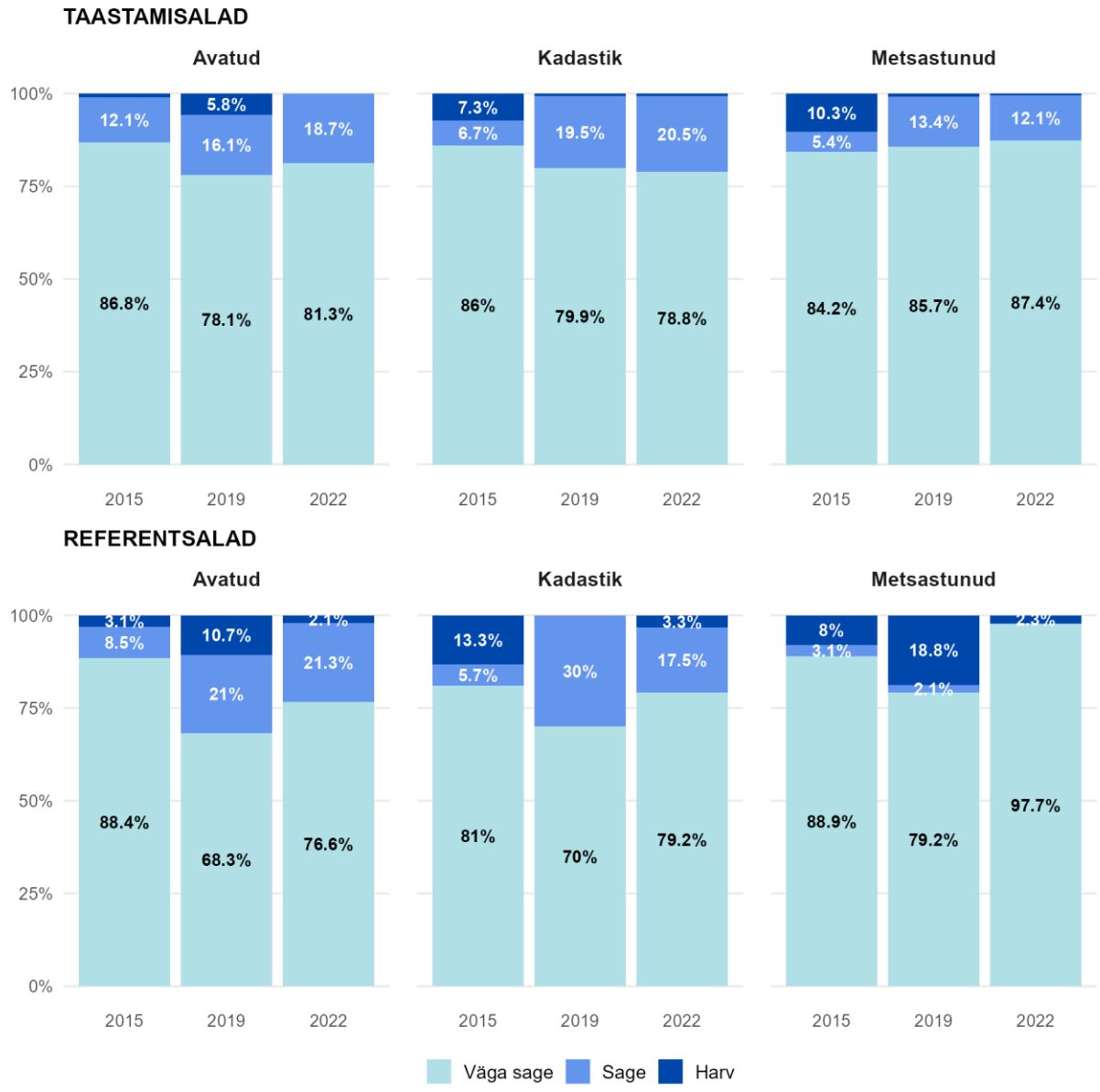
Avatud referentsaladel olid muutused väikesed: maapinnal küttivate ämblike osakaal tõusis 67,1%-lt (2015) 84,2%-le (2019), langedes 2022. aastaks 80,1% juurde. Võrku kuduvate ämblike osakaal püsis stabiilsena.

Metsastunud referentsaladel ja kadastikes suurenes 2022. aastaks võrku kuduvate ämblike osakaal ning 2015. aasta tasemega võrreldes langas maapinnal küttivate ämblike sisaldus keskkonnas.



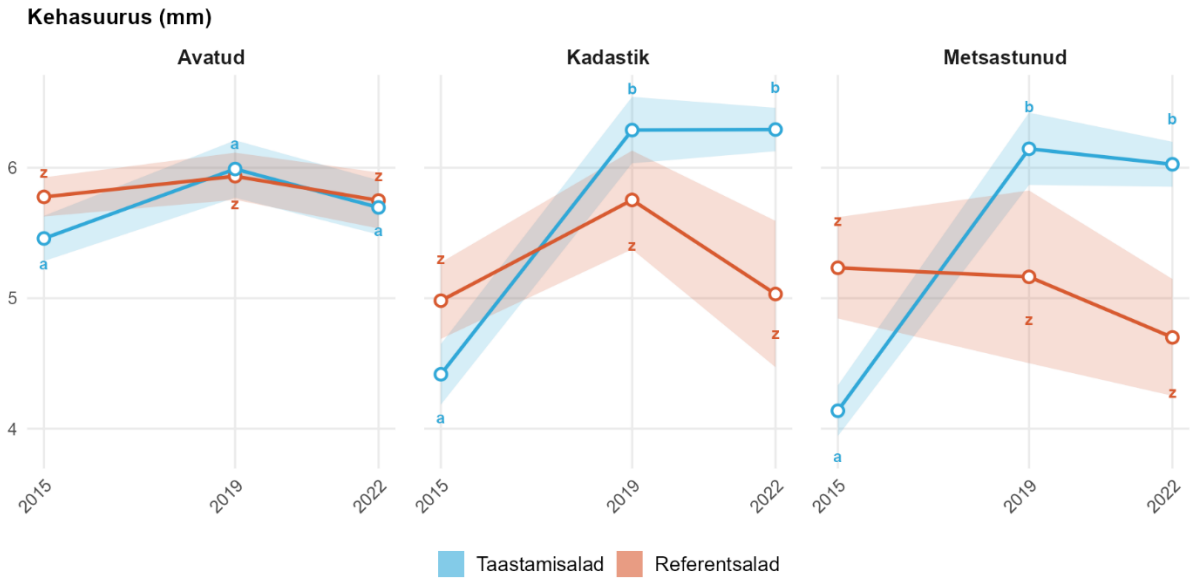
Joonis 13. Loopealsete ämblike küttimisstrateegiate protsentuaalne jaotus vaatlusaladel enne taastamist (2015-2016) ning pärast taastamist (2019 ja 2022).

Taastamisaladel oli härmalõngadega levimise võimekus väga kõrge ning enamus kooslustest oli võimeline sagedalt või väga sagedalt härmalõngadega levima. Ka referentsaladel oli härmalõngadega levimine laialt kasutatav, kuid muutused kolme uuritud aasta jooksul olid taastamisaladest palju suuremad ning ebaühtlasemad (Joonis 14).



Joonis 14. Loopealsete ämblike härmalõngadega levimise võimekuse jaotus vaatlusaladel enne taastamist (2015-2016) ning pärast taastamist (2019 ja 2022).

Ämblike keskmine kehasuurus avatud ning referentsaladel oli aja jooksul sarnane ning oluliselt ei muutunud. Erinevus taastamis- ja referentsalade vahel oli suurim kadastikes ja metsastunud aladel. Kadastikes ja metsastunud aladel suurenes ämblike keskmine kehasuurus taastamisaladel 2019. aastaks märkimisväärselt, püsides samaväärsel tasemel ka 2022. aastal (Joonis 15).



Joonis 15. Maapinnaämblike keskmise kehasuuruse muutused loopealsete vaatlusaladel enne taastamist (2015-2016) ning pärast taastamist (2019 ja 2022). Statistilised olulisused on välja toodud tähtedega.

4 Arutelu

Magistritöös uuriti ämblikukoosluste dünaamikat Eesti looaladel suuremahulise taastamis projekti „Elu alvaritele“ raames kogutud andmete põhjal. Lisaks taastamise mõjude uurimisele võrdlusena taastamiseelse ja taastamisjärgse perioodi vahel, lõid seireandmed võimaluse hinnata ka 2018. aasta põua mõju projekti kaasatud elustikurühmadele. Ämblike liigilist koosseisu hinnati kolme aasta põhjal, taastamiseelselt (2015) ning kahel taastamisjärgsel (2019 ning 2022) aastal. Taastamiseelsel perioodil leiti kõigilt uurimisaladelt kokku 156 liiki ning 5439 isendilt. Esimesel taastamisjärgsel seireperioodil 2019. aastal langes liikide arv 90-le ning isendite koguarv 2986-le. Teisel seireperioodil 2022. aastal tõusis isendite koguarv 6287-le ning liikide arv 104-le, näidates koosluste osalist taastumist. Võrreldes eri aastate liiginimekirju, selgus, et seireperioodidel oli ühiseid liike 51, mis olid esindatud kõigil taastamisaladel olenemata aastast. Samas leiti taastamiseelsel, 2015. aastal 62 liiki, keda 2019. ning 2022. aastal enam leida ei õnnestunud. Nende hulgas 20 liiki, keda leiti üksnes kadastikes ning 9 ainult metsas. See viitab varjukamaid elupaiku ning puittaimede rohkemat olemasolu eelistavate liikide jaoks sobiva elupaiga muutumisele, mis on avakoosluste taastamise oodatav tulemus (Smith DiCarlo & DeBano, 2019). Kuna aga muutustest olid hõlmatud ka taastamisest mõjutamata referentsalad, võimendas muutusi tõenäoliselt ka 2018. aasta põud. Töö tulemused viitavad, et ämblikukoosluste liigilist koosseisu ja arvukust uurimisaladel mõjutasid nii põud kui ka elupaiga keskkonnatingimuste muutused taastamise tulemusena.

4.1 Arvukuse ja liigilise koosseisu muutused

Taastamisjärgsel, 2019. aastal langesid kõik vaadeldavad arvukuse parameetrid - liigirikkus, suguküpsete ämblike ja noorjärkude arv, aktiivsustihedus ning Shannoni indeks (Joonis 5, Lisad 1, 3, 5 ja 7). Arvukuse langusest hoolimata, toimus taastatud vaatlusalade vahel ühtlustumine. 2022. Aastaks puudusid liikide esinemises ja suguküpsete ämblike arvukuses statistiliselt olulised erinevused vaatlusalatüüpide vahel, mis viitab, et kinni kasvanud loopealsete avamine oli tulemuslik. Sarnane muster ilmnes ka referentsaladel, kus liigirikkus langes 2019. aastal ning taastus osaliselt 2022. aastaks. See viitab, et muutuste põhjuseks ei olnud üksnes taastamistegevusega kaasuv häiring, vaid kogu Lääne-Eesti loopealseid mõjutanud 2018. aasta ekstreemne põud. Seejuures taastatud liigirikkus taastamisaladel põuajärgselt kiiremini kui referentsaladel, mis viitab sellele, et taastamistegevused suurendasid koosluste vastupanuvõimet häiringutele. Töös analüüsitud parameetritest olid vähesed

tulemused 2022. aastaks tõusnud taastamiseelsetele tasemetele või kõrgemale. Üheks erandiks oli aga noorjärkude arvukus, mis vaatamata madalale väärtusele 2019. aastal, kasvas 2022. aastaks tunduvalt üle taastamiseelsete tulemuste (Lisa 3). Noorjärkude arvukuse tõus viitab sellele, et kooslused on taastumas ning annab alust oodata järgnevatel aastatel suguküpsete ämblikute arvukuse kasvu. Ka loopealsete taastamise aruandes toodi välja, et 2019. aastal loendati protsentuaalselt palju noorjärke ning pakuti, et ämblike arvukus on võimeline taastuma (Helm *et al*., 2021). See on kooskõlas ka magistritöös esitatud tulemustega, mis mõningat taastumist 2022. aastaks kajastasid. Viimastel proovi kogumise aastate suure noorjärkude arvu põhjal võiks oodata järgmistest proovidest taastamiseelsete arvukuse ületamist. Shannoni indeksi langus 2019. aastal peegeldab tõenäoliselt liikide arvu vähenemist, mis kõiki uurimisalasid puudutas.

Ämblike aktiivsustiheduse muutustes väljendus samuti oluline põua mõju, kusjuures vaatlusalatüüpide taastumine erines omavahel palju. Tulemuste põhjal oli avatud alade taastumine kadastikest ning metsastunud aladest oluliselt aeglasem. See tulenes suuresti algse taseme erinevusest. Metsastunud aladel ning kadastikel oli 2015. aastal aktiivsustase juba elupaiga iseloomust lähtuvalt madalam mistõttu põuajärgne langus ei olnud nii suur, kui avatud aladel.

4.2 Funktsionaalsete tunnuste muutused

4.2.1 Küttimisstrateegiate muutused

Küttimisstrateegiate analüüsis domineerisid kooslustes läbivalt maapinnal jahti pidavad ämblikud. Tulemuse tõlgendamisel tuleb olla ettevaatlik, sest kasutatud püügimeetod on kallutatud ning püünisesse langevad peamiselt maapinnal liikuvad selgrootud. Samas on maapinnal liikuvate ning jahti pidavate ämblike osakaal ökoloogiliselt põhjendatav. Poolavatud keskkonnad loovad maapinnal küttivate ämblike jaoks hea keskkonna saagi püüdmiseks (Cardoso *et al*., 2011). Seda toetab maapinnal küttivate ämblike proportsionaalne tõus kadastikes ning metsastunud aladel, kus taastamiseelsed (2015. a) väärtused olid kolmandiku võrra madalamad, kui taastamisjärgsed (2019. a ja 2022. a) väärtused.

Põua oludes võivad erinevad küttimisstrateegiad kasutavad ämblikud hakata teiste elustikurühmade dünaamikat mõjutama viisil, mis tavapärastes tingimustes ei realiseeru. Liu *et al* (2015) tõid välja, et nn normaalsetes niiskustingimustes soodustavad maapinnal küttivad ämblikud kaudselt kõdunemisprotsesside efektiivsust, vähendades detriidist toituvate lestade looduslike vaenlaste arvukust. Põua tingimustes püsis maapinnal küttivate ämblike

küttimissurve sarnasel tasemel kui varem, kuid mullaorganismide arvukus oli märkimisväärselt langenud. Seetõttu suurenes ämblike toitumine detrivooridest, mille järgselt ka lagunemise protsessid mullas aeglustusid (Liu *et al*., 2015).

4.2.2 Levimisstrateegiate muutused

Ämblike seas domineeriv härmalõngadega levimise sagedus oli kõigil prooviaastatel ning vaatlusaladel väga sage, püsides vahemikus 68.3—97.7%. See näitab, et Lääne-Eesti loopealsete ämblikukooslused koosnevad peamiselt hea levimisvõimekusega liikidest. Taastamisaladel püsis sagedalt härmalõngadega levimine kõigil vaatlusalatüüpidel stabiilsena, kuid olulised muutused toimusid harva härmalõngadega levivate ämblike osakaalus. Kadastikes ning metsastunud taastamisaladel langes harva härmalõngadega levivate ämblike protsent 2015. aasta 7.3% ning 10.3% taastamise järgselt alla ühe protsendi. 2022. aastaks ei suurenenud harva härmalõngadega levivate ämblike osakaal, mis viitab, et harva härmalõngadega levivate liikide taasasustamine oli seireperioodil piiratud. Tõenäoliseks põhjuseks on nende liikide eelistus varjulisemate ja niiskemate elupaikade suhtes, mida taastamistegevused oluliselt vähendasid. See on kooskõlas ka niiskuseelistuse analüüsi tulemustega, mis näitasid samasugust püsivat nihet kuivemate elupaikade suunas kadastikkudes ja metsastunud taastamisaladel. Vaatlusalade referentsalade põhjal on näha põua ajutist mõju härmalõngadega levimise võimekusele. Avatud ja kadastiku referentsaladel langes väga sagedalt härmalõngadega levivate liikide osakaal 2019. aastal järsult ning taastus 2022. aastaks. Muster on sarnane ka arvukuses toimunud muutustele, mis viitavad ajutise häiringu toimumisele.

4.2.3 Kehasuuruste muutused

Ämblikukoosluste keskmised kaalutud kehasuuruste muutused erinesid oluliselt taastamis- ja referentsalade vahel. Omavahel erinesid ka vaatlusala tüübid. Avatud aladel ei toimunud ei taastamis- ega ka referentsalade kooslustes uurimisaastatel statistiliselt olulisi erinevusi. Seevastu kadastike ja metsastunud alade taastamisalade muutus oli suur. Kinnised kooslused olid taastamiseelselt keskmiselt väiksema kehasuurusega, kuid taastamistegevuste järel tõusis keskmine kehasuurus pea 2mm jagu. Referentsalade ämblike kehasuuruse muutused ei olnud statistiliselt olulised. See viitab taastamise mõjule, mis soosis aktiivselt maapinnal jahti pidavaid huntämbliklasi. 2022. aastaks kehasuurus taastamisaladel oluliselt ei muutunud, millest saab järeldada, et koosluse uus kaalutud keskmine kehasuurus on stabiliseerunud.

Magistritöö andmete põhjal saab järeldusi teha siiski vaid maapinnal liikuvate ämblike kohta. Pinnasepüüniste andmetes ei avaldu tegelik koosluses olevad taimestikul jahti pidavate ning võrku kuduvate arvukus proportsionaalselt õigesti ning on kallutatud maapinnal liikuvate ämblike kasuks. Vajalik oleks teha täiendavaid analüüse, kaasates püügimeetodeid, mis kasutavad lisaks maapinnale ka teisi vektoreid. Ämblike levimis ning küttimisstrateegiate analüüsiks võiks järgnevates töödes kaaluda kogutud ämblike rühmadesse jagamist nt perekonna või alamperekonna kaupa, et kaasata rohkem liike, kelle kohta vaatlusandmed puuduvad, kuid suurema taksonoomilise grupi järgi oleks väärtus andmebaasis olemas. Mõningased puudujäägid ämblike leviku ning keskkonna niiskuseelistuse osas on ka sellese magistritöös alles. Paraku puudusid paljudel leitud liikidel individuaalsed vaatlusandmed funktsionaalse tunnuse osas.

Kokkuvõte

Loopealsed on pikaajalise madala intensiivsusega karjatamise tulemusel kujunenud iseloomulikud Lääne-Eesti niidukooslused. Neid iseloomustab õhuke lubjarikas mullakiht, mosaiikne taimestik ning kõrge mikroelupaikade mitmekesisus, mille tõttu on loopealsete liigirikkus erakordselt kõrge.

Magistritöö põhineb projekt „Elu alvaritele" seireandmetel. Projekt hõlmas 35 uurimisala Lääne-Eestis ning Muhu-, Hiiu- ja Saaremaal ning täiendatud seireandmed lõid võimaluse hinnata nii taastamistegevuste kui ka 2018. aasta ekstreemse põua mõju loopealsete ämblikukooslustele. Põua mõju eristamiseks taastamise mõjust kaasati analüüsi taastamata referentsalad.

Tulemused näitasid, et kooslused olid 2018 aasta põuast oluliselt mõjutatud, kuid võimelised sellest taastuma. Taastamiseelse (2015) ning kahe taastamisjärgse (2019 ja 2022) aasta andmete analüüsist selgus, et ämblikukoosluste liigirikkuse, aktiivsustiheduse ja arvukuse taastamisjärgne langus olid tingitud pigem ekstreemsetest põuatingimustest, mitte taastamistegevustega seotud häiringutest. Shannoni indeksi väärtuste langus kõigil aladel 2019. aastal kinnitas põua ulatuslikku mõju kogu uurimispiirkonnale. Taastatud aladel kulges põuast taastumine kiiremini kui taastamata jäänud, referentsalad. Noorjärkude arvukuse märkimisväärne tõus 2022. aastaks annab alust oodata koosluste edasist taastumist ning suguküpsete ämblike arvukuse tõusu. Liigilise koosseisu analüüsis näitas, et taastamiseelsel perioodil olid vaatlusala tüübid üksteisest statistiliselt oluliselt erinevad, kuid taastamise järgselt hakkasid kooslused üksteisele rohkem sarnanema. 2022. aastaks puudusid statistiliselt olulised erinevused avatud alade, kadastike ja metsastunud alade liigilises koosseisus, liikide arvus, suguküpsete ämblike arvukuses ning aktiivsustiheduses.

Projekti seire käigus koguti loopealsetelt kokku 14712 ämblikku 192st liigist. 2022 aasta pinnaseproovidest leiti Eestile uus ämblikuliik *Euryopis laeta*.

Lisaks liigilisele koosseisu ja arvukuse muutustele uuriti töös ka ämblike funktsionaalseid tunnuseid ning nende põuast ning taastamistegevustest tingitud muutusi. Funktsionaalsete tunnuste analüüs näitas, et kooslustes domineerisid maapinnal jahti pidavad ning hea levimisvõimekusega ämblikud. Taastamistegevuste järel suurenes koosluste keskmine kehasuurus kadastikes ning metsastunud aladel, mis viitab avatud elupaiku eelistavate, aktiivselt küttivate liikide osakaalu kasvule.

Summary

Spider communities of alvar grasslands and their dynamics in the context of restoration and drought

The aim of this thesis was to examine the changes in spider communities on alvar grasslands in the context of habitat restoration and climatic disturbance. The research included 35 study sites in western Estonia and on the islands of Muhu, Hiiumaa and Saaremaa as part of the Life to Alvars restoration project. Unrestored reference sites were included in the analysis to disentangle the effects of drought from those of restoration.

The results showed that communities were significantly affected by the 2018 drought but could recover from it. Analysis of data from the pre-restoration year (2015) and two post-restoration years (2019 and 2022) revealed that the observed decline in species richness, activity density, and abundance was driven primarily by extreme drought conditions rather than by disturbances associated with restoration activities. The decline in Shannon index values across all sites in 2019 confirmed the extensive impact of the drought throughout the study area. Recovery from the drought proceeded more rapidly on restored sites than on unrestored reference sites. The increase in juvenile abundance by 2022 provides grounds to expect continued community recovery and a rise in adult spider abundance Analysis of species composition further showed that site types differed significantly from one another prior to restoration but became increasingly similar following restoration. By 2022, no statistically significant differences were detected in species composition, species richness, adult spider abundance, or activity density between restored open areas, overgrown sites, and afforested sites.

Over the course of project monitoring, a total of 14,712 spiders representing 192 species were collected from the alvars. Among the 2022 samples, one species new to Estonia was recorded: *Euryopis laeta*.

In addition to changes in species composition and abundance, the study also examined the functional traits of spiders and how these were affected by drought and restoration activities. Functional trait analysis showed that ground-hunting spiders and species with high dispersal capacity dominated the communities. Following restoration, the mean body size of communities increased in alvar woodlands and forested sites, suggesting a growing proportion of actively hunting species associated with open habitats.

Tänuavaldused

Soovin tänada oma juhendajaid Aveliina Helmi ja Elisabeth Pranglit, kelle tugi ja suunamine olid töö valmimisel väga abiks. Samuti tänan oma õdesid Elot ja Elinat, kes olid mulle kogu protsessi vältel toeks nii nõu kui jõuga.

Magistritöö tugineb mahukale välitööandmestikule ning tahan südamest tänada kõiki, kes andmete kogumisse ja töötlemisse oma panuse andsid.

Kasutatud kirjandus

Alba, C., Lucky, A., Fahey, C., Somarriba, G., Dunbar, M., Inman, W., Flory, S. L., & Angelini, C. (2025). Plant invasion overrides drought in suppressing arthropod abundance and richness. *Oikos*, (e11920). https://doi.org/10.1002/oik.11920

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). *Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4* [Data set]. https://doi.org/doi:10.18637/jss.v067.i01

Birkhofer, K., Gossner, M. M., Diekötter, T., Drees, C., Ferlian, O., Maraun, M., Scheu, S., Weisser, W. W., Wolters, V., Wurst, S., Zaitsev, A. S., & Smith, H. G. (2017). Land-use type and intensity differentially filter traits in above- and below-ground arthropod communities. *Journal of Animal Ecology*, *86*(3), 511–520. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12641

Blondel, J. (2003). Guilds or functional groups: Does it matter? *Oikos*, *100*(2), 223–231. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12152.x

Buras, A., Rammig, A., & Zang, C. S. (2020). Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences*, *17*(6), 1655–1672. https://doi.org/10.5194/bg-17-1655-2020

Cardoso, P., & Pekár, S. (2022). arakno—An R package for effective spider nomenclature, distribution and trait data retrieval from online resources. *The Journal of Arachnology*, *50*(1), 30–32. https://doi.org/10.1636/JoA-S-21-024

Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R., & Coddington, J. A. (2011). Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders. *PLOS ONE*, *6*(6), e21710. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710

Carroll, C. J. W., Slette, I. J., Griffin-Nolan, R. J., Baur, L. E., Hoffman, A. M., Denton, E. M., Gray, J. E., Post, A. K., Johnston, M. K., Yu, Q., Collins, S. L., Luo, Y., Smith, M. D., & Knapp, A. K. (2021). Is a drought a drought in grasslands? Productivity

responses to different types of drought. *Oecologia*, *197*(4), 1017–1026. https://doi.org/10.1007/s00442-020-04793-8

Catling, P. M. (2014). Impact of the 2012 drought on woody vegetation invading alvar grasslands in the Burnt Lands Alvar, eastern Ontario. *The Canadian Field-Naturalist*, *128*(3), Article 3. https://doi.org/10.22621/cfn.v128i3.1602

de Bello, F., Carmona, C. P., Dias, A. T. C., Götzenberger, L., Moretti, M., & Berg, M. P. (Eds). (2021). Community Metrics. In *Handbook of Trait-Based Ecology: From Theory to R Tools* (pp. 75–104). Cambridge University Press. Cambridge Core. https://doi.org/10.1017/9781108628426.006

Farkas, K. R., Brown, Z. A., King, J. L., Nicotra, A. B., Head, M. L., & Arnold, P. A. (2026). Combined heat and drought affect the abundance, composition and diversity of subalpine surface-active soil arthropod communities. *Ecological Entomology*, *51*(1), 98–112. https://doi.org/10.1111/een.70015

Ferrante, M., Liebke, D. F., Hass, A. L., Wollenweber, M., Zembold, K., Arimond, I., Schüler, S., & Westphal, C. (2025). Landscape diversity can promote functional diversity of spider assemblages while habitat characteristics filter for specific traits. *Functional Ecology*, *39*(11), 3152–3163. https://doi.org/10.1111/1365-2435.70150

Fu, Z., Ciais, P., Bastos, A., Stoy, P. C., Yang, H., Green, J. K., Wang, B., Yu, K., Huang, Y., Knohl, A., Šigut, L., Gharun, M., Cuntz, M., Arriga, N., Roland, M., Peichl, M., Migliavacca, M., Cremonese, E., Varlagin, A., … Koebsch, F. (2020). Sensitivity of gross primary productivity to climatic drivers during the summer drought of 2018 in Europe. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *375*(1810), 20190747. https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0747

Gazol, A., Tamme, R., Takkis, K., Kasari, L., Saar, L., Helm, A., & Pärtel, M. (2012). Landscape- and small-scale determinants of grassland species diversity: Direct and

indirect influences. *Ecography*, *35*(10), 944–951. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07627.x

Gerlach, J., Samways, M., & Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: An overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, *17*. https://doi.org/10.1007/s10841-013-9565-9

Haddad, C. R., Foord, S. H., & Whitehead, L. (2021). Tussock Circumference, Land Use Type and Drought Variably Influence Spider Assemblages Associated with Hyparrhenia hirta Grass Tussocks. *African Entomology*, *29*(1), 150–164. https://doi.org/10.4001/003.029.0150

Helm, A. (2019). *Eesti pärandkooslused: Loopealsed ja kadastikud: Ülevaade elurikkusest ja väärtustest ning juhend hooldamiseks ja taastamiseks*. Nordic Botanical OÜ.

Helm, A., Prangel, E., Ingerpuu, N., Ivask, M., Jüriado, I., Karise, R., Kasari, L., Keerberg, L., Kupper, T., Marja, R., Meriste, M., Oja, E., Soon, V., Tarlap, P., Tiitsaar, A., & Reitalu, T. (2021). *Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs. Keskkonnainvesteeringute Keskuse looduskaitseprogrammi projekti 'Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs (01.01.2019-30.05.2021)' lõpparuanne.* Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste instituut.

Herrmann, S. K., & Roberts, J. A. (2017). Dehydration resistance and tolerance in the brush-legged wolf spider (Schizocosa ocreata): A comparison of survivorship, critical body water content, and water-loss rates between sexes. *Canadian Journal of Zoology*, *95*(6), 417–423. https://doi.org/10.1139/cjz-2016-0133

Ingerpuu, N., & Kupper, T. (2007). Response of calcareous grassland vegetation to mowing and fluctuating weather conditions. *Journal of Vegetation Science*, *18*(1), 141–146. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02524.x

IPCC. (2023). *IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.* (pp. 35–115). https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647

Kasari, L., Gazol, A., Kalwij, J. M., & Helm, A. (2013). *Low shrub cover in alvar grasslands increases small-scale diversity by promoting the occurrence of generalist species*.

Kuusk, A.-K., & Ekbom, B. (2010). Lycosid spiders and alternative food: Feeding behavior and implications for biological control. *Biological Control*, *55*(1), 20–26. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.06.009

Laasimer, L. (1975). *Eesti lood ja loometsad, nende kaitse, in: Renno, O. (Ed.), Eesti looduharulduste kaitseks*. Valgus.

Lafage, D., Djoudi, E. A., Perrin, G., Gallet, S., & Pétillon, J. (2019). Responses of ground-dwelling spider assemblages to changes in vegetation from wet oligotrophic habitats of Western France. *Arthropod-Plant Interactions*, *13*(4), 653–662. https://doi.org/10.1007/s11829-019-09685-0

Lenth, R. (2023). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means.* (Version R package version 1.8.5,) [Data set]. https://CRAN.R-project.org/package=emmeans.

LIFE Connecting Meadows. (2025). *Life Connecting Meadows—Life + Nature Project. Restoring and Connecting Semi-Natural Meadow Habitats on Muhu Island* (LIFE Connecting Meadows Nos LIFE19-NAT_EE_001006). https://pk.emu.ee/life-connecting-meadows-life-nature-projekt

Liu, S., Chen, J., Gan, W., Schaefer, D., Gan, J., & Yang, X. (2015). Spider foraging strategy affects trophic cascades under natural and drought conditions. *Scientific Reports*, *5*(1), 12396. https://doi.org/10.1038/srep12396

Locket, G. H., & Millidge, A. F. (1951). *British spiders. Vol. I*. Ray Society, London.

Locket, G. H., & Millidge, A. F. (1953). *British spiders. Vol. II*. Ray Society, London.

Locket, G. H., Millidge, A. F., & Merrett, P. (1974). *British Spiders, Volume III*. Ray Society, London.

Ludwig, L., Barbour, M. A., Guevara, J., Avilés, L., & González, A. L. (2018). Caught in the web: Spider web architecture affects prey specialization and spider–prey stoichiometric relationships. *Ecology and Evolution*, *8*(13), 6449–6462. https://doi.org/10.1002/ece3.4028

Mattson, W. J. M., & Haack, R. A. A. (1987). The Role of Drought in Outbreaks of Plant-eating Insects. *BioScience 37(2):110-118*, *37*, 110–118.

Nentwig, W., Blick, T., Gloor, D., Hänggi, A., & Kropf, C. (2018). *Spiders of Europe* [Version 9.2019]. https://doi.org/10.24436/1

Nsengimana, V., A. Kaplin, B., Francis, F., & Nsabimana, D. (2018). Use of soil and litter arthropods as biological indicators of soil quality in forest plantations and agricultural lands: A Review. *Entomologie faunistique - Faunistic Entomology*. https://doi.org/10.25518/2030-6318.4042

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., … Weedon, J. (2001). *vegan: Community Ecology Package* (p. 2.7-3) [Data set]. https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan

Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M., & Rosén, E. (1999). Alvar grasslands in Estonia: Variation in species composition and community structure. *Journal of Vegetation Science*, *10*(4), 561–570. https://doi.org/10.2307/3237190

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

Posit team. (2026). *RStudio: Integrated Development Environment for R* [Computer software]. Posit Software, PBC. http://www.posit.co/

Prangel, E., Kasari-Toussaint, L., Neuenkamp, L., Noreika, N., Karise, R., Marja, R., Ingerpuu, N., Kupper, T., Keerberg, L., Oja, E., Meriste, M., Tiitsaar, A., Ivask, M., & Helm, A. (2023). Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands lead to biodiversity loss and a decline in ecosystem services and functions. *Journal of Applied Ecology*, *60*(5), 825–836. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14375

Restoration of Estonian alvar grasslands. (2025). European Commission. https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE13-NAT-EE-000082/restoration-of-estonian-alvar-grasslands

Roberts, M. (2016). *Spiders of Britain & Europe (Collins Field Guide)*. Harpercollins Pub Ltd.

Rosén, E., & van der Maarel, E. (2000). Restoration of Alvar Vegetation on Öland, Sweden. *Applied Vegetation Science*, *3*(1), 65–72. https://doi.org/10.2307/1478919

Samu, F., Elek, Z., Kovács, B., Fülöp, D., Botos, E., Schmera, D., Aszalós, R., Bidló, A., Németh, C., Sass, V., Tinya, F., & Ódor, P. (2021). Resilience of spider communities affected by a range of silvicultural treatments in a temperate deciduous forest stand. *Scientific Reports*, *11*(1), 20520. https://doi.org/10.1038/s41598-021-99884-8

Schmitz, O. J. (2009). Effects of predator functional diversity on grassland ecosystem function. *Ecology*, *90*(9), 2339–2345. https://doi.org/10.1890/08-1919.1

Sconiers, W. B., & Eubanks, M. D. (2017). Not all droughts are created equal? The effects of stress severity on insect herbivore abundance. *Arthropod-Plant Interactions*, *11*(1), 45–60. https://doi.org/10.1007/s11829-016-9464-6

Smith DiCarlo, L. A., & DeBano, S. J. (2019). Spider community responses to grassland restoration: Balancing trade-offs between abundance and diversity. *Restoration Ecology*, *27*(1), 210–219. https://doi.org/10.1111/rec.12832

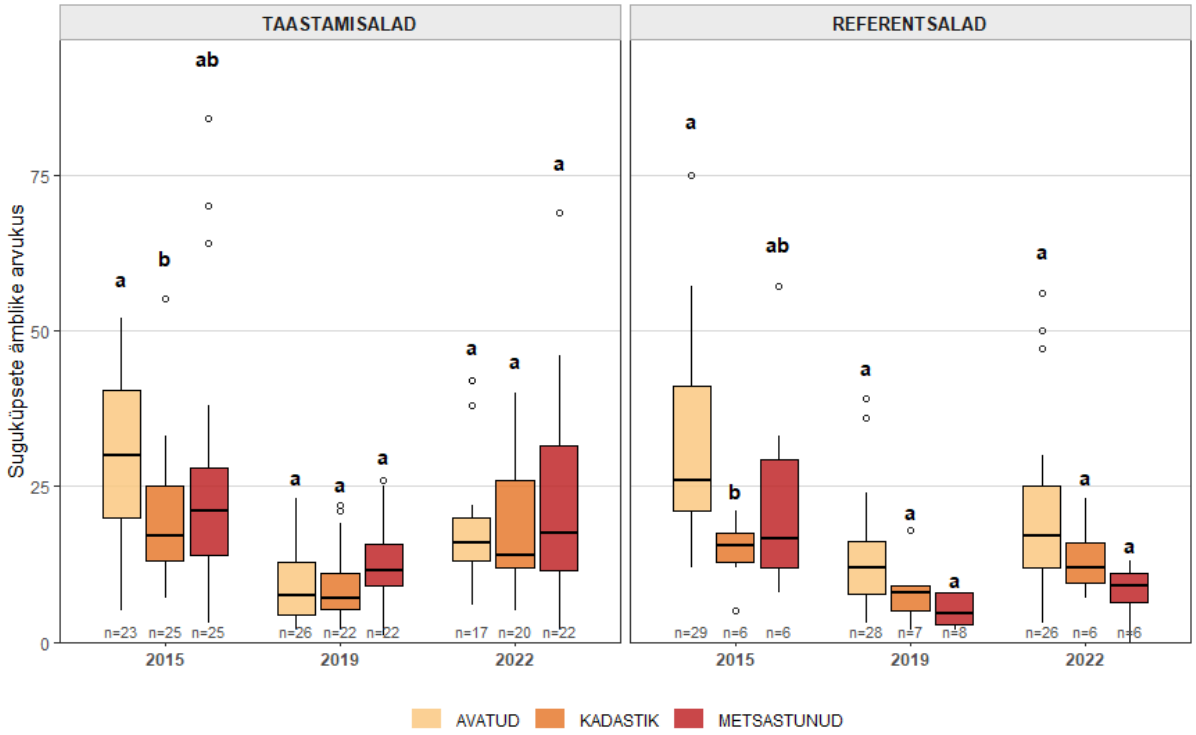
Stäubli, A. (2024). *Interactive key to linyphiid species. Online in Nentwig W et al. Spiders of Europe*. http://www.araneae.nmbe.ch

Suter, R. (1999). An aerial lottery: The physics of ballooning in a chaotic atmosphere. *J. Arachnol*, *27*.

Wilhite, D., & Glantz, M. (1985). Understanding: The Drought Phenomenon: The Role of Definitions. *Water International - WATER INT*, *10*, 111–120. https://doi.org/10.1080/02508068508686328

World Spider Catalog. (2026). World Spider Catalog. Version 27. https://doi.org/10.24436/2

Lisad

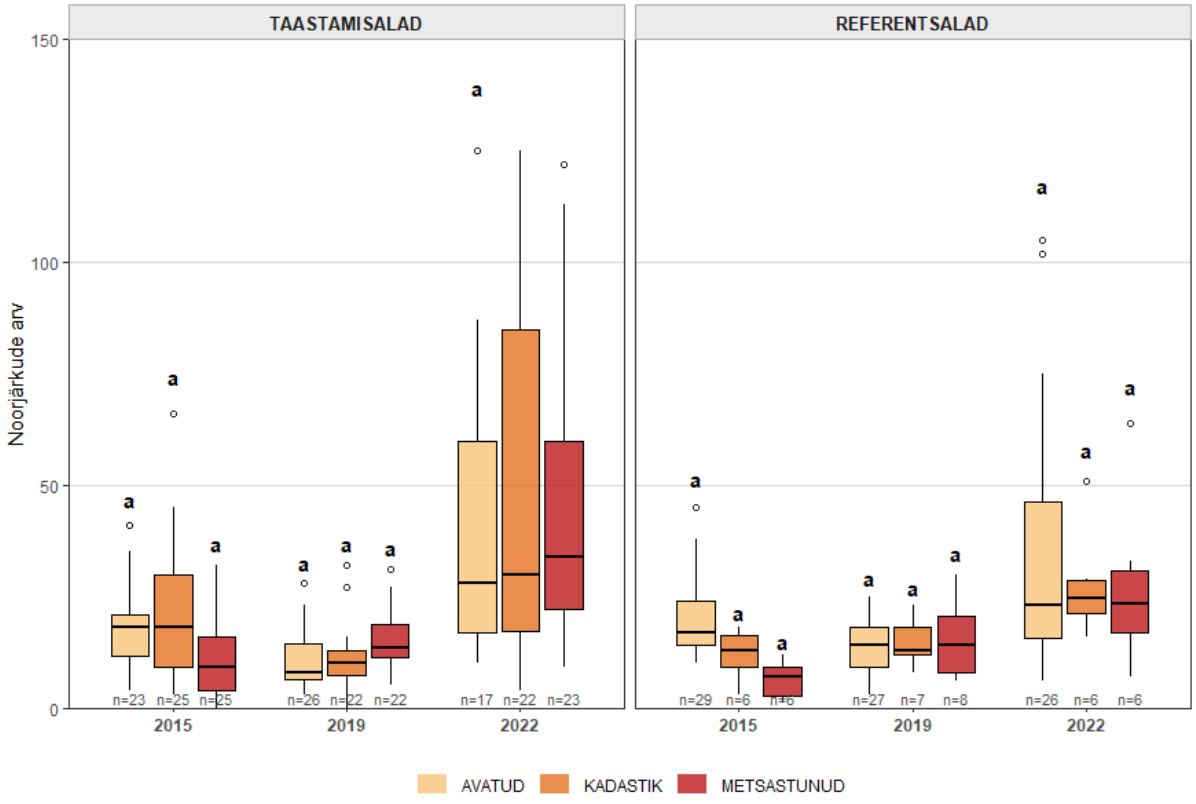


Lisa 1. Suguküpsete maapinnaämblike arvukus loopealsetel enne (2015. a) ning pärast taastamist (2019. ja 2022. a). Mediaani tähistab rõhtjoon, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Referentsalad on joonisel eraldi välja toodud. Statistiliselt oluliste erinevuste tugevused on välja toodud lisas 2.

Lisa 2. Paaridevahelised võrdlused, kus võrreldakse suguküpsete maapinnaämblike arvukust aastatel 2015, 2019 ja 2022 kolme vaatlusala tüübi vahel. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

Võrreldavad vaatlusalad	aasta	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
AVATUD - KADASTIK		**3.47**	**192.85**	**2.95**	**0.011***
AVATUD - METSASTUNUD	2015	3.47	192.86	1.19	0.235
KADASTIK - METSASTUNUD		3.40	192.78	-1.80	0.110
AVATUD - KADASTIK		3.48	192.85	-0.10	0.923
AVATUD - METSASTUNUD	2019	3.48	192.87	-1.07	0.525
KADASTIK - METSASTUNUD		3.63	192.95	-0.94	0.525
AVATUD - KADASTIK		3.97	192.99	0.26	0.794
AVATUD - METSASTUNUD	2022	3.89	193.00	-0.84	0.600
KADASTIK - METSASTUNUD		3.72	192.99	-1.16	0.600
REFERENTSALAD					
AVATUD - KADASTIK		**5.15**	**109.61**	**3.39**	**0.003****
AVATUD - METSASTUNUD	2015	5.13	110.57	1.67	0.147
KADASTIK - METSASTUNUD		6.61	110.55	-1.35	0.181
AVATUD - KADASTIK	2019	4.89	106.16	1.11	0.405

AVATUD - METSASTUNUD		4.65	104.46	1.89	0.184
KADASTIK - METSASTUNUD		6.01	104.53	0.56	0.576
AVATUD - KADASTIK		5.18	110.30	1.36	0.266
AVATUD - METSASTUNUD	2022	5.17	110.73	2.17	0.097
KADASTIK - METSASTUNUD		6.60	110.64	0.63	0.529

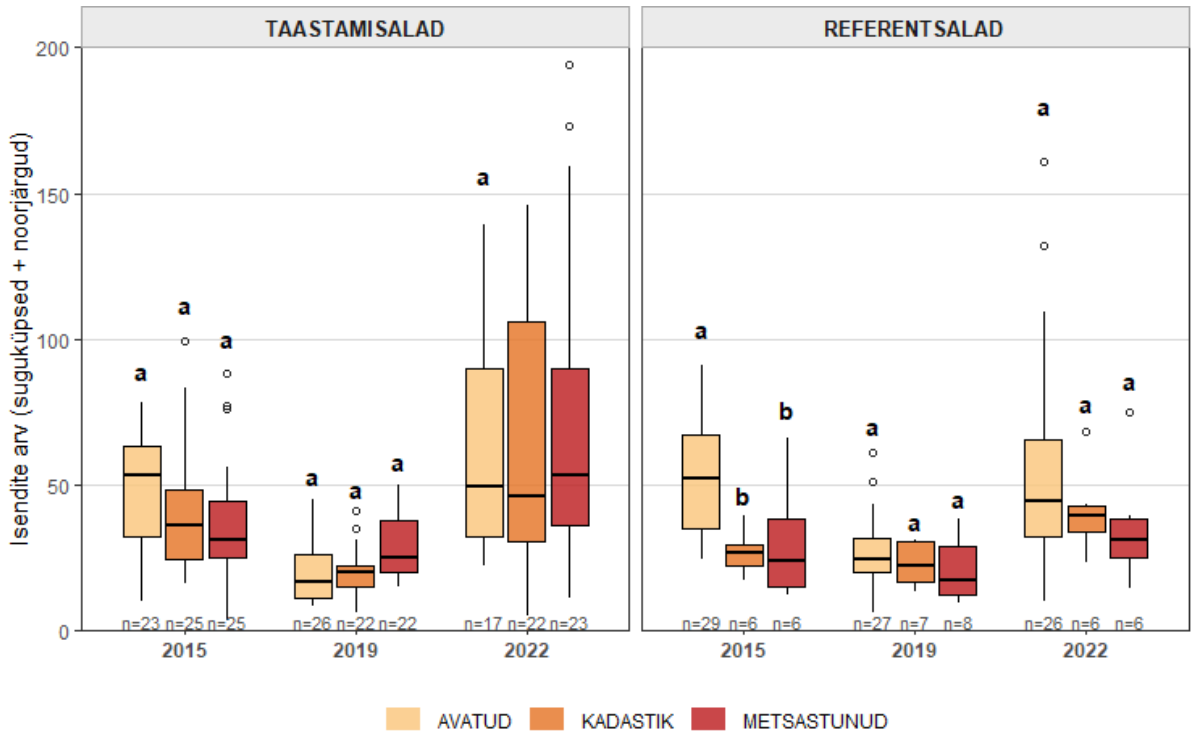


Lisa 3. Noorjärkude arvukus loopealsetel enne (2015. a) ning pärast taastamist (2019. ja 2022. a). Mediaani tähistab rõhtjoon, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Referentsalad on joonisel eraldi välja toodud. Statistiliselt oluliste erinevuste tugevused on välja toodud lisas 4.

Lisa 4. Paaridevahelised võrdlused, kus võrreldakse maapinnaämblike noorjärkude arvukust aastatel 2015, 2019 ja 2022 kolme vaatlusala tüübi vahel. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

Võrreldavad vaatlusalad	aasta	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
AVATUD - KADASTIK		7.65	193.31	-0.29	0.771
AVATUD - METSASTUNUD	2015	7.65	193.50	1.06	0.436
KADASTIK - METSASTUNUD		7.50	192.84	1.38	0.436
AVATUD - KADASTIK		7.67	193.53	0.20	0.839
AVATUD - METSASTUNUD	2019	7.67	193.77	-0.46	0.839
KADASTIK - METSASTUNUD		7.95	195.18	-0.64	0.839

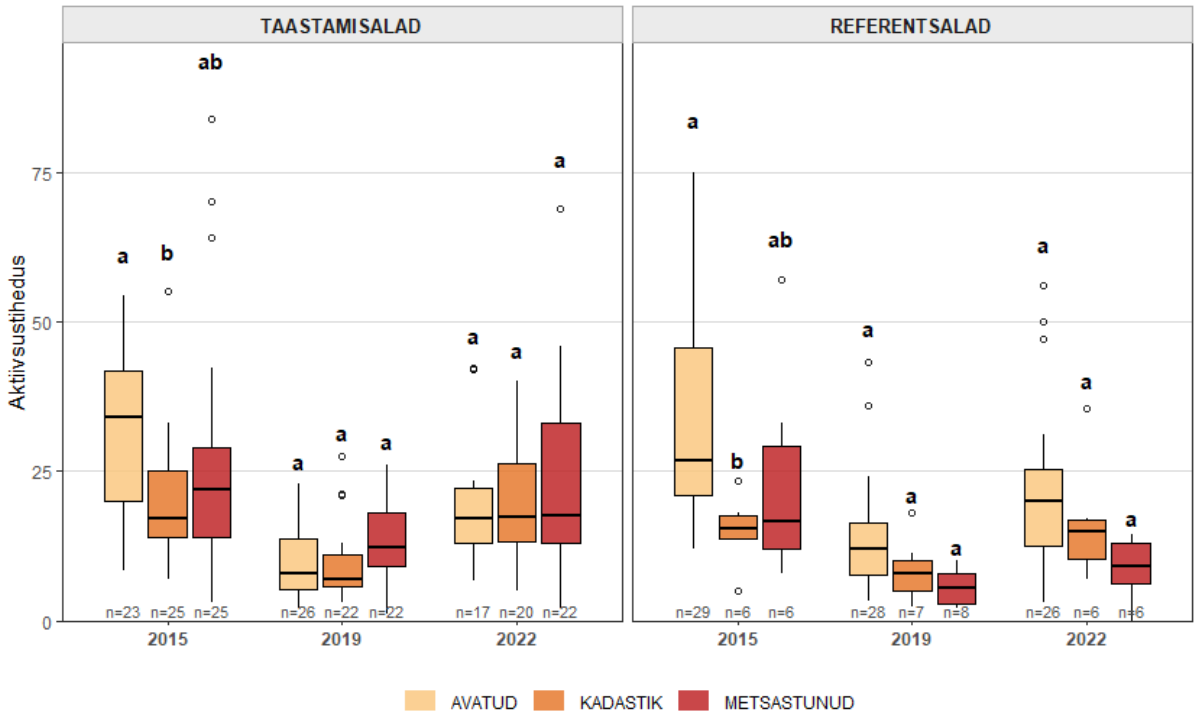
AVATUD - KADASTIK		8.48	195.92	-1.23	0.551
AVATUD - METSASTUNUD	2022	8.40	195.86	-0.68	0.551
KADASTIK - METSASTUNUD		7.86	194.96	0.60	0.551
REFERENTSALAD					
AVATUD - KADASTIK		6.83	111.98	1.25	0.321
AVATUD - METSASTUNUD	2015	6.83	111.98	2.07	0.122
KADASTIK - METSASTUNUD		8.79	111.97	0.64	0.525
AVATUD - KADASTIK		6.45	111.96	-0.19	0.958
AVATUD - METSASTUNUD	2019	6.11	111.93	-0.26	0.958
KADASTIK - METSASTUNUD		7.86	111.91	-0.05	0.958
AVATUD - KADASTIK		6.88	111.93	0.93	0.534
AVATUD - METSASTUNUD	2022	6.88	111.93	0.93	0.534
KADASTIK - METSASTUNUD		8.75	111.89	0.00	1.000



Lisa 5. Suguküpsete maapinnaämblike ja noorjärkude liidetud arvukus loopealsetel enne (2015. a) ning pärast taastamist (2019. ja 2022. a). Mediaani tähistab rõhtjoon, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Referentsalad on joonisel eraldi välja toodud. Statistiliselt oluliste erinevuste tugevused on välja toodud lisas 6.

Lisa 6. Paaridevahelised võrdlused, kus võrreldakse maapinnaämblike suguküpsete isendite ja noorjärkude koguarvukust aastatel 2015, 2019 ja 2022 kolme vaatlusala tüübi vahel. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega (* $p<0.05$, ** $p<0.01$, *** $p<0.001$).

Võrreldavad vaatlusalad	aasta	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
AVATUD - KADASTIK		9.45	196.00	0.76	0.674
AVATUD - METSASTUNUD	2015	9.45	196.00	1.15	0.674
KADASTIK - METSASTUNUD		9.25	196.00	0.40	0.691
AVATUD - KADASTIK		9.48	196.00	0.01	0.993
AVATUD - METSASTUNUD	2019	9.48	196.00	-0.90	0.578
KADASTIK - METSASTUNUD		9.87	196.00	-0.87	0.578
AVATUD - KADASTIK		10.59	196.00	-0.76	0.671
AVATUD - METSASTUNUD	2022	10.49	196.00	-0.94	0.671
KADASTIK - METSASTUNUD		9.77	196.00	-0.18	0.855
REFERENTSALAD					
AVATUD - KADASTIK		**9.94**	**110.70**	**2.59**	**0.033***
AVATUD - METSASTUNUD	**2015**	**9.94**	**110.80**	**2.22**	**0.043***
KADASTIK - METSASTUNUD		12.80	110.52	-0.29	0.775
AVATUD - KADASTIK		9.41	109.60	0.44	0.828
AVATUD - METSASTUNUD	2019	8.94	108.07	0.75	0.828
KADASTIK - METSASTUNUD		11.50	107.44	0.22	0.828
AVATUD - KADASTIK		10.06	107.82	1.41	0.240
AVATUD - METSASTUNUD	2022	10.06	107.82	1.93	0.169
KADASTIK - METSASTUNUD		12.83	106.02	0.40	0.688



Lisa 7. Maapinnaämblike täiskasvanud isendite aktiivsustihedus loopealsetel enne (2015. a) ning pärast taastamist (2019. ja 2022. a). Mediaani tähistab rõhtjoon, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja

maksimumväärtusi. Referentsalad on joonisel eraldi välja toodud. Statistiliselt oluliste erinevuste tugevused on välja toodud lisas 8.

Lisa 8. Paaridevahelised võrdlused, kus võrreldakse maapinnaämblike aktiivsustihedust aastatel 2015, 2019 ja 2022 kolme vaatlusala tüübi vahel. P-väärtused on korrigeeritud mitme võrdluse suhtes Benjamini-Hochbergi meetodil. Statistiliselt olulised erinevused on tähistatud tärnidega (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

Võrreldavad vaatlusalad	aasta	standardviga	vabadusastmed	t-statistik	P
TAASTAMISALAD					
AVATUD - KADASTIK		**3.50**	**192.84**	**3.47**	**0.002****
AVATUD - METSASTUNUD	**2015**	3.50	192.85	1.66	0.098
KADASTIK - METSASTUNUD		3.42	192.77	-1.84	0.098
AVATUD - KADASTIK		3.51	192.85	-0.12	0.906
AVATUD - METSASTUNUD	2019	3.51	192.86	-1.08	0.539
KADASTIK - METSASTUNUD		3.65	192.95	-0.92	0.539
AVATUD - KADASTIK		4.00	192.99	0.26	0.798
AVATUD - METSASTUNUD	2022	3.91	193.00	-0.67	0.757
KADASTIK - METSASTUNUD		3.74	192.99	-0.97	0.757
REFERENTSALAD					
AVATUD - KADASTIK		**5.30**	**109.98**	**3.23**	**0.005****
AVATUD - METSASTUNUD	**2015**	5.29	110.88	1.75	0.126
KADASTIK - METSASTUNUD		6.81	110.84	-1.16	0.249
AVATUD - KADASTIK		5.03	106.80	1.01	0.471
AVATUD - METSASTUNUD	2019	4.78	105.29	1.81	0.220
KADASTIK - METSASTUNUD		6.18	105.30	0.58	0.565
AVATUD - KADASTIK		5.33	110.66	0.98	0.355
AVATUD - METSASTUNUD	2022	5.33	111.06	2.17	0.097
KADASTIK - METSASTUNUD		6.79	110.97	0.93	0.355

Lisa 9. Taastamisalade liiginimekiri

Sugukond	Liik	2015-Avatud	2015-Kadastik	2015-Metsastunud	2019-Avatud	2019-Kadastik	2019-Metsastunud	2022-Avatud	2022-Kadastik	2022-Metsastunud	Kokku
Agelenidae	*Agelena labyrinthica*	6			1	4	6	3	2	1	23
	Textrix denticulata								1		1
Araneidae	*Araneus angulatus*			1							1
Clubionidae	*Clubiona comta*		1								1
	Clubiona diversa	1							1	1	3
	Clubiona lutescens		1	1							2
	Clubiona neglecta		1						1	2	4
Dictynidae	*Argenna subnigra*	2						3	3	3	11
Gnaphosidae	*Drassodes cupreus*	18	1	3	8	7	5	4	10	9	65
	Drassodes pubescens	67	15	3	14	6	9	11	13	7	145
	Drassyllus lutetianus	12	6	1	8	7	5	2	5		46
	Drassyllus praeficus	49	11	2	6	5	8	25	21	27	154
	Drassyllus pusillus	29	4					6	1	1	41
	Gnaphosa leporina	5	3		8	1		7	3		27
	Gnaphosa lugubris				2	1		7			10
	Haplodrassus signifer	4						4	2	2	12
	Haplodrassus silvestris			1							1
	Haplodrassus soerenseni		2	10							12
	Haplodrassus umbratilis	8	2								10
	Micaria formicaria					3			2		5
	Micaria fulgens	3			1	2	4	1		2	13
	Micaria pulicaria					1	1	2			4
	Phaeocedus braccatus	4	1		1	2	1	1	1	2	13
	Zelotes apricorum		1								1
	Zelotes electus				1	2	1			1	5

Sugukond	Liik	2015-Avatud	2015-Kadastik	2015-Metsastunud	2019-Avatud	2019-Kadastik	2019-Metsastunud	2022-Avatud	2022-Kadastik	2022-Metsastunud	Kokku
	Zelotes latreillei					1	3	5	2	2	13
	Zelotes longipes	1	2								3
	Zelotes petrensis	12	2		13	13	14	13	26	27	120
	Zelotes subterraneus								7	1	8
Hahniidae	*Antistea elegans*									1	1
	Hahnia nava				1				1		2
	Hahnia ononidum		2								2
	Hahnia pusilla	13	21	7				4	1	1	47
Linyphiidae	*Abacoproeces saltuum*		13	9							22
	Agyneta affinis	2		1	4	4			2	3	16
	Agyneta cauta	1	31	32							64
	Agyneta conigera			1							1
	Agyneta mollis						1				1
	Agyneta ramosa		1	9			1				11
	Agyneta rurestris	1		1					1	1	4
	Agyneta saxatilis			2							2
	Agyneta subtilis		7	17					1	1	26
	Araeoncus crassiceps	1	1								2
	Bathyphantes approximatus	1	1								2
	Bathyphantes parvulus			2							2
	Centromerus incilium		1								1
	Ceratinella brevipes			1							1
	Ceratinella brevis	1				1	1				3
	Ceratinella scabrosa			5							5
	Dicymbium nigrum			1							1
	Diplocentria bidentata			2							2
	Dismodicus elevatus		1					1			2

Sugukond	Liik	2015-Avatud	2015-Kadastik	2015-Metsastunud	2019-Avatud	2019-Kadastik	2019-Metsastunud	2022-Avatud	2022-Kadastik	2022-Metsastunud	Kokku
	Erigone atra									1	1
	Erigone dentipalpis						7	3	1	4	15
	Glyphesis cottonae							1			1
	Gonatium rubens				1						1
	Gongylidiellum latebricola	2	1								3
	Gongylidiellum murcidum								2	1	3
	Hypselistes jacksoni		1								1
	Macrargus rufus			3							3
	Maso sundevalli		1	1							2
	Metopobactrus prominulus	2							1	2	5
	Micrargus apertus			1							1
	Micrargus subaequalis	3									3
	Minyriolus pusillus		6	8					1		15
	Mioxena blanda			1						1	2
	Neriene clathrata			3							3
	Neriene montana		1	2							3
	Obscuriphantes obscurus		1								1
	Palliduphantes insignis		1	1					1		3
	Palliduphantes pallidus		1	1				1		2	5
	Pelecopsis parallela								2	1	3
	Pocadicnemis pumila	2	28	31		1				11	73
	Porrhomma oblitum			1							1
	Saaristoa abnormis		1	3							4
	Savignia frontata									1	1

Sugukond	Liik	2015-Avatud	2015-Kadastik	2015-Metsastunud	2019-Avatud	2019-Kadastik	2019-Metsastunud	2022-Avatud	2022-Kadastik	2022-Metsastunud	Kokku
	Silometopus elegans			1							1
	Stemonyphantes lineatus								2		2
	Styloctetor compar	2							1		3
	Tapinocyboides pygmaeus			1							1
	Tenuiphantes cristatus		1				1				2
	Tenuiphantes flavipes		2	9						2	13
	Tenuiphantes tenebricola								2	4	6
	Tenuiphantes tenuis			1			1				2
	Tmeticus affinis	1			1					1	3
	Trichoncus affinis	1									1
	Troxochrus scabriculus		1	1							2
	Walckenaeria acuminata		3	2							5
	Walckenaeria antica	1	7	9							17
	Walckenaeria atrotibialis	1	27	89	1		1	3	4	10	136
	Walckenaeria cucullata	1	1	8							10
	Walckenaeria dysderoides		1	1							2
	Walckenaeria monoceros	1			1						2
	Walckenaeria nudipalpis			1							1
	Walckenaeria unicornis			1							1
	Walckenaeria vigilax		1								1
Liocranidae	*Agroeca brunnea*	2	13	19	1				1	1	37

Sugukond	Liik	2015-Avatud	2015-Kadastik	2015-Metsastunud	2019-Avatud	2019-Kadastik	2019-Metsastunud	2022-Avatud	2022-Kadastik	2022-Metsastunud	Kokku
	Agroeca cuprea	15	30	1	12	2	2	2	9	8	81
	Agroeca lusatica	6	3	1							10
	Agroeca proxima		1	1							2
	Liocranoeca striata	2	11	30						1	44
	Phrurolithus festivus	8	1	3	3	3	3		2	3	26
	Scotina celans	1			2	1			1		5
	Scotina palliardii	26	8	1				3	3	1	42
Lycosidae	*Alopecosa aculeata*				1						1
	Alopecosa cuneata	5						1	1	1	8
	Alopecosa fabrilis					1			1		2
	Alopecosa pulverulenta	27	6	3	10	10	13	8	10	21	108
	Arctosa alpigena				1	1			1		3
	Arctosa figurata	26		1	5	2		3	7	2	46
	Arctosa leopardus								5	1	6
	Arctosa lutetiana	30	36	5	1				4	6	82
	Aulonia albimana								1		1
	Hygrolycosa rubrofasciata				1						1
	Pardosa agrestis	3	1		11	16	1	25	1	3	61
	Pardosa amentata	1									1
	Pardosa bifasciata	28	2		17	7	2	5	13	2	76
	Pardosa fulvipes									3	3
	Pardosa lugubris	15	37	52		3	3		10	8	128
	Pardosa monticola	20				1		19	10	3	53
	Pardosa paludicola						1				1
	Pardosa palustris	5			14	33	36	44	53	73	258
	Pardosa prativaga				5	3	7			6	21
	Pardosa pullata	60	6		25	5	17	57	23	76	269

Sugukond	Liik	2015-Avatud	2015-Kadastik	2015-Metsastunud	2019-Avatud	2019-Kadastik	2019-Metsastunud	2022-Avatud	2022-Kadastik	2022-Metsastunud	Kokku
	Pardosa sphagnicola				1						1
	Pirata piraticus	1									1
	Pirata piscatorius						1				1
	Piratula hygrophila	1		63					1	2	67
	Piratula uliginosa	8	8	69			1			5	91
	Trochosa ruricola				2	3		5	2	5	17
	Trochosa spinipalpis	2		3			1	1		6	13
	Trochosa terricola	7	18	17	5	17	32	4	38	60	198
	Xerolycosa miniata	6									6
	Xerolycosa nemoralis				1	4	17		5	28	55
Miturgidae	*Cheiracanthium erraticum*									1	1
Nesticidae	*Nesticus cellulanus*						1				1
Philodromidae	*Thanatus formicinus*	1			2					1	4
Pisauridae	*Pisaura mirabilis*			2						1	3
Salticidae	*Euophrys frontalis*	23	25	9	1	4	6	3	3	8	82
	Evarcha arcuata		1								1
	Evarcha falcata			1							1
	Heliophanus auratus					1	1				2
	Neon valentulus	8	9	8		1		1	1	4	32
	Pellenes tripunctatus	1									1
	Phlegra fasciata				1		1		1		3
Segestriidae	*Segestria senoculata*								1		1
Tetragnathidae	*Pachygnatha degeeri*		2				4	1	1	4	12
	Pachygnatha listeri			5							5
Theridiidae	*Asagena phalerata*	2					1			1	4
	Crustulina guttata				1						1
	Enoplognatha ovata			1							1

Sugukond	Liik	2015-Avatud	2015-Kadastik	2015-Metsastunud	2019-Avatud	2019-Kadastik	2019-Metsastunud	2022-Avatud	2022-Kadastik	2022-Metsastunud	Kokku
	Enoplognatha thoracica	1				1					2
	Episinus angulatus		2								2
	Euryopis flavomaculata	1	1	7	1	6	2	1	1	4	24
	Lasaeola prona	1									1
	Neottiura bimaculata		1								1
	Robertus arundineti						1				1
	Robertus lividus	2	1	24	1			1			29
	Steatoda albomaculata							1			1
Thomisidae	*Bassaniodes robustus*	3	5		8	3	8	12	22	30	91
	Ozyptila atomaria	2	1		7	2	1	7	5	5	30
	Ozyptila claveata	5	1		1			1	4		12
	Ozyptila praticola		4	7							11
	Ozyptila scabricula	1			1			2		2	6
	Ozyptila trux		2	3							5
	Xysticus audax			1							1
	Xysticus bifasciatus	5						1		2	8
	Xysticus cristatus	1				3	2	3	5	1	15
	Xysticus erraticus	40	4		6	3	3	6	1	1	64
	Xysticus kochi				1			1			2
	Xysticus lineatus	12	8		1	1	1		1	1	25
	Xysticus luctator						1				1
	Xysticus luctuosus	1		1							2
Zoridae	*Zora nemoralis*	1	1	1							3
	Zora silvestris	2	2					1		1	6
	Zora spinimana	3	8	7							18

Lisa 10. Referentsalade liiginimekiri

Sugukond	Liik	2015-Avatud-Ref	2015-Kadastik-Ref	2015-Metsastunud-Ref	2019-Avatud-Ref	2019-Kadastik-Ref	2019-Metsastunud-Ref	2022-Avatud-Ref	2022-Kadastik-Ref	2022-Metsastunud-Ref	Kokku
Agelenidae	*Agelena labyrinthica*	5			9			5	3		22
Clubionidae	*Clubiona diversa*	1									1
	Clubiona lutescens			1							1
	Clubiona neglecta	2									2
Dictynidae	*Argenna subnigra*	1									1
Gnaphosidae	*Drassodes cupreus*	30			17			13			60
	Drassodes pubescens	55	8		12	1		27	8	1	112
	Drassyllus lutetianus	9	1		8	1		5			24
	Drassyllus praeficus	49			11			18	1		79
	Drassyllus pusillus	15	3					5			23
	Gnaphosa leporina	13			1			6	1		21
	Haplodrassus signifer	6	1	1	1		1	2	1		13
	Haplodrassus soerenseni	2	2	2							6
	Haplodrassus umbratilis	3						3			6
	Micaria formicaria	4			2			1			7
	Micaria fulgens	5			7			2	1		15
	Micaria pulicaria							2			2
	Micaria silesiaca							1			1
	Phaeocedus braccatus	6			2			3			11
	Poecilochroa variana				1						1
	Zelotes electus				1						1
	Zelotes latreillei	2				1		4			7
	Zelotes longipes	4		1							5
	Zelotes petrensis	17	1		23	3		29	1		74
Hahniidae	*Hahnia nava*				1			1			2

Sugukond	Liik	2015-Avatud-Ref	2015-Kadastik-Ref	2015-Metsastunud-Ref	2019-Avatud-Ref	2019-Kadastik-Ref	2019-Metsastunud-Ref	2022-Avatud-Ref	2022-Kadastik-Ref	2022-Metsastunud-Ref	Kokku
	Hahnia pusilla	9	1					2			12
Linyphiidae	*Abacoproeces saltuum*		4	1			4				9
	Agyneta affinis	2						1		1	4
	Agyneta cauta	1									1
	Agyneta conigera									1	1
	Agyneta ramosa	1		1							2
	Agyneta rurestris							1			1
	Agyneta subtilis			3							3
	Bathyphantes parvulus	1						4			5
	Centromerus brevipalpus			2							2
	Centromerus incilium	4							1		5
	Ceratinella brevipes							1			1
	Ceratinella brevis	1						3			4
	Ceratinella scabrosa	1									1
	Erigone atra							1			1
	Gongylidiellum latebricola	1									1
	Macrargus rufus		1	2							3
	Maso sundevalli	4			1						5
	Metopobactrus prominulus	2						2			4
	Micrargus subaequalis	5									5
	Minyriolus pusillus	2							3		5
	Neriene clathrata	1									1
	Oedothorax apicatus							1			1
	Oedothorax gibbosus	1									1
	Palliduphantes pallidus							1	1	1	3
	Pocadicnemis pumila	8	2			1		3	4	1	19
	Saaristoa abnormis			1							1

Sugukond	Liik	2015-Avatud-Ref	2015-Kadastik-Ref	2015-Metsastunud-Ref	2019-Avatud-Ref	2019-Kadastik-Ref	2019-Metsastunud-Ref	2022-Avatud-Ref	2022-Kadastik-Ref	2022-Metsastunud-Ref	Kokku
	Styloctetor compar	6									6
	Tapinocyboides pygmaeus							1	1		2
	Tapinopa longidens				1						1
	Tenuiphantes flavipes								3	6	9
	Tenuiphantes tenebricola							2	1		3
	Tenuiphantes tenuis	1			1						2
	Tiso vagans							2			2
	Tmeticus affinis				1						1
	Trichopterna cito							1			1
	Troxochrota scabra	1									1
	Walckenaeria acuminata		2	3	1	1		2			9
	Walckenaeria antica	4							1		5
	Walckenaeria atrotibialis		2	10	1		3	14		6	36
	Walckenaeria cucullata			2			1			1	4
	Walckenaeria furcillata	3	1								4
	Walckenaeria monoceros	1					1	1			3
	Walckenaeria nudipalpis			1							1
	Walckenaeria vigilax	1									1
Liocranidae	*Agroeca brunnea*	6	3	14	1		3	3	2	6	38
	Agroeca cuprea	29	4	1	35	7	1	39	5		121
	Agroeca lusatica	1									1
	Agroeca proxima						1				1
	Liocranoeca striata	3	2	4				4			13
	Phrurolithus festivus	6	1		3	1		16	2		29
	Scotina celans		1		22			1			24
	Scotina palliardii	29	2					24	2		57
Lycosidae	*Alopecosa cuneata*	2						4			6

Sugukond	Liik	2015-Avatud-Ref	2015-Kadastik-Ref	2015-Metsastunud-Ref	2019-Avatud-Ref	2019-Kadastik-Ref	2019-Metsastunud-Ref	2022-Avatud-Ref	2022-Kadastik-Ref	2022-Metsastunud-Ref	Kokku
	Alopecosa fabrilis							1		1	2
	Alopecosa pulverulenta	39		18	16	3	1	18	1	1	97
	Arctosa alpigena	1			1	1		1			4
	Arctosa figurata	29			9			11	2		51
	Arctosa lutetiana	70	7	1	2			14	2		96
	Aulonia albimana	1									1
	Hygrolycosa rubrofasciata	1						2			3
	Pardosa agrestis	2			4			2			8
	Pardosa bifasciata	45	4		41			24			114
	Pardosa fulvipes	1									1
	Pardosa lugubris	16	9	9	11			32		2	79
	Pardosa monticola	7						6	1		14
	Pardosa paludicola	3									3
	Pardosa palustris	7			1			4	2	1	15
	Pardosa prativaga	2			1			2			5
	Pardosa pullata	77			4			17	5	4	107
	Piratula hygrophila		1	24				15		1	41
	Piratula uliginosa	2	2	5	4			14			27
	Trochosa ruricola				1						1
	Trochosa spinipalpis	1		2			1	4			8
	Trochosa terricola	17	2	3	15	5	2	48	3	6	101
	Xerolycosa miniata	5									5
	Xerolycosa nemoralis				3			5	13		21
Miturgidae	*Cheiracanthium virescens*	1									1
Nesticidae	*Nesticus cellulanus*							1			1
Philodromidae	*Thanatus formicinus*	1						1			2
	Tibellus oblongus	1									1

Sugukond	Liik	2015-Avatud-Ref	2015-Kadastik-Ref	2015-Metsastunud-Ref	2019-Avatud-Ref	2019-Kadastik-Ref	2019-Metsastunud-Ref	2022-Avatud-Ref	2022-Kadastik-Ref	2022-Metsastunud-Ref	Kokku
Pisauridae	*Pisaura mirabilis*	5									5
Salticidae	*Euophrys frontalis*	45	1	1	4		1	10	1	1	64
	Evarcha falcata			1							1
	Heliophanus flavipes	1									1
	Neon valentulus	5	1	1	1			3	4	3	18
	Pellenes tripunctatus	1									1
	Phlegra fasciata	1									1
Tetragnathidae	*Pachygnatha degeeri*	3						1			4
	Pachygnatha listeri			3							3
Theridiidae	*Asagena phalerata*	2									2
	Crustulina guttata					1	1	1			3
	Crustulina sticta			1							1
	Enoplognatha thoracica	5									5
	Episinus angulatus	2			1					1	4
	Euryopis flavomaculata	2		7		1	2	3		3	18
	Euryopis laeta							1			1
	Lasaeola tristis	1									1
	Neottiura bimaculata	1									1
	Robertus arundineti				1				1		2
	Robertus lividus	1		1			2	2			6
Thomisidae	*Bassaniodes robustus*	12	3		6	1		13	1	1	37
	Ozyptila atomaria	6			7			10	1		24
	Ozyptila claveata	3			2			3			8
	Ozyptila praticola		1	2							3
	Ozyptila scabricula				1						1
	Ozyptila trux		2	3				1			6

Sugukond	Liik	2015-Avatud-Ref	2015-Kadastik-Ref	2015-Metsastunud-Ref	2019-Avatud-Ref	2019-Kadastik-Ref	2019-Metsastunud-Ref	2022-Avatud-Ref	2022-Kadastik-Ref	2022-Metsastunud-Ref	Kokku
	Xysticus bifasciatus	9									9
	Xysticus cristatus	1						2			3
	Xysticus erraticus	94	1		6			4			105
	Xysticus lineatus	11	3	1	1			1			17
Zoridae	*Zora silvestris*	13	5	2	2			1			23
	Zora spinimana	10	3	7		1	1	1			23

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Anni Petron,

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

   Loopealsete ämblikukooslused ja nende dünaamika taastamise ja põua kontekstis,

   mille juhendajad on Aveliina Helm ja Elisabeth Prangel

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commonsi litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Anni Petron

22.05.2026