

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

Linda Suurmets

**Looduslike seemnesegude kasutamine niidu taimekoosluste
taastamisel**

Bioloogia ja ökoinnovatsiooni eriala
Magistritöö (30 EAP)

Juhendajad: PhD Aveliina Helm

Tartu 2021

Looduslike seemnesegude kasutamine niidu taimekoosluste taastamisel

Inimtegevuste tõttu on viimaste aastakümnete jooksul ulatuslikult hävinenud varasemalt niitudega kaetud alasid, mida nüüd üritatakse taastamisprojektidega ennistada. Killustunud maastikus on üheks taastumist piiravaks teguriks taimeliikide seemnete takistatud levik, mille ületamiseks on katsetatud erinevaid seemnete introductseerimismeetodeid. Käesoleva magistritöö eesmärk on välja selgitada teaduskirjanduse põhjal seemnete lisamise meetodite efektiivsus niitude taastamisel ja seejärel anda ülevaade Eesti kahel loopealsel rakendatud nendest meetoditest kahe (värske niite ja masinkogutud seemnete meetodi) taastamistulemustest. Eesmärgi esimese poole täitmiseks hindasin Web of Science andmebaasist välja filtreeritud seemnete introductseerimismeetodeid rakendanud 47 teadusartiklit, milles esitatud tulemuste alusel hindasin niitude taastamisedukusi viies kategoorias: kõrge, mõõdukas, madal, negatiivne, puudub. Eesmärgi teise poole tagamiseks analüüsisin projekti Elu alvaritele raames taastatud ja Eestis esmakordselt läbiviidud seemnekülvi tulemuslikkust taimede liigirikkuste, katvuste ja arvukuste osas Undva ja Kurese loopealsetel kolmel erineval aastal (2017. a, 2018. a ja 2020. a). Leidsin, et teaduskirjanduse alusel olid sagedasemateks seemnete introductseerimismeetoditeks värske niite ja masinkogutud seemnete meetodid. Edukaimaks neist kahest oli värske niite laotamine, samas Eesti loopealsetel läbi viidud katse nii tugevalt seda ei indikeerinud. Peale selle, katsest selgus, et olenemata töötlustest oli pärast alade avatuks muutmist nii liigirikkustes, katvustes kui ka juurde tulnud liikide osas tõusutrendid. Seega, on Eesti alvaritel tugev iseenesliku taastumise potentsiaal pärast kinnikasvanud niitude avatuks muutmist ja majandamispraktikate taasaluustamist. Kokkuvõtvalt võib öelda, et enne taastamispraktika rakendamist on oluline vastavalt taastatava ala seisundile hinnata seemnete introductseerimismeetodite rakendamise vajalikkust. Lisaks, vajaduse esinemise korral teha alal vastavaid ettevalmistusi ja valida parima tulemuslikkuse tagav meetod.

Märksõnad: aktiivne ökoloogiline taastamine, niidu taimekooslused, niitude taastamine, niidud, värske niite meetod, masinkogutud seemnete meetod, seemnekülv, seemnete introductseerimismeetodid, looduskaitse, taastamise tulemuslikkus

CERCS: Taimeökoloogia (B270)

The practice of using natural seed mixtures in the restoration of grassland plant communities

In recent decades due to human activities, large areas previously covered with grasslands have been extensively converted into other land types, which now opts for rapid restoration measures and projects. In a fragmented landscape one of the limiting factors for restoration is inhibited seed dispersal, which could be overcome by various seed introduction methods. The aim of this master's thesis is to find out the effectiveness of seed addition methods in restoring grasslands on the basis of scientific literature and secondly, to give an overview of the restoration project carried out on Estonia's two calcareous grasslands with green hay transfer and brush harvesting. The first part of set aim is met by analysing 47 scientific papers from the Web of Science database, from where I filtered out articles covering seed introduction methods for grassland restorations. Based on the articles I categorized the success of restoration into five units: high, moderate, low, negative and absent. The second part of my aim is completed by analysing the results of first ever seed sowing experiment on Estonia's grasslands implemented on the basis of project Life to Alvars. Experiment included evaluation of plant species richness, cover and abundance in three different years (2017, 2018 and 2020) on Undva and Kurese areas. According to my findings from scientific literature, the most commonly used plants' seed introduction methods are green hay transfer and brush harvested seed sowing. The most successful of the two is the spreading of fresh hay, whereas the experiment carried out on Estonian alvar grasslands didn't indicate this aspect strongly. In addition, the experiment showed that regardless of the treatment, there were positive trends in plant species richness, cover and abundance after the sites were cleared from trees and bushes. Thus, Estonian alvar grasslands have a strong potential for spontaneous restoration after clearing the area from woody vegetation and initiating management. In conclusion, before the usage of seed introduction methods it is important to assess accordingly to the conditions of the area the necessity of these restoration practices. What is more, if needed, one should make appropriate preparations and choose the method ensuring highest effectiveness.

Key words: active ecological restoration, grassland plant communities, restoration of grasslands, grasslands, green hay transfer, spreading of fresh hay, brush harvested seeds, seed sowing, seed introduction methods, conservation, effectiveness of restoration

CERCS: Plant ecology (B270)

Sisukord

Sissejuhatus.....	6
1. Ülevaade niitudest.....	8
1.1. Niitude taastamise olulisusest	8
1.2. Niitude teke Euroopas	11
1.3. Eesti niitude seisukord	12
2. Seemnete introductseerimine.....	16
2.1. Seemnete introductseerimise olulisus	16
2.2. Erinevate seemnete kogumismeetodite tutvustus.....	18
2.3. Seemnete introductseerimisedukust mõjutavad tegurid.....	20
2.4. Masinkogutud seemnete ja värske niite meetodite võrdlus.....	23
3. Teaduskirjanduse analüüs	26
3.1. Materjal ja metoodika.....	26
3.2. Teaduskirjanduse analüüsi tulemused	28
3.2.1. Teaduskirjanduse analüüsi tulemused degradeerunud niitude alusel.....	29
3.2.2. Teaduskirjanduse analüüsi tulemused endiste põllumaade alusel	34
3.2.3. Teaduskirjanduse analüüsi tulemused endiste tööstusalade alusel	39
4. Seemnekülvi katse	42
4.1. Materjal ja metoodika.....	42
4.1.1. Katsealad ja doonorlad	43
4.1.1.1. Kurese katseala	45
4.1.1.2. Undva katseala.....	47
4.1.2. Töötluste kirjeldus.....	50
4.1.2.1. Masinkogutud seemnete töötlus	50
4.1.2.2. Värske niite töötlus.....	50
4.1.3. Katse andmetöötluse kirjeldus	51
4.2. Seemnekülvi katse tulemused	53
4.2.1. Kogu Kurese katseala iseloomulike ja rangelt loopealsete liikide trendid	53
4.2.1.1. Kogu Kurese masinkogutud seemnete katseala.....	53
4.2.1.2. Kogu Kurese värske niite katseala.....	54
4.2.1.3. Kogu Kurese taastamata kontrollala.....	55
4.2.1.4. Kogu Kurese taastatud kontrollala	55

4.2.2.	Kogu Undva katseala iseloomulike ja rangelt loopealsete liikide trendid	56
4.2.2.1.	Kogu Undva masinkogutud seemnete katseala	56
4.2.2.2.	Kogu Undva värske niite katseala	57
4.2.2.3.	Kogu Undva taastamata kontrollala	58
4.2.2.4.	Kogu Undva taastatud kontrollala	59
4.2.3.	Katsealade erinevatasemelised võrdlused	61
4.2.3.1.	Kurese katseala liigirikkus	61
4.2.3.2.	Kurese katseala taimestiku katvus	63
4.2.3.3.	Kurese katseala juurde tulnud liigid	64
4.2.3.4.	Undva katseala liigirikkus	65
4.2.3.5.	Undva katseala taimestiku katvus	66
4.2.3.6.	Undva katseala juurde tulnud liigid.....	68
5.	Arutelu	69
	Kokkuvõte.....	75
	Tänuavaldused	79
	Kasutatud kirjandus	80
	Lisad.....	87
	Lisa 1: nimekirjad.....	87
	Lisa 2: blankett	91
	Lisa 3: taimeliikide tabelid	92
	Lisa 4: ANOVA tabelid.....	100

Sissejuhatus

Võttes arvesse nii ÜRO ökoloogilise taastamise kümnendi algust kui ka niitude laiaulatuslikku levikut maismaal ja nende tugevat degradeerumist ning kadumist, lasub niitude jätkusuutlik taastamine ja säilimine ökoloogiliste teadmiste tulemuslikul rakendamisel (Blair et al., 2014). Arvesse tuleb ka võtta, et niitude taastamine on väga pikaajaline protsess, oleneb suuresti algse ala seisundist (Silveira et al., 2020). Iga piirkonna tarbeks spetsiifiliste taastamismeetmete valik ning niitude kaitsekorraldamine peavad tuginema rajatud teaduslikul teabel ning vaatlusandmetel.

Üldjoontes on võimalik niitude taastamisel valida kolme taastamismeetodi vahel: 1) iseeneslik taastumine ehk passiivne taastamine, 2) tehniliste meetodite rakendamine ehk aktiivne taastamine, ja 3) nende kahe kombinatsioon ehk nn suunatud looduslik taastumine (K. Prach & Hobbs, 2008). Valik põhineb suuresti soovitud eesmärgil, ressurssidel ja ala omadustel. Näiteks võsastunud alast looduslikul viisil avatud niidukooslust saavutada pole võimalik, kuid degradeerunud metsakoosluse taastumine looduslikku arengusse jättes võib olla tulemuslik. Seega, kuna iseeneslik taastumine võib tihti olla takistatud keskkonna ja/või inimtegevuste tõttu, siis on oluliseks taastamismeetmeks kujunenud tehniliste praktikate rakendamine nii keskkonnatingimuste taastamiseks kui ka taastamise eesmärgiks olevate liikide introductseerimiseks (seemnete lisamine) (Scotton, 2016).

Eesti maastikule on iseloomulikud ajaloolise maaelu kui mõõduka inimehitingute tulemusel kujunenud poollooduslikud niidud, mida nimetatakse ka pärandkooslusteks või pärandniitudeks (Talvi & Talvi, 2012; Slodowicz et al., 2019). Üheks selliseks niidutüübiks, millele antud magistritöö kates on suunatud põhiline rõhk, on peamiselt Lääne-Eestile omased alvarid ehk loopealsed ehk lood, mis paiknevad paekivile või selle rähale kujunenud õhukesel heterogeensel mullakihil (Pärtel & Zobel, 1999; Helm, 2011). Võrreldes 1930. aastatega on tänaseks hävinud 75% Eesti pinda katnud loopealsetest, mis iseloomustab probleemi tõsidust ja nii kaitse- kui ka taastamistegevuste kiireloomulisust (Helm, 2017). Seda enam, et loopealsed on oma piiratud leviku tõttu ülemaailmselt haruldased, vajades seega spetsiaalset kaitset (Helm, 2011).

Magistritöös annan ülevaate niitude seisundist maailmas, niitude taastamise vajalikkusest, analüüsi kirjanduse põhjal erinevaid niiduliikide introductseerimise meetodeid aktiivsel

taastamisel ning analüüsin neist kahe meetodi tulemuslikkust Eesti taastatavatel loopealsetel. Töö praktilise osa esimene osa koondab teaduskirjanduse analüüsivat läbilõiget seemnete introductseerimismeetodite, sh masinkogutud seemnete (ingl. *brush harvesting*) ja värskete niite (ingl. *green hay transfer*) töötluste praktika tulemuslikkusest niitude taastamisel. Teises osas annan ülevaate Eesti kahel loopealsel neid kahte taastamismeetodit rakendanud katse tulemustest.

Minu magistritöö eesmärk jaguneb kaheks. Teaduskirjanduse põhjal selgitan välja, milline on erinevate seemnete introductseerimise viiside efektiivsus niitude taastamisel. Eesti loopealsetel läbi viidud katse põhjal soovin teada saada, milline on kogutud looduslike seemnete kasutamise potentsiaal kinnikasvanud kuivade niidukoosluste taastamisel Eesti loopealsete näitel. Töös püstitatud hüpoteesid on järgmised: 1) looduslike seemnete introductseerimine taastatavale loopealsele lähedal paiknevalt liigirikkalt doonoralt kiirendab taastamisprotsessi ja sihtmärkkoosluse teket; 2) seemnete introductseerimise efektiivsus sõltub seemnete introductseerimise meetodist, maastikulisest kontekstist ja mullatingimustest.

1. Ülevaade niitudest

1.1. Niitude taastamise olulisusest

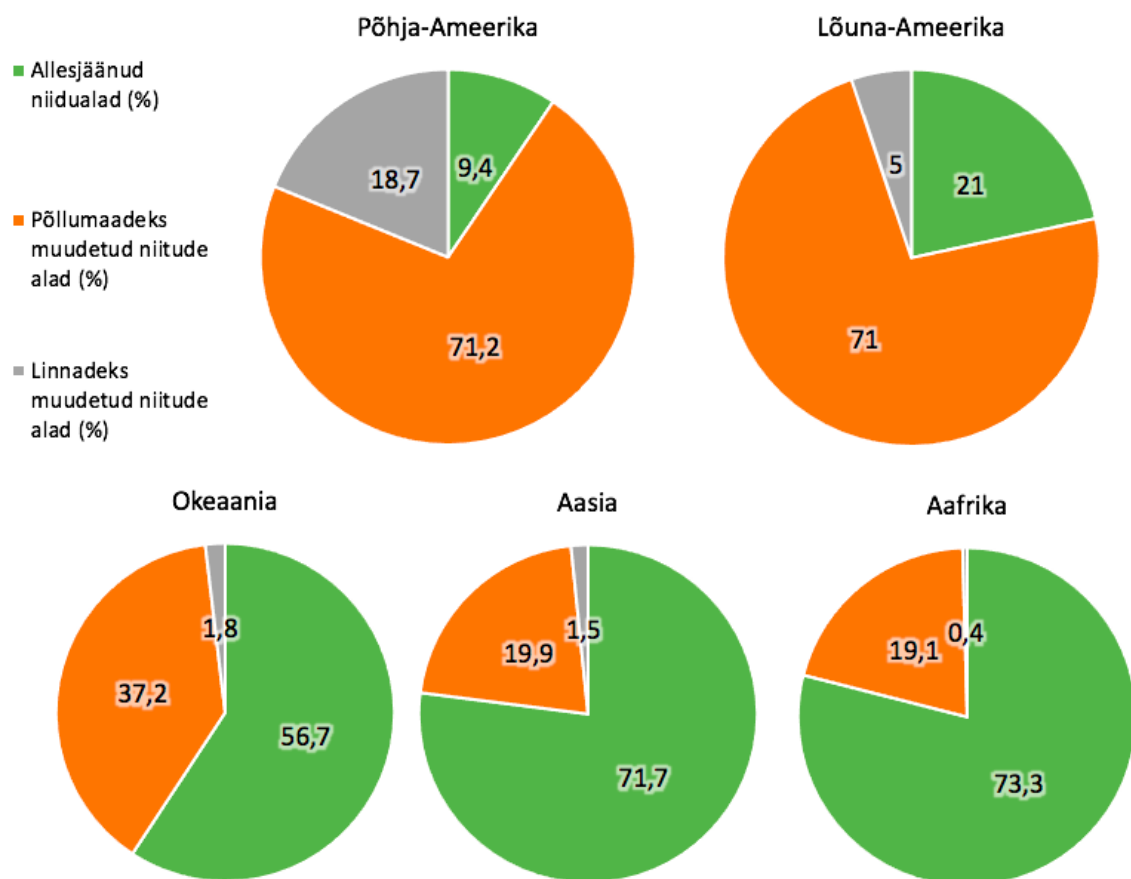
Liikide kadumise ja väljasuremise peamiseks põhjuseks on kvaliteetsete elupaikade kadu, mille põhiliseks teguriks on maakasutuse muutus (Díaz et al., 2019). Üheks oluliseks ökosüsteemiks, mille kadu on viimase sajandi jooksul olnud märkimisväärne, on erinevad maailma rohumaad. Rohumaad, sh parasvöötme niidukooslused on elupaigaks paljudele erinevatele ja tihti ka haruldastele liigirühmadele, alustades soontaimedest, seentest ning lõpetades rohutirtsude, liblikate, imetajate ja mitmete linnuliikidega (e.g. White et al., 2000; van Swaay, 2002; Kiehl & Wagner, 2006; Talvi & Talvi, 2012; Wilson et al., 2012; Török et al., 2018). BirdLife International poolt tuvastatud maailma endeemsetest linnuregioonidest (Endemic Bird Areas EBA) paiknevad 11% just niitudel. Maailma ühed kõrgeimad soontaimede liigirikkuse andmed pärinevad mõõdukalt majandatavatelt poollooduslikelt oligo- kuni mesotroofsetel niitudelt ja mükoriisaseened, mis moodustavad peaaegu kõigi soontaimede perekondadega vähemalt ühte tüüpi mükoriisat, on niidukoosluste lahutamatuks osaks (Rosen et al., 2000; Wang & Qiu, 2006; Wilson et al., 2012).

Rohumaade suutlikkus toetada niivõrd mitmekesist elustikku tulenebki sellest, et nende näol on tegu maismaal kõige laiaulatuslikumalt levinud bioomidega, kattes mitmeid erinevaid võõndeid, mille varieeruvad abiootilised ja biootilised tegurid on kujundanud rohumaad väga eriilmelisteks (Blair et al., 2014). Hinnanguliselt katavad erinevad rohumaad Maa maismaast 52,5 miljonit km² (Rosen et al., 2000). Rohumaade laialdase leviku tõttu maismaal on neid küll keeruline üheselt defineerida, kuid peamisteks aspektideks on järgmised faktorid: 1) rohundite ja graminoidide rohke taimestik (domineerivateks sugukondadeks on *Poaceae*, *Cyperaceae* ja *Juncaceae*); 2) suuresti avatud maastik, kus võivad vähese protsentuaalsusega esineda nii puud kui ka põõsad; 3) ei moodusta aastaringset märg-ala; 4) omased on kas inim- või looduslikud häiringud (Blair et al., 2014; Dixon et al., 2014).

Peamised rohumaade tüübid on: 1) troopilised ja lähistroopilised rohumaad, savannid ja põõsastikud; 2) parasvöötme niidud, puisniidud ja põõsastikud (ingl. *shrublands*); 3) üleujutatud rohumaad ja savannid; 4) mägised rohumaad ja põõsastikud; 5) Vahemerelised põõsastikud; 6) tundra (White et al., 2000). Nii häiringute tüübi kui ka inimõju intensiivsuse järgi on võimalik rohumaad omakorda jagada looduslikeks, poollooduslikeks ja kultuurrohumaadeks, kus esimest hoiavad avatuna looduslikud häiringud ja kliima, teist

mõõdukas inimesepoolne majandamine (niitmine, karjatamine) ning viimast väga intensiivne inimtegevus, kus looduslik kooslus on asendatud kultuurtaimestikuga (Pärtel et al., 2007; Blair et al., 2014). Juba ainuüksi Eestile on omased mitmed erinevad (pool-)looduslikud niiduklassid, mis jagunevad aruniitudeks, lamminiitudeks, rannikuniitudeks ja soostunud niitudeks, hõlmates omakorda mitmeid erinevaid tüübirühmasid (nt loo-, nõmme-, palu-, pärisaruniit jne) ja kasvukohatüüpe (nt kuiva looniidu kasvukohatüüp, niiske pärisaruniidu kasvukohatüüp) (Paal, 1997).

Kogu maailmas on rohumaad pindalaliselt suuresti vähenenud, sest inimtegevuse tõttu on hävinud näiteks Põhja-Ameerika kunagistest preeriatest ligikaudu 90%, Lõuna-Ameerikas 76% ja Okeaanias 40% rohumaadest (Joonis 1) (Rosen et al., 2000). 20. sajandi alguses



Joonis 1. Eri piirkondade protsentuaalsed näidud niitude hävimisest ja säilimisest (Allikas: Rosen et al., 2000).

hakkasid Euroopas suuri alasid katvad poollooduslikud niidud killustuma ja pindalaliselt kahanema, mis vähendas elupaiga suurust, kahandas populatsioonide arvukust ning takistas taimepopulatsioonide vahelist leviste liikumist loomade, tuule või niidetud heina kaudu (Hedberg & Kotowski, 2010). Rosen et al. (2000) raportist selgub, et 21. sajandi alguses hinnati

küll rohumaade varustavate hüvede ja elurikkuse seisukorda keskmiseks, süsiniku ladestamist heaks ja kultuurilisi hüvesid samuti heaks, samas ennustati kõigi nende aspektide osas langustrendi. Kõige ulatuslikum elupaiga häving on aset leidnud just parasvöötme niitudel, mida on ulatuslikult (41% ulatuses) põllumaadeks konverteeritud (White et al., 2000). Niitude traditsioonilise majandamise lõppemise ja nende põllumaadeks muutmise peamisteks teguriteks olid põllumajanduslik intensiivistumine, toidutootmispraktikate muutumine ja sh mineraalväetiste hinna alanemine (Veen et al., 2009). Kunagiste elurikaste niitude suuremõõtmelist kahanemist ja hävinemist on lisaks soodustanud kehvematel muldade olevate alade alade hülgamine, metsastamine ning produktiivsete alade põllumaadeks muutmine (Poschlod & WallisDeVries, 2002; Slodowicz et al., 2019). Seega, nii liigne kui ka ebapiisav majandamine on olnud selle ökosüsteemi ülemaailmseks hävimise põhjuseks.

Niitude ökosüsteemi hüvedele on võrreldes teiste ökosüsteemidega pigem vähem tähelepanu pööratud, kuigi on just niitudel evolutsioneerunud mitmete tänapäeval toidulaua esinevate teraviljade eellased ja nii toidu- kui ka materjalitööstus (nahk, vill) on otseselt seotud niitudega (Rosen et al., 2000). Oma ülevaate artiklis töid Zhao et al. (2020) välja üksikasjalikult niitude ökosüsteemi hüved, mis jagunevad järgmiselt: **1) varustavad** (toit, värske vesi, materjal ja bioenergia, genoteek, elupaik); **2) reguleerivad** (kliima regulatsioon, süsiniku ladestamine, erosioonikontroll, vee ja õhu kvaliteedi reguleerimine, mulla teke, kahjurite kontroll, tolmeldajate toetus, heitmete käitlemine); **3) kultuurilised** (öko-turism, ajalooliste traditsioonide edasi kandmine). Niitude taastamine suurendab nende süsiniku ladestamise võimet ja erosioonikontrolli efektiivsust, toetab kohalikku elu ning tolmeldajate elutegevust jpm (e.g. Tonietto & Larkin, 2018; Liu et al., 2020; Mbaabu et al., 2020). Ühesõnaga, taimestik loob elupaiga paljudele liikidele, aga on ka eelduseks ökosüsteemi hüvede toimimisele (Hölzel et al., 2012). Järelikult, rohumaade jätkusuutliku taastamise ja kaitse tulemusteks on otsene ning kaudne kasu inimestele ja tervele loodusele (Silveira et al., 2020). Seda informatsiooni arvesse võttes saab öelda, et ulatuslik niitude degradeerumine mõjutab negatiivselt inimeste ja kogu ülejäänud looduse heaolu.

Kuigi ikka veel jääb rohumaade jt avatud koosluste taastamine võrreldes metsade taastamisega pigem tagaplaanile, siis viimaste aastakümnete jooksul on ulatuslikumalt selgeks saanud niitude taastamise ja säilitamise olulisus (Silveira et al., 2020). Maailmas tuvastatud 234 taimede mitmekesisuse keskusest (ingl. *Centers of Plant Diversity*) vähemalt 40 on seotud niitudega, mis laias laastus tähendab seda, et need alad on väga mitmekesised ja seal leidub

vähemalt 10% endeemseid taimeliike või vähemalt 50% teiste liigirühmade endeemseid esindajaid (White et al., 2000). Väga liigirikkaid alasid võib vaadelda kui elurikkuse tulipunkte ja on tõendeid, et just tulipunktide tõhus kaitse võib leevendada liikide väljasuremist (Myers et al., 2000). Seda enam, et läbi kaitsetegevuste luuakse ja säilitatakse liikidele koloniseerimiseks sobilikke elupaikasid, mis toetabki elurikkust (Hedberg & Kotowski, 2010). Nende aspektide valguses ongi tulemuslikult rakendatud erinevaid ökoloogilise taastamise võtteid nii passiivsest taastamisest tehniliste taastamistöödeni niitude seisukorra parandamiseks ja ennistamiseks (e.g. Kiehl & Wagner, 2006; Jin et al., 2014; Olsson & Ödman, 2014; Prach et al., 2014). Samas tuleb kindlasti taastamisel lahendada ja arvesse võtta takistavaid asjaolusid, milleks võivad olla a) ala ebasobilikud abiootilised tingimused, b) leviste puudus nii lokaalselt kui ka maastikulises kontekstis, c) tugev liigiline konkurents ja vajalike liikide idanemiseks sobilike mikropaikade puudus ning d) taastamisjärgsete häiringute puudumine (Hölzel et al., 2012).

1.2. Niitude teke Euroopas

Arvatavasti on niidud olnud osaks Euroopa maastikust umbes 5 miljonit aastat, mille jooksul on jäävaheaegadel domineerinud erinevad niidukooslused ja maastikke hoidsin poolavatuna sel ajal domineerinud suured herbivoorid (Pärtel et al., 2005). Ida-Euroopa aladel said aga poollooduslikud niidud püsima jääda liustiku lõpliku taganemisega viimase jääaja lõppedes (ca 14000–12000 aastat tagasi), mille tagajärjel jäi maastik avatuks ja lõunapoolsematel aladel kasvavatel taimedel oli võimalus levida ja asustada neid avatud piirkondi (Török et al., 2018).

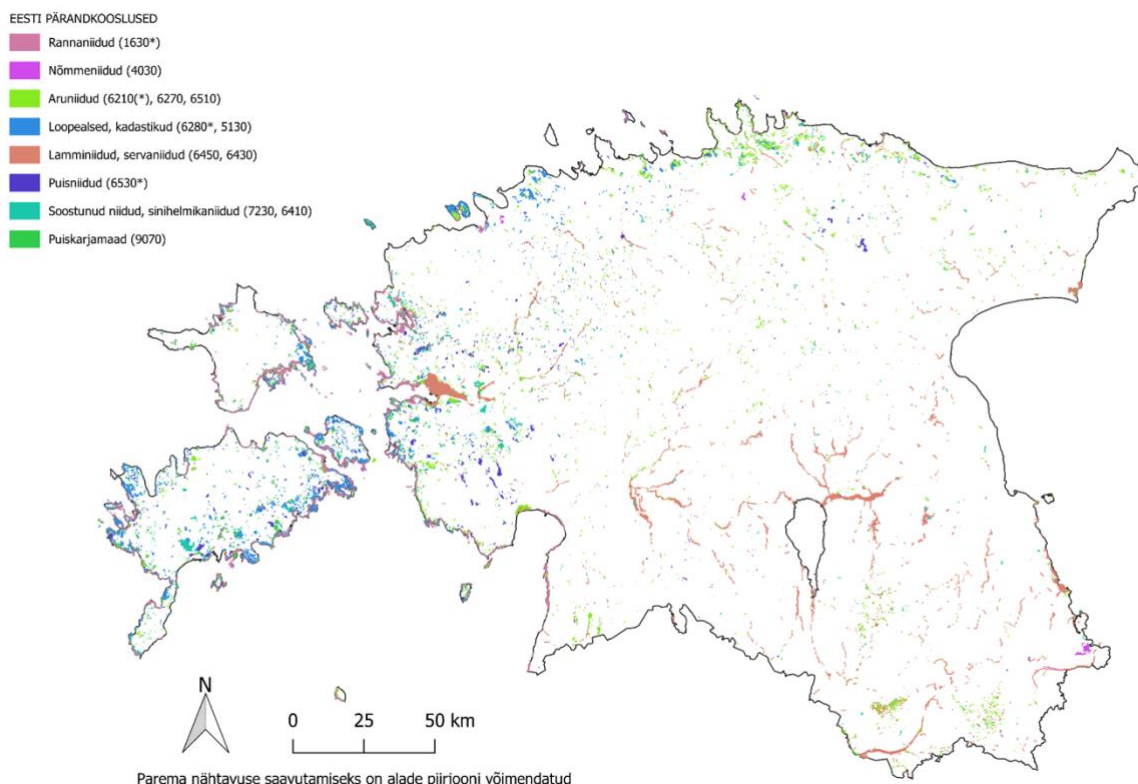
Inimesed hakkasid paikseteks jääma Neoliitikumis (5000–1500 aastat e.Kr.) (Veen et al., 2009). Sel perioodil hakkas inimpopulatsiooni arvukus kasvama, arenes põllumajandus, aktiivsemaks muutus metsad raie, karjatamine ja loomade talvesööda varumine, mille tulemusena looduslikud niidud säilisid avatuna ja laienesid (Török et al., 2018). Seega pole Euroopa parasvöötme niidud pelgalt inimtekkelised ja nn degradeerunud metsaalad, vaid kunagi suurte rohusööjate poolt ja järkjärgult inimhäiringute tõttu avatuna püsivad looduslikud kooslused (Pärtel et al., 2005; Silveira et al., 2020). Veelgi enam, nende pikaaegne ja varieeruv olemasolu on oluliselt kujundanud liigitekkeid, geenivoolu nii liikide kui ka erinevate bioomide vahel ja väljasuremisi (Pärtel et al., 2005).

Eesti kultuur on samuti olnud väga tihedalt põimunud poollooduslike niidukooslustega ehk pärandkooslustega. Näiteks Läänemaa tihedam asustamine algas u 5000 aastat tagasi, mil küla

ümbritsevatest kooslustest põõsaste eemaldamisega, lehisvihtade tegemisega jms hakkasid kujunema ja ka laialdasemalt levima puisniidud (Veen et al., 2009; Talvi & Talvi, 2012). Vikati kasutusele võtmine võimaldas hakata heina tegema ja see suurendas veelgi enam niitude levimust (Veen et al., 2009). Nii puisniitudel, rannaniitudel kui ka lamminiitudel tehti heina, loomi karjatati loopealsetel, lamminiitudel, soostunud niitudel ning rannaniitudel (Veen et al., 2009; Talvi & Talvi, 2012). Ainult niitmise ja karjatamisega mõjutatavad niidukooslused ongi pärandkooslused, mis Eestis hõlmavad loopealseid, kadastikke, pärisaruniite, nõmmeniite, lamminiite, servaniite, soostunud niite, sinihelmika-niite, puisniite, puiskarjamaid ning rannaniite (Helm & Toussaint, 2020). Ühised tegevused nendel avatud aladel olid kunagi lahutamatuks osaks külaelust (Veen et al., 2009), mistõttu on ka asjakohasemaks nimetuseks ajaloolistele poollooduslikele kooslustele pärandniidud.

1.3. Eesti niitude seisukord

Pärast Teist Maailmasõda algas aga ulatuslik kultuurrohumaade rajamine ja majandamismeetmete intensiivistumine, mille tulemusel hakkasid ka Eestis niidud kaduma ning pindalaliselt vähenema (Kukk & Kull, 1997). Tendents on olnud selline, et liigirikkad suured niidualad muudeti tootlikeks liigivaesteks kultuurrohumaadeks ja vähem produktiivsetel muldadel paiknevad niidud hüljati ning lasti võsastuda või roostuda (Veen et al., 2009). Kui 20. sajandi alguses moodustasid kvaliteetsed poollooduslikud niidud ligikaudu 40% Eesti kogupindalast, siis nüüd kõigest umbes 3% (Joonis 2) (Helm & Toussaint, 2020). Hetkel on Eestis kokku ligikaudu 130000 ha poollooduslikke niite, millest kaitstavatel aladel paikneb ligikaudu 88000 ha (Helm & Toussaint, 2020). Puisniidud ja kuivad niidud (nt loopealsed, kuivad aruniidud) paiknevad Eestis pigem lääne pool, samas lamminiidud üle Eesti suurte jõgede piirkondades ning rannaniidud esinevad Läänemere rannavööndis, olles perioodiliselt riimveega üleujutatavad (Paal, 1998; Török et al., 2018). Hooldatavaid ja säilinud pärandniite on kõige rohkem säilinud Lääne-Eesti piirkonnas, kuid looduskaitseline fookus peab olema kogu Eesti niitudel ("*Pärandniitude Tegevuskava 2021–2027*", 2021).



Joonis 2. Eesti poollooduslike niitude paiknemine hetkel (Allikas: Helm & Toussaint, 2020).

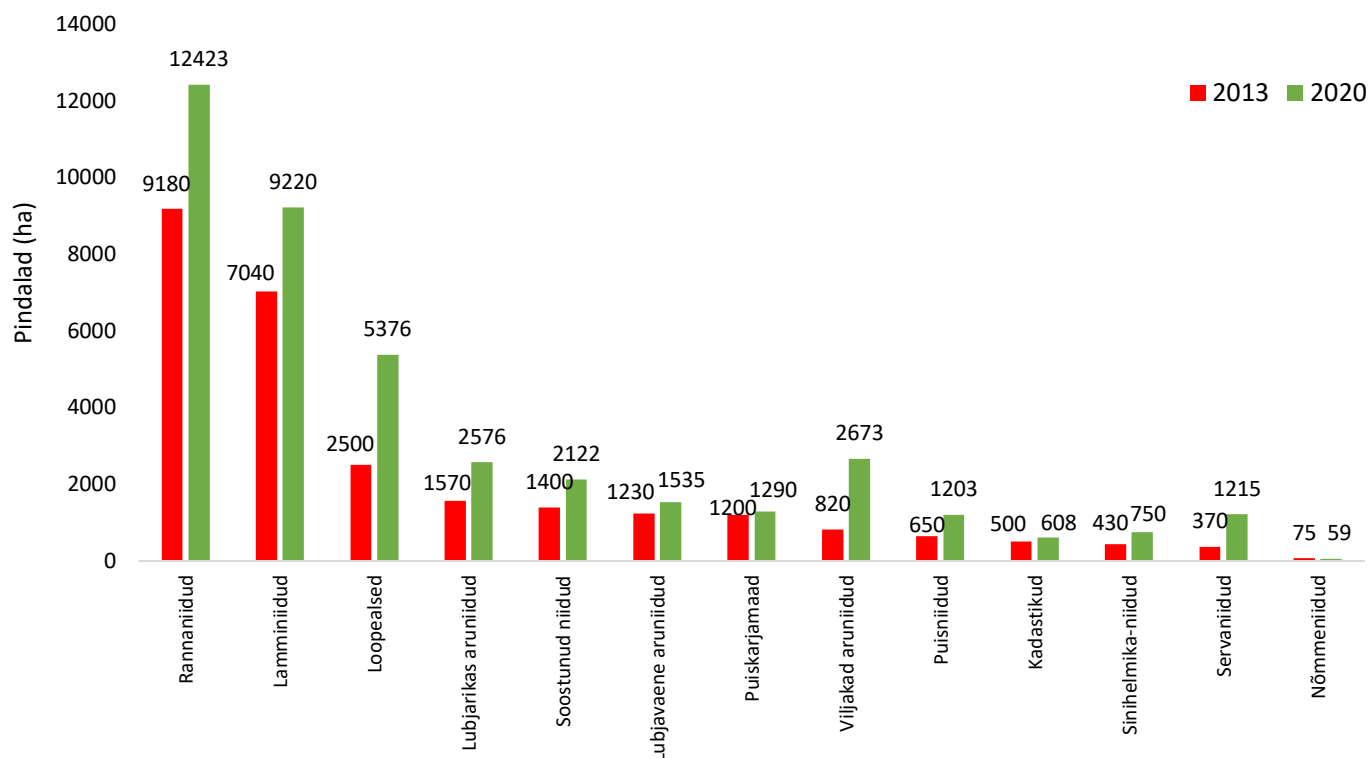
Eesti niidud on elupaigaks väga paljudele oma levikupiiril olevatele ja kaitsealustele liikidele, mis võib tähendada seda, et nende koosluste kadumise korral võivad ka need liigid täielikult Eestist kaduda (Pärtel et al., 2007). Suuremad ja paremini ühendatud alad suudavad paremini toetada nende populatsioonide arvukust ja geneetilist mitmekesisust, mis vähendab väljasuremistõenäosust ja tugevaid populatsioonisiseseid kõikumisi (Pärtel et al., 2005). Elurikkuse säilitamiseks on tähtis maastiku mosaiiksus, mille tõttu on oluline põldude, metsade, niitude jt koosluste vaheldumine ("*Pärandniitude Tegevuskava 2021–2027*", 2021). Seetõttu on poollooduslikud niidud Eestis väga olulisteks taastamis- ja kaitseihetmärkkoslusteks.

Niitude püsijäämisega ja seisukorra parandamisega tegeleb Eestis Keskkonnaministeerium ja Keskkonnaamet, hooldustoetusi makstakse Maaelu arengukava toetusmeetmete raames. Vabaihendustest tegeleb niitude kaitsega Pärändkoosluste Kaitse Ühing (PKÜ), korraldades erinevaid projekte ja talgusid, mille raames toimuvad nt taastamis- ja niitmistööd. Lisaks on niitudega seotud tegevusi ellu viinud Eestimaa Looduse Fond (ELF), kes on korraldanud mitmeid poollooduslike koosluste hooldamistalguid. Euroopa Liidu loodusdirektiivi

(92/43/EMÜ) põhjal loodud üleeuroopaline Natura 2000 võrgustik, tagamaks väärtuslike, haruldaste ja ohustatud liikide ning koosluste püsimine, on samuti üheks poollooduslike niitude säilimise alustalaks. Eestis kuulub Natura 2000 võrgustikku u 75000 ha niidualasid, mis hõlmavad lubjarikkaid aruniite (6210), lubjavaeseid aruniite (6270), loopealsed (6280), sinihelmika-niite (6410), kadastikke (5130), servaniite (6430), nõmmeniite (4030), lamminiite (6450), viljakaid aruniite (6510), puisniite (6530) ja puiskarjamaid (9070) (Török et al., 2018; Helm & Toussaint, 2020).

Viimase kümne aasta jooksul on Eestis taastatud tuhandeid hektareid niidukooslusi, peamiselt erinevate Euroopa Liidu Life programmi rahastusega projektide raames või RMK looduskaitsetegevuste raames. Üheks hiljutiseks suuremahuliseks niidukoosluste taastamisprojektiks, mida toetaski rahaliselt Euroopa Liit (LIFE programm), oli projekt „Elu alvaritele“ (Life to alvars; LIFE13NAT/EE/000082), mille raames taastati edukalt 2500 ha Eesti loopealseid (Helm, 2017). Hoolduse ja taastamise parimate praktikate rakendamiseks on Eesti Keskkonnaameti poolt välja antud erinevate niidukoosluste tegevus- ja hoolduskavad ning muud juhendid taastamise ja hooldamise tarbeks (nt Talvi, 2010; Helm, 2011; Metsoja, 2011; Mesipuu, 2012; Rannap, 2020).

Perioodiks 2021–2027 koostatud Eesti Pärandniitude tegevuskava heidab valgust sellele, et kohati on niitude olukord küll paranenud (linnupopulatsioonide seisundi paranemine, taastamis-, hooldamis- ja kaitsekavade rakendamine, hooldustoetused jms), kuid siiski on veel palju kitsaskohti (paljude kaitsealuste liikide ebasoodne seisund, invasiivsed liigid, puisniitude ja soostunud niitude ebasoodne kuni halb seisukord, rannaniitude, aruniitude, loopealsete ja lamminiitude ebapiisav seisund), mille tõttu koostatakse uut poollooduslike niitude tegevusplaani (PAF, 2021; *"Pärandniitude Tegevuskava 2021–2027"*, 2021). Sellegipoolest on aastatega tehtud palju edusamme. Hooldatavate pärandniitude alade suurused on näiteks iga aastaga kasvanud, kus 2020. aastaks oli Eestis hooldatavaid poollooduslikke niite umbes 41000 ha, mis on 34% rohkem kui 2013. aastal (Joonis 3) (Tattar, 2013; *"Pärandniitude Tegevuskava 2021–2027"*, 2021).



Joonis 3. Pärandniitude hooldatavate alade suuruste võrdlused aastatel 2013 ja 2020 (Allikad: Tattar, 2013; „Pärandniitude tegevuskava 2021–2027“, 2021).

Takistavaks teguriks võib olla see, et osad poollooduslikud niidualad asuvad ka väljaspool püsielupaikasid, kaitse- ja hoiualasid, mille tõttu pole nende jaoks võimalik saada hooldamis- ning taastamistoetusi (Mesipuu, 2012). Ilma rahalise abita on poollooduslike niitude hooldajate sissetulek ebapiisav ja pole mõttekas viia läbi hooldustöid, mille tõttu niidud kasvavad kinni (PAF., 2014; Peepson et al., n.d.). Lisaks on ikka veel Eestis kaitstavatel aladel kokku ligikaudu 56000 ha hooldamata poollooduslikke niite, millest 50% on kiiret taastamist vajavad kooslused (Helm & Toussaint, 2020). 2027. aastaks on rajatud eesmärk taastada ja hooldada 50000 ha poollooduslikke niite (*“Pärandniitude Tegevuskava 2021–2027”*, 2021). Erinevad pärandniitude hooldamise ja taastamisega seotud väljakutsed on kokku võetud Pärandkoosluste Kaitse Ühingu poolt koostatud hiljutises põhjalikus uurimuses „Poollooduslike koosluste jätkusuutliku majandamise tagamise analüüs“ (Holm et al., 2019).

2. Seemnete introdutseerimine

Taimede generatiivne elupaikade asustamine toimub spontaanselt kas seemnepangast pärinevate seemnetega või erinevate vektorite kaudu levivate seemnetega (Strykstra et al., 1998). Elupaikade hävimine inimtegevuse tulemusel põhjustab alade killustumist, mis on elupaikade jagunemine pindalaliselt väiksemateks ja isoleeritumateks, rohkemate servaaladega osadeks (Haddad et al., 2015). Killustunud maastikus, kus liikide iseeneslik levik on populatsioonide vahel takistatud, sõltub taimeliikide püsijäämine nende seemnepangast ehk seemnete varust mullas või diaspooride kunstlikust levikust (Hedberg & Kotowski, 2010). Järgnevates alapeatükkides annan ülevaate seemnete külvamise olulisusest degradeerunud niitudel, erinevatest taimede seemnetega taasasustamist hõlbustavatest taastamistehnikatest, seemnete introdutseerimisedukust mõjutavatest teguritest ja lõpetuseks võrdlen kahe enim kasutatava meetodi tulemuslikkust.

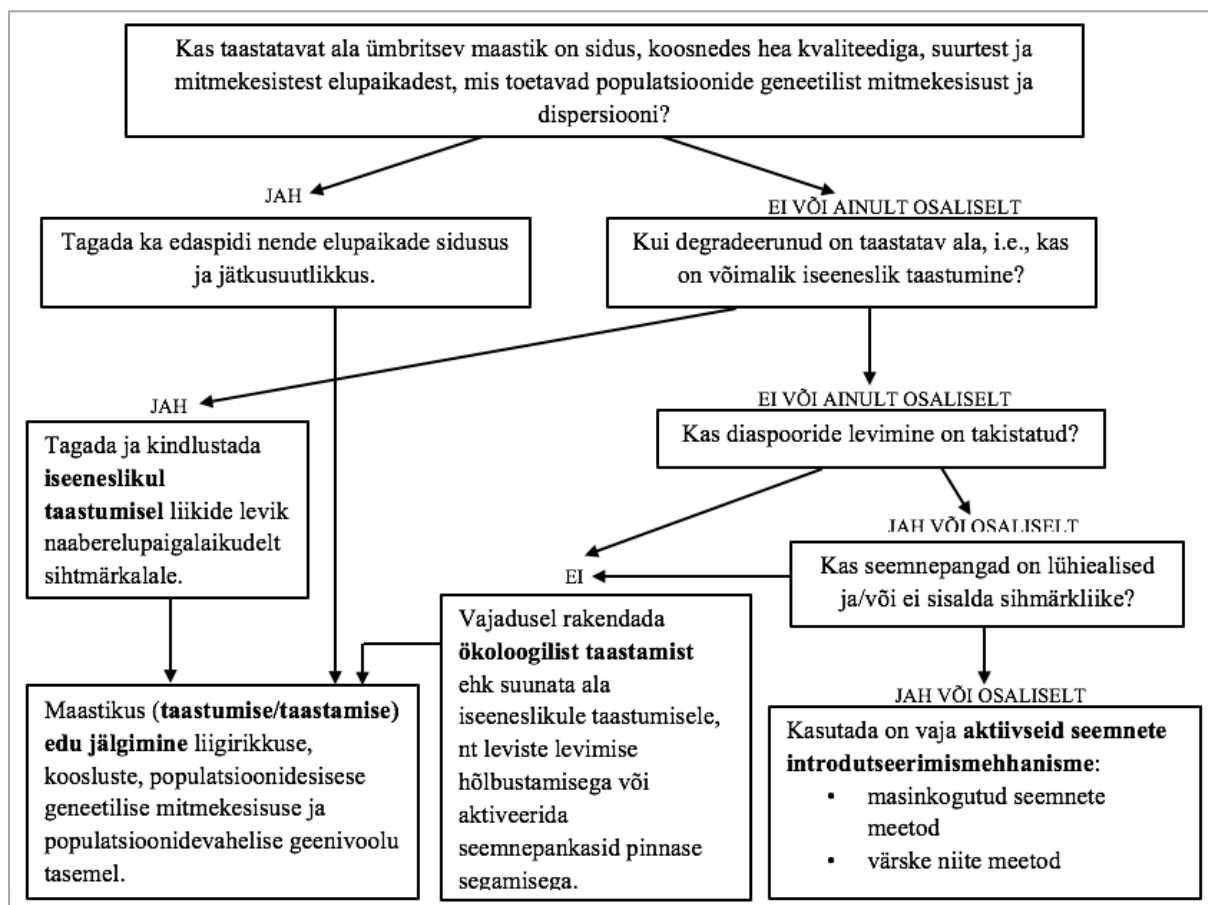
2.1. Seemnete introdutseerimise olulisus

Enamasti on niitude taimekoosluste taastamisel ainult seemnepankadele tuginemine ettearvamatu, riskantne ja ebapiisav, kuna isoleeritud niitudel ei pruugi seemnepangad tagada pikaajalist vastupidavust ja niidu sihtmärk-taimekooslustele (ingl. *target habitats*) võib sageli olla omane lühiajaliste seemnepankade moodustamine (Bossuyt & Honnay, 2008; Aavik & Helm, 2018). Seemnepankade lühiajalisust on täheldatud mitmete liigirikaste niitude, sh loopealsete taimekoosluste puhul (Bakker & Berendse, 1999; Stöcklin & Fischer, 1999; Bossuyt et al., 2006). Seda enam, pikaajalise hülgamise korral suureneb seemnepangas mittesoovitud liikide osakaal, mille tõttu sellistel aladel lasub sihtmärk taimekoosluste taastumine seemnete levikul (Bossuyt & Honnay, 2008). Saksamaal läbiviidud katsest selguski, et degradeerunud parasniiskete niitude seemnepangad pole suutelised ohustatud sihtmärkliikide taasasustumist toetama, kuna seemnepank koosneb peamiselt elupaigaeneralistidest (Klaus et al., 2018). Eesti loopealsetel on siiski leitud, et seemnepank võib olla väga püsiv, Kalamees et al. (2012) tuvastas, et kinnikasvanud looladel on liigirikas seemnepank mullas alles ka 25 ja 50 aastat pärast ala hülgamist.

Paljudes piirkondades ja elupaikades siiski püsiva seemnepanga peale lootma jääda ei saa. Mida eraldatum on niit ja mida pikem on tema hüljatuse periood, seda tõenäolisemalt oleks tarvis taastamisel tuua degradeerunud alale sihtmärktaimede seemneid. Lisaks, kuna looduslik levik on aeganõudev protsess, siis niidu sihtmärktaimestiku taastekke kiirendamiseks on

seemnete külvamine oluliseks abinõuks (Pärtel et al., 2005; Mbaabu et al., 2020). Olulist tähelepanu tuleb liigirikaste sihtmärkkoosluste taastamisel pöörata sellele, et külvamisel kasutataks samast piirkonnast pärit kooslusele iseloomulike taimeliikide liigirikkaid segusid (Prach et al., 2013).

Taastamise eesmärk peaks endas kätkema regionaalse kohastumusega ja kõrge geneetilise mitmekesisusega populatsioonide asustamist ning säilitamist (Aavik & Helm, 2018). Mittekohalikku päritolu taimede seemnete külvamine võib suurendada liigisiseseid hübriidiseerumisi ja invasioone, mis mõjutavad tihti negatiivselt nii taimekooslusi kui ka kõrgema troofilise taseme organisme (Kiehl et al., 2014). Seega, aktiivsel taastamisel kasutatavate taimematerjalide puhul on olulisteks kriteeriumiteks kohaliku päritolu, kvaliteedi ja ka geneetilise mitmekesisuse tagamine, et muutuv keskkonnas oleks kindlustatud taimede adaptiivsus (Aavik & Helm, 2018). Geneetilise mitmekesisuse saavutamist toetavad veel ka niitude omavaheline ühendatavus ja väikesemõõtmeline heterogeensus ehk nende



Joonis 4. Suunised ala taastamisvajaduse ja -trajektoori välja selgitamiseks. Skeem annab ülevaate võimalikest etappidest ja probleemkohtadest, mis suunavad kas iseenesliku taastumise, ökoloogilise taastamise või aktiivse taastamismeetme juurde. Sobilikke aktiivse taastamismeetodi valikuid on veel peale masinkogutud ja värske niite meetodi (Allikad: Bossuyt & Honnay, 2008; Hedberg & Kotowski, 2010;

ökosüsteemide üldine hea seisund, mille korral diaspooride lisamine polegi vajalik (Pärtel et al., 2005). Võttes arvesse aga niitude ülemaailmset fragmenteerumist ja selle negatiivset mõju liikide vastupidavusele, liigirikkusele, levimisele jms, tuleb nentida, et seemnete introductseerimine on üheks väga oluliseks hõlbustamismeetodiks (Joonis 4) (Haddad et al., 2015; Aavik & Helm, 2018). Taimeseemnete lisamist taastatavatele niitudele kasutatakse lisaks seemnete levimispiirangute ületamisele ka taimekoosluste liigiliseks täiendamiseks (Blair et al., 2014).

Ometigi, kui ei suudeta maastikus luua ühendatud elupaikade maatrikseid, siis on geneetiliselt mitmekesisete populatsioonide olemasolust vähe kasu isemajandava ja kõrge mitmekesisusega ökosüsteemi säilimisel, kuna pikas perspektiivis on siiski takistatud seemnete levimine ning geneetilise materjali vahetamine (Aavik & Helm, 2018). Seega, taastatud niitude säilitamisel kõigest aktiivsest taimeliikide taastasustamisest ei piisa, kuid see on kindlasti üheks oluliseks etapiks niidukoosluste taastamisel.

Seda etappi võib läbi viia mitmeti, kas looduslike või tööstuslike seemnesegude külvamisega või hoopiski käsitsi korjatud seemnetega (Pärtel et al., 1998; Hedberg & Kotowski, 2010; Baasch et al., 2016). Liikide asustamismeetodi valikut mõjutavad nii hind kui ka soovitud lõppseisund (kas soovitakse asustada ühte liiki või muuta kogu taimekooslust) (Hedberg & Kotowski, 2010). Veelgi enam, taastamismeetmed peavad alati olema vastavuses kohaliku ala seisundiga ja kitsaskohtadega, millest tulenevalt ei pruugi ühes piirkonnas väga efektiivseid tulemusi andev meetod sama tõhusalt teises piirkonnas töötada (Kiehl et al., 2014).

2.2. Erinevate seemnete kogumismeetodite tutvustus

Aktiivseid taimede kogumis- ja introductseerimismeetodeid on mitmeid: a) seemnepõldudel toodetud kohaliku päritoluga seemnesegude (ingl. *produced native seed mix*) nii käsitsi kui ka külvimasinatega külvamine; b) loodusest masinatega (harjamis-, imemismehhanism, ingl. *brush harvesting/seed stripping, vacuum harvesting*) kogutavate seemnete käsitsi või külvimasinaga külvamine; c) kultuurtaimede seemnesegude külvamine (ingl. *commercial seed mix*); d) käsitsi korjatud seemnete külvamine (ingl. *hand-harvesting*); e) seemneid sisaldavate taimematerjalide alale lisamine (värske niide, kuivatatud niide, ingl. *green hay/plant clippings, hay/dried hay/raked material*); f) nn mehhaniseeritud roheline heina rehepeks ehk kombainiga kogutud seemnete külvamine (ingl. *on-site threshing*); g) leviseid sisaldava substraadi

doonoralt üle toomine retsipientalale (ingl. *soil transfer/diaspore transfer with substrate/transplantation of sod*); h) taimede istutamine (ingl. *plug planting/nurse species seeding*); i) rohhtaimede kamarate/mätaste siirdamine (ingl. *transplantation of grass turves/ sod transplantation*) jt (Kiehl et al., 2010; Hedberg & Kotowski, 2010; Baasch et al., 2016; Scotton & Ševčíková, 2017).

Peamine vahe tööstuslike ja seemnefarmide seemnesegude vahel on see, et esimese puhul muudetakse taimede ja seemnete omadusi, et vähendada dormantsust, suurendada seemnete valmimisaja sünkroonsust, lihtsustada korjet, hoiustamist jms, kuid selle tulemusel vähendatakse geneetilist mitmekesisust ja suurendatakse ühetaolisust. Samas, looduslike seemnete tootjad üritavad vastupidiselt säilitada populatsioonide looduslikku geneetilist varieeruvust (Pedrini et al., 2020). Üsna loodustlähedasteks tehnilisteks seemnete kogumismeetoditeks on nt taimi vähesel määral kahjustavad pöörleva harjasega masinad ja lükatavad imemismehhanismid, kus viimase puhul võib seemneid koguda ka pärast nende valmimist ning see on väga edukas madalakasvuliste taimede puhul (Kiehl et al., 2010; Scotton & Ševčíková, 2017). Taimede lõikamist hõlmavateks meetoditeks on kombainkogumine, värsked niidid ja kuivatatud niidid. Kombainkogumine sisaldab alal taimede lõikamist ja taimematerjali kombaini sisestamist seemnete eraldamiseks, mis vähendab taastamiseks kasutatava materjali mahtu, võimaldades nt isoleeritumatelt doonorladelt ühe sõiduga taastatavale niidule rohkem seemneid transportida (Baasch et al., 2016). Värsked niidid puhul viiakse värskelt niidetud taimematerjal kohe taastatavale alale, kuivatatud niidid puhul niidetud hein jäetakse alale kuivama, segatakse üks kord ja laotatakse seejärel päev hiljem retsipientalale (Scotton & Ševčíková, 2017).

Kolm viimast loetelus mainitud viisi pole küll otseselt seemnete kogumise ja introductseerimisega seotud, kuid sellegipoolest on need olulised taimeliikide asustamist hõlbustavad viisid. Pinnase ülekandmisel tuuakse retsipientalale koos substraadiga nii maapealsed võsud, seemnepank, risoomid kui ka mükoriisaseened (Pärtel et al., 1998; Hedberg & Kotowski, 2010). Taimede istutamist viljeletakse rohkem metsanduses, siiski on ka niitudel seda meetodit rakendatud nt haruldaste taimede puhul ning putukate liigirikkuse suurendamise toetamiseks toidutaimede istutamise näol (Hedberg & Kotowski, 2010; Alignan et al., 2018). Kamarate siirdamist on võimalik sooritada käsitsi või masinatega (nt suuremate tükkide puhul) ja põhimõttelt sarnaneb see suuresti substraadi ülekandele (Kiehl et al., 2010). Samas, ka käsitsi on võimalik taimede seemneid mahutitesse koguda ja nendeks viisideks on taimeosade

kitkumine, tõmbamine, lõikamine, raputamine ja ka käes hoitava imemismehhanismiga imemine (Pedrini et al., 2020).

Probleemkohtadeks kogutud seemnete puhul võivad olla teadmatus seemnesegu liigirikkuses, külvamissageduses ja liikide osakaalus (Scotton, 2016). Seda eriti värske niite meetodi puhul, kus materjal tuleb retsipientalale laotada koheselt, mille tõttu pole ilma lisakatseteta võimalik täpset seemnete liigilist koosseisu tuvastada (Wagner et al., 2021). Tihti sobitatakse niitude taastamisel erinevaid meetodeid või kohandatakse neid vastavalt võimekusele ja vajadusele. Kui teatud sihtmärkliikide seemneid pole saadaval teiste seemnetega võrdses koguses, siis kombineeritakse külvamisel näiteks liigivaeseid ja liigirikkaid seemnesegusid (Török et al., 2011). Lisaks on rakendatud samal ala kahte erinevatel perioodidel kogutud värske niite laotamist (Bischoff et al., 2018). Peale selle viiakse endiste põllumaade niiduks muutmisel enne seemnete introductseerimist läbi pinnast modifitseerivaid tegevusi (randaalimine, freesimine, kobestamine, pinnase segamine erinevatel sügavustel, hapestavate ainete lisamine jms), et kõrvaldada taastamist takistavaid tegureid (e.g. Walker et al., 2004; Bischoff et al., 2018; Albert et al., 2019).

Järgmistes alapeatükkides keskendungi seemnete kogumis- ja introductseerimisedukust mõjutavatele teguritele ning taastamisökoloogias laialdast kasutust leidnud masinkogutud seemnete ja värske niite meetoditele, kuna need on ka minu magistritöös vaatluse all olevateks taastamisviisideks.

2.3. Seemnete introductseerimisedukust mõjutavad tegurid

Kui jätta kõrvale elupaikade sidusus ja seemnepanga mõju, siis on veel rohkesti alaspetsiifilisi aspekte, mis mõjutavad seemnete introductseerimise edukust. Rakendatavate meetodite kasutegur võib tugevasti kõikuda olenevalt kogutavast seemnete hulgast, keskkonnatingimustest (ilmastikust, kõrgusest merepinnast), niitude olemusest ja neil esinevatest liigikooslustest (Scotton, 2018b). Taimekooslusi kujundavad omakorda mullastiku tingimused, nagu nt niiskustase, pH ning vaba fosfori hulk, ja valgustingimused (Durbecq et al., 2020).

Kooslused ehk omavahel interakteeruvate liikide populatsioonid hõivavad erinevaid elupaiksid, mis on peamiselt füüsikaliste ja keemiliste tingimuste poolest eristatavad ja

lähevad vastavalt keskkonnagradiendidele üksteiseks üle (Whittaker, 1972). Keskkonnagradiendide alustalaks on keskkonnategurid ehk energia- ja informatsioonivood ümbritsevas keskkonnas, mis avaldavad organismidele nii kaudset kui ka läbi abiootiliste (füüsikalised ja keemilised tingimused) ja biootiliste tegurite otsest mõju (Masing et al., 1979). Nende aspektide vastastikuse mõju tulemusel ongi diferentseerunud väga erilmeliste liigiliste koosseisudega varieeruvad kasvukohad (Whittaker, 1972).

Näiteks, mulla pH taseme ning vaba fosfori vahel esineb negatiivne korrelatsioon, mille korral aluselise reaktsiooniga muldades on vähem taimedele omastatavat fosforit ja vastupidi (Durbecq et al., 2020). Sellistele kasvukohtadele, milleks on nt alvarid, ongi omased lubjalembesed ning ekstreemseid tingimusi taluvad taimeliigid (Talvi & Talvi, 2012). Kui aga põllumajanduslike tegevuste tagajärjel kõrge pH-ga ala väetatakse, põhjustab see eutrofeerumist, mõjudes omakorda elupaiga tingimustega kujunenud kooslusele pärssivalt, kuna muudetakse keskkonda ja seeläbi populatsioonide dünaamikat (Bakker & Berendse, 1999). Kõrge mulla toitainete sisaldusega aladel on tihtilugu sihtmärkliikide kolonisatsioon takistatud domineerivate kõrreliste poolt, mis avaldavad esimestele tugevat konkurentsivõimet (Török et al., 2011). Sellist tendentsi on täheldatud nii produktiivsetel parasniisketel niitudel kui ka Rootsi eutrofeerunud ja hapestunud liiva-alvarite puhul, kus taimekoosluste ennistamiseks on tarvilik tehniline lähenemine (Olsson & Ödman, 2014; Bischoff et al., 2018). Degradeerunud aladel on just mullatingimused peamiseks taimekooslusi suunavaks teguriks ja seejuures erinevused külvatavates seemnesegudes ei mängigi nii suurt rolli taimestiku kujunemises (Scotton, 2018a). Veelgi enam, mitmed tööd on näidanud, et nii endiste põllumaade kui ka degradeerunud niitude puhul mõjutab pinnase ettevalmistamine külvatud seemnete idanemist ja sihtmärkliikide asustamist positiivselt, kas läbi konkurentsi vähendamise (biootilise stressi alandamine), veerežiimi muutmise või hoopiski toitainete sisalduse modifitseerimise (abiootilise stressi alandamine) (Kiehl & Wagner, 2006; Bischoff et al., 2018; Garrouj et al., 2019; Resch et al., 2019; Harvolk-Schöning et al., 2020; Durbecq et al., 2020). Lisaks, väga oluliseks faktoriks on päikesevalguse hulk, mille ebapiisavuse korral on pidurdatud seemnete idanemine, olenemata nende hulgast (Bischoff et al., 2018).

Teatavasti mõjutab kõrgus merepinnast kliimat, kus kõrguse suurenedes temperatuur langeb — sellel on väga oluline otsene mõju taimedele ja seega ka seemnete introductseerimismeetodite rakendamisele (Durbecq et al., 2020). Näiteks, alpiinsetel ja arktistel aladel kasvavatel taimedel on madalast temperatuurist tingituna väga lühike kasvuperiood, mida peab seemnete

kogumisaja planeerimisel arvesse võtma (Kiehl et al., 2014). Veelgi enam, jahedas keskkonnas küpsenud seemned eralduvad raskemini või ei ole seemned kogumisajaks valminud ning selle tõttu on mägistel aladel näiteks värske niite meetod efektiivsem kui masinkogutud seemnete meetod (Scotton, 2018b). Lisaks, vältimaks seemnete kadu korjeajal on väga oluline ilmastiku monitooring, sest nt õiekatte karvakestega liigid (e.g. perekond *Eriophorum*, villpea) võivad tuuliste ilmadega kiiresti levida (Pedrini et al., 2020).

Nii doonorala kasvatavate taimeliikide sageduse, sealt kogutava seemnete hulga ja retsipientalal nende seemnetega saavutatava taimede katvuse vahel esineb positiivne korrelatsioon (Albert et al., 2019). See tähendab, taimede edukat idanemist taastataval alal soosivad doonorala liigirikkus, kõrge liigirohkus ja produtseeritavate seemnete suur hulk (Kiehl et al., 2010; Wagner et al., 2021). Veelgi enam, taimede seemnete valmimine on väga liigirühma- ja/või liigispetsiifiline, i.e. esineb nii varajase kui ka hilise fenoloogiaga taimi ehk esimese puhul valmivad ning pudenevad seemned varakult enne suve ja teise puhul hilissuvel/varasügisel (Wagner et al., 2021). Selliselt võib jääda nende taimede esindatus korjatavate seemnete osas minimaalseks või puudub üldse. Järelikult on optimaalseim seemnete kogumisaeg suuresti liigiti varieeruv, kuid need erinevad ajavahemikud tuleks siiski koondada sobivaimaks perioodiks. Seega, Euroopa kuivadel niitudel oleks sobilik värske niite kogumiseks juunikuul, parasniisketel niitudel juuni–juuli ja niisketel niitudel nii juuli kui ka hiline augustikuul; masinkogutud meetodi rakendamine on aga tugevasti ka ilmastikust sõltuv (Török et al., 2011).

Peale selle, taimede õisikute morfoloogia on samuti oluliseks teguriks — nt kitsaste ja piklike õisikutega taimede seemnete kogumine masinmeetodil on madala efektiivsusega, samas tugevalt kinnituvate seemnete ja kompaktsete õisikute puhul on kogumisedukus suurim kuivatatud niite puhul (Scotton & Ševčíková, 2017). Lisaks, seemnete kogumine on tõhusam tihedama koega ja harva lateraalselt levivate taimede puhul ning suuremate seemnetega taimede puhul on edukam värske niite meetod (Albert et al., 2019). Ühesõnaga, kogutavate seemnete arvukus on määratud liigirühma, nende omaduste, seemnete küpsusstaadiumi, kogumismeetodi ja transpordi poolt.

Seega, seemnete introductseerimise edukuse tagamine on raske ülesanne, kuna see on mõjutatud mitmetest erinevatest aspektidest, mis samaaegselt vastastikku mõjutavad üksteist. Selleks, et tagada võimalikult kõrge seemnete introductseerimisedukus, tuleks läbi viia taastataval niidul mulla analüüsid ja vajadusel ala ette valmistada, välja valida nii doonorala kui ka

sihtmärktaimestik, valida optimaalseim seemnete kogumisaeg ja -meetod, määrata kogutud seemnete kvaliteet ja kvantiteet, teha selgeks parim introductseerimisaeg ja -meetod ning lõpetuseks protsessi jälgida ja viia retsipientalal läbi taastamisjärgset majandamist (Kiehl et al., 2014). Niitmine ja karjatamine taastamisjärgsetel aladel üldiselt kiirendavad taastumisprotsessi, kuna suureneb heterogeensus (taimestikuta alad, kus on sihtmärkliikidel võimalik taasasustuda), kõdukiht ei akumuleru ja esineb lisa sihtmärktaimede leviste introductsioon kariloomade ning niitmistehnikaga (Török et al., 2011).

2.4. Masinkogutud seemnete ja värske niite meetodite võrdlus

Masinkogutud seemnete ja värske niite meetodid on mõlemad looduslike seemnete kogumisvõimalused, mille korral taimede seemned pärinevad otseselt looduslikest kooslustest (Scotton, 2018b). Need kaks viisi võimaldavad kohaliku päritoluga diaspooride lisamist taastatavatele aladele kui sihtmärkliigid sealt ja ümbruskonnast puuduvad (Kiehl et al., 2010). Mõlema puhul on täheldatud, et nende meetoditega kogutud leviste introductseerimine taastatavatele aladele aitab ületada levikutakistusi ja saavutada sihtmärkkooslustele sarnaseid alasid (Kiehl & Wagner, 2006; Kiehl et al., 2014; Valkó et al., 2016; Albert et al., 2019). Ometigi on mõlemal meetodil nii pluss- kui ka miinusküljed (Tabel 1).

Masinkogutud seemnete meetod (ingl. *brush harvesting/seed stripping*) hõlmab endas spetsiaalse masinaga seemnete kogumist taimkatet lõikamata (Hedberg & Kotowski, 2010; Kiehl et al., 2010). Seemnete kogumise mehhanismil eemaldatakse seemned taimedelt kas pühkimis- või imemismehhanismiga ja kuna taimkatet ei lõigata, siis on võimalik seda meetodit samal alal ning hooajal korduvalt rakendada (Scotton, 2018b). Antud meetod võimaldab seemneid kuivatada, hoiustada ja mittesoovitud liikide seemned enne külvamist eemaldada (Hedberg & Kotowski, 2010). Samas, tihtilugu on kogutud seemnete hulgas madalakasvuliste taimede levisid alaesindatud (Kiehl et al., 2010).

Värske niite meetod (ingl. *green hay/plant clippings*) on doonor aladelt lõigatud ja kokku kogutud taimede levisid sisaldava biomassi translokatsioon retsipientalale (Hedberg & Kotowski, 2010). Alale biomassi laotamine on põhimõtteliselt multšimine, mis soodustab taimematerjalis sisalduvate seemnete idanemist ja vähendab erosiooniohtu (Scotton & Ševčíková, 2017; Scotton, 2018b). Ometigi, liiga paksu niite kihi laotamisel, nt kui kombineerida varasemalt niidetud ja hilisemalt niidetud taimematerjali, on seemnete

idanemine takistatud, kuna valgustingimused on ebapiisavad (Bischoff et al., 2018). Üldjoontes oleneb sobilik niite kogus taimekoosluse tüübist, produktiivsusest ja ala tingimustest (Kiehl et al., 2010).

Värske niite meetod on lihtne ja kergesti läbiviidav, kuna erinevalt masinkogutud meetodist ei ole vajalik spetsiaalse tehnika soetamine (Kiehl et al., 2010). Samas on see ajakriitiline, kuna lõigatud taimede materjal tuleb doonoralt koheselt transportida taastatavale alale (Scotton, 2018b). Seega, eeldab värske niite meetod mõõtmiselt pigem väiksematele retsipientaladele lähedal paiknevate sobilike doonorlade olemasolu, kuna töötlus tuleb koheselt läbi viia (Albert et al., 2019). Väiksemad retsipientalad (enamasti mõne hektari suurusel) on tingitud vähestest sobilikest doonorladest, mis peaksid efektiivseks taastamiseks olema kaks kuni kümme korda taastatavatest aladest suuremad (Török et al., 2011). Üldjoontes on saadavate seemnete hulk siiski värske niite korral suurem kui masinkogutud meetodi puhul (Scotton, 2018b; Albert et al., 2019). Peale selle, värske niite meetod on efektiivne mittesoovitud taimeliikide (nagu nt umbrohtude) mahasurumises, hõlbustades seega veelgi enam sihtmärkkoosluse saavutamist (Török et al., 2011; Albert et al., 2019).

Tabel 1. Värske niite ja masinkogutud seemnete meetodite poolt- ja vastuargumentide võrdlus (Allikad: Hedberg & Kotowski, 2010; Török et al., 2011; Kiehl et al., 2010; Scotton, 2018b; Albert et al., 2019).

	Värske niite meetod	Masinkogutud seemnete meetod
+	1) Lihtsam 2) Ei vaja spetsiaalse masina olemasolu 3) Kogutud seemnete kvantiteet suur 4) Seemnetel on võimalik taastataval alal järelküpseda 5) Lisatav biomass on kui multš, mis hõlbustab seemnete idanemist 6) Taimne materjal vähendab erosiooniohtu 7) Suur seemnete arvukus on võimalik saavutada ka väiksemalt doonorladelt 8) Mittesoovitud taimeliikide pärssimine	1) Ei nõua kohest seemnete külvamist 2) Võimaldab kogutud seemneid hoiustada, sorteerida jms ja seega ka valida parimat introductseerimisega 3) Võimalik rakendada hooaja jooksul samal alal mitmeid kordi 4) Võimaldab koguda seemneid väga suurtelt aladelt 5) Võimaldab vähesemate pingutustega taastada suuremaid alasid 6) Mitmekordse kogumisega on võimalik hõlmata mitmeid erinevate fenoloogiatega liike
–	1) Ajakriitilisus 2) Sobivate lähedal paiknevate doonorlade potentsiaalne puudus	1) Spetsiaalse tehnika vajadus 2) Kogutavate seemnete hulk väiksem

- | | |
|--|--|
| 3) Ühelt alalt tavaliselt võimalik materjali koguda ainult üks kord hooaja jooksul | 3) Võib esineda valikulist kogumist, mille puhul osade taimeliikide seemned on tehnilistel, fenoloogilistel ja/või morfoloogilistel põhjustel alaesindatud |
| 4) Liiga tüse biomassi kiht võib hoopiski inhibeerida seemnete idanemist | |
| 5) Taastatava ala ülempiiriks on tihtilugu mõned hektarid | 4) Seemnete kogumine oleneb väga tugevasti ka ilmastikust |

3. Teaduskirjanduse analüüs

Erinevate seemnete introductseerimismeetodite tulemuslikkusest veelgi põhjalikuma ülevaate saamiseks viisin läbi teemakohaste teadusartiklite otsingu ja analüüsi. Selle tarbeks filtreerisin vastavate märksõnadega teaduskirjanduse andmebaasist välja tööd, mis niidukoosluste taastamiseks rakendasid aktiivseid seemnete lisamise meetodeid. Selleks, et meetodeid tulemuslikkuse alusel omavahel võrrelda, lõin üldistava kategoriseerimise süsteemi asustatud sihtmärkliikide osakaalude ja retsipientaladel saavutatud referentsalade sarnasusmäärade alusel.

3.1. Materjal ja meetodika

Artiklite otsimiseks kasutasin Web of Science andmebaasi ja otsingu parameetrid olid järgmised:

("grassland" AND "restoration") AND ("green hay" OR "hay transfer" OR "plant material" OR "seed transfer" OR "seed stripping" OR "seed harvesting" OR "brush harvesting" OR "seed introduction" OR "brush harvested seeds")

Otsing viidi läbi 29.04.2021 ning tulemuseks oli 135 artiklit, millest sisukokkuvõtte põhjal eemaldas 88 teemasse mitte minevat uurimistööd. Eemaldatud artikliteks olid nt parasvöötmesse mitte kuuluvatele niitudele keskenduvad artiklid, seemnekülvi katset mitte hõlmavad artiklid, erinevaid leviste introductseerimismeetodeid võrdlevad artiklid jne. Allesjäänud 47 teadusartikli (Tabel 4, Lisa 1) põhjal koostas süstemaatilise tabeli.

Iga artikli sisu põhjal täitsin tabelis järgmised lahtrid: katseala piirkond, katseala koordinaadid, artikli ilmutumisaasta, katse kestvus, katseala taastamiseelne seisund, elupaigatüüp, vaadeldava niidu keskmine suurus (hektarites), peamine katses esindatud liigirühm, seemnete introductseerimismeetod(id) ja nende täpsustused (nt ostetud seemnesegude puhul nende liigirikkuse hinnang), lisameetodite kasutamine, seemnete introductseerimismeetodi tulemuslikkus taimedele ja muule elurikkusele, lisameetodi tulemuslikkus taimedele ja muule elurikkusele, katseala pinnase ettevalmistamine, pinnase ettevalmistamise mõju külvatud taimedele ja muule elurikkusele, katse kestel toimuv manipulatsioon ja selle mõju nii taimedele kui ka muule elurikkusele, lisaks taastamisjärgse hoolduse esinemine ning ala üldine maastikuline struktuur. Kui artiklis polnud täpseid koordinaate märgitud, võtsin ligikaudsed mainitud piirkonna koordinaadid.

Seemnete introductseerimismeetodite kategooriateks olid loodusest kogutud seemned, ostetud seemnesegu, värske niide, hein ja segu. Kategooria „segu“ kätkes endas seda, et kui katses oli kasutatud mitut erinevat viisi, siis täpsustasin eraldi lahtris need konkreetset meetodid. „Ostetud seemnesegude liigirikkus“ lahtri täitsin ainult siis, kui katses oli kasutatud seemnesegu, mida hindasin kasutatud liikide arvu järgi kas liigivaeseks (seemnesegus oli 2–8 liigi seemned) või liigirikkaks (seemnesegus oli üle 10 liigi seemned).

Seemnete introductseerimismeetodi tulemuslikkuse hinnang taimedele baseerus artiklites välja toodud asustatud (sihtmärk) taimeliikide katvuste, rohkuste, liigirikkuse ja koosluse sarnasuste andmetel. Muu elurikkuse puhul analüüsisin, mis oli peamiselt taastatavat ala koloniseeriva liigirühma tüüp (sihtmärkliigid või generalistid) ja milline oli edukalt üle viidud sihtmärkliikide osakaal. Nende aspektide alusel lõin 5 tulemuslikkuse kategooriat nii taimede kui ka muu elurikkuse jaoks: kõrge, mõõdukas, madal, negatiivne, puudub. Kuna artiklite tulemuste esitamine oli vägagi varieeruv, siis piiritlesin neid kategooriaid järgnevalt: a) „kõrge“ korral oli lõplikult asustatud taimeliikide arvukuse ja/või katvuse protsent 60–100% ja/või tulemused tulid statistiliselt tugevalt oluliseks ja/või meetod aitas tugevalt taastamisele kaasa ning taastatav ala sarnanes vägagi referentsalale; b) „mõõdukas“ korral oli antud protsent vahemikus 30–59% ja/või tulemused tulid statistiliselt oluliseks ja/või taastamisel oli keskmine positiivne mõju elurikkusele, taastatav ala muutus enam-vähem referentsala sarnaseks; c) „madal“ puhul oli protsent vahemikus 1–29% ja/või tulemused ei tulnud statistiliselt oluliseks ja/või taastamisel oli nõrk või kerge mõju elurikkusele ning taastatav ala ei sarnanenud doonorale; d) „negatiivne“ korral oli meetod elurikkust pärssiv; e) „puudub“ korral polnud artiklis seda aspekti kas uuritud või sellel ei olnud mõju.

Pinnase ettevalmistamise ja katse kestel toimunud manipulatsiooni mõju taastatavale elurikkusele hindasin kolmes kategoorias: positiivne, negatiivne või puudub. Need hinnangud lasusid jällegi artiklites esitatud andmete kombineerimisel. Lahtri „Taastamisjärgne hooldus“ variandid jagunesid neljaks: niitmine, karjatamine, segu ja puudub, kus „segu“ hõlmas jällegi mitme erineva hooldusmeetodi kombineerimist. „Maastiku struktuur“ iseloomustas taastatavat ala ümbritsevat piirkonda, kas seal paiknesid niidud lähedal või oli ala niitudest isoleeritud.

Kusjuures, sellist süstemaatilist seemnete introductseerimismeetodeid käsitlevate teadusartiklite ülevaadet ei olegi veel teadusmaastikul avaldatud. Slodowicz et al. (2019) on küll antud teemal

avaldanud ülevaateprotokolli, kuid tegelikkuses ei käsitlee see pilootprojekt veel tulemusi, vaid esialgse tööprotsessi kirjeldust. Sellest võib siiski järeldada, et lähiaastatel peaks neilt ilmuma laiaulatuslik tulemusi käsitlev uurimistöö. Seetõttu on hetkel väga huvitav ka sellise väikese valimi (n=47) põhjal esmakordselt anda süstemaatiline ülevaade niitude taastamiste tulemustest erinevates Euroopa piirkondades just seemnete lisamispraktikate vaatenurgast.

3.2. Teaduskirjanduse analüüsi tulemused

47 seemnete introductseerimist käsitlevast artiklist 38 (81%) keskenduvad niitude taimekoosluste taastamisele ja 9 (19%) selgrootutele. Selgrootute puhul on peamiselt tegemist kas mardikaliste (*Coleoptera*) (33%) või sihktiivalistega (*Orthoptera*) (44%), ülejäänud hindavad taastumist nematoodide (*Nematoda*) seisukohast ja üleüldiselt selgrootute seisukohast.

Artiklites käsitletud katsealad hõlmavad 57 eripiirkonda (Joonis 5). Neist ligikaudu kolmandik viidi läbi Saksamaal ja teist sama palju Inglismaal. Kolmandaks kõige sagedasemaks artiklites mainitud piirkonnaks oli Prantsusmaa (14%), millele järgnes 7% esindatusega Ungari. Šveits, Itaalia ja Austria olid vähesel määral esindatud, vastavalt 5%, 4% ja 4%. Piirkonnad, mis seemnekülvi artiklites ainult ühe korra läbi käisid, olid Norra, Soome, Poola, Tšehhi ja Slovakkia.

Ligikaudu pooled teadusartiklites kirjeldatud katsetest kestsid ≤ 4 aastat ja ülejäänud rohkem kui 4 aastat. Kusjuures, 6 artikli puhul oli katseperiood pikem või võrdne 10 aastaga ning kõigest 2 neist ületasid 20. aastat. Paljude



Joonis 5. Kaart visualiseerimaks analüüsitud teaduskirjanduse katsealade piirkondasid.

artiklite autorid toonitasid aga pikemaajalise niidu taastamisjärgse seire ja hindamise olulisust, et paremini hinnata taastamisjärgset suktsessiooni (e.g. Auestad et al., 2015; Durbecq et al., 2021). Artiklites käsitletud katsealade keskmiseks suuruseks oli 8,4 ha, samas kõige laiaulatuslikumaks katsealaks oli 94,8 ha suurune niit ja väikseimaks 0,03 ha suurune ala. Samas, osades artiklites polnudki kindlat niidu pindala mainitud, vaid ainult katse töötalusalade mõõtmed, mille järgi arvutasin umbkaudse pindala. Katsealad paiknesid enamasti kas kuivadel (44%) või parasniisketel (46%) aladel ja kõigest 10% korral oli tegemist niiskete elupaigatüüpidega. Veelgi enam, sellel parameetril ei olnud tugevat mõju meetodite efektiivsusele, kuna tulemuslikkused varieerusid tihti sama elupaigatüübi piires.

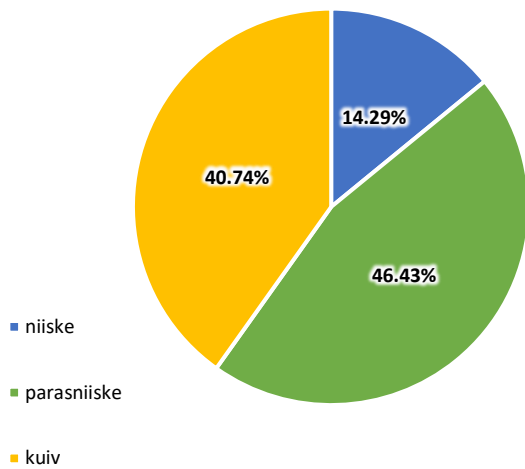
Artiklites käsitletud taastatavate alade taastamiseelsed seisundid jagunesid kolme variandi vahel: degradeerunud niidud (48%), endised põllumaad (47%) ja endised tööstusalad (3%). Järgnevates alapeatükkides esitlengi saadud tulemusi nende seisundite vaatepunktidest.

3.2.1. Teaduskirjanduse analüüsi tulemused degradeerunud niitude alusel

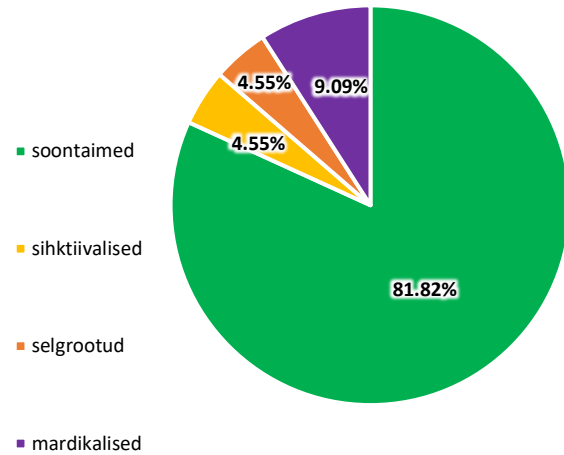
Degraddeerunud niitude koosluste taastamist seemnete külviga käsitlesid 21 artiklit, mille 21 katsest 62% kehtisid kuni (k.a) 4 aastat ja 38% rohkem kui 4 aastat. Nende artiklite katsealade keskmiseks suuruseks oli ligikaudu 12 ha, sealjuures maksimaalseks maa-alaks 60 ha ja kõige väiksemaks oli 0,03 ha suurune niit.

Võrdlemisi pooleks oli kuivade ja parasniiskete kasvukohtade esindatus, samas kui niisked alad moodustasid tervikust 14%. 18 artiklit keskendusid taimkatte taastamisele, 2 mardikaliste taasasustamisele ja nii sihktiivaliste kui ka üldise selgrootute (nt mardikaliste, ämblikuliste, limuste) koosluste taastumist analüüsiti kumbagi 1 artiklis. Seemnete introductseerimismeetodid jagunesid kaheksaks: loodusest kogutud seemned, ostetud seemnesegu, värske niide, hein, istutamine, pinnase translokatsioon, mehhaniseeritud rehepeks ja segu kahest meetodist (värske niide ja kuivatatud heina laotamine) (Joonis 6). Kõige enam kasutatavateks meetoditeks olid värske niide (33 juhul) ja loodusest masinatega kogutud seemned (16 juhul). Kasutatud taastamisviiside kogus ületab artiklite arvu selle tõttu, et mitmed artiklid uurisid samaaegselt mitme erineva meetodi mõju.

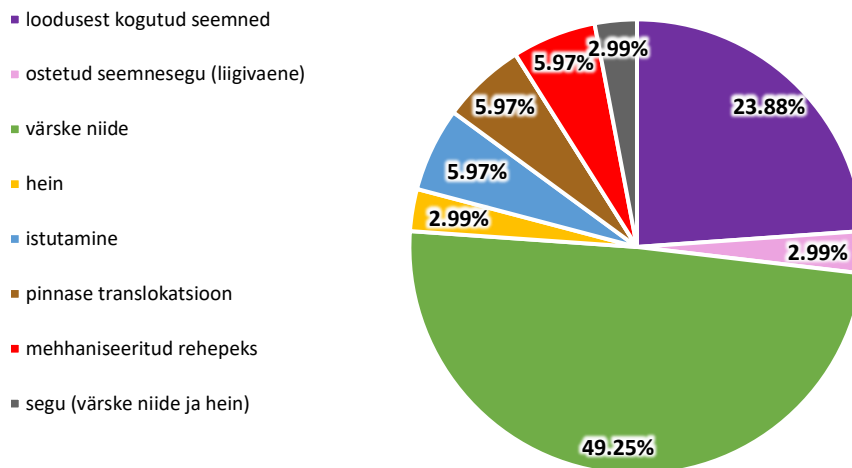
Niidu elupaigatüüp



Peamine liigirühm

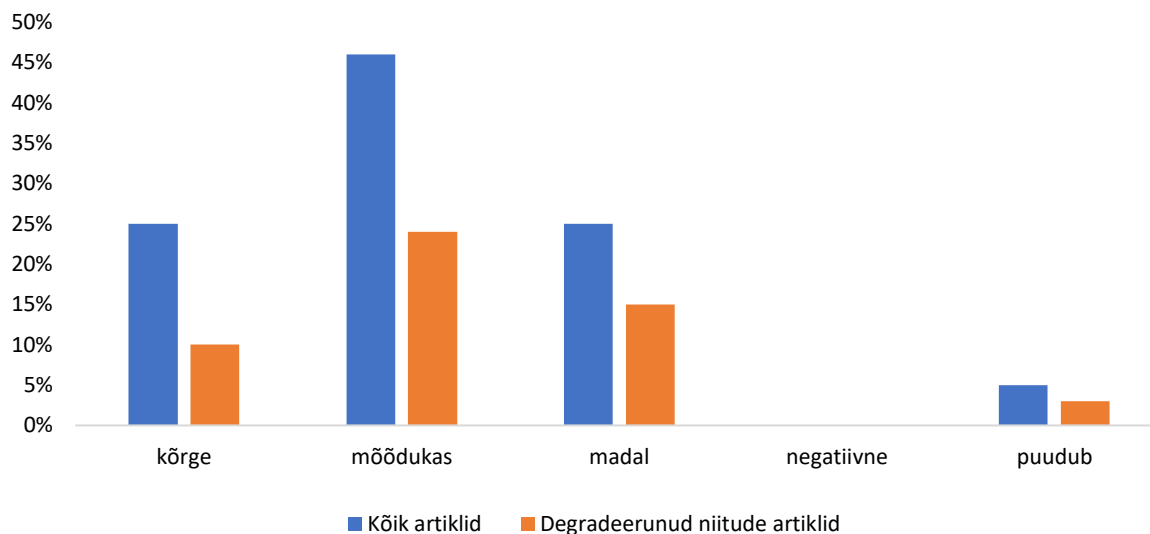


Seemnete introductseerimismeetodid



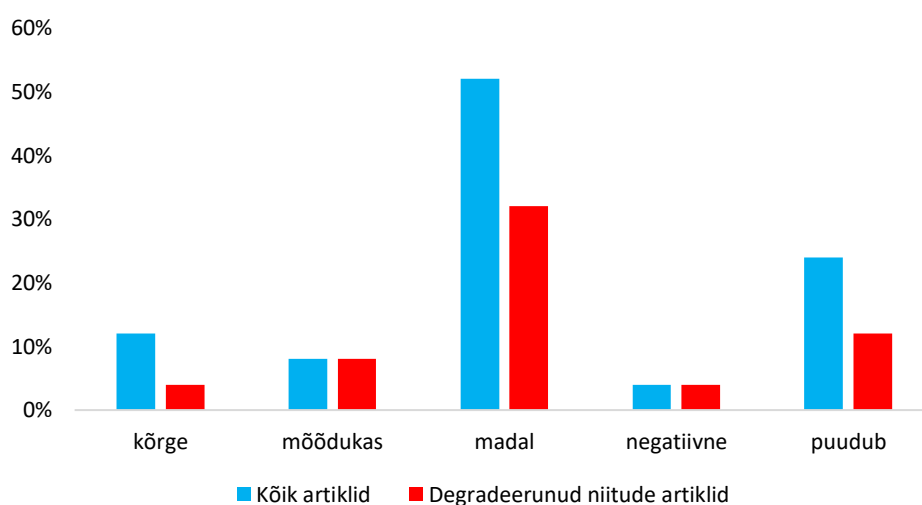
Joonis 6. Kokkuvõtlik jaotumise ülevaade degradeerunud niitude taastamist käsitlevates teadusartiklites mainitud niitude elupaigatüüpide, katsetes käsitlevate peamiste liigirühmade ja kasutatud seemnete introductseerimismeetodide kohta.

Analüüsimisel selgus, et artiklites ei tuvastatud seemekülvipoolset negatiivset mõju taimekoosluste taastumisele. Veelgi enam, 46% juhtudest oli tulemuslikkus mõõdukas, 20% kõrge ja 28% madal. Kuuel protsendil artiklitest ei kirjeldatud mõju taimedele, vaid keskenduti ainult mõnele muule liigirühmale. Võrreldes kõigi teadusartiklitest koondatud taimedele keskenduvate seemnete introductseerimismeetodite tulemuslikkuse andmetega järgisid degradeerunud niitude andmed suuresti üldist trendi ja suuri erinevusi polnud (Joonis 7). Seejuures, keskmiselt moodustas lõplikult asustatud sihtmärktaimede rohkus retsipientaladel 78% ja nende katvus 46% üldkatvusest, kus viimane näitaja tõusis artiklites läbiviidud katsekestvuste jooksul keskmiselt 34%, samas kui esimene näitaja kõigest 12%. Ühtlasi, taimekoosluste sarnasused referentsaladele olid keskmiselt rohkem erinevad kui liigirikkused.



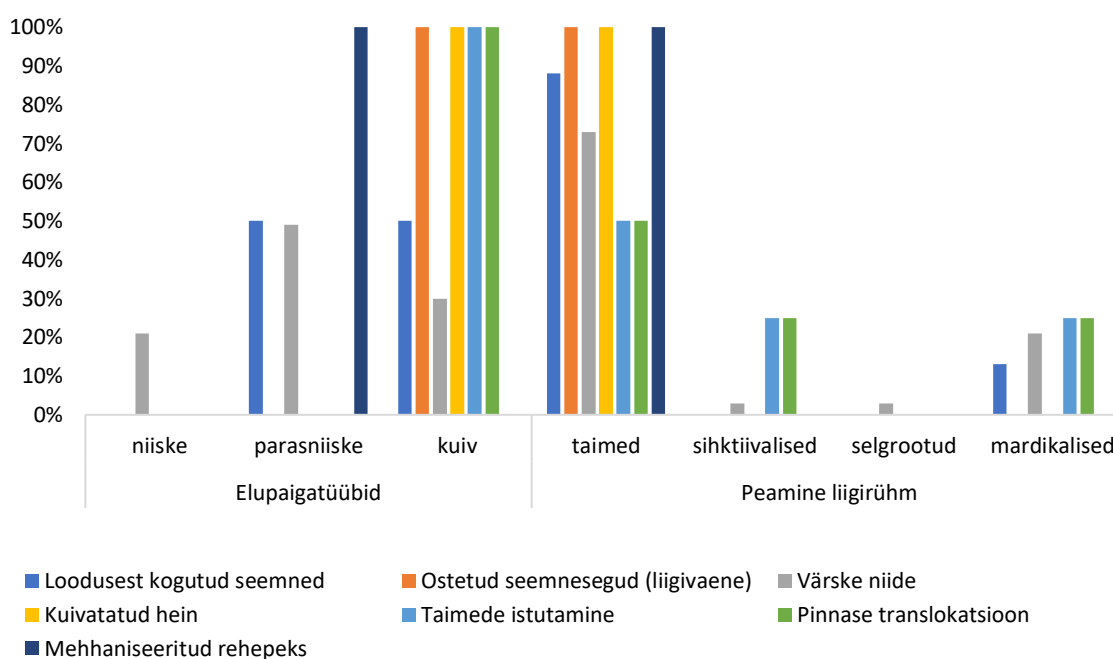
Joonis 7. Kõigi artiklite ja ainult degradeerunud niitusid hõlmavate artiklite võrdlus niidu taimekooslustele taastumise tulemuslikkusest seemnete introductseerimismeetodite rakendamisel.

Muu elurikkuse ehk põhimõtteliselt putukate koosluste taastumisel erinevate seemnete introductseerimismeetodite kasutamisel oli tulemuslikkus 4% juhtudest kõrge, 8% mõõdukas, 32% madal, 12% mõju puudus ja 4% korral oli see hoopiski negatiivne. Viimase puhul oli tegemist värske niite laotamise meetodiga, mis ei hõlbustanud sihtmärkliikide taasisustumist, vaid hoopiski mittesooitud mardikaliste koloniseerimist. Kõrvutades neid väärtusi kõigi 47 analüüsitava artikli samade osakaaludega, on tulemused samuti üldtrendi järgivad (Joonis 8). Üheks väikeseks erinevuseks on see, et kategooria „kõrge“ protsent oli degradeerunud niitude puhul väiksem.



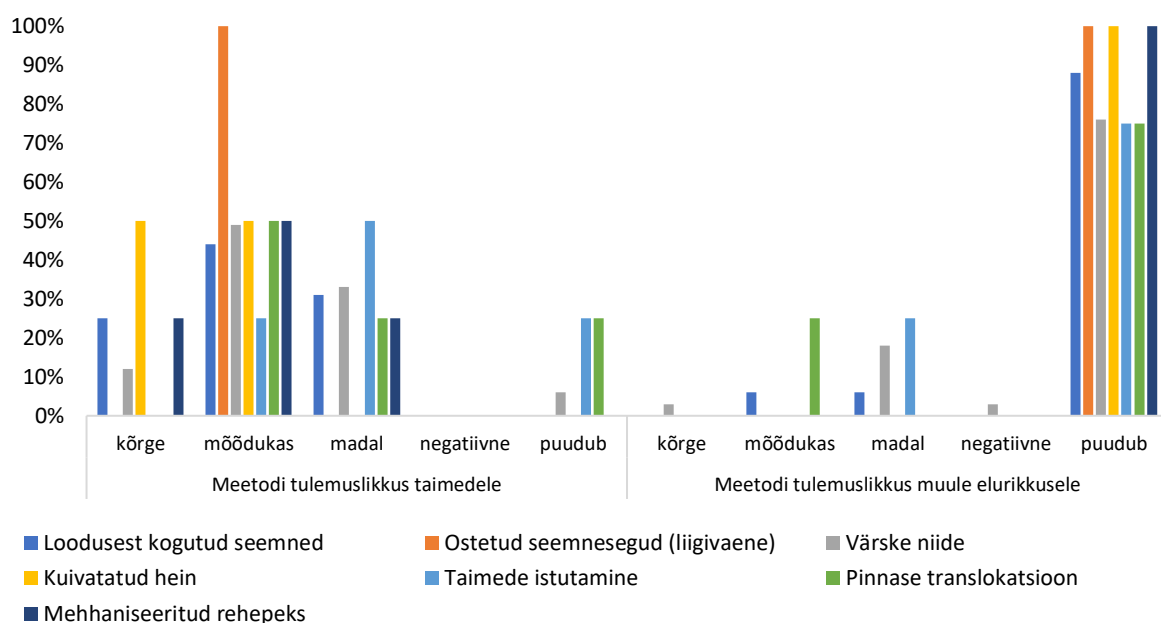
Joonis 8. Kõigi artiklite ja ainult degradeerunud niitusid hõlmavate artiklite võrdlus niidu muu elurikkuse taastumise tulemuslikkusest seemnete introductseerimismeetodite rakendamisel.

Veelgi enam, uurides degradeerunud niitude retsipientaladel kasutatud seemnete introductseerimismeetodeid eraldi, selgusid järgmised tõsiasiad (Joonised 9–10): **a) loodusest kogutud seemnete** (16 artiklit) elupaigatüüpidest pooled olid kuivad ja pooled parasniisked; suuresti uuriti taimekoosluste taastumist (88%) ja vähemal määral mardikaliste taastatavate alade asustamist (12%); tulemuslikkus taimedele oli 7 juhul mõõdukas (44%), 5 juhul madal (31%) ja 4 juhul kõrge (25%) ning muule elurikkusele 6% mõõdukas, 6% madal ja 88% korral seda ei uuritud; **b) ostetud seemnesegude** korral (2 artiklit) oli tegemist ainult kuivade elupaigatüüpidega, ainult taimekoosluste uurimisega ja kasutuses olid ainult liigivaesed segud ning seemnesegude külvamise tulemuslikkus taimedele oli mõlemal juhul mõõdukas; **c) värske niide** (33 artiklit) laotati 49% katsetest parasniisketele aladele, 30% korral kuivadele ja 21% korral niisketele maa-aladele; jällegi uurisid enamuse artiklite autoreid taastamismeetmete mõju taimedele (72%), vähemal määral mardikalistele (21%) ja ülejäänud kaks artiklit keskendusid vastavalt kõigile selgrootutele ja sihktiivalistele; värske niite kasutamise tulemuslikkus taimedele oli 49% korral mõõdukas ja 12% korral kõrge, samas 33% puhul madal; tulemuslikkus muule elurikkusele oli 3% korral kõrge, 18% juhtudest madal, 3% puhul negatiivne, kuid suuresti (76%) seda aspekti ei uuritud; **d) kuivatatud hein** (2 artiklit) oli kasutuses ainult taimekoosluste taastasustamiseks kuivadel aladel ning ühel juhul tuli selle tulemuslikkus kõrgeks, teisel juhul mõõdukaks; **e) taimede istutamise** (4 artiklit) katsed keskendusid kuivades elupaigatüüpides 50% juhtudest taimedele, 25% mardikalistele ja ülejäänud veerand sihktiivalistele, mille puhul oli meetodi mõju taimkattele vastavalt madal,



Joonis 9. Teadusartiklites käsitletud degradeerunud niitude elupaigatüüpide ja liigirühmade jaotuvused vastavalt kasutatud seemnete introductseerimismeetoditele.

mõõdukas ja tulemuslikkus puudus, putukaid see meetod aga ei mõjutanud; **f) pinnase translokatsioon** (4 artiklit) viidi samuti läbi ainult kuivadel aladel ja liigirühmade osakaalud olid ka samad nagu taimede istutamise puhul, kuid erinevus seisnes selles, et 2 artikli põhjal tuli tulemuslikkus kõrgeks, 1 puhul mõõdukaks ja 1 puhul seda ei hinnatud, lisaks muul elurikkuse jaoks 75% juhtudest tulemuslikkus puudus, kuid ühel juhul hinnati see mõõdukaks; **g) nn mehhaniseeritud rehepeksu** (5 artiklit) viljeleti parasniisketel maa-aladel, käsitledes ainult taimerühmasid, mille puhul meetme tulemuslikkust hinnati pooltel juhtudel mõõdukaks, 25% korral nii kõrgeks kui ka madalaks.



Joonis 10. Teadusartiklites käsitletud degradeerunud niitudel rakendatud taastamismeetmete tulemuslikkused nii taimede kui ka muule elurikkusele vastavalt kasutatud seemnete introductseerimismeetoditele.

Degraddeerunud niitude puhul olid külvatud seemnete idanemise ja taastamisedukuse hõlbustamiseks kasutuses 5 erinevat lisameetodit: niitmine, karjatamine, multšimine, lisa seemnesegude külvamine ja kahe viimase variandi kombinatsioon. Kõige rohkem kasutati neist küll niitmist (8%), kuid siiski enamus artiklites ei kasutatud üldse lisameetodeid (80%). Lisameetodite rakendamise korral oli tulemus taimedele positiivne (2 juhul kõrge ja 6 juhul mõõdukas), samas muu elurikkuse jaoks mõju ei hinnatud.

Pinnase ettevalmistamist rakendati 48 korral, millest 54% randaalimist, 31% pealmise mullakihi eemaldamist, 13% äestamist, 2% kahe viimase segu. 40% artiklites aga oma katsetes retsipientalade pinnast ei muutnud. Seejuures 60% juhtudest oli pinnase ettevalmistamisel

taimekoosluste taastumisele positiivne mõju ja ülejäänud 40% mõju ei tuvastatud. Lisaks, 2 artiklit raporteerisid positiivset mõju ka muule elurikkusele, see-eest enamus selgrootute liigirühmasid käsitlevaid artikleid ikkagi mõju ei tuvastanud.

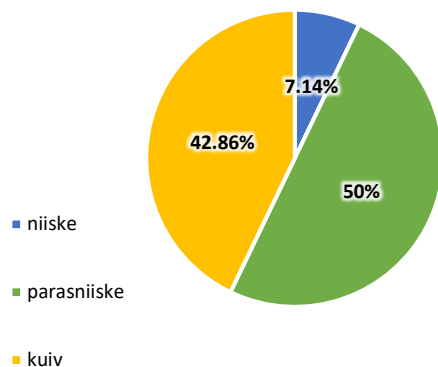
Katsete kestel viidi degradeerunud niitudel 9 juhul 22 läbi niitmist või karjatamist või neid mõlemat, lisaks osade katsete jooksul rakendati ühe niidu piires mitut erinevat varianti. Samas umbes 50% katsealasid siiski sedasi ei mõjutatud. Teisalt, osad artiklid võrdlesid degradeerunud niitude taastamisel seemnete introductseerimisega korraga katse kestel nii manipulatsiooni esinemise kui ka selle puudumise mõju. Juhul kui tuvastati katse kestel rakendatud manipulatsioonil mõju taimestikule, siis oli see enamasti positiivne (20%), kuid kahel juhul ka negatiivne. See negatiivne aspekt oli seotud karjatamise pärssiva toimega idanevatele taimedele, aga see efekt oli väga väike ja ajutine, kuna katse lõpuks see mõju olulist rolli üldpildis ei mänginud.

3.2.2. Teaduskirjanduse analüüsi tulemused endiste põllumaade alusel

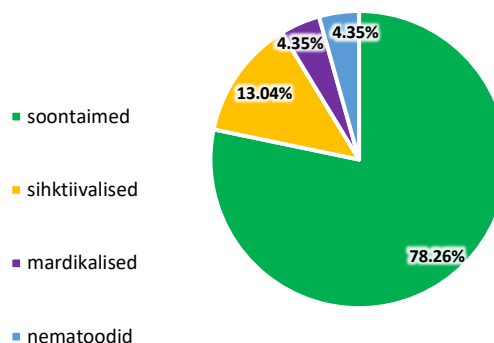
Endiste põllumaade niitudeks muutmist seemnete külviga käsitlesid 23 artiklit, milles läbiviidud katsest 43% kestsid kuni (k.a) 4 aastat ja 57% rohkem kui 4 aastat. Nende artiklite katsealade keskmiseks suuruseks oli ligikaudu 6,4 ha, sealjuures maksimaalseks maa-alaks 94,8 ha ja kõige väiksemaks oli 0,1 ha suurune ala.

Võrdlemisi pooleks oli ka endiste põldude korral kuivade ja parasniiskete kasvukohtade esindatus, samas kui niisked alad moodustasid tervikust 7%. 18 artiklit keskendusid taimkatte taastamisele, 3 sihktiivaliste taastatud alade koloniseerimise uurimisele, 1 mardikaliste taasasustamisele ja veel 1 nematoodidele. Seemnete introductseerimismeetodeid oli seitse: loodusest kogutud seemned, ostetud seemnesegu, värske niide, hein, mätaste/kamarate siirdamine, mehhaniseeritud rehepeks ja segu kahest meetodist (ostetud seemnesegu ja värske niite laotamine) (Joonis 11). Kõige enam kasutatavateks meetoditeks olid värske niide (30 juhul), masinkogutud seemned (8 juhul) ja ostetud seemnesegude külvamine (6 juhul).

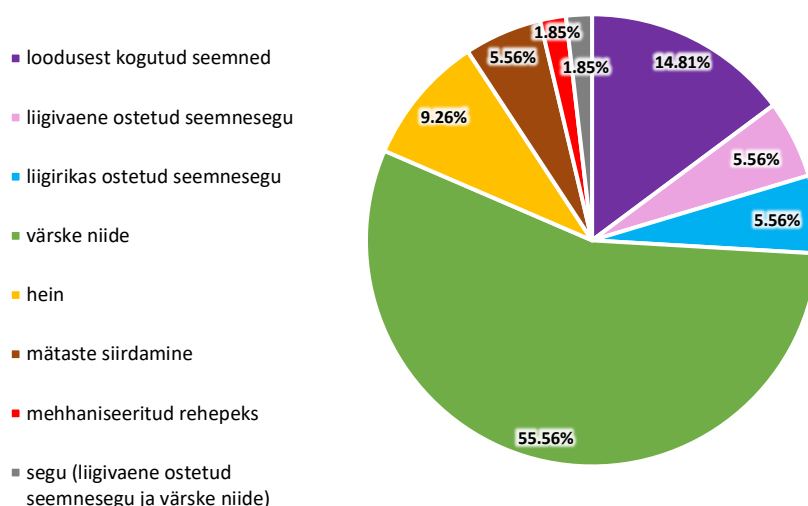
Elupaigatüüp



Peamine liigirühm



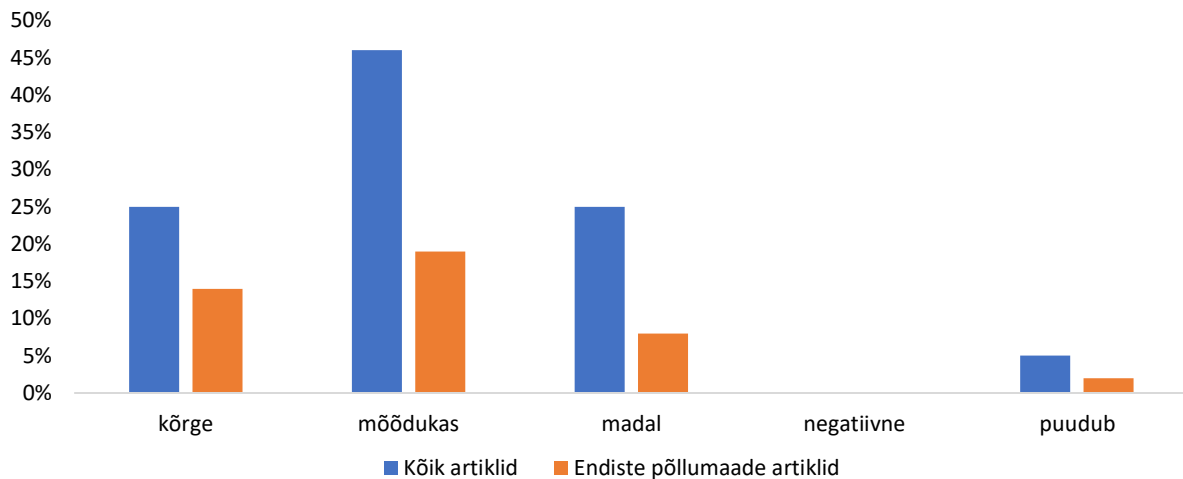
Seemnete introductseerimismeetod



Joonis 11. Kokkuvõtlik jaotumise ülevaade endiste põllumaade taastamist käsitlevates teadusartiklites mainitud niitude elupaigatüüpide, katsetes käsitlevate peamiste liigirühmade ja kasutatud seemnete introductseerimismeetodite kohta.

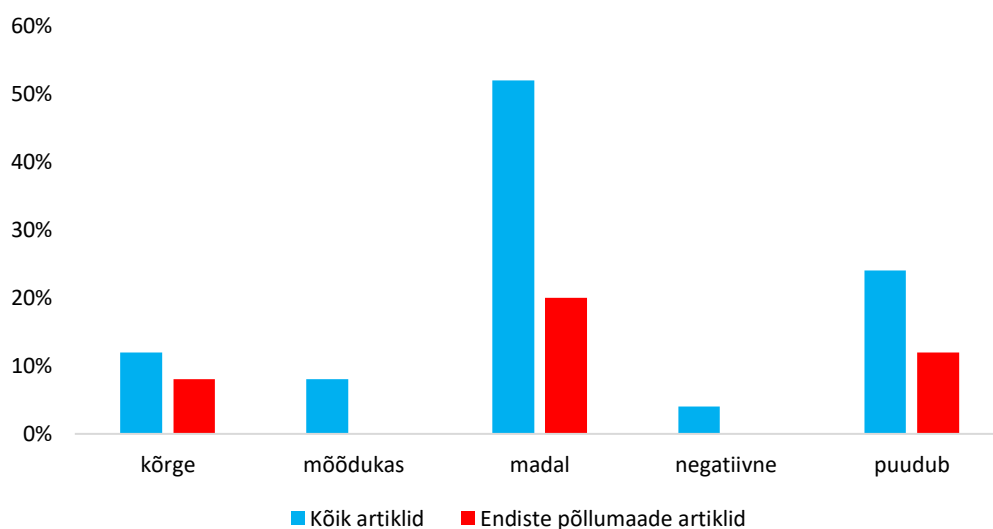
Analüüsimisel selgus, et endiste põllumaade taastamist käsitlevates artiklites ei tuvastatud seeme introductseerimisel negatiivset mõju taimekoosluste taastumisele. 44% juhtudest oli tulemuslikkus hoopis mõõdukas, 33% kõrge ja 19% madal. Lisaks, 4% korral ei tuvastatud mõju taimedele, sest ühel juhul keskenduti ainult muule elurikkusele ja teises artiklis oli mõju puudus seotud liigivaese seemnesegu külvmisega, millel polnud efekti taimekoosluste taastumisele. Võrreldes kõigi teadusartiklitest koondatud taimedele keskenduvate seemnete introductseerimismeetodite tulemuslikkuse andmetega järgisid endisi põllumaade taastumist uurivad artiklite andmed suuresti koondandmete trendi ja suuri erinevusi polnud (Joonis 12). Seejuures, keskmiselt moodustas lõplikult asustatud sihtmärktaimede rohkus retsipientaladel

55% kogu taimekooslusest ja nende katvus 62%, kus ka endiste põllumaade puhul tõusis sihtmärkliikide katvuse näitaja keskmiselt 2,1 korda ja liigirohkus 1,3 korda. Ühtlasi, taimekoosluste sarnasused referentsaladele olid keskmiselt palju rohkem erinevad kui liigirikkused.



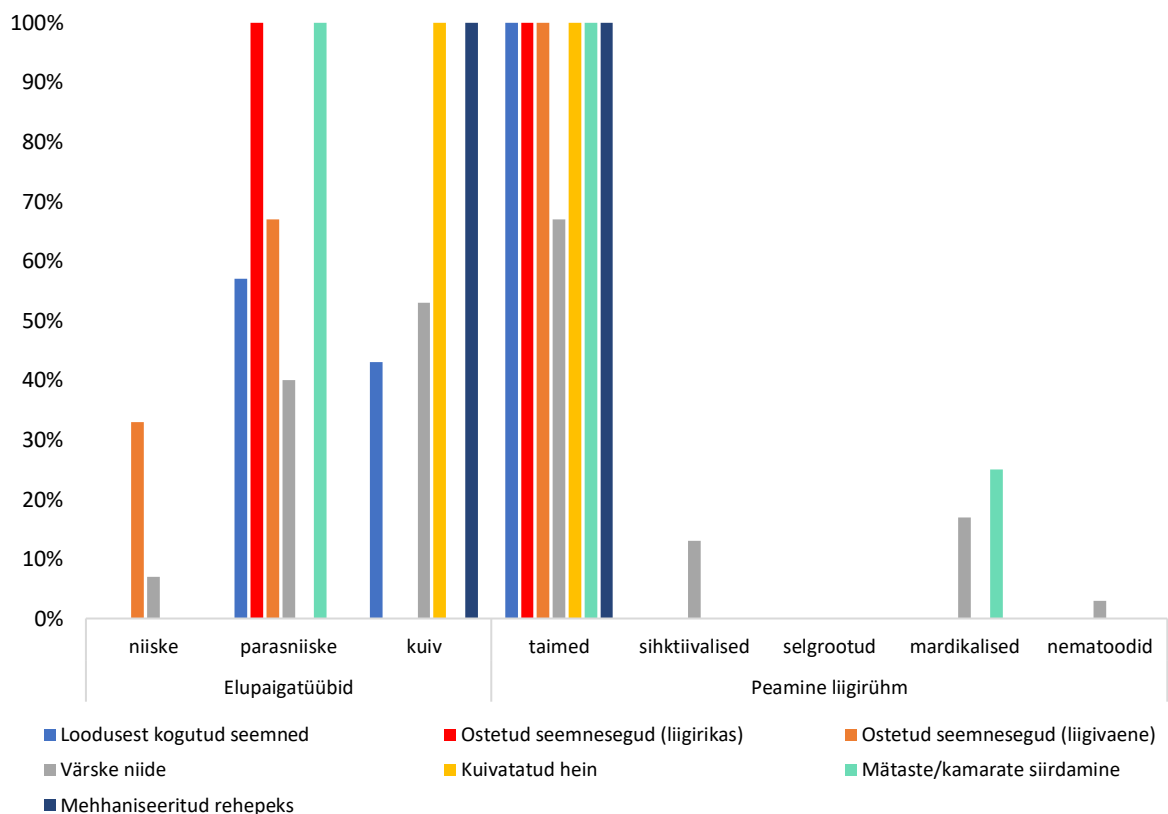
Joonis 12. Kõigi artiklite ja ainult endisi põllumaid hõlmavate artiklite võrdlus niidu taimekooslustele taastamise tulemuslikkusest seemnete introductseerimismeetodite rakendamisel.

Muu elurikkuse taastumisel erinevate seemnete introductseerimismeetodite kasutamisel oli tulemuslikkus 20% juhtudest kõrge, 50% madal, 30% mõju puudus ja mõõdukat mõju ei täheldatud. Kõrvutades neid väärtusi kõigi 47 analüüsitava artikli samade alamkategooriate osakaaludega, on näha varieeruvusi, kuid proportsioonid on siiski üldjoontes samad (Joonis 13).



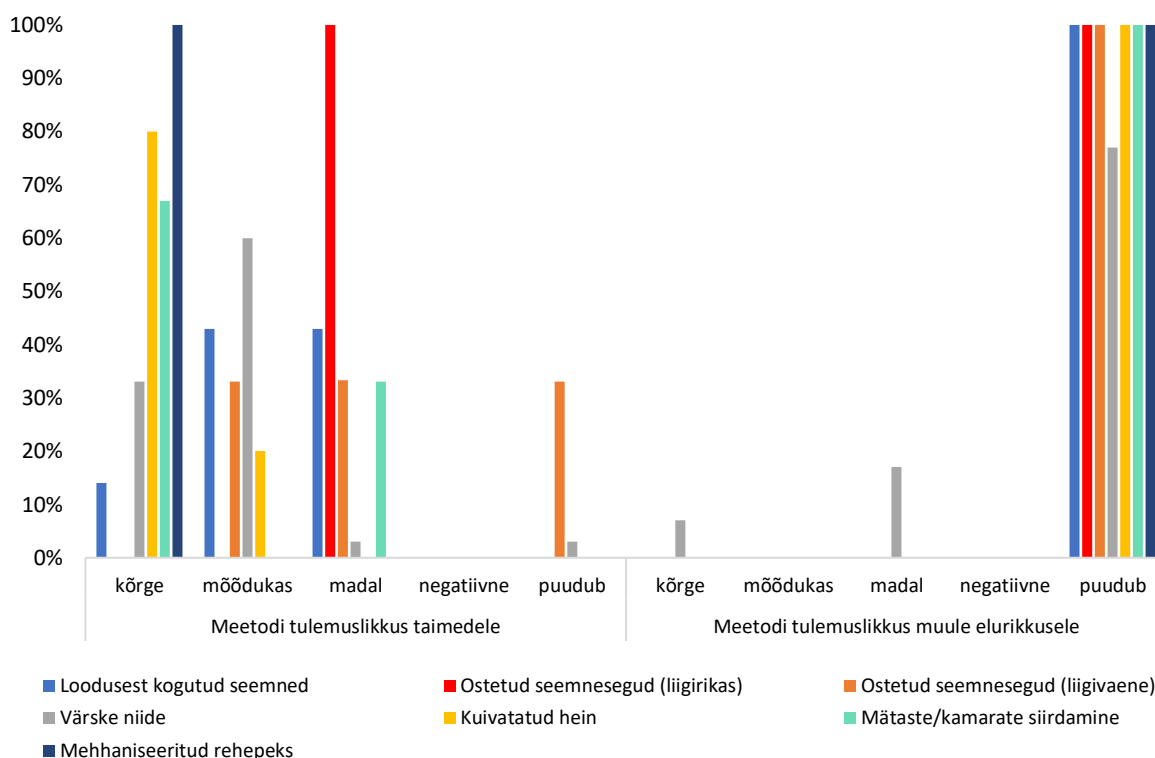
Joonis 13. Kõigi artiklite ja ainult endisi põllumaid hõlmavate artiklite võrdlus niidu muu elurikkuse taastamise tulemuslikkusest seemnete introductseerimismeetodite rakendamisel.

Veelgi enam, uurides endiste põllumaaadel niitude taastamiseks kasutatud seemnete introductseerimismeetodeid eraldi, selgusid järgmised tõsiasjad (Joonised 14–15): **a) loodusest kogutud seemnete** (7 artiklit) elupaigatüüpidest 43% olid kuivad ja 57% parasniisked; keskenduti ainult taimekooslustele ja nende taastumise tulemuslikkus oli 3 juhul mõõdukas (43%), 3 juhul madal (43%) ja ainult 1 artikli andmete põhjal kõrge (14%); **b) ostetud seemneseigude** (6 artiklit) elupaigatüüpidest enamik olid parasniisked (5 artiklit) ja 17% niisked (1 artikkel), keskenduti ainult taimekoosluste taastumise uurimisele; pooled kasutuses olevatest seemneseigudest olid liigivaesed ja ülejäänud pooled liigirikkad, mille puhul oli külvamise tulemuslikkus taimedele esimese variandi puhul madal (3 artiklit) ja teise variandi korral (3 artiklit) ühel juhul mõõdukas, teisel juhul madal ning kolmanda puhul mõju puudus; **c) värske niide** (30 artiklit) laotati 7% katsetest niisketele aladele, 40% parasniisketele aladele, 54% korral kuivadele taastatavatele aladele; enamus artiklite autoreid uurisid taastamismeetmete mõju taimedele (67%), vähemal määral mardikalistele (17%), sihktiivalistele (13%) ja 1 artikkel keskendus ka nematoodidele (3%); värske niite kasutamise tulemuslikkus taimekoosluste taastumisele oli 60% korral mõõdukas ja 33% korral kõrge ja 3% nii madal kui ka mõjuta; tulemuslikkus muule elurikkusele oli 7% korral kõrge, 17% juhtudest madal, samas üldjoontes (77%) seda aspekti ei uuritud; **d) kuivatatud hein** (5



Joonis 14. Teadusartiklites käsitletud taastatavate endiste põllumaaade elupaigatüüpide ja liigirühmade jaotuvused vastavalt kasutatud seemnete introductseerimismeetoditele.

artiklit) oli kasutuses ainult taimekoosluste taastasustamiseks kuivadel aladel ning neljal juhul tuli selle tulemuslikkus kõrgeks, ühel juhul mõõdukaks; **e) mätaste/kamarate siirdamise** (3 artiklit) katsed keskendusid parasniisketes elupaigatüüpides ainult taimekoosluste taastamisele, mille korral 67% ulatuses oli selle meetodi mõju kõrge ja 33% ulatuses madal; **f) nn mehhaniseeritud rehepeksu** (1 artiklit) rakendati kuival taastataval alal ainult taimekoosluste taastamiseks, mille puhul meetme tulemuslikkust oli kõrge.



Joonis 15. Teadusartiklites käsitletud endistel põllumaadel rakendatud taastamismeetmete tulemuslikkused nii taimedele kui ka muule elurikkusele vastavalt kasutatud seemnete introductseerimismeetoditele.

Külvatud seemnete idanemise ja taastamisedukuse hõlbustamiseks taastatavatel endistel põldudel kasutati 4 erinevat lisameetodit: niitmist, karjatamist, herbitsiidide lisamist ja multšimist. Sellegipoolest, suuresti siiski lisameetodeid seemnete introductseerimiseks ei kasutatud (82%), küll aga oli neist kõige rohkem kasutuses olev meetod herbitsiidide kasutamine (8%). Taimekoosluste taastamisele mõjus lisameetodite rakendamine positiivselt, kus 17% kordadest oli tulemuslikkus mõõdukas või madal. Enamus kordadest aga mõju ei tuvastatud (67%), lisaks oli niitmisel kui lisameetodil madal efekt sihktiivalistele.

Pinnase ettevalmistamist rakendati 52 korral, millest 4% randaalimist, 25% pealmise mullakihi eemaldamist, 15% äestamist, 17% kahe viimase segu ning 8% juhtudest ka substraadi lisamist.

31% katsetest retsipliantalade pinnast ei muutnud. Seejuures 17 korral oli pinnase ettevalmistamisel taimekoosluste taastumisele positiivne mõju ja ülejäänud 21 korral mõju puudus. Lisaks, 2 artiklit raporteerisid positiivset mõju ka muule elurikkusele ja 1 artiklis leiti, et pealmise mullakihi eemaldamine sihktiivaliste koosluste taastumist ei mõjutanud.

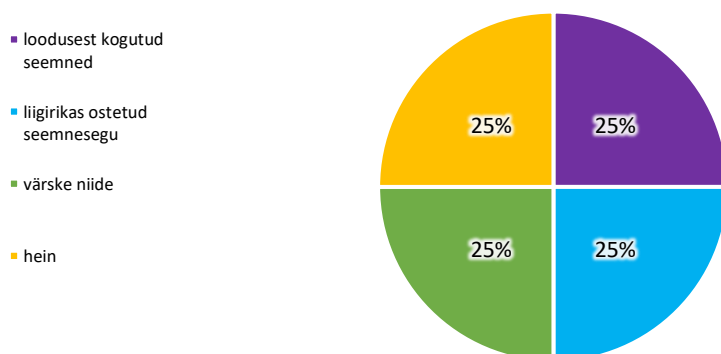
Katsete kestel viidi põllumaade ennistamisel niitudeks 22 korral läbi niitmist, niitmistest 18% vähem karjatamist. Lisaks kasutati ühes artiklis kolmel erineval töötlusel nii karjatamist kui ka niitmist (6%). Samas umbes 46% katsealasid siiski nende loetletud viisidega ei mõjutatud. Veelgi enam, ainult ühe artikli autorid võrdlesid endistele põllumaadele niidukoosluste rajamisel seemnete introductseerimisega korraga katse kestel nii manipulatsiooni esinemise (niitmise ja karjatamise) kui ka selle puudumise mõju. Juhul kui tuvastati katse kestel rakendatud manipulatsioonil mõju taimestikule, siis oli see positiivne (4 juhul).

3.2.3. Teaduskirjanduse analüüsi tulemused endiste tööstusalade alusel

Mahajäetud tööstusalade (nt kaevanduste, ehitusplatside) niitudeks muutmist seemnete külvinga käsitlesid kõigest 3 artiklit, mille katsetest kolmandik kestsid kuni (k.a) 4 aastat ja kaks kolmandikku rohkem kui 4 aastat. Nende artiklite katsealade keskmiseks suuruseks oli ligikaudu 2 ha, sealjuures maksimaalseks maa-alaks 4,5 ha ja kõige väiksemaks oli 0,01 ha suurune ala.

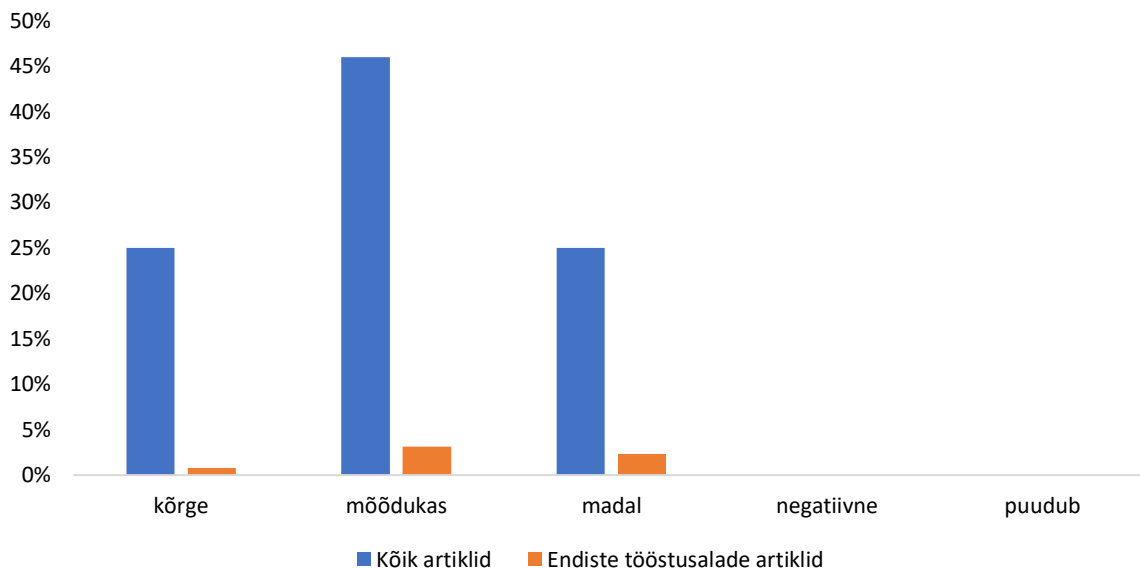
Artiklites käsitletud endised tööstusalad paiknesid kõik kuivadel kasvukohtadel ja uurisid seemnete introductseerimise mõju ainult taimekooslustele. Nendeks meetoditeks olid loodusest kogutud seemned, liigirikas ostetud seemnesegu, värske niide ja kuivatatud hein (Joonis 16). Kõik neli rakendatud meetodit moodustasid tervikust veerandi.

Seemnete introductseerimismeetodid



Joonis 16. Analüüsitud artiklite põhjal koostatud kokkuvõtlik ülevaade endistel tööstusaladel kasutatavates seemnete introductseerimismeetodite jaotumisest.

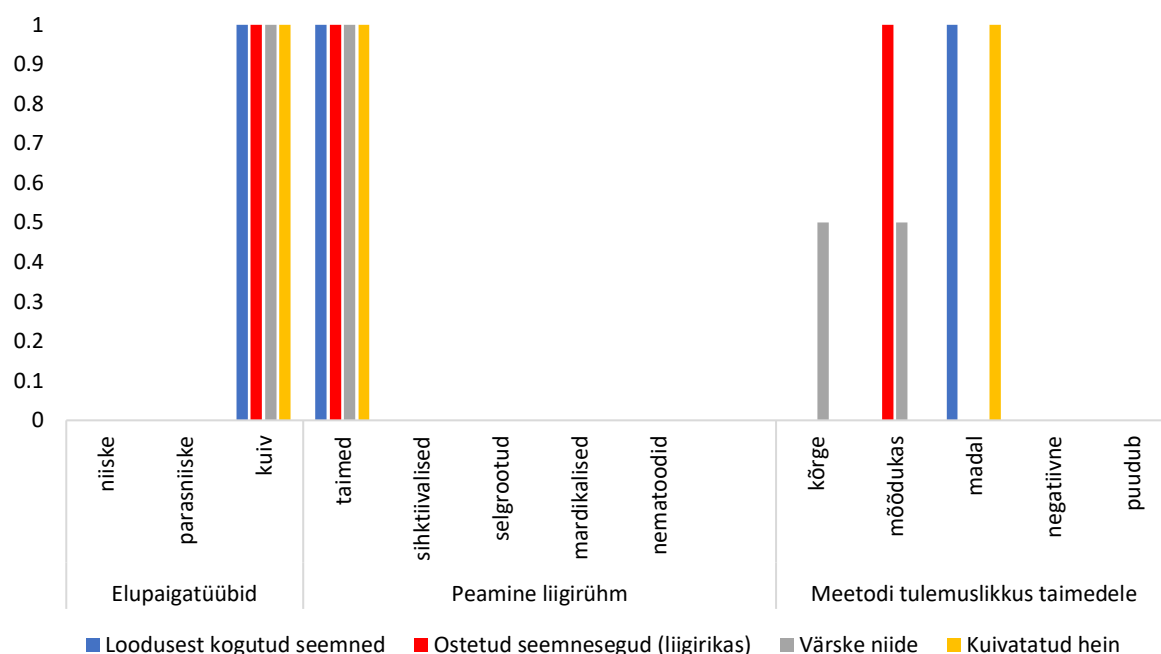
Analüüsimisel selgus, et ka endiste tööstusalade taastamist käsitlevates artiklites ei tuvastatud seeme introductseerimisel negatiivset mõju taimekoosluste taastumisele. See-eest, 50% juhtudest oli tulemuslikkus mõõdukas, 13% kõrge ja 38% madal. Võrreldes kõigi teadusartiklitest koondatud taimedele keskenduvate seemnete introductseerimismeetodite tulemuslikkuse andmetega järgisid endisi tööstusalade taastumist uurivad artiklite andmed üldtrendi, kuigi „kõrge“ kategooria osakaal oli proportsionaalselt natuke väiksem (Joonis 17).



Joonis 17. Kõigi artiklite ja ainult endisi tööstusalasid hõlmavate artiklite võrdlus niidu taimekooslustele taastumise tulemuslikkusest seemnete introductseerimismeetodite rakendamisel.

Peale selle, keskmiselt moodustas lõplikult asustatud sihtmärktaimede rohkus retsipientaladel 34% kogu taimekooslusest ja nende katvus 48%, mis väljendab vastavalt esialgsest asustamisnäitajast 1,26 kordset ja 1,5 kordset tõusu.

Süvenedes endiste tööstusalade taastamisesse seemnete introductseerimismeetodite perspektiivist, selgusid järgmised aspektid (Joonis 18): **a) loodusest kogutud seemneid** (1 artikkel) külvati kuivale kasvukohale, mille puhul sihtmärk taimekoosluste taastumise määr oli madal; **b) ka liigirikaste ostetud seemneseegade** (2 artiklit) puhul oli tegu taimekoosluste taastamisega, mille tulemuslikkus osutus mõõdukaks; **c) värske niide** (2 artiklit) laotati kõigil juhtudel kuivale taastatavale alale ja antud introductseerimismeetodi tulemuslikkus taimekooslustele oli ühel juhul kõrge ning teisel juhul mõõdukas; **d) kuivatatud heina** (2 artiklit) meetodit kasutati samuti ainult niidu taimekoosluste taastamiseks kuival katsealal, mille korral oli mõlemal juhul tulemuslikkus taimedele madal.



Joonis 18. Teadusartiklites käsitletud taastatavate endiste tööstusalade elupaigatüüpide ja liigirühmade jaotuvused vastavalt kasutatud seemnete introductseerimismeetoditele ja nende meetodite tulemuslikkused taimedele.

Külvatud seemnete idanemise ja soovitud niidu taimekoosluste taastamisedukuse hõlbustamiseks taastatavatel endistel tööstusaladel kasutati multšimist. Samas, veerand juhtudel lisameetodit ei kasutatudki. Multšimise mõju taimekoosluste taastumisele hinnati neljal juhul kõrgeks (57%) ja kolmel juhul (43%) mõju ei tuvastatud.

Pinnase ettevalmistamist rakendati ainult ühe artikli raames ja selleks oli äestamine kolme erineva töötluskombinatsiooni korral. Ülejäänud kahe artikli korral retsipientalade pinnast ei muudetud. Äestamisel ei tuvastatud aga olevat mõju soovitud taimekoosluste tekkele.

Katsete kestel viidi tööstusalade ennistamisel niitudeks 3 korral läbi niitmist (38%) ja nii karjatamist kui ka väetamist samaaegselt (38%) ning 2 korral (25%) ei esinenud katse mõjutamist selle kestvusperioodil. Neist kuuest korrast pooltel kordadel oli lisameetodite rakendamisel positiivne mõju taimekoosluste tekkele, kuid ülejäänud kordadel mõju ei tuvastatud.

4. Seemnekülvi katse

Järgnevat esatulevat keskendun oma magistratöö teisele osale, mis hõlmab kahel Eesti loopealsel läbi viidud seemnete introductseerimiskatset. Katse järgselt kogutud andmete analüüsi põhjal selgitan välja, milline on kogutud looduslike seemnete kasutamise tulemuslikkus ja vajalikkus kinnikasvanud kuivade niidukoosluste taastamisel.

4.1. Materjal ja metoodika

Minu magistratöö põhineb Elu alvaritele projekti raames esmakordselt Eestis teostatud seemnete külvamiskatsetel kahel Lääne-Eesti loopealsel. Projekt, mille eesmärk oli taastada Eestis veel säilinud alvareid ja võimaldada nende edasist hooldust, hõlmas 25 ala (Joonis 19), mille kogupindala oli 2500 ha, ja vältas aastatel 2014–2019 (Helm 2017; Eesti Keskkonnaministeerium 2019). Masinkogutud seemnete ja värske niite töötluste läbiviimiseks valiti 25 projektialast 2, mille töötlusala moodustasid tervikust 0,18% (4,39 ha). Eesmärk oli endistele vägagi kinnikasvanud loopealsetele introductseerida iseloomulikke liike, mille



Joonis 19. Elu alvarite projekti alad (Allikas: Life to Alvars 2018).

seemned koguti lähedal paiknevatelt (<10 km kauguselt), kvaliteetsetelt ja liigirikastelt loopealsetelt värske niitena ja spetsiaalse seemnete kogumise aparadiga. Lisaks, sooviti välja selgitada nende taastamismeetmete vajalikkus ja rakendatavus loopealsetel. Materjali ja metoodika kirjeldus põhineb nii „Action C.4. Restoration of habitat through seed sowing“ (Life

to Alvars, 2018) lõplikul raportil kui ka minupoolsele ammutatud informatsioonil. Nimelt, kuigi raporti jaoks koguti juba 2019. aastal teatud andmeid taastamisedukuse kohta, siis põhjalikud andmete kogumised viisin välitöödel läbi aasta hiljem augustis. Kuna külvamistööd viidi läbi juba 2017–2018 aastal, ei olnud ma selle projektiga algusest peale seotud, mistõttu külvamisaegsete tegevuste kirjeldamisel viitan projekti LIFE to Alvars käigus koostatud tegevuste kirjeldamise raportit.

4.1.1. Katsealad ja doonorialad

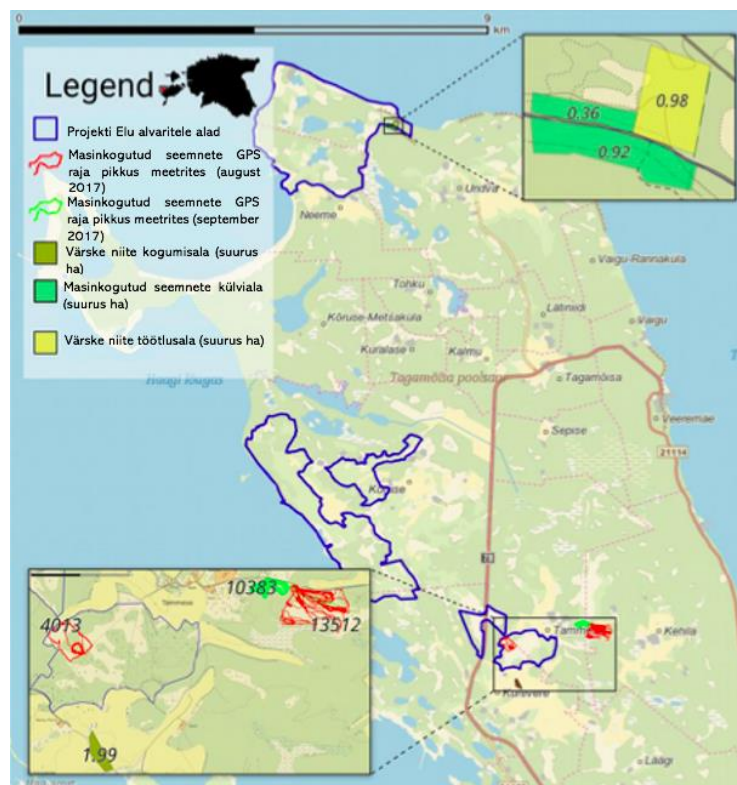
Üks katsealadest asub Undvas, mis paikneb Saaremaa loodeosas (58°30'31.2"N 21°57'27.3"E), ja teine Kuresel, mis paikneb Pärnumaal, Lääneranna vallas (58°38'10.8"N 24°07'41.6"E). Kummalgi loopealsel on rajatud püsivaatlusruudud, et hinnata seemnete introductseerimise mõju loopealse taimestiku taastumisele. Nii Undvas kui ka Kuresel on püsivalt märgistatud 1 m² ruudud, mis katavad järgmisi töötusi: 1) 5 ruutu piirkonnas, mis on taastatud ning kuhu on külvatud masinkogutud seemned (märgistatud kas KUR-S või UND-S); 2) 5 ruutu piirkonnas, mis on taastatud ning kuhu on introductseeritud seemned värske niite laotamise meetodil (märgistatud kas KUR-H või UND-H); 3) 5 ruutu piirkonnas, mis on küll taastatud, kuid seemneid ei lisatud (märgistatud kas KUR-D või UND-D); 4) 5 ruutu piirkonnas, mida ei ole taastatud ja kuhu ei lisatud ka seemneid (märgistatud kas KUR-C või UND-C). Seega hõlmab katse 40 taimeruutu: 20 Undvas ja 20 Kuresel katsealal.

Iga ruudu jaoks täideti blankett (Joonis 39, Lisa 2), kuhu koguti andmed rohttaimede, sammalde ja samblike katvuse, kulu, okaste ning palja mulla määra, rohttaimede kõrguse, mulla sügavuse ja taimede liigikoosseisu kohta. Hinnati neid näitajaid taimeruudu lõunapoolse serva parem- ja vasakpoolses nurgas (A20x20 ja B20x20) ja kogu ruudu ulatuses (1x1). Lisaks koostati igal alal ehk nii masinkogutud seemnete külvamise, värske niite töötuse, taastatud ja taastamata kontrollalal üldnimekiri kõigist seal esinevatest taimedest. Kuresel toimus töötluste järgne andmete kogumine katseala ruutudel nii 2018. aasta juulikuus kui ka 2020. aasta augustikuus. Kusjuures 2018. aastal värske niite töötus- ja taastatud ning taastamata kontrollala püsivaatlusruutude puhul määrati kõigest A 0,04 cm² ja 1 m² ruutude liigid. Undvas koguti andmed töötluste järgselt UND-S ja UND-H katseala ruutude puhul 2017. ja 2020. aasta augustikuus, kuid alade UND-C ja UND-D puhul 2018. aastal ning 2020. aasta augustis.

Doonorlad olid hoolikalt välja valitud loopealsed, kust koguti iseloomulikke loopealsete taimeliikide seemneid kas spetsiaalse seemnete kogumise masinaga või värske niitena. Enne külvamist kirjeldati ka nende doonorlade liigilist koosseisu (Tabel 2, Lisa 1) ning 2018. aasta kevadel viidi nendelt aladelt pärinevate seemnetega läbi ka idanemiskatse (Tabel 3, Lisa 1). Kokkuvõtvalt saab idanemiskatse põhjal öelda, et kõige kõrgema saagikuse ja idanemispotentsiaaliga olid Undva töötalusala jaoks 2017. a augustis kogutud seemned ning kõige madalama idanemismääraga Kurese töötalusala jaoks umbes samal perioodil kogutud seemned (Life to Alvars, 2018).

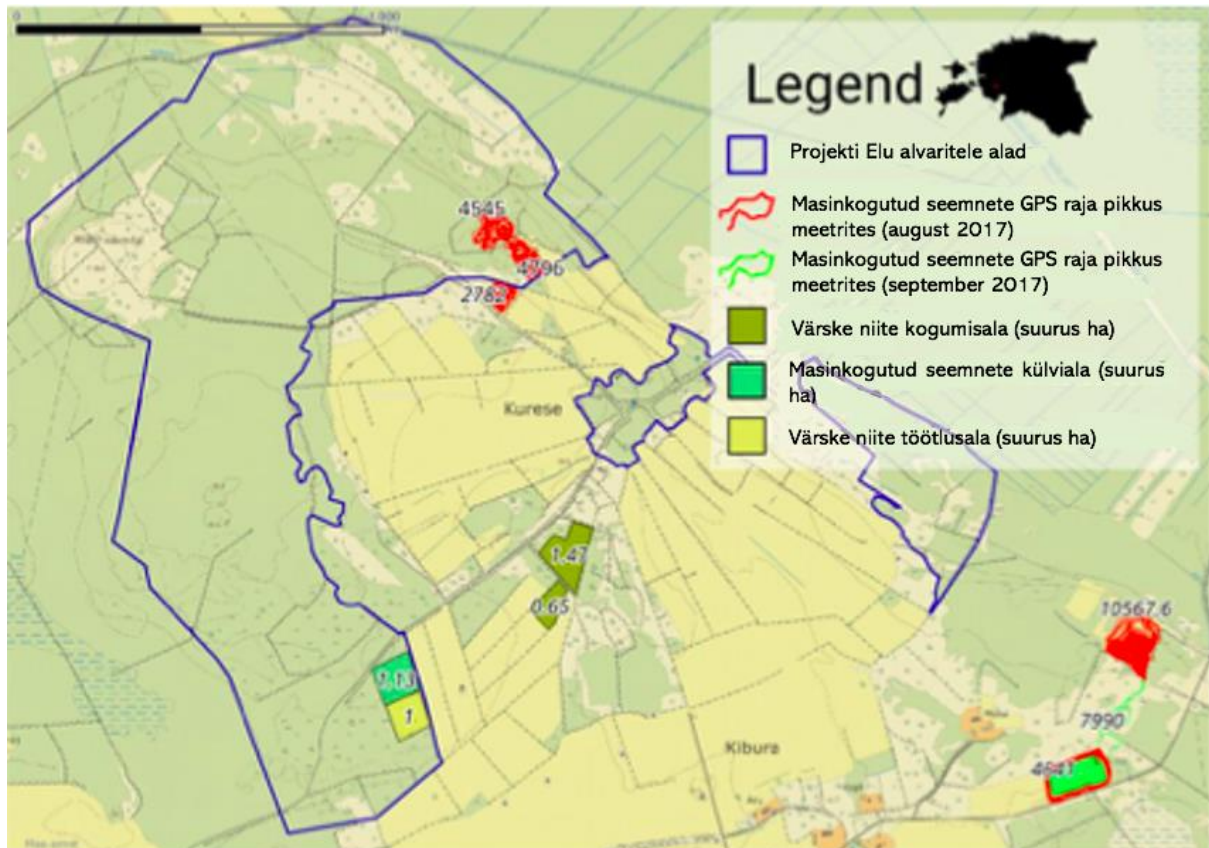
Doonorlade valik taandus järgmistele aspektidele: a) kvaliteetne (liigirikas, iseloomulike liikidega) loopealne; b) seemnete kogumise aastal pole seal loomi karjatatud; c) pole kive, kände, rööpaid, põõsaid, kiviaedasid, muid aedasid jne; d) eelistatult mitte liiga kuivad alad, et tagada parem saagikus; e) ala on suur; f) hea ligipääsetavusega; g) asub maksimaalselt 10 km kaugusel taastatavast loopealsest; h) ala omanik on koostööaldis. Tihtilugu seisnes peamine probleem just loopealsete künklikus ja kivises mikroreljeefis, mis pidurdas märgatavalt seemnete kogumise protsessi (Life to Alvars, 2018).

Enamik doonorladest jäid küll projektis piiritletud aladest välja, kuid asusid seemnekülvi katsealade vahetusläheduses. Eelnevalt mainitud takistuste tõttu ei kasutatud kogu välja valitud doonorala seemnete kogumiseks ja tegelik kogumisala arvutati GPS seadmega salvestatud raja pikkuse ja kogumismasina laiuse (1,35 m) korrutisena. Undva alale külvatud seemned pärinesid kolmelt Tammese niidualalt, millele on omased lammastega majandatud liigirikkad loopealsed. Masinaga läbiti



Joonis 20. Undva doonorlad ja taastamisala töötalusalad (Allikas: Life to Alvars, 2018).

Tammesel ligikaudu 3,8 ha suurune ala ja värske niide koguti 2 ha suuruselt alalt (Joonis 20). Kurese masinkorje ala oli Undva omast umbes 1 ha võrra suurem ja värske niide koguti kahelt maa-alalt kogusuurusega 2,12 ha (Joonis 21) (Life to Alvars, 2018).



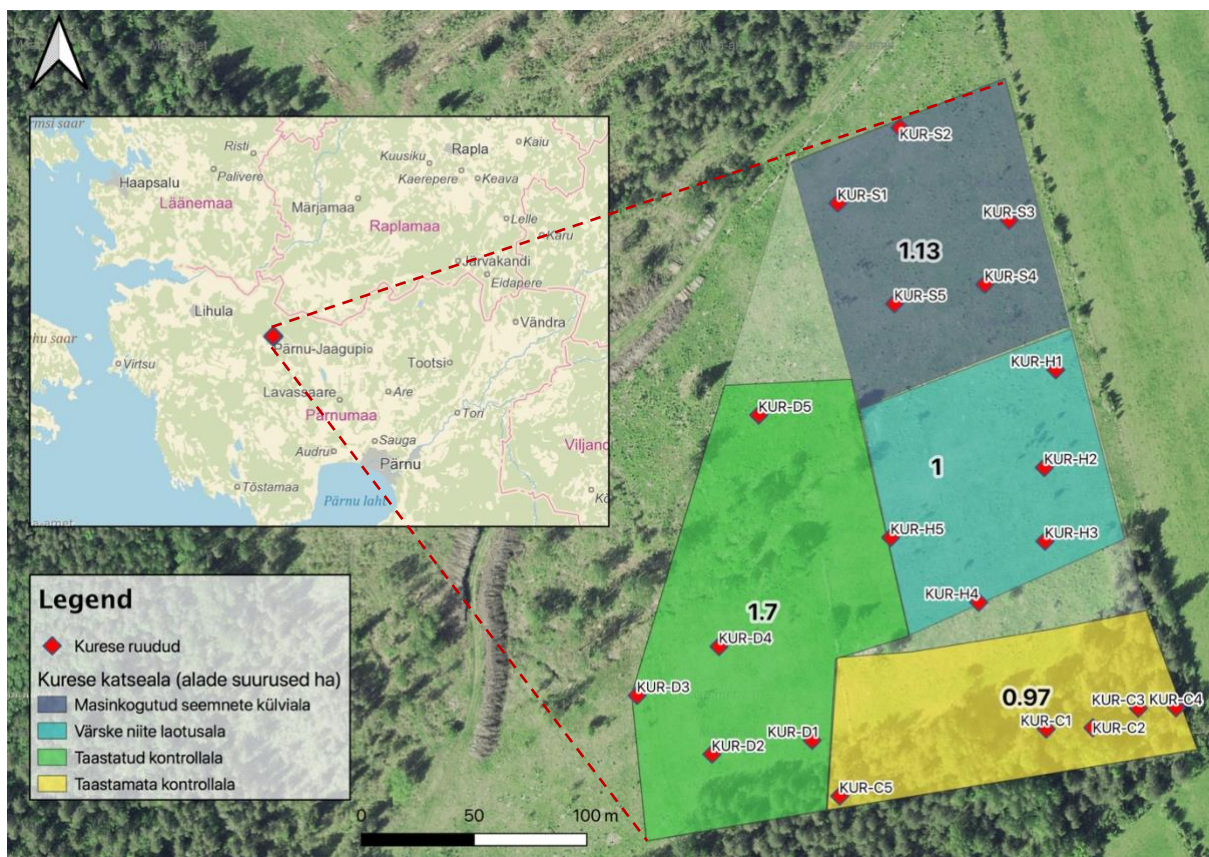
Joonis 21. Kurese doonorallad ja taastamisala töötuslusalad (Allikas: Life to Alvars, 2018).

4.1.1.1. Kurese katseala

Kurese puhul on tegemist *Avenetum*-tüüpi kooslusega, samas kohati esineb ka märjemaialasid, mida iseloomustab lubika (*Sesleria caerulea*) esinemine. Tegemist on seega üldjoontes kuiva tüsedamullalise loopealsega (Helm, 2011). 2020. a keskmine õhutemperatuur Kurese alal jäi 8,6 ja 9 kraadi vahemikku ning sademete hulk varieerus 701 mm kuni 750 mm (Andmed: Riigi Ilmateenistus). Maastikulise struktuuri poolest on antud katseala teistest niitudest isoleeritud, olles ümbritsetud metsadest ja soodest. Samas on Kurese alal peale katseala niidu veel teisigi suuremõõtmelisi niidu maa-alasid.

2015.–2019. aastani toimusid ulatuslikud taastamistööd Kurese kolmel niidualal, mis hõlmas 87 ha maad. Suures osas viidi tööd läbi mehaaniliselt, kuid raskesti ligipääsetavates kohtades ka käsitsi (Holm, 2019).

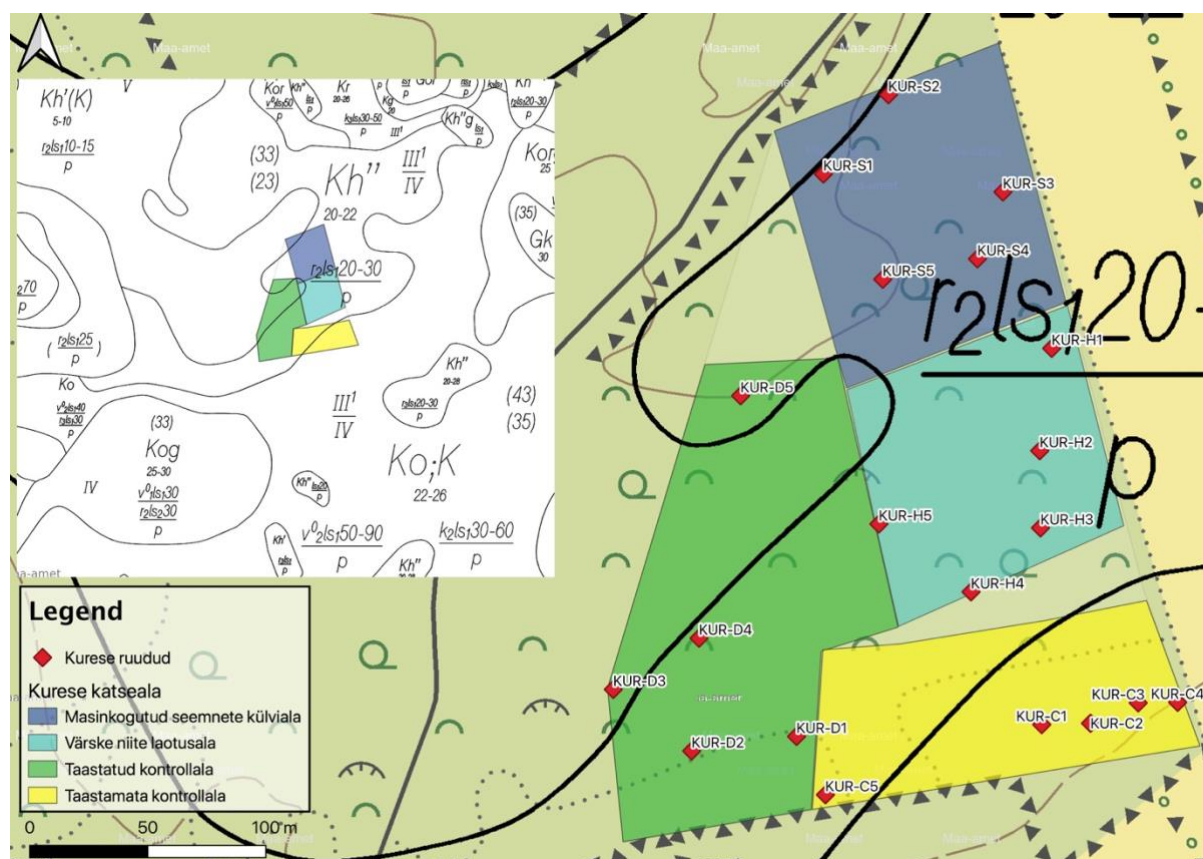
Kurese seemnekülvi katseala (Joonis 22) on ligikaudu 5,4 ha suurune, kuhu 1,13 ha suurusele alale külvati doonorladelt kogutud seemned ja 1,0 ha suurusele alale laotati doonorladelt niidetud värske niide. Äsja mainitud kahe ala ruudud on märgistatud vastavalt KUR-S ja KUR-H. KUR-C märgistustega 0,97 ha suurune ala indikeerib taastamata kontrollala, kuid 2020. aasta augustikuuks olid ka seal taastamistööd läbi viidud ja mets langetatud. Selle tulemusel polnud võimalik Kurese taastamata kontrollala viielt ruudult (s.t KUR-C1, KUR-C2, KUR-C3, KUR-C4 ja KUR-C5) 2020. a augustis enam andmeid koguda, kuna rasked metsa langetamise masinad olid hävitanud taimkatte. Lisaks tuli 2020. a augustis KUR-S2, KUR-H5 ja KUR-D2 ruutude puhul luua asendusruudud, kuna niitmistööde tõttu olid märgistuspulgad kadunud. Kolm uut asendusruutu loodi sinna, kus need GPS-i andmete järgi võisid esialgselt paikneda.



Joonis 22. Kurese katseala skeem.

Maa-ameti mullakaardi andmetel on Kuresel tegemist kolme mullatüübiga (Joonis 23): 1) Kh'' — keskmise rähasusega, õhukese paepealse mullaga, mille puhul huumushorisont jääb vahemikku 10–30 cm, lõimiseks on kerge liivsavi (tüsedusega 20–30 cm) ja aluskivimiks paekivi; 2) Kh'(K) — keskmise rähasusega, väga õhukese paepealse rähkmullaga, mille puhul huumushorisont on kuni 10 cm paksune, lõimiseks on kerge liivsavi (tüsedusega 10–15 cm) ja aluskivimiks paekivi; 3) Ko;K — kruusa või raudkiviveeristega leostunud rähkmuld, mille

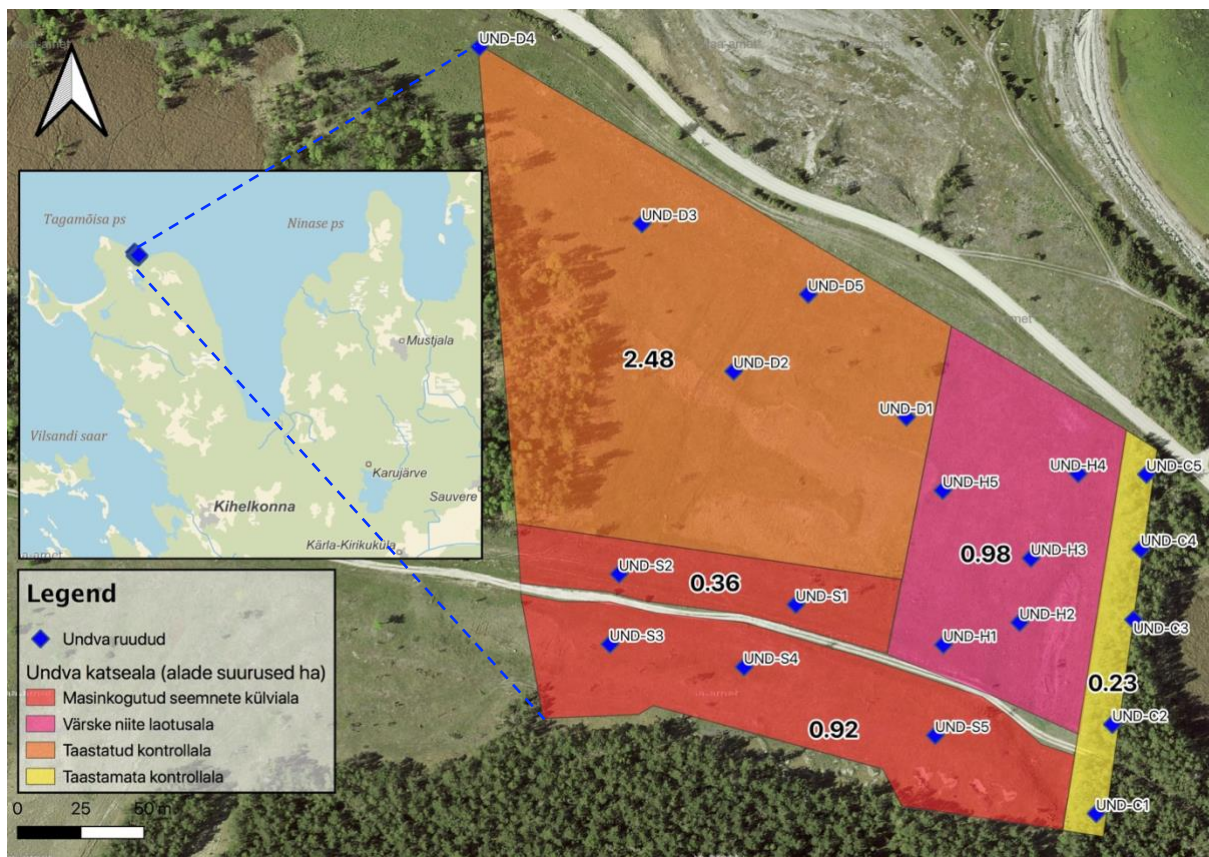
lõimiseks on samuti kerge liivsavi (tüsedusega 50–90 cm või 30–60 cm) ja aluskivimiks paekivi. Nii masinkorjatud seemnete külvamisala (KUR-S) kui ka värske niite laotamise ala (KUR-H) ja suuresti ka taastatud kontrollala ruutude (KUR-D) mullaks on Kh'', samas enamik taastamata kontrollala ruutudest (KUR-C) asuvad Ko;K mullal. Välitööde andmetel on avatud alal mulla sügavuseks keskmiselt 13,1 cm ja taastamata alal 11,25 cm ning keskmiseks pH väärtuseks 6,78.



Joonis 23. Kurese katseala ja mullaprofiili skeem.

4.1.1.2. Undva katseala

Undva puhul on tegemist *Avenetum*-tüüpi taimekooslusega ja rähhaloo-alatüübiga, mille puhul on tegemist tüsedama mullaga ja kõrge liigirikkusega alaga (Helm, 2011). 2020. a keskmine õhutemperatuur Undva katseala lähistel oli ligikaudu 10 kraadi, seejuures sademete hulgaks oli 559 mm (Andmed: Riigi Ilmateenistus). Undva katseala paikneb ajalooliselt niitude rohkes maastikus, olles rohkem struktuurselt teiste niidualadega seotud.



Joonis 24. Undva katseala skeem.

2015.–2019. aastani taastati mehhaaniliselt seitsmes jaos Undva loopealne, mis katab 96,7 ha suurust maa-ala (Holm, 2019). Undva seemnekülvi katseala (Joonis 24) pindala katab ligikaudu 5 ha suurust maa-ala. Kahele sõiduteega eraldatud alale, pindaladega 0,36 ha ja 0,92 ha, külvati doonorladelt masinaga kogutud seemned ja 0,98 ha suurusele alale laotati doonorladelt niidetud värske niide. Nendel asuvad ruudud on märgistatud vastavalt UND-S ja UND-H. Alad, mille ruudud on tähistatud UND-C ja UND-D, on kontrollalad, kus esimese puhul ei ole ja teise puhul on taastamistööd läbi viidud. See tähendab, et erinevalt 2,48 ha suurusest UND-D märgistustega alast, lasub 0,23 ha suurusel transektil mets.

49

4.1.2. Töötluste kirjeldus

4.1.2.1. Masinkogutud seemnete töötlus

Seemnete kogumise masina konstrueeris Nordic Botanical Ltd, kuna välismaa suurtootjate aparaadid ei olnud sobilikud töötamiseks Eesti heterogeensetel loopealsetel. Spetsiaalse ATV taha kinnitatava nii päri- kui ka vastupäeva pöörleva hüdraulilise harjasega oli võimalik koguda seemneid 1–100 cm kõrguselt maapinnast ja tugeva häiringu põhjustamise vältimiseks ei olnud koguja kinnitatud otseselt ATV taha (Life to Alvars, 2018).

Undva ala jaoks koguti seemned doonorladelt 1.–4. augustil 2017 ja 11. septembril 2017, samas Kurese puhul koguti seemned vastavate doonorladelt 14.–18. augustil 2017 ja 13. septembril 2017. Kahel erineval perioodil tehtud korjete põhjus lasub sellel, et erinevate taimeliikide seemned valmivad erinevatel aegadel ja lisaks on tugevaks saagikust mõjutavaks teguriks lokaalne kliima (masin ei suuda koguda märgi seemneid). Veelgi enam, selleks, et vältida saagikuse vähenemist pärast esimest seemnete korjet, tehti suvine ja sügisene korje erinevatel doonorlade piirkondades.

Masina kogumiskasti satub lisaks seemnetele ka muid taimeosaid, mis võivad olla niisked ja pakendatult põhjustada hallitust, ning putukaid, mille tõttu laotati materjal kogumisalal 6 m² kilele vähemalt 12 tunniks. See võimaldas putukatel põgeneda ja materjalil kuivada. Kuivanud materjal sõeluti 20*20 mm sõelaga, et eraldada seemned ja õisikud vegetatiivsest organitest.

Pakendatud materjal transporditi katsealade töötlusalale. Undvas toimus seemnete külvamine 1–2 päeva pärast kogumist, kuid kuna Kurese katsealal lõppesid taastamistööd täielikult 2018. aasta kevadeks, siis 2017. aastal kogutud seemned pandi nii kauaks jahedasse hoiule. Seega, toimus Undvas külv kahes osas, nii augustis kui ka septembris vahetult pärast korjet, ja Kuresel 2018. aasta kevadel ühes jaos, i.e. varasemalt kogutud seemned segati kokku üheks seemneseguks. Seemned jaotati võrdsetesse osadesse ja külvati käsitsi enamvähem homogeensetele töötlusaladele. Nii Kurese kui ka Undva katsealade seemnekülvi töötlusaladele külvati umbes 50 kg seemneid.

4.1.2.2. Värske niite töötlus

Loopealsete ebatasase ja -regulaarse maastiku ning üpris madala taimestiku tõttu on need alad ajalooliselt olnud karjatatud, mitte niidetud. Niitmine neil niitudel võib põhjustada kahjustusi

tööriistadele, masinatele ja lisaks on ka heina saak minimaalne. Seega, koguti värske niide botaaniliselt sarnase koosseisuga lähedal paiknevatelt rohumaadelt, kus on võrreldes loopealsetega sügavam mullakiht ja keskkonnatingimused ei pärsi niitmist. Niitmiseks kasutati traktori taha kinnitatavat tavapärast niidukit, kuna käsitsi niitmine oleks võtnud liiga kaua aega ja seemned oleksid kuivanud heinalt doonoralele maha pudenenud. Niitmise järgselt moodustati heinast kuhjad ja need pakiti kokku, et transportida vastavatele töötusaladele. Igas heinapakis oli ligikaudu 1,5 m³ kergelt kokkusurutud värsket niidet. Enne heina laiali laotamist kalkuleeriti täpsed jaotamisvahemikud, et tagada ühtlane katvus. Oluliseks faktoriks oli aeg, kuna liiga kauaks kotti jäetav niide oleks soojenenud ja potentsiaalselt kahjustanud seemneid. Seega, mõnede tundide vältel laotati värske niide töötusaladele laiali.

Kurese doonoradelt koguti värske niide 24 plastikkotti 25. ja 26. aprillil 2018. Undva töötusala jaoks koguti värske niide 18 kotti 4. ja 5. augustil 2017. aastal. Aastase vahe põhjustas kahe ala erinev taastamistööde lõpp, kus Kurese alal lõppes puude ja kadakate langetamine 2018. aasta alguses.

4.1.3. Katse andmetöötluse kirjeldus

Välitöödel täidetud blankettide alusel koostas andmetabeli, millesse koondasin Kurese ja Undva alade koordinaadid, vaatluste kuupäevad, seemnetekogumisel ja heinakogumisel vastavatele töötusaladele külvatud taimeliikide nimekirjad ja nende liigirikkused ning kõigi töötusalade kogu liikide arvukuse. Peale selle lisasin tabelisse ka eraldi kõigil püsivaatlusruutude kolmel tasandil (A20x20 cm, B20x20 cm, 1x1 m) loendatud kõigi taimeliikide nimekirjad, nende liigirikkused, rohttaimede katvused, sammalde katvused, samblike katvused, kõdu katvused, palja pinnase osakaalud, taimestiku kõrgused ning mulla sügavused. Kombineerides külvisegudes esinenud seemnete taimeliikide informatsiooni 2017./2018. a („enne“) ja 2020. a („pärast“) välitöödel töötusaladel loendatud nende samade taimeliikide liigirikkusega, tuvastasime spetsiaalselt need sihtmärkliigid, mis katseaastate jooksul aladele lisandusid (nn „enne puudu, pärast olemas“ liigid). Eraldi tabelisse grupeerisin veel ka alvaritele iseloomulikud ja rangelt alvaritele omased taimeliigid, mille puhul analüüsisin liikide kadumiste ja lisandumiste määra kogu töötusala piires, s.t kogu värske niite alal, kogu masinkogutud seemnete alal, kogu taastatud kontrollalal ja kogu taastamata kontrollalal.

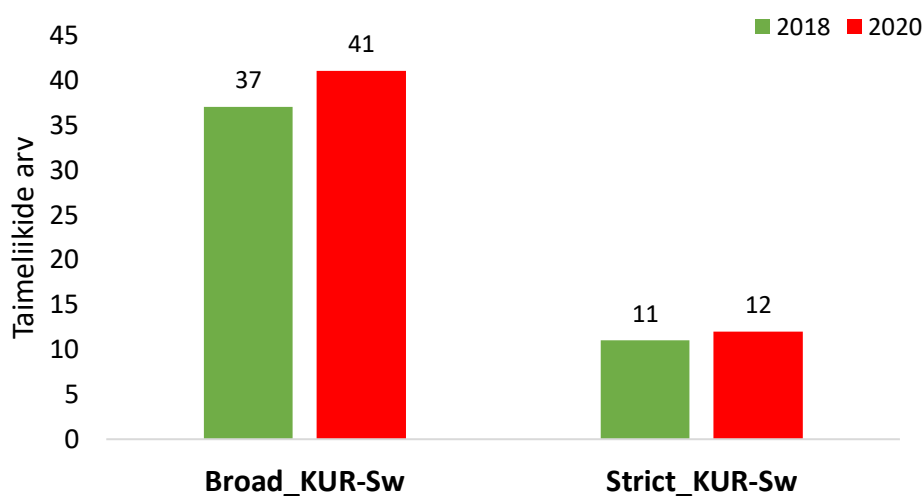
Andmete analüüsimiseks kasutasin statistikatarkvara R (R Core Team) kasutajaliidest RStudio (versiooni 1.4.1106) ja järgmisi pakette: tidyverse, openxlsx, rstatix ja ggplot2 (Wickham & Chang, 2016; Wickham et al., 2019; Schauburger et al., 2020; Kassambara, 2021). Soovisin katsealadel kõrvutada enne ja pärast tulemusi väikese- (20x20 cm) ja suureskaalaliselt (1x1 m) kõigi rohttaimede ning alale toodud rohttaimede liigirikkustes, alvaritele iseloomulike taimeliikide katvustes ja aladel varasemalt mitteesinenud, kuid sinna juurde tulnud taimede arvukustes. Veelgi enam, et näidata muutujate vaheliste seoste olulisusi, teostasin nii ühe- kui ka kahefaktorilisi dispersioonanalüüse. Ühefaktorilise ANOVA puhul olid võrdluses erinevate töötalusalade taimestikku iseloomustavad pidevad muutujad (nt liigirikkus, katvus, arvukus) ajaliste seisunditega („enne“ ja „pärast“). Kahefaktoriline ANOVA viidi läbi selgitamiseks eraldi töötluste ja ajaliste seisundite olulisust, aga ka nende kahe teguri koosmõju olulisust pidevatele muutujatele. Lisaks, viisin läbi Holmi meetodil (p-väärtuse korrigeerimiseks) põhinevad post-hoc analüüsid, mis aitavad kirjeldada, milline tegur üldmudelist erisust kõige rohkem kirjeldab. Post-hoc testid tegime nii alvariliikide katvuste kui ka kõigi rohttaimede ja alale toodud rohttaimede liigirikkuste muutuste selgitamiseks. Kuna viidi läbi hulganisti statistilisi teste, siis esimest tüüpi vea tegemise tõenäosus suureneb, mille vastu aitabki Holmi meetod, mis korrigeerib p-väärtusi (Holm, 1979).

4.2. Seemnekülvi katse tulemused

4.2.1. Kogu Kurese katseala iseloomulike ja rangelt loopealsete liikide trendid

4.2.1.1. Kogu Kurese masinkogutud seemnete katseala

Kogu Kurese masinkogutud seemnete katsealal loendati 2018. aastal 110 taimeliiki, millest 37 olid nii loopealsetele iseloomulikud kui ka laiemal levikuga soontaimed (Broad) ning 11 rangelt loopealsete taimeliigid (Strict). 2020. aastal loendati samal katsealal laiemal levikuga liike 41 ja rangelt piiritletud liike 12 (Joonis 26; Tabel 5, Lisa 3).

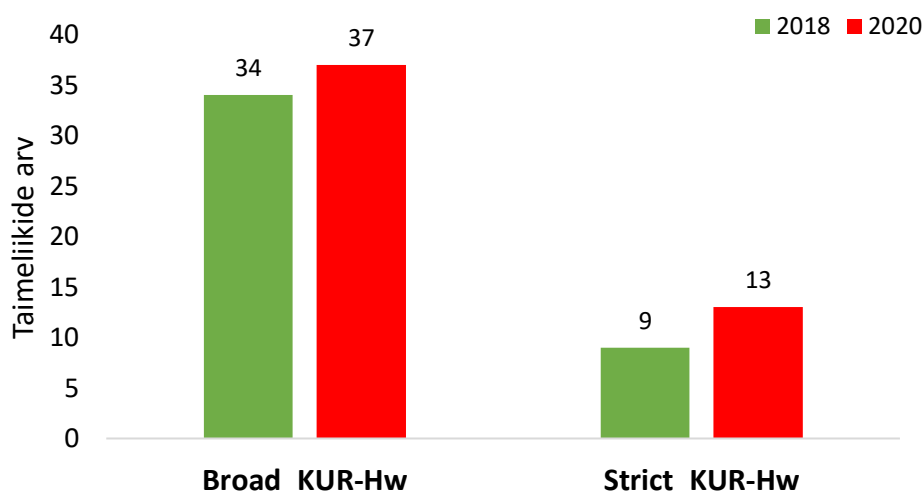


Joonis 26. Kogu Kurese masinkogutud seemnete katseala loopealsetele iseloomulike ja rangelt loopealsete taimeliikide arvukuse muutused kahe aasta jooksul (2018. a versus 2020. a). Broad_KUR-Sw tähistab Kurese masinkogutud seemnete külvia ala loopealsete iseloomulikke liike ja Strict_KUR-Sw tähistab rangelt loopealsete liike.

Võrreldes 2020. a loendusandmetega, selgub, et ainult piiratud levikuga liikide hulgas esines kadu liigi *Festuca ovina* (lamba-aruhein) näol. Laialdasema levikuga liikide nimekirja lisandus 2020. aastaks 4 enne mitte loendatud liiki ehk iseloomulike loopealsete liigirikkus tõusis 10,8%. Lisandunud liikideks olid *Briza media* (keskmise värihein), *Helictotrichon pubescens* (aaskaerand), *Linum catharticum* (aaslina) ja *Trifolium repens* (valge ristik), mis kõik esinesid ka seemnekorje nimekirjas. Peale selle, rängesse liikide rühma lisandusid 2 aastaga 2 uut liiki: *Cirsium acaule* (varretu ohakas) ja *Pimpinella saxifraga* (harilik näär), mis tõstis rangete liikide liigirikkust 9,1% võrra. Üleüldine ala liigirikkus aga langes nende aastatega 5,4% (104 liiki).

4.2.1.2. Kogu Kurese värske niite katseala

Kogu Kurese värske niite katsealal loendati 2018. aastal 107 taimeliiki, millest 34 olid nii loopealsetele iseloomulikud kui ka laiemal levikuga soontaimed (Broad) ning 9 rangelt loopealsete taimeliigid (Strict). 2020. aastal loendati samal katsealal vastavaid liike 37 ja 13 (Joonis 27; Tabel 6, Lisa 3). Kahe aasta loendusandmete võrdlusest selgub, et laialdasema levikuga liikide hulgas esines nii kadu kui ka liikide juurde tulekut, samas rangelt piiritletud liikide puhul esines ainult liikide lisandumist (sellist tendentsi saime täheldada ka Undva värske niite katseala puhul). Nimelt esimese puhul (Broad) oli 2020. a katsealalt kadunud *Campanula rotundifolia* (ümaralehine kellukas), kuid lisandusid need 4 soontaime: *Alchemilla vulgaris* (kortleht), *Cerastium fontanum* (harilik kadakkaer), *Polygala comosa* (tups-vahulill) ja *Ranunculus bulbosus* (mugultulikas). Teise grupi (Strict) puhul lisandusid 2 aastaga järgmised 4 taimeliiki: *Anthyllis vulneraria* (harilik koldrohi), *Carex ornithopoda* (varvas tarn), *Pimpinella saxifraga* (harilik näär) ja *Trifolium montanum* (mägirstik).

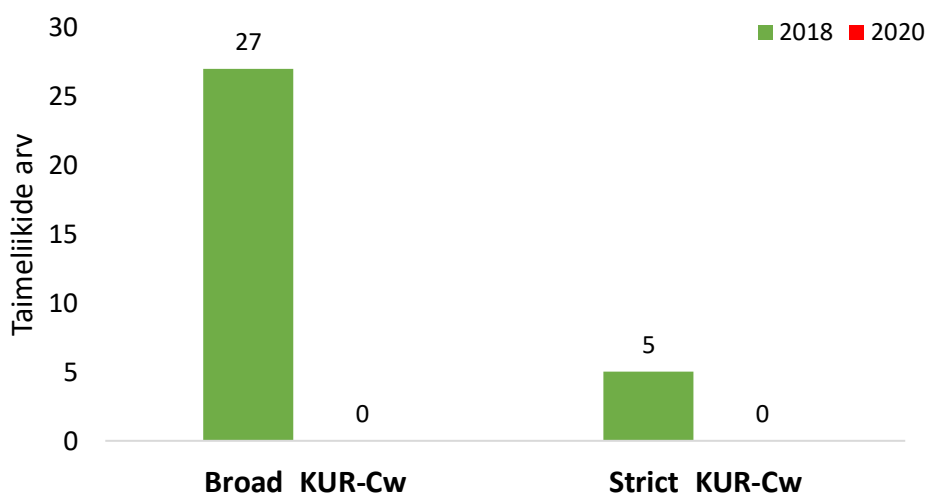


Joonis 27. Kogu Kurese värske niite katseala loopealsetele iseloomulike ja rangelt loopealsete taimeliikide arvukuse muutused kahe aasta jooksul (2018. a versus 2020. a). Broad_KUR-Hw tähistab Kurese värske niite laotamisala loopealsete iseloomulikke liike ja Strict_KUR-Hw tähistab rangelt loopealsete liike.

Seega, iseloomulike loopealsete liigirikkus tõusis 8,8% ja rangelt loopealsete liikide liigirikkus 44,4%. Kusjuures, lisandunud 4 iseloomulikust loopealsete liigist kolmveerand (*Cerastium fontanum*, harilik kadakkaer; *Polygala comosa*, tups-vahulill; *Ranunculus bulbosus*, mugultulikas) ei olnud heinakogumis nimekirjas, mis tähendab seda, et need 3 liiki koloniseerisid ala iseeneslikult. Lisandunud rangete loopealsete liikide puhul aga ainult *Carex ornithopoda* (varvas tarn) asustas katseala iseeneslikult. Sellegipoolest, kogu värske niite katseala liigirikkus kahanes 2020. aastaks 14% võrra (107 liiki vs 92 liiki).

4.2.1.3. Kogu Kurese taastamata kontrollala

Kogu Kurese taastamata kontrollalal loendati 2018. aastal 62 taimeliiki, millest 27 olid nii loopealsetele iseloomulikud kui ka laiema levikuga soontaimed (Broad) ning 5 rangelt loopealsete taimeliigid (Strict) (Joonis 28; Tabel 7, Lisa 3). Seega, üle poole alal esinevatest liikidest on oluliseks osaks alvarite taimekoosluses. Juba mainitud asjaolude tõttu ei õnnestu antud ala puhul iseloomulike ja rangete gruppide liikide dünaamikaid omavahel kahel erineval aastal võrrelda.

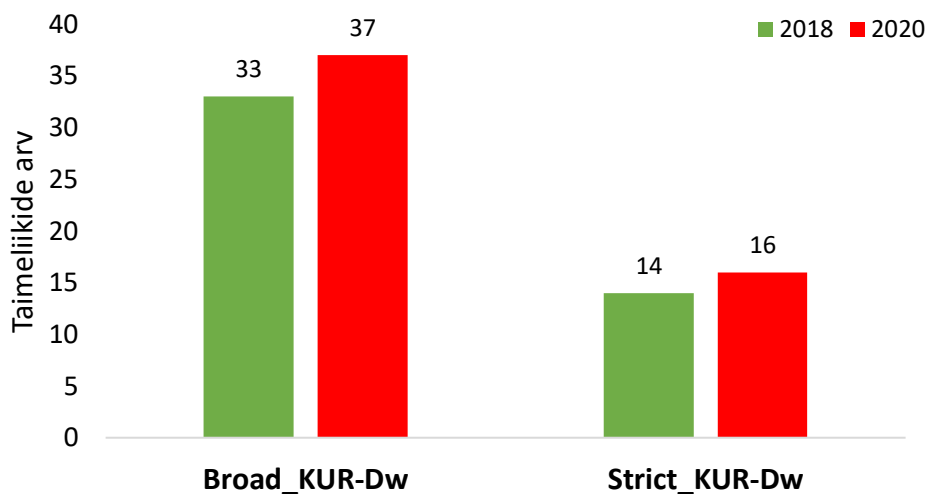


Joonis 28. Kogu Kurese taastamata kontrollala loopealsetele iseloomulike ja rangelt loopealsete taimeliikide arvukuse 2018. aastal. Broad_KUR-Cw tähistab Kurese taastamata kontrollala loopealsete iseloomulikke liike ja Strict_KUR-Cw tähistab rangelt loopealsete liike.

4.2.1.4. Kogu Kurese taastatud kontrollala

Kogu Kurese taastatud kontrollalal loendati 2018. aastal 87 taimeliiki, millest 33 olid nii loopealsetele iseloomulikud kui ka laiema levikuga soontaimed (Broad) ning 14 rangelt loopealsete taimeliigid (Strict). 2020. aastaks oli iseloomulike liikide hulk tõusnud 4 võrra, s.t 37 liigi peale, ja rangete loopealsete liikide puhul 16 taimeliigi peale (Joonis 29; Tabel 8, Lisa 3). Iseloomulikeks (Broad) lisandunud liikideks olid *Agrostis stolonifera* (valge kastehein), *Alchemilla vulgaris* (kortsleht), *Hypericum perforatum* (liht-naistepuna), *Lathyrus pratensis* (aas-seahernes), *Leucanthemum vulgare* (harilik härjasilm) ning *Poa compressa* (lapik nurmikas) ja 2020. a kadunud (Broad) liikideks *Inula salicina* (paljuvaak) ning *Veronica officinalis* (harilik mailane). Rangelt alvareid iseloomustavatest liikidest oli 2020. aasta loendushetkeks kadunud *Carlina vulgaris* (harilik keelikurohi) ja juurde tulnud *Carex*

ornithopoda (varvastarn), *Festuca ovina* (lamba-aruhein) ning *Scabiosa columbaria* (tuitähtpea).



Joonis 29. Kogu Kurese taastatud kontrollala loopealsetele iseloomulike ja rangelt loopealsete taimeliikide arvukuse muutused kahe aasta jooksul (2018. a versus 2020. a). a). Broad_KUR-Dw tähistab Kurese taastatud kontrollala loopealsete iseloomulikke liike ja Strict_KUR-Dw tähistab rangelt loopealsete liike.

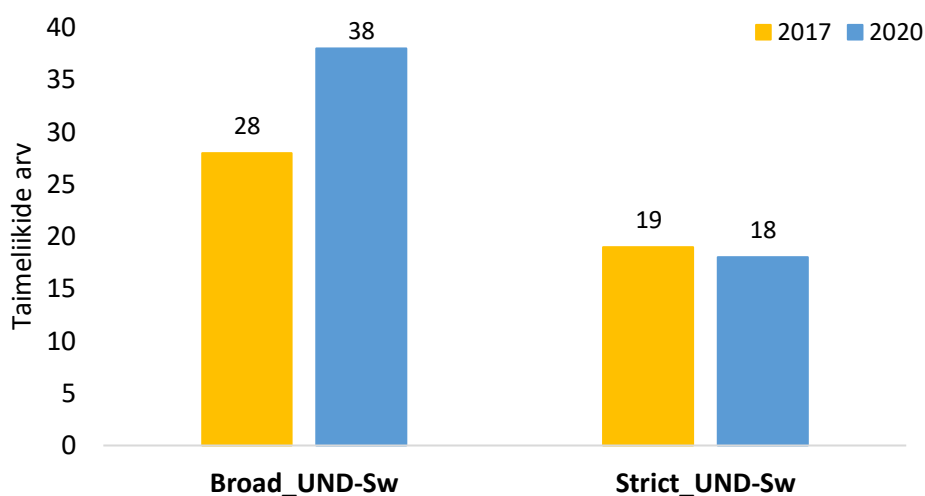
Seega, suurenes 2 aastaga iseloomulike alvari liikide osakaal 12,1% võrra ja rangelt loopealsete liikide osakaal 14,3%. Üleüldine ala liigirikkus ei suurenenud kahe aastaga oluliselt, jäädes enamvähem konstantseks (1,2% tõus).

4.2.2. Kogu Undva katseala iseloomulike ja rangelt loopealsete liikide trendid

4.2.2.1. Kogu Undva masinkogutud seemnete katseala

Kogu Undva masinkogutud seemnete katsealal loendati 2017. aastal 98 taimeliiki, millest 28 olid nii loopealsetele iseloomulikud kui ka laiema levikuga soontaimed (Broad) ning 19 rangelt loopealsete taimeliigid (Strict). 2020. aastal loendati samal katsealal laiema levikuga liike 38, kuid rangelt piiritletud liike 18 (Joonis 30; Tabel 9, Lisa 3). Võrreldes 2020. a loendusandmetega, selgub, et nii laialdasema kui ka piiratud levikuga liikide hulgas esines kadu, nimelt esimese puhul kadus katsealalt *Veronica chamaedrys* (külmamailane) ja teise puhul *Viola rupestris* (nõmmkannike). Samas laialdasema levikuga liikide nimekirja lisandus 2020. aastaks 11 uut liiki ehk iseloomulike loopealsete liigirikkus tõusis 35,7%. Kusjuures, neist 11 liigist 5 (*Arabis hirsuta*, kare hanerohi; *Helictotrichon pubescens*, aaskaerand; *Origanum vulgare*, harilik pune; *Polygala comosa*, tups-vahulill; *Ranunculus bulbosus*,

mugultulikas) koloniseerisid ala iseeneslikult, kuna neid polnud seemnekorje nimekirjas. Üleüldine ala liigirikkus tõusis nende 3 aasta jooksul 7,1%.

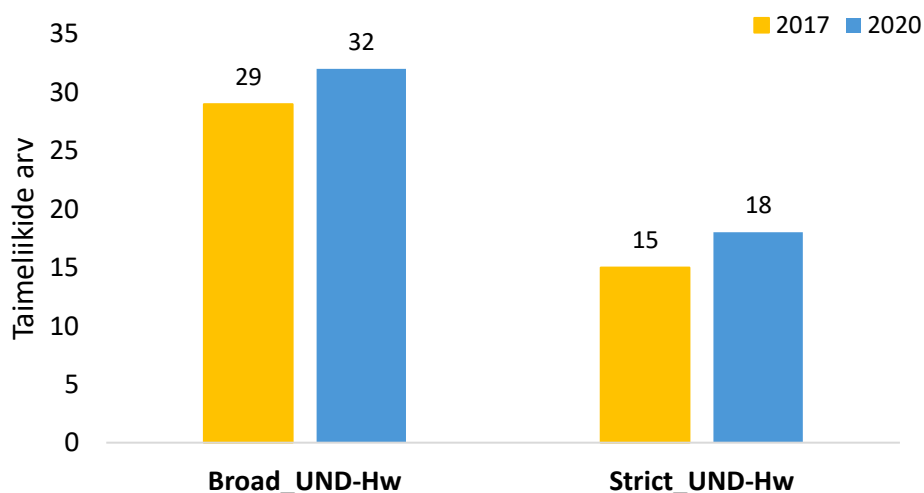


Joonis 30. Kogu Undva masinkogutud seemnete katseala loopealsetele iseloomulike ja rangelt loopealsete taimeliikide arvukuse muutused kolme aasta jooksul (2017. a versus 2020. a). Broad_UND-Sw tähistab Undva masinkogutud seemnete külviala loopealsete iseloomulikke liike ja Strict_UND-Sw tähistab rangelt loopealsete liike.

4.2.2.2. Kogu Undva värske niite katseala

Kogu Undva värske niite katsealal loendati 2017. aastal 77 taimeliiki, millest 29 olid nii loopealsetele iseloomulikud kui ka laiemal levikuga soontaimed (Broad) ning 15 rangelt loopealsete taimeliigid (Strict). 2020. aastal loendati samal katsealal vastavaid liike 32 ja 18 (Joonis 31; Tabel 10, Lisa 3). Võrreldes 2020. a loendusandmetega selgub, et laialdasema levikuga liikide hulgas esines nii kadu kui ka liikide juurde tulekut, samas rangelt piiritletud liikide puhul esines ainult liikide lisandumist. Nimelt esimese puhul (Broad) oli 2020. a katsealalt kadunud järgmised 3 liiki: *Alchemilla vulgaris* (kortsleht), *Lathyrus pratensis* (aas-seahernes) ja *Poa angustifolia* (ahtalehine nurmikas), kuid lisandusid need 6 soontaimet: *Agrostis vinealis* (mägi-kastehein), *Campanula persicifolia* (suureõiene kellukas), *Cerastium fontanum* (harilik kadakkaer), *Hieracium umbellatum* (sarik-hunditubakas), *Plantago media* (keskmise teeleht) ning *Trifolium repens* (valge ristik). Rangete liikide puhul lisandusid 3 aastaga järgmised 3 taimeliiki: *Acinos arvensis* (väike nõmmemünt), *Cirsium acaule* (varretu ohakas) ning *Helictotrichon pratense* (arukaerand).

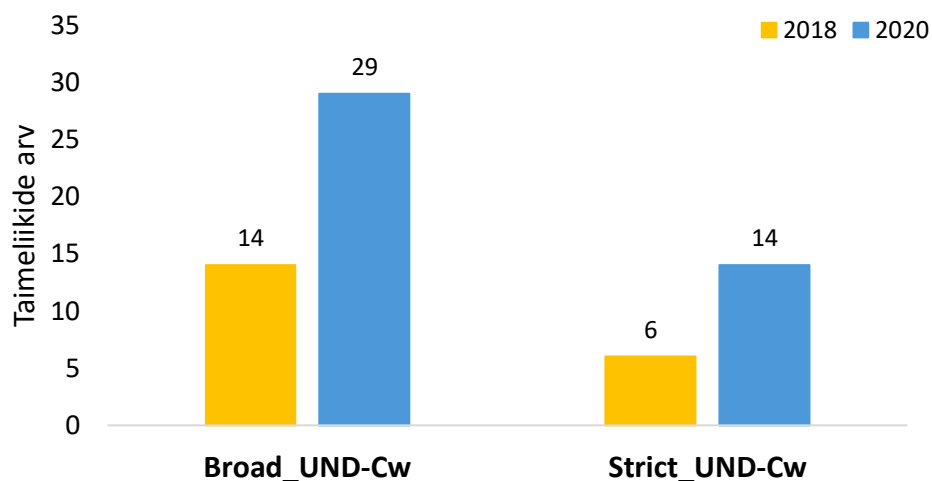
Seega, iseloomulike loopealsete liigirikkus tõusis 10,3% ja rangelt loopealsete liikide liigirikkus 20%. Kusjuures, lisandunud 6 iseloomulikust loopealsete liigist pooled (*Agrostis vinealis*, mägi kastehein; *Campanula persicifolia*, suureõiene kellukas; *Plantago media*, keskmine teeleht) koloniseerisid ala iseeneslikult, kuna neid polnud heinakogumise nimekirjas. Lisandunud rangete loopealsete liikide puhul aga kõik 3 liiki asustasid katseala iseeneslikult. Kogu ala liigirikkus suurenes nende 3 aasta jooksul 14,3%.



Joonis 31. Kogu Undva värske niite katseala loopealsetele iseloomulike ja rangelt loopealsete taimeliikide arvukuse muutused kolme aasta jooksul (2017. a versus 2020. a). Broad_UND-Hw tähistab Undva värske niite laotamisala loopealsete iseloomulikke liike ja Strict_UND-Hw tähistab rangelt loopealsete liike.

4.2.2.3. Kogu Undva taastamata kontrollala

Kogu Undva taastamata kontrollalal loendati 2018. aastal 47 taimeliiki, millest 14 olid nii loopealsetele iseloomulikud kui ka laiema levikuga soontaimed (Broad) ning 6 rangelt loopealsete taimeliigid (Strict). Kaks aastat hiljem, s.t 2020. aastal oli iseloomulike liikide hulk tõusnud 20 ja rangelt loopealsete liikide arv 14 peale (Joonis 32; Tabel 11, Lisa 3). Võrreldes 2020. a loendusandmetega selgub, et suur oli lisandumine mõlema rühma puhul ja kadu esines ainult 1 liigi arvelt.



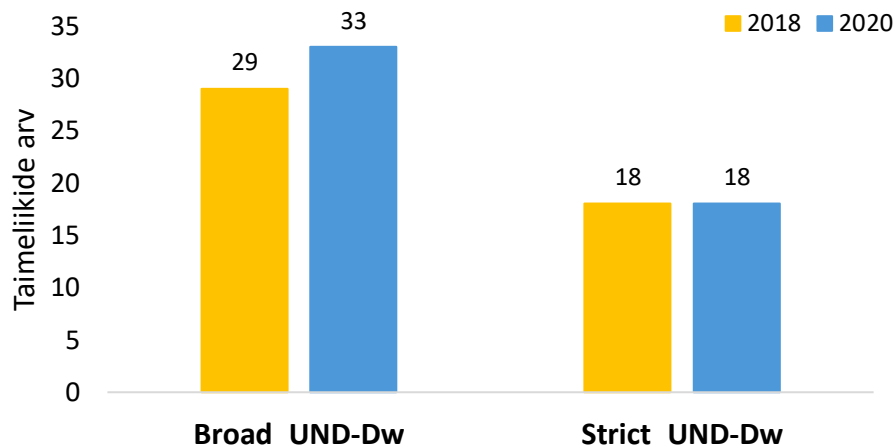
Joonis 32. Kogu Undva taastamata kontrollala loopealsetele iseloomulike ja rangelt loopealsete taimeliikide arvukuse muutused kahe aasta jooksul (2018. a versus 2020. a). Broad_UND-Cw tähistab Undva taastamata kontrollala loopealsete iseloomulikke liike ja Strict_UND-Cw tähistab rangelt loopealsete liike.

Nimelt, iseloomulike liikide hulgast oli 2 aasta jooksul kadunud *Cerastium fontanum* (harilik kadakkaer). See-eest, sellesse rühma tuli juurde 7 uut liiki: *Achillea millefolium* (harilik raudrohi), *Alchemilla vulgaris* (kortsleht), *Campanula persicifolia* (suureõiene kellukas), *Campanula rotundifolia* (ümaralehine kellukas), *Ranunculus polyanthemos* (mitmeõiene tulikas), *Trifolium repens* (valge ristik) ja *Vicia cracca* (harilik hiirehernes). Samuti oli rangete loopealsete liikide lisandumise hulk võrdlemisi suur, sest 2020. aastaks loendati 8 uut liiki: *Antennaria dioicae* (kassikäpp), *Astragalus danicus* (aas-hundihammas), *Carex ornithopoda* (varvastarn), *Filipendula vulgaris* (angerpist), *Lotus corniculatus* (harilik nõiahammas), *Plantago lanceolata* (süstlehein teeleht), *Prunella vulgaris* (harilik käbihein) ja *Thymus serpyllum* (nõmm-liivatee). Seega, iseloomulike loopealsete liigirikkus tõusis 42,9% ja rangelt loopealsete liikide liigirikkus 33,3%. Kogu ala liigirikkus suurenes nende 2 aasta jooksul 36,2%.

4.2.2.4. Kogu Undva taastatud kontrollala

Kogu Undva taastatud kontrollalal loendati 2018. aastal 94 taimeliiki, millest 29 olid nii loopealsetele iseloomulikud kui ka laiemal levikuga soontaimed (Broad) ning 18 rangelt loopealsete taimeliigid (Strict). 2020. aastaks oli iseloomulike liikide hulk tõusnud 4 võrra, s.t 33 liigi peale, samas rangelt loopealsete liikide koosluses ei toimunud muutusi (Joonis 33; Tabel 12, Lisa 3). Nendeks lisandunud 4 liigiks olid: *Agrimonia eupatoria* (harilik maarjalepp),

Artemisia campestris (põldpuju), *Campanula glomerata* (kerakellukas), *Hieracium umbellatum* (sarik-hunditubakas), *Inula salicina* (pajuvaak) ja *Origanum vulgare* (harilik pune). Ometigi esines selle liikide rühma seas ka kadu 2 liigi arvelt: *Lathyrus pratensis* (aas-seahernes) ja *Plantago media* (keskmine teeleht).



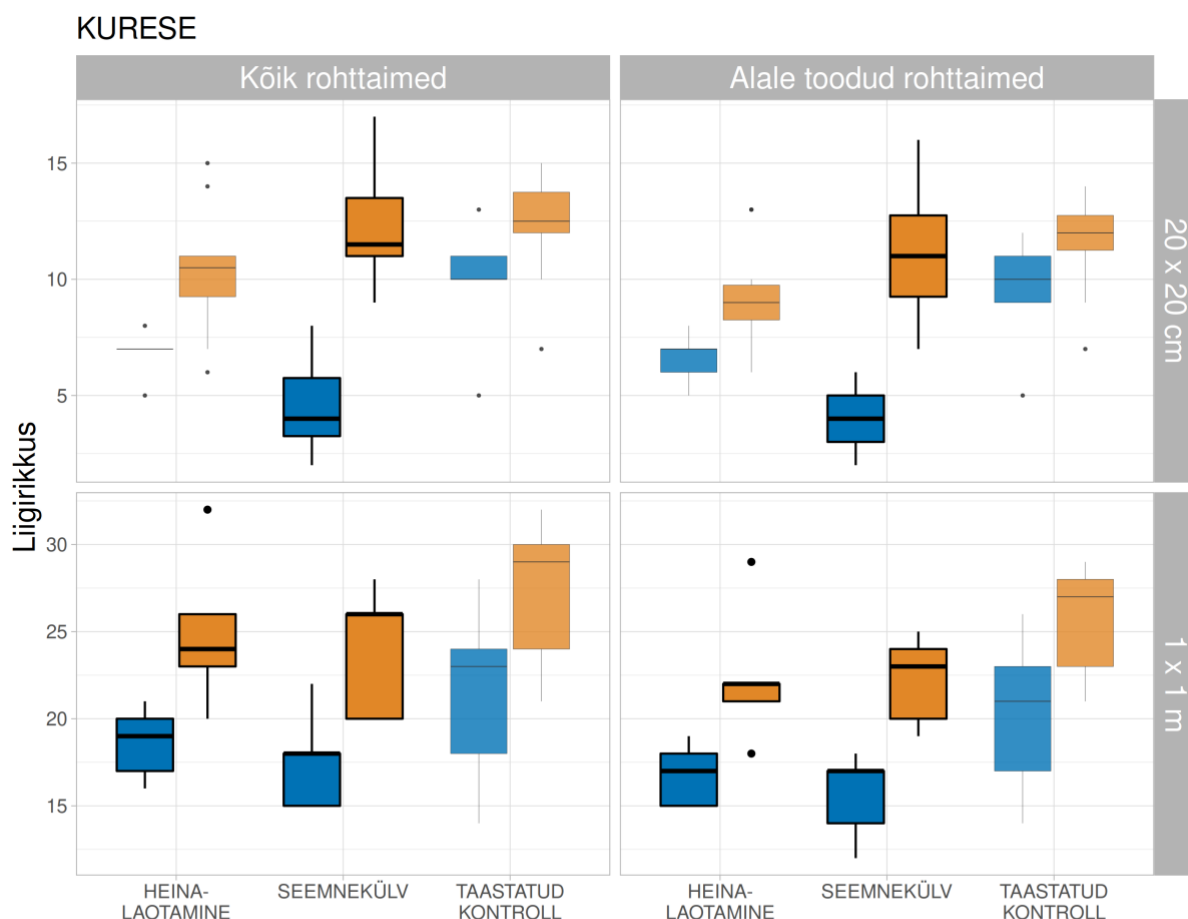
Joonis 33. Kogu Undva taastatud kontrollala loopealsetele iseloomulike ja rangelt loopealsete taimeliikide arvukuse muutused kahe aasta jooksul (2018. a versus 2020. a). a). Broad_UND-Dw tähistab Undva taastatud kontrollala loopealsete iseloomulikke liike ja Strict_UND-Dw tähistab rangelt loopealsete liike.

Seega, iseloomulike loopealsete liigirikkus taastatud kontrollalal tõusis 13,8%, jäädes seejuures nende 2 aasta jooksul rangelt loopealsete liikide rühma puhul konstantseks. Üleüldine ala liigirikkus tõusis 6,4% võrra.

4.2.3. Katsealade erinevatasemelised võrdlused

4.2.3.1. Kurese katseala liigirikkus

Kurese katsealalt kogutud andmetest järeldub, et liigirikkused kahe erineva aasta lõikes (2018 a. ehk enne *versus* 2020. a ehk pärast) antud niidu kõigil kolmel erineval töötlusalal, olenemata värskete niite ja masinkogutud seemnete meetodist, suurenesid (Joonis 34). Eriti suur oli liigirikkuse kasv just väikeses skaalas (20x20 cm). Vaadates 20x20 cm taastatud kontrollalade ja kahe erineva seemnete introductseerimisviisi varasemaid liigirikkuse näituseid, saab öelda, et Kurese niidul oli juba ennemalt rohkelt üldisi ja sihtmärkliike. Nii suurt kontrasti 1x1 m puhul ei esine, kuid sellegipoolest ka antud skaala puhul oli juba alal olemas üleüldse palju rohttaimesid ja ka asustamismeetodite külvisegudes esinevaid rohttaimesid. See näitab laiaslaastus seda, et Kurese niidul esines ka ilma hõlbustamispraktikateta hulganisti idanemisvõimelisi soovitud rohttaimede seemneid. Peale selle, tundub, et väikeseskaalaliselt oli värskete niite laotamine algselt edukam taimede asustamises kui masinkogutud seemnete



Joonis 34. Aastati võrdlev karpdiagramm Kurese katseala kõigi rohttaimede ja ainult alale toodud rohttaimede liigirikkuste kohta nii väikesel (20x20 cm) kui ka suurel skaalal (1x1 m) olenevalt töötlusaladest. Paksu piirjoonega ümbritsetud karpdiagrammid inditseerivad statistiliselt olulist tulemust.

külv. Tugevat erinevust selles aspektis suureskaalaliselt ei saa välja tuua. Üldjoontes võib jooniselt välja lugeda, et kahe meetodi introductseerimisedukused on üsna võrdväärsed.

Olenemata skaalast oli oluline mõju sihtmärkliikide liigirikkuse suurenemisele nii masinkogutud kui ka värske niite meetodil (Tabel 14, Lisa 4). Kõigi rohttaimede puhul esines oluline mõju nende liigirikkuse suurenemisele väikesemõõtmelisel skaalal ainult masinkogutud seemnekülvil ja suureskaalaliselt nii värske niite kui ka masinkogutud praktikal (Tabel 13, Lisa 4).

Seega, värske niite laotamine Kurese loopealse vastavale töötalusale omas mõju kõigest 1x1 m ruutude kõigi rohttaimede liigirikkusele ($F_{1, 4}=28,06$, $p=0,02$) ja asustatud rohttaimede liigirikkusele ($F_{1, 4}=18,89$, $p=0,04$). Samas, masinkogutud seemnete külvamisel oli positiivne mõju a) 1x1 m kõigi rohttaimede liigirikkusele ($F_{1, 4}=18,12$, $p=0,03$); b) 1x1 m alale toodud rohttaimede liigirikkusele ($F_{1, 4}=13,78$, $p=0,04$); c) 20x20 cm kõigi rohttaimede liigirikkusele ($F_{1, 4}=186,32$, $p>0,001$); d) 20x20 cm alale toodud rohttaimede liigirikkusele ($F_{1, 4}=61,61$, $p=0,003$). Drastilisemalt tuli masinkogutud meetodi mõju välja just väikeses skaalas. Ühesõnaga, Kurese katsealal mõlema skaala ja taimegrupi puhul oli liigirikkuse suurenemine esimese ja viimase vaatlusaasta võrdluses seotud masinkogutud seemnete külvamisega ning värske niite meetodiga kõigest suuremõõtmelisel skaalal.

Skaaladevaheline erinevus tuli välja ka töötluste ja seisundite (enne *versus* pärast) koosmõju uurimisel (Tabel 15, Lisa 4). Nimelt, 1x1 m skaalas ei tulnud nii kõigi rohttaimede kui ka alale toodud rohttaimede osas töötluste ja seisundite koosmõju oluliseks. Tähendades seda, et töötluste vahel ei olnud suuri erinevusi aastate lõikes, sest nii värske niite, masinkogutud seemnete meetodi ja taastatud ala liigirikkused on samasuguse tõusva trendiga. See-eest väikeses skaalas oli töötluste ja aastate suhe ning ka need efektid eraldi statistiliselt olulised. Täpsemalt, 20x20 cm kõigi rohttaimede liigirikkuste muutus ajas oli töötluste mõju poolest erinev ($F_{2, 12}=4,31$, $p=0,04$). Lisaks, sama järelduse töötluste ja aastate vahelise koosmõju kohta saab teha ka alale toodud rohttaimede osas ($F_{2, 12}=4,7$, $p=0,03$). Kui suureskaalaliselt oli suur erinevus kõigi rohttaimede ($F_{1, 12}=30,73$, $p>0,001$) ja alale toodud rohttaimede ($F_{1, 12}=30,43$, $p>0,001$) liigirikkustes ainult aastate lõikes, siis väikeseskaalaliselt tekkis kõigis taimede rühmade liigirikkustes suur erinevus nii töötluste kui ka seisundite tasemel.

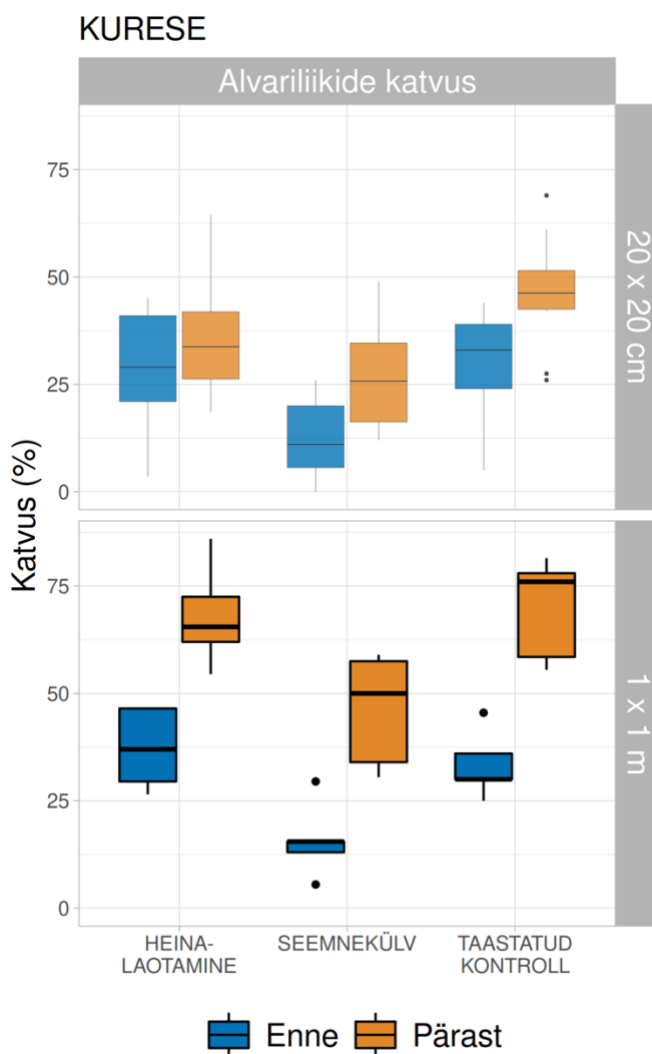
4.2.3.2. Kurese katseala taimestiku katvus

Kui võrrelda Kurese katsealal esinevate alvaritele iseloomulike taimeliikide katvusi 2018. a (enne) ja 2020. a (pärast), ei ole katvustes tugevat tõusu märgata väikeseskaalaliselt, küll aga suureskaalaliselt (Joonis 35). Enim oli 20x20 cm ruutude puhul katvusprotsent suurenenud taastatud kontrollaladel, vähesemal määral masinkogutud seemnekülvi aladel ja peaaegu üldse mitte värske niite laotamiselaladel.

Eriti suurt kasvutrendi alvarite sihtmärkliikide katvustes võib näha 1x1 m skaalas nii värske niite, masinkogutud seemnete kui ka ainult taastatud meetodi puhul (Tabel 16, Lisa 4). Esiteks, suureskaalaliselt tugevaim mõju Kurese alvaril enne ja pärast võrdluses loopealsetele iseloomulike taimeliikide katvuse laienemises oli lihtsalt ala taastamisel ($F_{1,4}=84,46$, $p<0,001$). Mõju tugevuse poolest järgmiseks oluliseks töötluseks samadel tingimustel taimede katvusele oli värske niite laotamise teel aktiivne taastamine ($F_{1,4}=52,08$, $p=0,004$). Nõrgim mõju sihtmärkliikide taimede katvustele 1x1 m skaalas oli aga masinkogutud seemnete külvamisel, kuid siiski oli tulemus statistiliselt tugevalt oluline ($F_{1,4}=28,92$, $p=0,006$).

Veelgi enam, jooniselt saab välja lugeda, et esialgselt kõige rohkem alvaritele omaste taimeliikide asutamisele aitasid

kaasa värske niite meetod ja lihtsalt ala taastamine (taastatud kontroll), mille tulemusel oli antud liikide katvusprotsent 2018. a seisundi (enne) puhul suurim. Koheselt masinkogutud



Joonis 35. Aastati võrdlev karpdiagramm Kurese alvarile iseloomulike taimeliikide katvuste (%) kohta väikesel (20x20 cm) ja suurel skaalal (1x1 m) olenevalt töötalusaladest. Paksu piirjoonega ümbritsetud karbid näitavad statistiliselt olulist tulemust.

seemnetekülvi järgselt oli alvaritele iseloomulike liikide katvus madal, kuid 2 aastaga kasvas ka see märkimisväärselt.

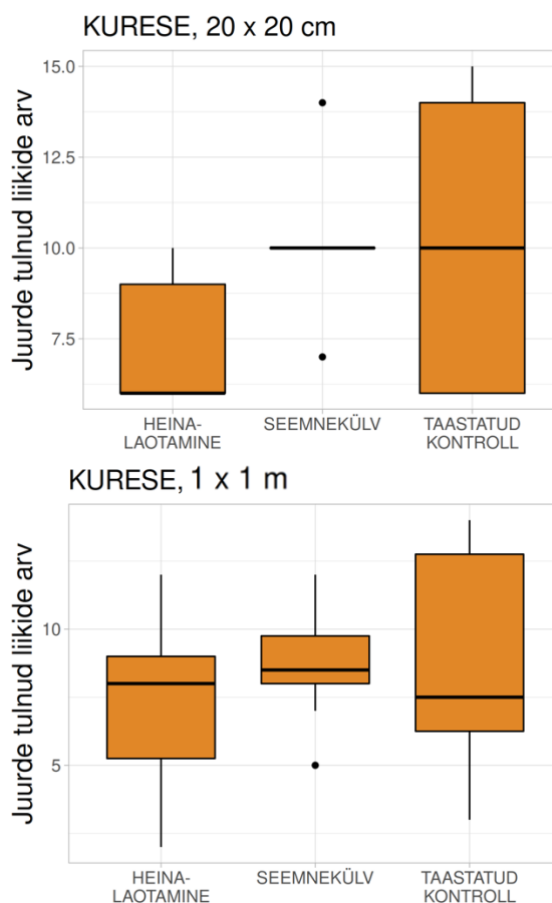
Skaalal 1x1 m oli töötlustel eraldi mõju alvariliikide katvusprotsendi suurenemisele ($F_{2,12}=8,6$, $p=0,01$) ja väga oluliseks tuli ka katvusprotsentide kasvu osas töötlusalade seisundid ($F_{1,12}=8,6$, $p<0,001$). Väikeseskaalaliselt olid ainult seisundid alvariliikide katvuse suurenemisel määravaks teguriks ($F_{1,12}=14,68$, $p=0,002$). Aastate ja töötlustüüpide omavaheline koosmõju ei mõjutanud olulisel määral alvariliikide katvusi (Tabel 17, Lisa 4). Seda saame interpreteerida nii, et töötlused ei erinenud suuresti oma mõjus alvariliikide katvusele enne ja pärast ning *vice versa*.

Ühesõnaga, sihtmärkliikide katvused suurenesid üle kõigi töötlusalade ja eriti märkimisväärselt kõigest taastatud kontrollaladel, s.t avatud ilma seemnete introductseerimiseta aladel.

4.2.3.3. Kurese katseala juurde tulnud liigid

Katseala erinevatele töötlusaladele juurde tulnud liikide arvukuse hindamise põhimõtte kätkeb endas järgmist küsimust: milline on töötluste mõju külvisegudes seemnetega esinenud taimeliikide arvukuse kasvule erinevates püsivaatlusruutudes. Seejuures kategoriseeritigi taimed juurdetulnuteks, kui neid Kuresel 2018. aastal töötlusaladel ei olnud, kuid nad sisaldasid külvisegudes seemnetena, ja 2020. aastal olid alasid asustanud. Sama printsiipi rakendati ka Undva katseala puhul.

Kurese katsealal ei tulnud andmete analüüsil lisandunud taimeliikide arvukuse poolest ükski töötlusala oluliseks, kuna puudus võrdlusmoment taastamata kontrollalaga (Joonis 36). Sellegipoolest, oli ka siin märgata liikide arvukuses kasvutrende. Huvitavaks aspektiks on

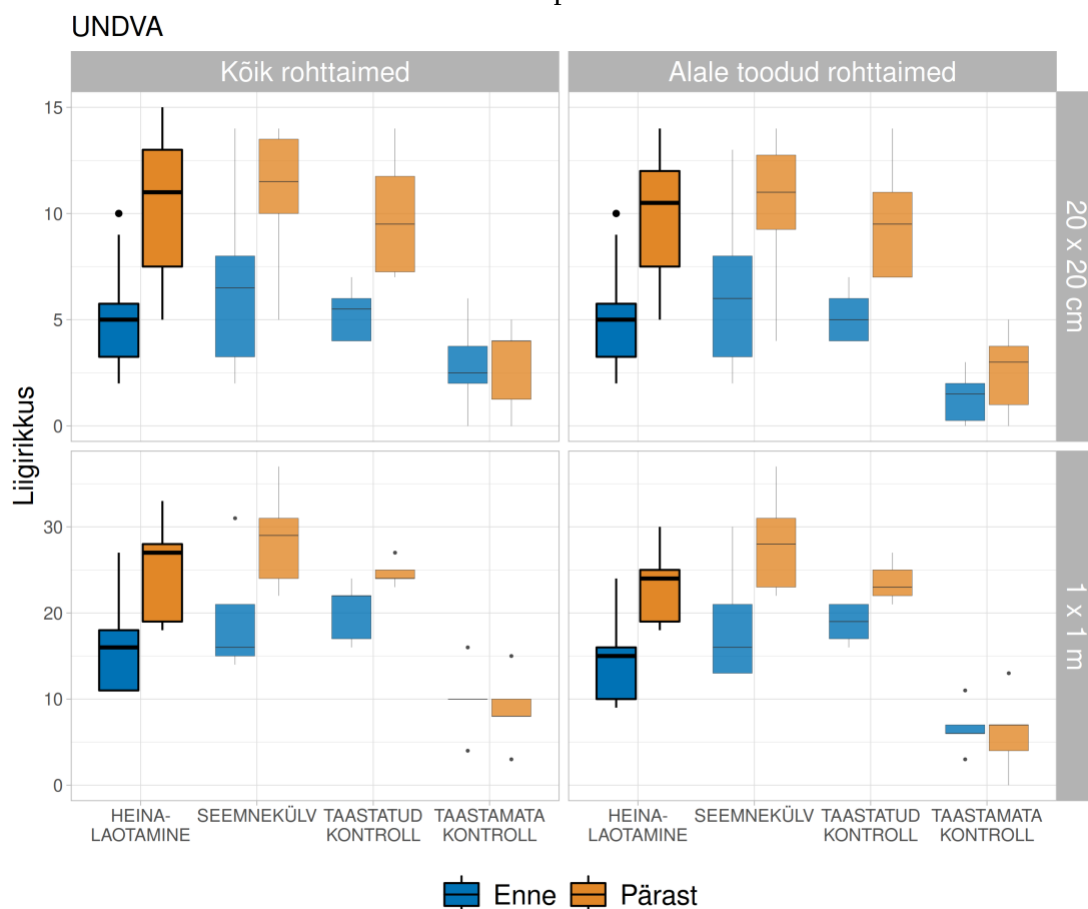


Joonis 36. Töötlusalasid kõrvutav karpdiagramm, võrdlemaks Kureses eriskaaladel juurde tulnud liikide arvusid.

see, et kõige vähem varieerus lisandunud liikide arvu poolest masinkogutud seemnete töötalusala, kus suuresti olenemata skaalast lisandus keskest läbi 10 uut taimeliiki. Suurimat varieeruvust lisandunud taimeliikide puhul võib täheldada taastatud kontrollala puhul, mis näitab, et püsivaatlusruudud erinesid omavahel enne puuduvate ja pärast lisandunud taimeliikide rohkuse poolest.

4.2.3.4. Undva katseala liigirikkus

Andmete töötamise tulemustest järeldub, et liigirikkused kahe erineva aasta lõikes ka Undva katseala kolmel erineval töötalusalal seemnete introductseerimisest olenemata tõusid, välja arvatud taastamata kontrollaladel (Joonis 37). Kõrvutades taastatud kontrollle seemnete lisamismeetoditega, saab öelda, et nii 20x20 cm ja 1x1 m skaalal oli varasemal ajaperioodil juba palju olemas erinevate rohttaimede liike ning samuti sihtmärkliike. See näitab üldjoontes seda, et Undva katsealal oli ka ilma seemnete lisamispraktikateta loopealsetele iseloomulike taimeliike idanemisvõimelisi seemneid. Lisaks, suuresti oli kahe meetodi introductseerimisedukus taimeliikide arvukuse poolest sama.



Joonis 37. Aastati võrdlev karpdiagrammide Undva katseala kõigi rohttaimede ja ainult alale toodud rohttaimede liigirikkuste kohta nii väikesel (20x20 cm) kui ka suurel skaalal (1x1 m) olenevalt töötalusaladest. Paksu piirjoonega ümbritsetud karbid inditseerivad statistiliselt olulist tulemust.

Samas, nii väikese- (20 x 20 cm) kui ka suuremõõtmeliselt (1 x 1 m) oli värske niite laotamisel oluline mõju kõigi rohttaimede ja ka ainult introductseeritud rohttaimede liigirikkusele, seda aga masinkogutud seemnete meetodi kohta öelda ei saa (Tabelid 18–19, Lisa 4). Lisaks, tugevaim oli värske niite mõju liigilisele mitmekesisusele just suuremas skaalas (1x1 m ruutudes): a) värske niite laotamine Undva alvari vastavale töötalusale omas mõju kõigi rohttaimede liigirikkusele ($F_{1, 4}=82,05$, $p=0,003$); b) värske niite laotamine Undva alvari vastavale töötalusale omas mõju antud meetodiga introductseeritud rohttaimede liigirikkusele ($F_{1, 4}=153,39$, $p>0,001$). 20x20 cm ruutudes oli värske niite mõju kõigi ja ainult värskest niitest pärinevate seemnetega asustunud rohttaimede liigirikkusele vähem olulisem (vastavalt $F_{1, 4}=35,56$, $p=0,02$; $F_{1, 4}=37,81$, $p=0,02$). Samas, just väikesemõõtmeline liigirikkuse kasv aastatega oli eriti märkimisväärne.

Undva katseala puhul ei saa täheldada tugevat skaaladevahelist erinevust töötluste ja seisundite (enne *versus* pärast) koosmõju puhul (Tabel 20, Lisa 4). Nimelt, ainus erinevus seisneb selles, et 20x20 cm skaalas ei tulnud alale toodud rohttaimede osas töötluste ja seisundite koosmõju oluliseks ($F_{3, 16}=2,37$, $p=0,1$). Tähendades seda, et külvatud taimede liigirikkustes ei olnud nelja töötalusala vahel suuri erinevusi kahe perioodi lõikes. Seega, võrreldes 2017. aastaga oli 2020. aastaks kõigi nelja töötluste 20x20 cm ruutude puhul (värske niide, masinkogutud seemned, taastatud ja taastamata ala) alale toodud rohttaimede liigirikkuste tõusud sarnased. Samas, kõik teised efektid erinesid omavahel suuresti.

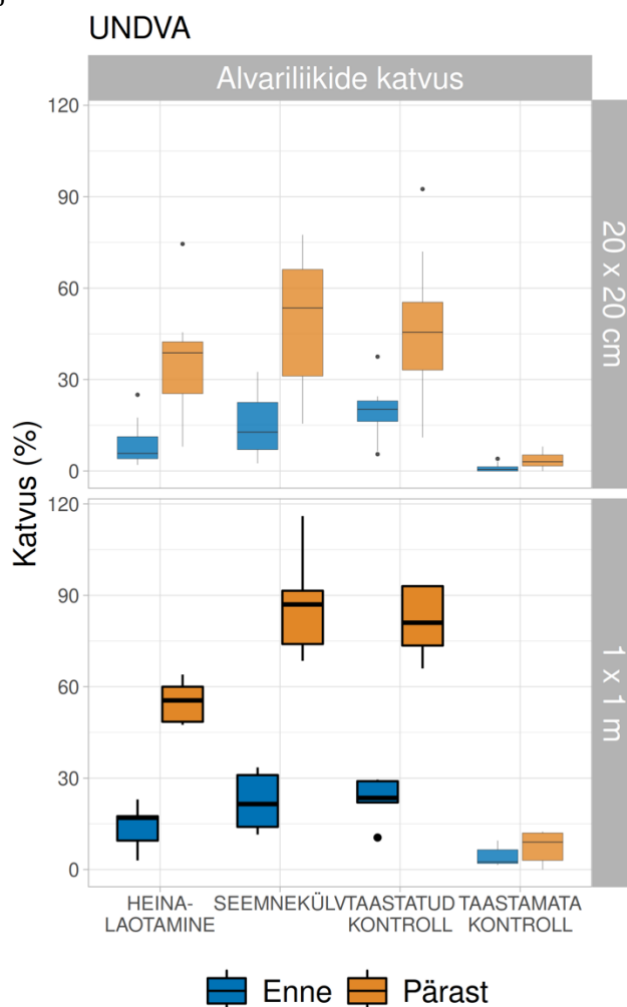
4.2.3.5. Undva katseala taimestiku katvus

Andmete analüüsist selgub, et Undva katsealal, võrreldes algse seisundiga, oli 2020. aastaks toimunud üsna märkimisväärne kasv alvaritele iseloomulike liikide katvustes (Joonis 38). Lisaks, kuna niitude taimestik on n-ö mitmekihiline, siis kogu taimede katvus võib ületada 100% nagu võib täheldada Undva masinkülvatud töötalusala puhul.

Kiirelt kasvanud katvuste protsentväärtused esinevad eriti tugevasti just taastatud aladel ning 1x1 m skaalas nii värske niite, masinkogutud seemnete meetodi kui ka taastatud kontrollala puhul (Tabel 21, Lisa 4). Nimelt, suuremõõtmeliselt oli Undvas kahe aasta lõikes alvaritele iseloomulike taimeliikide katvusosakaalule tugev mõju a) värske niite laotamisel ($F_{1,4}=413,52$, $p<0,001$); b) masinkogutud seemnete külvamisel ($F_{1,4}=76,62$, $p=0,002$); c) ala üleüldisel

taastamisel ($F_{1,4}=264,18$, $p<0,001$). Väikeseskaalaliselt on samuti näha liikide katvustes kasvutrende, kuid 20x20 cm ruutude puhul ei olnud ühelgi töötlusel märkimisväärset mõju taimede katvusele.

Kahefaktorilise ANOVA analüüsil selgusid nii eraldi värske niite laotamise, masinkogutud seemnete külvamise, lihtsalt taastatud ja taastamata alade, nende seisundite (enne ja pärast) kui ka töötluste ja seisundite koosmõjude olulisused alvaritele iseloomulike taimede katvustes (Tabel 22, Lisa 4). Skaalas 1x1 m oli tugev mõju alvaritele iseloomulike taimeliikide katvuse suurenemisel a) töötlustel ($F_{3,16}=33,34$, $p<0,001$); b) enne ja pärast seisunditel ($F_{1,16}=375,39$, $p<0,001$); c) töötluste ja seisundite koosmõjul ($F_{3,16}=41,6$, $p<0,001$). Seega, a) töötluste mõjud erinesid omavahel, b) enne ja pärast seisundid erinesid omavahel, c) koosmõjude puhul esines süsteemne muutus, kus töötluste tulemused olid aastati tugevalt erinevad (heinalaotamine, seemnekülv ja taastatud kontrollala mõjutasid erinevalt katvuse tulemusi enne ja pärast). S.t nende kolme töötluse sees on niidu katseala enne ja pärast seisundid erinevad. Samad tendentsid esinesid ka skaalas 20x20 cm. Nimelt väikeseskaalaliselt oli töötlustel tugev mõju alvariliikide katvuste laienemisele ($F_{3,16}=8,41$, $p=0,001$). Eriti märkimisväärset muutust oli näha enne ja pärast seisundite alvariliikide katvustes ($F_{1,16}=41,6$, $p<0,001$), kuid vaevu tuli statistiliselt oluliseks töötluste ja seisundite koosmõju alvariliikide katvuste suurenemisele ($F_{3,16}=3,65$, $p=0,04$).



Joonis 38. Aastati võrdlev karpdiagramm Undva alvarile iseloomulike taimeliikide katvuste (%) kohta väikesel ja suurel skaalal olenevalt töötlusaladest. Paksu piirjoonega ümbritsetud karbid näitavad statistiliselt olulist tulemust.

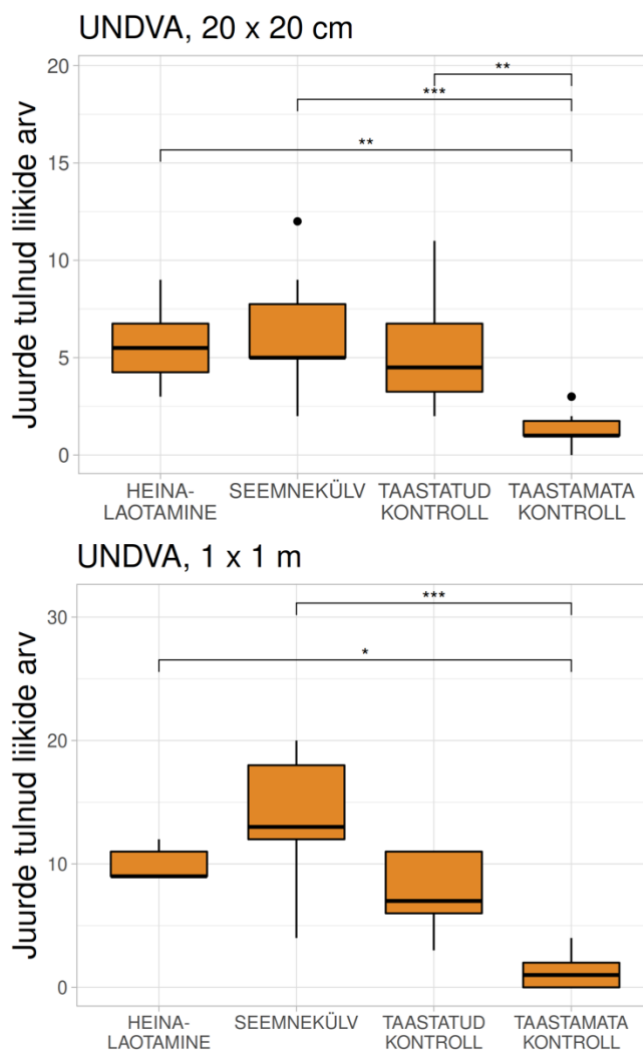
4.2.3.6. Undva katseala juurde tulnud liigid

Andmete võrdluse eesmärgiks oli välja selgitada töötluste mõju enne mitte esinevate kuid 2020. aastaks külvisegudes esinenud juurde tulnud liikide osakaalule nii väikese- kui ka suureskaalaliselt (Joonis 39). Joonisest järeldub, et a) 20x20 cm skaalal on taastatud alade mõjud juurde tulnud liikide rohkusele olulised ainult võrreldes taastamata alaga; b) 1x1 m skaalal on ainult värske niite laotamise ja masinkogutud seemnete külvamise töötlused lisandunud liikide arvukustele võrdluses taastamata kontrollalaga olulised.

Lisaks, skaalal 1x1 m taastatud kontrollala ei erine oluliselt taastamata kontrollalast juurde tulnud liikide arvu osas. Sellest järeldub, et suuremõõtmeliselt on taastatud ja taastamata kontrollalad rohkem

omavahel sarnased lisandunud taimeliikide arvukuse poolest. See-eest suureskaalaliselt värske niite ja masinkogutud seemnete meetodid erinesid olulisel määral seemnete külvisegus esinevate lisandunud liikide arvukuse poolest taastamata kontrollalast.

Seega, väikeseskaalaliselt justkui külvisegude lisamine taastatavatele aladele ei pakkunud lisa toetust, kuna nii värske niite kui ka masinkogutud seemnete meetodid ei erinenud oluliselt taastatud kontrollalast juurde tulnud liikide arvukuste poolest. See võib tähendada seda, et külvisegus esinenud liikide seemned olid ka taastatud kontrollalal olemas ja idanesid edukalt. Veelgi enam, taastatud kontrollala erines lisandunud liikide rohkuse poolest sama tugevalt taastamata kontrollalast kui värske niite meetod.



Joonis 39. Töötlusalasid kõrvutatav karpdiagramm, võrdlemaks Undvas eriskaaladel juurde tulnud liikide arvusid.

5. Arutelu

Uurisin niidukoosluste taastamistele keskenduvates teadusartiklites kajastatud seemnete introductseerimismeetodeid ja nende tulemuslikkust. Lisaks, kahe sellise taastamismeetme (värkse niite laotamise ja masinkogutud seemnete külvamise) esmakordset kasutamist ning efektiivsust Eesti loopealsete taimekoosluste taastamisel. Tuvastasin, et mitmetest introductseerimismeetoditest olid kirjanduse põhjal levinumateks ja edukamateks värske niite ja loodusest masinkogutud seemnete meetodid. Loopealsete katse põhjal selgusid nende meetodite rakendamise positiivsed kasvutrendid taimeliikide mitmekesisuses, katvuses ja arvukuses.

Liigirikaste ja väärtuslike niitude jätkusuutlik majandamine ja taastamine on vajalik looduskaitsetegevus, mille tulemuslikkus sõltub arvestada nii taastatava ala tingimustega ja eripäradega kui ka oskustest teha kõige põhjendatumad otsused (Hedberg & Kotowski, 2010). Kui ala probleemkohad on seotud killustumise tõttu vähenenud või takistatud populatsioonide vaheliste leviste vahetusega, on peamiseks meetodiks kohalikesse liigifondidesse kuuluvate taimeliikide taasasustamine (Bakker & Berendse, 1999; Hellström et al., 2009).

Taasasustamist hõlbustavaid ja kiirendavaid praktikaid on mitmeid, millest andsin põhjaliku ülevaate töö sissejuhatavas osas. Erinevate praktikate tulemuslikkust on viimastel aastatel hakatud aina rohkem uurima. See-eest on lähiaastatel avaldatud endiselt vähe selliseid uurimistöid, mis analüüsiks erinevate niitude taastamismeetodite tulemuslikkust neid samas süsteemis võrreldes. Hedberg & Kotowski (2010) ja Kiehl et al. (2010) poolt publitseeritud artiklid on ühed vähestest, mis süstemaatiliselt koondavad andmeid kasutuses olevate seemnete introductseerimismeetodite ja ökoloogilise taastamise efektiivsuse kohta. Oma magistritöö praktilise osa esimese pooles viisin läbi üldjoontes samadel põhimõtetel niidu koosluste taastamisel kasutatavate seemnete introductseerimismeetoditele keskenduvate teadusartiklite analüüsi.

Otsinguga tuvastasin 47 asjakohast artiklit, mille põhjal eristasin kokku 8 erinevat liikide asustamismeetodit, millest 81% keskendusid niidu taimekooslustele. Seitsmeteistkümnel korral (36%) kasutati loodusest kogutud seemnete külvamist, kuues artiklis viidi läbi liigivaese ja viies liigirikka ostetud seemnesegudega (23%) taastamist, kolmekümne kuues katses rakendati värske niite laotamist (77%), seitsmes kuivatatud heina meetodit, nelja artikli katse

raames istutati alale kindlaid väljaalitud taimi, omakorda neljas artiklis rakendati hoopis pinnase üle toomist doonoralt, kolmel juhul rohttaimede mätaste/kamarate siirdamist retsipientalale ja mehhaniseeritud rehepeksuga saadud seemnete külvamist. Värske niite meetodi ja nii loodusest masinkogutud seemnete kui ka ostetud seemnesegude külvamise populaarsus on ilmselt seotud nende lihtsusega. Võrreldes teiste mainitud meetoditega nõuavad need kolm palju vähem vaeva ning aega. Lisaks on masinkogutud seemnesegude puhul võimalik hõlpsasti teha idanemiskatsega kindlaks liigiline koosseis ja ostetud seemnesegude puhul see liigiline koosseis ise paika panna. Hedberg & Kotowski (2010) täheldasid oma ülevaates samu aspekte.

Muu elurikkuse koosluste taastamise kohta on raske teha järeldusi, kuna nende osakaal on lihtsalt liiga minimaalne. Viie viimasena mainitud meetodi (nt kuivatatud hein, istutamine, pinnase translokatsioon, rohttaimede mätaste/kamarate siirdamine, mehhaniseeritud rehepeks) vähese esindatuse tõttu on ka nende kohta raske teha üldistavaid järeldusi, kuna valimi suurus ei ole piisav. Siiski toon välja mõningad tähelepanekud seoses nende meetoditega.

Kuivatatud heina laotamine retsipientaladele hõlmas endas peaaegu alati pinnase ettevalmistamise kasutamist ja pooltel juhtudel ka lisameetodite rakendamist, mis kompenseerisid seemnete kaotsiminekut ja seeläbi tõstsid üldist edukust. Taimede istumise ja pinnase translokatsiooni mõju uuriti peamiselt seoses muu elurikkusega, kus nende meetodite efektiivsus oli vägagi varieeruv. Rohttaimede mätaste/kamarate siirdamine oli üks kõige vähem kasutatavatest meetoditest, samas kolme artikli põhjal väga kõrge tulemuslikkusega taimekooslustele. Ka mehhaniseeritud rehepeksuga kogutud seemnete külvamine oli üsna tulemuslik (40% kõrge, 40% mõõdukas, 20% madal), kuid nõudis lisameetodite rakendamist (herbitsiidide kasutamist, multsimist ja lisa seemnesegude külvamist).

Hedberg & Kotowski (2010) täheldasid samuti, et nt taimede istutamine ei ole kõige parem lahendus kogu koosluse taastamiseks, aga efektiivne teatud taimeliikide asustamiseks, mida minu analüüsitavates artiklites ka praktiseeriti. Nimelt, selgrootute taasasustamiseks istutati taastatavatele aladele fasilitatsiooni eesmärgil mõned taimeliigid (ingl. *nurse plants*), mis olid kas vaadeldava selgrootute liigirühma toidutaimed vms (Alignan et al., 2018). Seeläbi oli meetodil küll positiivne mõju selgrootutele, kuid retsipientala taimekooslus erines siiski tugevalt katse lõpuks referentsalast. Teiseks küsimusi tekitavaks aspektiks võib olla rohttaimede mätaste/kamarate siirdamise vähene kasutamine, kuigi selle meetodi efektiivsus

tundub olevat kõrge. Seda seetõttu, et doonor-aladelt retsipient-aladele materjali toomine on vaearikas ja kulukas. Antud meetodi kõrge edukus seisneb aga selles, et lisaks maa-pealsele vegetatsioonile tuuakse alale ka nt seemnepangad, maa-alused paljunemisorganid jms (Sengl et al., 2017). Selle teabe valguses oleks soovituslik kaaluda vägagi kahjustunud kasvukohtade üksikutele aladele rohttaimede kamarate/mätaste siirdamist, mis oleksid nn edasise koloniseerimise algpunktiks. Lisaks, võib kaaluda teatud taimeliikide istutamist, mis oleks sihtmärkkoosluse taastumist soodustava efektiga. Sellist soodustavat mõju on täheldatud nt poolparasiitsete taimede lisamisel, mis vähendavad domineerivate liikide konkurentsivõimet ja hõlbustavad seeläbi soovitud taimestiku teket (Walker et al., 2004). Üldjoontes võimaldavad vähem degradeerunud alade taastamist kõik ennist mainitud meetodid, eriti koosmõjus lisameetmetega.

Järgnevalt arutlen kolme enim kasutatud seemnete introductseerimismeetodi üle. Analüüsisin loodusest kogutud seemnete, ostetud seemnesegude külvamise ja värske niite meetmeid eraldi nii degradeerunud niitudel, endistel põllumaadel kui ka tööstusaladel. Koondades kõigi kolme edukuse andmed, saab öelda, et keskmiselt oli sihtmärk taimekoosluste taastumise edukus enamikel juhtudel mõõdukas (49%) või madal (44%), harvematel juhtudel kõrge (15%) või mõju puudus üldse (5%). Veelgi enam, peaaegu iga katse puhul saavutati sihtmärkliikide arvukuse poolest referentsalale sarnasem seisund kui koosluse struktuuri poolest. Lisaks, pinnase ettevalmistamisel oli kas ainult positiivne mõju (52% kasutamisest) niidu taimekooslustele või seda mõju ei uuritud (48% kasutamisest).

Edukaimaks meetodiks nende 47 artikli põhjal saab aga lugeda värske niite laotamist, kuna 23% rakendamiskordadest saavutati taastataval alal kõrge taimekoosluste taastumise tulemuslikkus, 54% kordadest mõõdukas ja kõigest 18% kordadest madal tulemuslikkus. Loodusest kogutud seemnesegude puhul oli arvukalt (37,5% kasutamisest) lõpptulemusteks taimekoosluste madal taastumiseefektiivsus, ometigi umbes samal määral oli mõõdukalt taastunud niidu kooslusi ja ligikaudu veerandil juhtudest oli loodusest kogutud seemnete külvil ka kõrge tulemuslikkus. Ostetud seemnesegude liigirikkuse ja -vaesuse puhul ei joonistunud välja erisust tulemuslikkuse osas taimekooslustele, kuid üldjoontes oli see meede kõige vähem efektiivsem neist kolmest. Lisaks, pinnase ettevalmistamisel ja seemnete introductseerimismeetoditel oli tugevam positiivne koosmõju degradeerunud niitudel kui põldudel. See võib tähendada seda, et vaba niši olemasolu on olulisem taimekoosluste taastamisel kui kindel toitainete tase (Kiehl et al., 2010). Oluline on hinnata ala seisundit ja

teha eeltööd, et vähendada konkurentsivõimet lisatud seemnetest idanevatele taimedele. Seda enam, et on näidatud, kuidas ebapiisavad ettevalmistused üldjoontes ka kõige edukama meetodi ehk värske niite laotamise efektiivsust tugevasti inhibeerivad (Sullivan et al., 2020).

Väljatoodud aspektid näitavad, et värske niite kasutamisel nii degradeerunud niitudel, endistel põllumaadel ja tööstusaladel on suur potentsiaal tagada soovitud niidu taimekoosluse taastumine, kuid ka looduslike seemnete kogumise meetod tasub ennast suuresti ära. Sama on leitud ka teistes ülevaateartiklites, kus taimede taasasustamise praktikatega on võimalik edukalt luua jätkusuutlikke niite (Alignan et al., 2018). Seega võiks kaaluda levikutakistuste ületamiseks niitude taastamisel kombineerida erinevaid meetodeid, kuna niikuinii pole ühte keskset kuldteed.

Enamus teaduskirjanduses avaldatud liikide taastatavate alade (taas)asustamist hõlbustavate praktikate põhirõhust lasub endistel põllumaadel või jäätmaadel, samas degradeerunud niitude koosluste liigirikkuse parandamine ei ole nii sagedasti fookuses (Baasch et al., 2016). Käesoleva magistr töö praktilise osa teine pool keskendub aga justnimelt degradeerunud niitudel looduslikult kogutud seemnete lisamiskatsetele. Lisaks, vaatluse all ongi teaduskirjanduse põhjal välja selgitatud kaks kõige edukamat seemnete introductseerimismeetodit.

Uurimisaspektiks antud katse raames oli kahele erinevale niidualale sihtmärk ehk masinkogutud seemnete külvamisega ja värske niite laotamisega toodud taimekoosluste taasloomine ja selle tulem. Esiteks vaatlesin alvaritele iseloomulike taimeliikide ja loospetsialistide asustumis- ja kadumisjuhte aastate lõikes. Teiseks, analüüsisin neilt katsealadelt kogutud andmete põhjal töötluste mõju kõigi rohttaimede ja juurde toodud rohttaimede liigirikkustele, alvariliikide katvustele ning juurde tulnud liikide arvukusele.

Juurde tulnud alvaritele omaste ja spetsiifiliste taimeliikide arv ületas kadunud liikide arvu nii Undva kui ka Kurese peaaegu kõigil töötlusaladel. Veelgi enam, Undvas olid 20x20 cm skaalas taastatud alade kolm töötluspiirkonda ja 1x1 m skaalas värske niite ning masinkogutud seemnete meetodid kõigi juurde tulnud taimeliikide arvukuse osas tugevalt erinevad taastamata kontrollalast. Samas, omavahel statistiliselt olulisi erinevusi ei olnud. Ka Wagner et al. (2021) artiklist selgus, et värske niitega ja seemnesegudega taastatud alade lõppseisundites statistiliselt olulised erinevused puudusid.

Lisaks, vaadates ka kõigi rohttaimede ja alale toodud rohttaimede liigirikkuste muutusi kahe aasta lõikes, oli mõlemal katsealal tulemuseks liigirikkuste tõus olenemata seemnete lisamisest. Üllatavaks asjaoluks on see, et Undva taastamata katsealal oli 2020. a juurde tulnud 8 rangelt alvaritel kasvavat taimeliiki, samas nt masinkogutud seemnete külvi ei lisandunud ühtegi. Osad masinkogutud ja värske niite töötalusaladele juurde tulnud liigid puudusid nii loodusest kogutud kui ka värske niite seemnesegudest. Ka taastatud kontrollaladel oli tegelikkuses võrreldes seemnete introductseerimise töötalusaladega üsna samasugune liigirikkuse tase. Võttes arvesse neid fakte, saab öelda, et lisandunud liikide kõrgem osakaal näitab kohati taastamistööde efektiivsust, aga tegelikult ka alade võrdlemisi head seisundit. Nimelt, taastamata ja taastatud kontrollalade liigirikkuste tõus ja seemnekülvi abita taastasustunud taimede hulk võivad indikeerida, et kohalik liigifond ei ole vaesunud. Sama on leitud ka varasema Eesti loopealsete taimede ja nende leviste taasasustamise katsega, kus alvaritele siirdati rohttaimede kamaraid ja leiti, et see ei tõstnud oluliselt liigirikkuse määra võrreldes lihtsalt karjatatavate ning kontrollaladega (Pärtel et al., 1998). Veelgi enam, Euroopa niitude seemnepankade katsed on näidanud, et kõige kõrgema taastumispotentsiaaliga alad on need, mille degradatsioon ei ole olnud pikaajaline ja intensiivne (Bekker et al., 1997). Seejuures, alvarite peamiseks ohuks on kinnikasvamine, sest mullatingimused ei soosi nende põllumaadeks muutmist, mis omakorda tähendab seda, et taastamisjärgselt on iseloomulike taimeliikide puudumisperiood olnud lühemaajalisem kui põldudeks muudetud niitude puhul (Kalamees et al., 2012). Ka see aspekt võib selgitada külvisegudes mitteesinenud taimeliikide olemasolu katsealadel ja kontrollalade kõrget liigirikkust. Seega, juhul kui kohalik liigifond on säilinud ja taastatavat ala ei ole pikaaegselt intensiivselt muudetud, võib niidu taimekoosluste taastamiseks piisata ka ainult ala avatud koosluseks muutmisest ja seejärel selle jätkusuutlikust majandamisest.

Katsealade alvariliikide katvuste analüüsist selgus, et kahe aasta lõikes ka alvariliikide katvused suurenesid kõigil töötalusaladel. Seejuures tugevam seisundite vaheline erinevus katvustes tuli välja 1x1 m skaalas, mille puhul 2020. aastaks olid kõigil töötalusaladel taimekatvuste osakaalud hüppeliselt kasvanud. Samasugust tendentsi on ka varem täheldatud (Auestad et al., 2015; Albert et al., 2019). Mõeldes liigirikkuste ja looliikide katvuste muutustele, saab öelda, et taimekoosluse liigilise struktuuri taastamine on keerulisem ülesanne kui sihtmärk taimeliikide katvuste suurendamine. Sarnasele järeldusele on jõudnud ka teised uurimistööd (Storm et al., 2016; Scotton, 2018a).

Kuigi teadusartiklite andmed pärinevad väga erinevatest piirkondadest ja elupaigatüüpidest, siis taastamisedukused oli peamiselt mõjutatud ala taastamiseelsest seisundist ja kindlast seemnete introductseerimismeetodist, mis kinnitab ka mu seatud teist hüpoteesi, kus arvasin, et seemnete lisamise efektiivsus sõltub meetodist, maastikulisest kontekstist ja mullatingimustest. Esimene hüpotees katse põhjal väga tugevat kinnitust ei saanud. Seetõttu, et värske niite ja masinkogutud seemnete meetodid võrreldes taastatud kontrollaladega aastate lõikes ei kiirendanud oluliselt rohkem taastamisprotsessi ja sihtmärkkoosluse teket. Sellegipoolest oli neil positiivne ja enamasti oluline mõju alvarite looliikide taastasustumisele. Arvan, et kui katse oleks hõlmanud rohkemaid alasid ja taimeruute, oleks arvukamalt tulnud tulemusi statistiliselt oluliseks.

Kokkuvõte

Niitude kunagine laialdane levik on tänaseks suuresti inimtegevuse tõttu kahanenud, osaliselt nende hülgamise ja teisalt maakasutus intensiivistumise tõttu. Järelejäänud niidukooslused on sageli väga väikesed ja killustunud, mis lisaks otsesele elupaiga vähesusele kahandab liikide levi, pidurdab geenivoolu ja ohustab populatsioonide pikaajalist püsimist. Samas on niidud tähtsad looduse hüvede pakkujad ja elurikkuse hoidjad. Viimasel aastakümnel on järjest rohkem hakatud keskenduma niitude taastamisele ja keskenduma ka erinevate aktiivsete taastamismeetmete tulemuslikkuse teaduslikule uurimisele. Niitude taastamistööde tulemuslikkus sõltub olulisel määral erinevatest alaspetsiifilistest teguritest (sh kasutatavast meetodist, taimekooslustest, taimede fenoloogiast, taastatava ala eelnevast seisundist jms), mida on taastamismeetodi valikul oluline arvesse võtta.

Magistritöö raames analüüsisingi teaduskirjanduses kajastatud erinevate taimeliikide seemnete introductseerimismeetodite kasutamist ja tulemuslikkust. Lisaks, andsin ülevaate ka Eesti kahel loopealsel esmakordselt läbiviidud kahe erineva meetodiga kogutud seemnete külvi katse tulemustest. Artiklite analüüsimisel selgus, et kõige rohkem praktiseeritavamad seemnete introductseerimismeetodid on värske niite laotamine ja loodusest masinkogutud seemnete külvamine. Tuginedes analüüsitud artiklitele, tundus neist kahest tulemuslikum referentsaladele sarnasema niidukoosluse loomisel värske niite meetod. Väga oluliseks komponendiks taastamisel on ka pinnase sobiv ettevalmistamine. Vähem on uuritud lisameetodite (katsekestvuse ajal niitmine, karjatamine jms) mõju taimekoosluste taastumisele, mille tõttu olid need efektiivsust peegeldavad tulemused vägagi varieeruvad.

Eesti loopealsetel läbi viidud väikese katse tulemusena ei olnud värske niite kasutamise ja masinkogutud seemnete kasutamise tulemuslikkuses olulisi vahesid. Aastate lõikes suurenesid mõlema meetodi töötalusaladel nii kõigi rohttaimede kui ka lisandunud rohttaimede liigirikkused, looliikide katvused ja juurde tulnud taimeliikide arvukused. Samas, oli kasvutrendi näha ka lihtsalt taastatud (st aladel, kuhu midagi ei külvatud) kontrollaladel, mis viitab, et vähemalt Lääne-Eesti loopealsetel on liigirikka taimkatte iseeneslikuks taastumiseks pärast puude-põõsaste eemaldamist kõik tingimused olemas — piirkonna liigifond ei ole vaesunud, liikide levi alale on tagatud ja mullas olev seemnepank suure tõenäosusega panustab koosluse taastumisse. Seemnete introductseerimine on kõige vajalikum isoleeritud ja vaesunud aladel ning aladel, kus kunagine niit on täielikult hävinud (nt põllumaadest niidu taastamisel).

Kokkuvõtvalt ilmestavad minu leitud tulemused, et kui taastataval niidualal esineb seemnete levikupiirang, on olulisteks abimeetmeteks looduslike ja regionaalsete seemnete lisamine. Tähtis on aga vastavalt ala seisundile ja eesmärgile teha kaalutletud otsus taastamismeetodi valiku osas.

Summary

The formerly widespread grasslands have largely decreased in areas due to human activities, that include partly the abandonment of said areas and also the intensification of land use. The remaining grassland communities are often very small and fragmented, which, in addition to the lack of available habitats, reduces the distribution of species, slows down gene flow and threatens the persistence of populations. However, grasslands provide important ecosystem services and preserve biodiversity. Over the last decade, the focus of grasslands restoration has become a hot topic, resulting in scientific research of the various active restoration measure effectiveness's. The effectiveness of grassland restorations depends to a large extent on various area specific conditions (including the used method, plant communities, plant phenology, previous site conditions etc.), which need to be taken into account when choosing a restoration method.

In this thesis, I examined the use and effectiveness of the seed introduction methods of different plant species covered in the scientific literature. In addition, I also analysed the results of the two different seed introduction methods applied for the first time to two calcareous grasslands in Estonia. The articles indicated that the most used methods are green hay transfer and brush harvested method. Based on the information, green hay seems to be more effective in creating a grassland most similar to the reference area. Appropriate soil preparations are also very important components in restoring a grassland. The effect of additional methods (mowing during the experimental period or grazing) hasn't been studied thoroughly, due to which results indicating additional methods effectiveness vary greatly.

I couldn't detect a significant difference between the effectiveness of green hay and brush harvested methods from the results of the small-scale experiment conducted on Estonian alvar grasslands. Over the years, the overall and added herbaceous plant species richness, cover and abundance of sowed species increased on all sites. What is more, the positive growth in these indicators were also observed on restored (i.e., areas with no added seeds) control sites, which suggests that at least Western Estonian alvar grasslands have all the prospects for species rich spontaneous restoration after clearing areas from woody vegetation — the regional species pool isn't impoverished, the distribution of species to the grasslands is ensured and the soil seed bank likely contributed to the recovery of the community. The introduction of seeds in most

important in isolated and degraded areas and where former grasslands have been completely destroyed (e.g., grassland restoration on arable lands).

In conclusion, the obtained results show that if grassland under restorations are limited by seed distribution restrictions, then the introduction of regional seeds to the area is an important restoration measure. On the other hand, it is necessary to make an informed decision on the choice of the method, taking into consideration the condition of the site and restoration purpose.

Tänuavaldused

Minu suurimad tänuavaldused lähevad mu juhendajale Aveliina Helmile, kelle toe, teadmiste, abi ja juhistega valmis käesolev magistritöö. Andme analüüsimise puhul nõu andmise ja selgituste pakkumise eest soovin veel tänada Triin Reitalu. Lisaks tänan kõiki projekti Elu alvaritele välitöödel osalenud osapooli panustamaks nii minu magistritöö valmimisse kui ka üldse Eesti loodushoiu edendamisse ja teostamisse.

Kasutatud kirjandus

- Aavik, T., & Helm, A. (2018). Restoration of plant species and genetic diversity depends on landscape-scale dispersal: Restoration of species and genetic diversity. *Restoration Ecology*, 26, S92–S102. <https://doi.org/10.1111/rec.12634>
- Albert, Á.-J., Mudrák, O., Jongepierová, I., Fajmon, K., Frei, I., Ševčíková, M., Klimešová, J., & Doležal, J. (2019). Grassland restoration on ex-arable land by transfer of brush-harvested propagules and green hay. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 272, 74–82. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.11.008>
- Alignan, J.-F., Debras, J.-F., Jaunatre, R., & Dutoit, T. (2018). Effects of ecological restoration on beetle assemblages: Results from a large-scale experiment in a Mediterranean steppe rangeland. *Biodiversity and Conservation*, 27(9), 2155–2172. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1528-8>
- Auestad, I., Austad, I., & Rydgren, K. (2015). Nature will have its way: Local vegetation trumps restoration treatments in semi-natural grassland. *Applied Vegetation Science*, 18(2), 190–196. <https://doi.org/10.1111/avsc.12138>
- Baasch, A., Engst, K., Schmiede, R., May, K., & Tischew, S. (2016). Enhancing success in grassland restoration by adding regionally propagated target species. *Ecological Engineering*, 94, 583–591. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.062>
- Bakker, J., & Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(2), 63–68. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01544-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01544-4)
- Bekker, R. M., Verweij, G. L., Smith, R. E. N., Reine, R., Bakker, J. P., & Schneider, S. (1997). Soil Seed Banks in European Grasslands: Does Land Use Affect Regeneration Perspectives? *The Journal of Applied Ecology*, 34(5), 1293. <https://doi.org/10.2307/2405239>
- Bischoff, A., Hoboy, S., Winter, N., & Warthemann, G. (2018). Hay and seed transfer to re-establish rare grassland species and communities: How important are date and soil preparation? *Biological Conservation*, 9.
- Blair, J., Nippert, J., & Briggs, J. (2014). Grassland Ecology. In R. K. Monson (Ed.), *Ecology and the Environment* (pp. 389–423). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9_14
- Bossuyt, B., Butaye, J., & Honnay, O. (2006). Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils—A case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management*, 79(4), 364–371. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.08.005>
- Bossuyt, Beatrijs, & Honnay, O. (2008). Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*, 19(6), 875–884. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18462>
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H. T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Watson, R. T., Baste, I. A., Larigauderie, A., Leadley, P., Pascual, U., Baptiste, B., Demissew, S., Dziba, L., Erpul, G., Fazal, A., ... Vilá, B. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*

- of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (p. 45).
- Dixon, A. P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., & Loucks, C. J. (2014). Distribution mapping of world grassland types. *Journal of Biogeography*, 41, 2003–2019.
- Durbecq, A., d'Ambly, M., Buisson, E., Jaunatre, R., Cluchier, A., & Bischoff, A. (2021). Seedling recruitment in mountain grassland restoration: Effects of soil preparation and grazing. *Applied Vegetation Science*, 24(1), e12564. <https://doi.org/10.1111/avsc.12564>
- Durbecq, A., Jaunatre, R., Buisson, E., Cluchier, A., & Bischoff, A. (2020). Identifying reference communities in ecological restoration: The use of environmental conditions driving vegetation composition. *Restoration Ecology*, 28(6), 1445–1453. <https://doi.org/10.1111/rec.13232>
- Eesti Keskkonnaministeerium. 2019. “LIFE + Nature Projekt — Eesti Loopealsete Karjamaade Taastamine.” <https://life.envir.ee/elualvaritel> (21.03.2021).
- Garrouj, M., Alard, D., Corcket, E., Marchand, L., & Benot, M.-L. (2019). The effects of management on vegetation trajectories during the early-stage restoration of previously arable land after hay transfer. *Ecology and Evolution*, 9(24), 13776–13786. <https://doi.org/10.1002/ece3.5798>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Harvolk-Schöning, S., Michalska-Hejduk, D., Harnisch, M., Otte, A., & Donath, T. W. (2020). Floodplain meadow restoration revisited: Long-term success of large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice. *Biological Conservation*, 241, 108322. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108322>
- Hedberg, P., & Kotowski, W. (2010). New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation*, 18(4), 304–308.
- Hellström, K., Huhta, A.-P., Rautio, P., & Tuomi, J. (2009). Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness. *Journal for Nature Conservation*, 17(4), 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.04.007>
- Helm, A. (2011). *Eesti loopealsed ja kadastikud* (p. 35). Keskkonnaamet.
- Helm, A. 2017. “Loopealsete Suuremahulise Taastamise Mõju Elurikkusele, Taastamiseelse Seisundi Jäädvustamine.” Tartu Ülikool.
- Helm, Aveliina, & Toussaint, A. (2020). *Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang*. Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.
- Holm, A. (2019). *Restoration of the habitat. Report of Action C.1*. Estonian Environmental Board.

- Holm, B., Aavik, T., Kasari, L., Luuk, O., Holm, A., Väli, K., Sandre, S.-L., & Kallaste, E. (2019). *Poollooduslike koosluste jätkusuutliku majandamise tagamise analüüs*. Pärandkoosluste kaitse ühing & Eesti Rakendusuuringute Keskus CentAR OÜ.
- Holm, S. (1979). A Simple Sequentially Rejective Multiple Test Procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*, 6(2), 65–70.
- Hölzel, N., Buisson, E., & Dutoit, T. (2012). Species introduction – a major topic in vegetation restoration. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 161–165. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01189.x>
- Jin, Z., Dong, Y., Wang, Y., Wei, X., Wang, Y., Cui, B., & Zhou, W. (2014). Natural vegetation restoration is more beneficial to soil surface organic and inorganic carbon sequestration than tree plantation on the Loess Plateau of China. *Science of The Total Environment*, 485–486, 615–623. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.105>
- Kalamees, R., Püssa, K., Zobel, K., & Zobel, M. (2012). Restoration potential of the persistent soil seed bank in successional calcareous (alvar) grasslands in Estonia. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 208–218. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01169.x>
- Kassambara, A. (2021). Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. *R Topics Documented*.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L., & Hölzel, N. (2010). Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 285–299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>
- Kiehl, K., Kirmer, A., & Shaw, N. (2014). *Guidelines for Native Seed Production and Grassland Restoration*. Cambridge Scholars Publishing.
- Kiehl, K., & Wagner, C. (2006). Effect of Hay Transfer on Long-Term Establishment of Vegetation and Grasshoppers on Former Arable Fields. *Restoration Ecology*, 14(1), 157–166.
- Klaus, V. H., Hoefer, C. J., Fischer, M., Hamer, U., Kleinebecker, T., Mertens, D., Schäfer, D., Prati, D., & Hölzel, N. (2018). Contribution of the soil seed bank to the restoration of temperate grasslands by mechanical sward disturbance: Seed bank activation by sward disturbance. *Restoration Ecology*, 26, S114–S122. <https://doi.org/10.1111/rec.12626>
- Kukk, T., & Kull, K. (1997). Wooded meadows. *Estonia Maritima*, 2, 1–249.
- Life to Alvars. (2018). *Action C.4. Restoration of habitat through seed sowing* (p. 16). MTÜ Elurikas Eesti.
- Liu, Y.-F., Liu, Y., Shi, Z.-H., López-Vicente, M., & Wu, G.-L. (2020). Effectiveness of re-vegetated forest and grassland on soil erosion control in the semi-arid Loess Plateau. *Catena*, 195, 1–6.
- Masing, V., Tooming, H., Reintam, L., Kukk, E., Aruksaar, H., & Frey, T. (1979). *Botaanika. Õpik kõrgkoolidele*. (III). Valgus.
- Mbaabu, P. R., Olago, D., Gichaba, M., Eckert, S., Eschen, R., Oriaso, S., Choge, S. K., Linders, T. E. W., & Schaffner, U. (2020). Restoration of degraded grasslands, but not invasion by *Prosopis juliflora*, avoids trade-offs between climate change mitigation and

- other ecosystem services. *Scientific Reports*, 10(1), 20391. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77126-7>
- Mesipuu, M. (2012). *Aru- ja soostunud niitude hoolduskava* (p. 61). Pärandkoosluste Kaitse Ühing.
- Metsoja, J.-A. (2011). *Luhtade hoolduskava*. Keskkonnaamet.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Olsson, P. A., & Ödman, A. M. (2014). Natural Establishment of Specialist Plant Species after Topsoil Removal and Soil Perturbation in Degraded Calcareous Sandy Grassland. *Restoration Ecology*, 22(1), 49–56. <https://doi.org/10.1111/rec.12024>
- Paal, J. (1997). *Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon*. Tartu Ülikooli Botaanika ja Ökoloogia Instituut.
- Paal, J. (1998). Rare and threatened plant communities of Estonia. *Biodiversity and Conservation*, 7(8), 1027–1049. <https://doi.org/10.1023/A:1008857014648>
- PAF: *Prioritised Action Framework for Natura 2000 in Estonia. EU multiannual Financing Period 2014–2020*. (2014). Keskkonnaministeerium.
- PAF: *Prioritised action framework for Natura 2000 in Estonia. Multiannual Financial Framework period 2021–2027*. (2021). Keskkonnaministeerium.
- Pärandniitude tegevuskava 2021–2027*. (2021). Keskkonnaministeerium.
- Pärtel, M., Bruun, H. H., & Sammul, M. (2005). Biodiversity in temperate European grasslands: Origin and conservation. *Grassland Science in Europe*, 10, 1–14.
- Pärtel, M., Helm, A., Roosalu, E., & Zobel, M. (2007). Bioloogiline mitmekesisus Eesti poollooduslikes ökosüsteemides. *Tallinn: Tallinna Ülikool*, 80.
- Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M., & Rosén, E. (1998). Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: The importance of propagule availability. *Ecological Engineering*, 10(3), 275–286. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00014-7](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00014-7)
- Pärtel, M., & Zobel, M. (1999). Small-scale plant species richness in calcareous grasslands determined by the species pool, community age and shoot density. *Ecography*, 22(2), 153–159. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00463.x>
- Pedrini, S., Gibson-Roy, P., Trivedi, C., Gálvez-Ramírez, C., Hardwick, K., Shaw, N., Frischie, S., Laverack, G., & Dixon, K. (2020). Collection and production of native seeds for ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28(S3), S228–S238. <https://doi.org/10.1111/rec.13190>
- Peepson, A., Kikas, T., Kliimask, J., & Sepp, K. (n.d.). *Assessment of semi-natural grassland management during the last 20 years in Lümända municipality*. 46.
- Poschlod, P., & WallisDeVries, M. F. (2002). The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—Lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104(3), 361–376. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00201-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00201-4)
- Prach, K., & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology*, 16(3), 363–366. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x>

- Prach, K., Jongepierová, I., Řehouňková, K., & Fajmon, K. (2014). Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: Successional trajectories and changes in species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 131–136. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.003>
- Prach, Karel, Jongepierová, I., & Řehouňková, K. (2013). Large-Scale Restoration of Dry Grasslands on Ex-Arable Land Using a Regional Seed Mixture: Establishment of Target Species. *Restoration Ecology*, 21(1), 33–39. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00872.x>
- Rannap, S. L. R. (2020). *Rannaniitute hoolduskava* (p. 63). Pärandkoosluste Kaitse Ühing.
- Resch, M. C., Schütz, M., Graf, U., Wagenaar, R., Putten, W. H. van der, & Risch, A. C. (2019). Does topsoil removal in grassland restoration benefit both soil nematode and plant communities? *Journal of Applied Ecology*, 56(7), 1782–1793. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13400>
- Rosen, C., Tunstall, D., White, R., Ottke, C., Revenga, C., Rohweder, M., Murray, S., Kassem, K., Kura, Y., Sebastian, K., Henninger, N., Reid, W. V., Lenton, R., McNeil, C., Schmidt, R., Becker, S., Lewis, K., Claasen, D., Singh, A., ... Axelrod, E. (2000). *A Guide to World Resources 2000–2001: People and Ecosystems: The Fraying Web of Life* (p. 276). World Resources Institute.
- Schauberger, P., Walker, A., Braglia, L., & Sturm, J. (2020). Package ‘openxlsx’. *R Topics Documented*.
- Scotton, M. (2016). Establishing a semi-natural grassland: Effects of harvesting time and sowing density on species composition and structure of a restored *Arrhenatherum elatius* meadow. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 220, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.12.029>
- Scotton, M. (2018a). Calcareous grassland restoration at a coarse quarry waste dump in the Italian Alps. *Ecological Engineering*, 117, 174–181. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.012>
- Scotton, M. (2018b). Wild Seed Harvesting at Mountainous Species-Rich Grassland in Calcareous Italian Alps. *Rangeland Ecology & Management*, 71(6), 762–769. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2018.04.005>
- Scotton, M., & Ševčíková, M. (2017). Efficiency of mechanical seed harvesting for grassland restoration. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.040>
- Sengl, P., Magnes, M., Weithenthaler, K., Wagner, V., Erdős, L., & Berg, C. (2017). Restoration of lowland meadows in Austria: A comparison of five techniques. *Basic and Applied Ecology*, 24, 19–29. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.08.004>
- Silveira, F. A. O., Arruda, A. J., Bond, W., Durigan, G., Fidelis, A., Kirkman, K., Oliveira, R. S., Overbeck, G. E., Sansevero, J. B. B., Siebert, F., Siebert, S. J., Young, T. P., & Buisson, E. (2020). Myth-busting tropical grassy biome restoration. *Restoration Ecology*, 28(5), 1067–1073. <https://doi.org/10.1111/rec.13202>
- Slodowicz, D., Humbert, J.-Y., & Arlettaz, R. (2019). The relative effectiveness of seed addition methods for restoring or re-creating species rich grasslands: A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 8(1), 28. <https://doi.org/10.1186/s13750-019-0174-2>

- Stöcklin, J., & Fischer, M. (1999). Plants with longer-lived seeds have lower local extinction rates in grassland remnants 1950-1985. *Oecologia*, 120(4), 539–543. <https://doi.org/10.1007/s004420050888>
- Storm, C., Eichberg, C., Stroh, M., & Schwabe, A. (2016). *Restoration of steppic sandy grassland using deep-sand deposition, inoculation with plant material and grazing: A 10-year study* [PDF]. <https://doi.org/10.14471/2016.36.010>
- Strykstra, R. J., Bekker, R. M., & Bakker, J. P. (1998). Assessment of dispersule availability: Its practical use in restoration management. *Acta Botanica Neerlandica*, 47(1), 57–70.
- Sullivan, E., Hall, N., & Ashton, P. (2020). Restoration of upland hay meadows over an 11-year chronosequence: An evaluation of the success of green hay transfer. *Restoration Ecology*, 28(1), 127–137. <https://doi.org/10.1111/rec.13063>
- Talvi, T. (2010). *Eesti puisniidud ja puiskarjamaad. Hooldamiskava*. (p. 38).
- Talvi, T., & Talvi, T. (2012). *Poollooduslikud kooslused. Kaitse ja hooldus*. Põllumajandusministeerium.
- Tattar, T. (2013). *Poollooduslike koosluste tegevuskava aastateks 2014-2020*. Keskkonnaministeerium.
- Tonietto, R. K., & Larkin, D. J. (2018). Habitat restoration benefits wild bees: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 582–590. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13012>
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S., & Tóthmérész, B. (2011). Grassland restoration on former croplands in Europe: An assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation*, 20(11), 2311–2332. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-9992-4>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kirmer, A., Tischew, S., Kelemen, A., Tóth, K., Migléc, T., Radócz, S., Sonkoly, J., Tóth, E., Kiss, R., Kapocsi, I., & Tóthmérész, B. (2016). High-diversity sowing in establishment gaps: A promising new tool for enhancing grassland biodiversity [PDF]. *Tuexenia*, 36. <https://doi.org/10.14471/2016.36.020>
- van Swaay, C. A. M. (2002). The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation*, 104(3), 315–318. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00196-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00196-3)
- Veen, P., Jefferson, R., Smidt, J. de, & Straaten, J. van der. (2009). *Grasslands in Europe: Of High Nature Value*. BRILL.
- Wagner, M., Hulmes, S., Hulmes, L., Redhead, J. W., Nowakowski, M., & Pywell, R. F. (2021). Green hay transfer for grassland restoration: Species capture and establishment. *Restoration Ecology*, 11.
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J., & Pywell, R. F. (2004). The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation*, 119(1), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.020>
- Wang, B., & Qiu, Y.-L. (2006). Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza*, 16(5), 299–363. <https://doi.org/10.1007/s00572-005-0033-6>
- White, R., Murray, S., & Rohweder, M. (2000). *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems*. World Resources Institute.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, 21(2/3), 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>

- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L., François, R., Golemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T., Miller, E., Bache, S., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D., Spinu, V., ... Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Wickham, H., & Chang, W. (2016). Package ‘ggplot2’. *Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics. Version 2.1*, 2(1), 1–189.
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., & Pärtel, M. (2012). Plant species richness: The world records. *Journal of Vegetation Science*, 23, 796–802.
- Zhao, Y., Liu, Z., & Wu, J. (2020). Grassland ecosystem services: A systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*, 35(4), 793–814. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00980-3>

Lisad

Lisa 1: nimekirjad

Tabel 2. Masinkogutud seemnete ja värske niitena kogutud taimeliikide nimekiri.

Ala nimi	UNDVA		KURESE	
Meetod	seemnetekorjamise liiginimekiri	heinakogumise liiginimekiri	seemnetekorjamise liiginimekiri	heinakogumise liiginimekiri
<i>Achillea millefolium</i>	1	1	1	1
<i>Acinos arvensis</i>	1		1	
<i>Agrimonia eupatoria</i>	1		1	1
<i>Agrostis capillaris</i>	1			
<i>Agrostis stolonifera</i>		1	1	1
<i>Alchemilla vulgaris</i>	1		1	1
<i>Allium oleraceum</i>		1		
<i>Alopecurus pratensis</i>		1	1	
<i>Anemone sylvestris</i>			1	
<i>Angelica sylvestris</i>			1	
<i>Antennaria dioica</i>	1		1	1
<i>Anthemis tinctoria</i>	1			
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1			
<i>Anthriscus sylvestris</i>	1	1	1	1
<i>Anthyllis vulneraria</i>	1	1	1	1
<i>Aquilegia vulgaris</i>			1	
<i>Arabis hirsuta</i>			1	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			1	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	1	1		
<i>Artemisia campestris</i>	1			
<i>Artemisia rupestris</i>	1			
<i>Asperula tinctoria</i>	1			
<i>Brachypodium pinnatum</i>	1			
<i>Briza media</i>	1		1	1
<i>Bunias orientalis</i>		1		
<i>Calamagrostis epigeios</i>	1			
<i>Campanula glomerata</i>			1	1
<i>Campanula patula</i>			1	
<i>Campanula persicifolia</i>			1	
<i>Campanula rotundifolia</i>	1			
<i>Carduus crispus</i>	1		1	
<i>Carex caryophyllaea</i>			1	
<i>Carex flocca</i>	1		1	1
<i>Carex flava</i>			1	
<i>Carex hirta</i>			1	
<i>Carex muricata</i>			1	
<i>Carex ornithopoda</i>	1		1	
<i>Carex spicata</i>			1	
<i>Carex tomentosa</i>			1	1
<i>Carlina vulgaris</i>	1			
<i>Carum corvi</i>			1	
<i>Centaurea jacea</i>	1	1		1
<i>Centaurea scabiosa</i>		1	1	
<i>Centaureum litorale</i>			1	
<i>Cerastium fontanum</i>	1	1	1	
<i>Chaenorhinum minus</i>	1			
<i>Cirsium acule</i>	1		1	1
<i>Cirsium arvense</i>		1	1	
<i>Cirsium vulgare</i>	1		1	
<i>Clinopodium vulgare</i>			1	
<i>Convolvulus arvensis</i>		1	1	
<i>Crepis tectorum</i>			1	
<i>Dactylis glomerata</i>	1	1	1	1
<i>Daucus carota</i>	1	1	1	1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1		1	
<i>Echium vulgare</i>	1			
<i>Equisetum arvense</i>			1	
<i>Equisetum pratense</i>	1			
<i>Erigeron acer</i>	1			
<i>Falcaria vulgaris</i>		1		
<i>Festuca ovina</i>	1		1	1
<i>Festuca pratensis</i>				1
<i>Festuca rubra</i>	1	1	1	1
<i>Filipendula ulmaria</i>			1	
<i>Filipendula vulgaris</i>	1	1	1	1
<i>Fragaria vesca</i>	1	1	1	1
<i>Fragaria viridis</i>	1	1	1	1
<i>Galium album</i>	1	1	1	1
<i>Galium boreale</i>	1		1	1
<i>Galium verum</i>	1	1	1	1
<i>Geranium sanguineum</i>	1			
<i>Geranium sylvaticum</i>			1	
<i>Geum rivale</i>			1	
<i>Geum urbanum</i>	1		1	
<i>Gymnadenia conopsea</i>			1	
<i>Helictotrichon pratense</i>	1		1	1
<i>Helictotrichon pubescens</i>		1	1	
<i>Hepatica nobilis</i>	1			
<i>Heracleum sibiricum</i>		1	1	
<i>Herniaria glabra</i>	1			
<i>Hieracium murorum</i>	1			
<i>Hieracium umbellatum</i>	1	1	1	1
<i>Hypericum perforatum</i>	1	1	1	1
<i>Inula salicina</i>			1	1
JÄTKUB PAREMAL POOL				

Ala nimi	UNDVA		KURESE	
Meetod	seemnetekorjamise liiginimekiri	heinakogumise liiginimekiri	seemnetekorjamise liiginimekiri	heinakogumise liiginimekiri
<i>Juncus articulatus</i>	1			
<i>Juniperus communis</i>	1			
<i>Knautia arvensis</i>		1	1	
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	1	1	1
<i>Leontodon autumnalis</i>	1		1	1
<i>Leontodon hispidus</i>			1	1
<i>Leucanthemum vulgare</i>	1		1	1
<i>Linum catharticum</i>	1		1	1
<i>Lolium corniculatum</i>	1		1	1
<i>Luzula multiflora</i>			1	
<i>Lythys flos-cuculi</i>			1	
<i>Medicago falcata</i>	1	1		
<i>Medicago lupulina</i>	1	1	1	1
<i>Medicago sativa</i>		1		1
<i>Medicago x varia</i>			1	
<i>Molinia caerulea</i>	1		1	
<i>Myosotis arvensis</i>			1	
<i>Odontites vulgaris</i>				1
<i>Origanum vulgare</i>			1	
<i>Phalaris arundinacea</i>			1	
<i>Phleum pratense</i>			1	
<i>Pilosella officinarum</i>	1		1	1
<i>Pilosella sp</i>	1	1	1	1
<i>Pimpinella saxifraga</i>	1	1	1	1
<i>Plantago lanceolata</i>	1	1	1	1
<i>Plantago major</i>	1			1
<i>Plantago maritima</i>	1			
<i>Plantago media</i>	1		1	1
<i>Poa angustifolia</i>	1	1	1	1
<i>Poa compressa</i>	1		1	1
<i>Polygala amarella</i>	1		1	
<i>Polygala comosa</i>			1	
<i>Polygonatum odoratum</i>	1			
<i>Potentilla anserina</i>			1	1
<i>Potentilla argentea</i>			1	
<i>Potentilla erecta</i>	1			1
<i>Potentilla reptans</i>	1	1	1	1
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	1	1		
<i>Primula veris</i>	1		1	1
<i>Prunella vulgaris</i>	1		1	1
<i>Ranunculus acris</i>	1		1	1
<i>Ranunculus polyanthemos</i>			1	1
<i>Rhinanthus angustifolius</i>		1	1	1
<i>Rubus caesius</i>	1		1	
<i>Rumex acetosa</i>	1		1	
<i>Rumex crispus</i>			1	
<i>Rumex thyrsiflorus</i>		1		
<i>Sagina nodosa</i>	1		1	
<i>Senecio jacobaea</i>	1	1	1	
<i>Sesleria caerulea</i>	1		1	1
<i>Silene nutans</i>			1	
<i>Silene vulgaris</i>		1	1	
<i>Sisymbrium supinum</i>	1			
<i>Solidago virgaurea</i>	1		1	1
<i>Sonchus arvensis</i>	1			
<i>Stellaria graminea</i>			1	
<i>Taraxacum officinalis</i>	1	1	1	1
<i>Thymus serpyllum</i>	1			
<i>Tarilis japonica</i>	1			
<i>Tragopogon pratensis</i>		1	1	1
<i>Trifolium hybridum</i>			1	1
<i>Trifolium montanum</i>	1		1	1
<i>Trifolium pratense</i>	1	1	1	1
<i>Trifolium repens</i>		1	1	1
<i>Valeriana officinalis</i>	1		1	
<i>Verbascum thapsus</i>	1			
<i>Veronica chamaedrys</i>	1		1	1
<i>Veronica officinalis</i>	1		1	1
<i>Veronica spicata</i>	1		1	1
<i>Veronica teucrium</i>			1	
<i>Vicia cracca</i>	1	1	1	1
<i>Vicia sepium</i>			1	
<i>Viola rupestris</i>	1			
KOKKU	97	46	117	65

Tabel 3. Doonorlade seemnete idanemiskatse tulemused, kus on näidatud igal alal kolme korduse idandite arvukuse summa.

Projekti ala	UNDVA		KURESE	
Liigid	August	September	August	September
<i>Achillea millefolium</i>	0	5	1	3
<i>Agrostis stolonifera</i>	0	120	0	0
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0	0	1	0
<i>Arabidopsis thaliana</i>	0	0	1	1
<i>Asperula tinctoria</i>	0	4	0	0
<i>Briza media</i>	27	53	155	850
<i>Carum carvi</i>	0	0	16	0
<i>Centaurea jacea</i>	0	8	5	5
<i>Cerastium fontanum</i>	29	1	6	0
<i>Dactylis glomerata</i>	59	5	270	207
<i>Daucus carota</i>	0	36	0	0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	20	131	30	60
<i>Festuca ovina</i>	1000	465	0	0
<i>Festuca pratensis</i>	16	0	58	0
<i>Festuca rubra</i>	3100	1460	420	420
<i>Filipendula vulgaris</i>	4	8	50	1
<i>Galium album</i>	0	5	87	1500
<i>Galium boreale</i>	0	15	1	0
<i>Leontodon autumnalis</i>	0	31	3	2
<i>Leontodon hispidus</i>	0	0	0	0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	59	32	35	4
<i>Medicago lupulina</i>	0	0	9	10
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0	37	0	0
<i>Plantago lanceolata</i>	38	1	45	42
<i>Plantago major</i>	4	0	1	0
<i>Plantago media</i>	1	0	41	5
<i>Poa compressa</i>	2	0	20	0
<i>Poa pratensis</i>	0	0	17	0
<i>Ranunculus acris</i>	10	1	26	2
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	22	31	5	0
<i>Rumex acetosa</i>	11	1	0	0
<i>Senecio jacobea</i>	0	75	0	0
<i>Sesleria caerulea</i>	65	2	0	0
<i>Solidago virgaurea</i>	0	2	0	0
<i>Tragopogon pratensis</i>	0	0	27	0
<i>Trifolium medium</i>	0	1	0	0
<i>Trifolium pratense</i>	1	1	7	11
<i>Trifolium repens</i>	0	0	2	0
<i>Valeriana officinalis</i>	1	13	0	0
KOKKU	4469	2544	1339	3123

Tabel 4. Analüüsitavate teadusartiklite nimekiri, kus on ära toodud artikli autor või autorid, pealkiri, katse läbiviimise piirkond ja artikli ilmumisaasta.

Autorid	Artikli pealkiri	Piirkond	Artikli ilmumisaasta
Albert, AJ; Mudrak, O; Jongepierova, I; Fajmon, K; Frei, I; Sevcikova, M; Klimesova, J; Dolezal, J	Grassland restoration on ex-arable land by transfer of brush-harvested propagules and green hay	Valged Karpaadid, Tšehhi	2019
Alignan, JF; Debras, JF; Dutoit, T	Effects of ecological restoration on Orthoptera assemblages in a Mediterranean steppe rangeland	La Crau, Kagu-Prantsusmaa	2014
Alignan, JF; Debras, JF; Jaunatre, R; Dutoit, T	Effects of ecological restoration on beetle assemblages: results from a large-scale experiment in a Mediterranean steppe rangeland	La Crau, Kagu-Prantsusmaa	2018
Auestad, I; Austad, I; Rydgren, K	Nature will have its way: local vegetation trumps restoration treatments in semi-natural grassland	Sunnfjord, Lääne-Norra	2015
Baasch, A; Engst, K; Schmiede, R; May, K; Tischew, S	Enhancing success in grassland restoration by adding regionally propagated target species	Saxony-Anhalt, Saksamaa	2016
Baasch, A; Kirmer, A; Tischew, S	Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery	Roßbach, Saxony-Anhalt, Saksamaa	2011
Bischoff, A; Hoboy, S; Winter, N; Warthemann, G	Hay and seed transfer to re-establish rare grassland species and communities: How important are date and soil preparation?	Dessau-Roßlau, Saksamaa	2018
Breitenmoser, S; Humbert, JY; Viollier, S	Creation of new grasslands within the ecological network La Frontiere VD and effects on orthopterans (Insecta: Orthoptera)	Vaud, Šveits	2020
Coiffait-Gombault, C; Buisson, E; Dutoit, T	Hay transfer and sowing structuring species: two complementary ecological engineering techniques to restore dry grassland communities	La Crau, Kagu-Prantsusmaa	2011
Conrad, MK; Tischew, S	Grassland restoration in practice: Do we achieve the targets? A case study from Saxony-Anhalt/Germany	Saxony-Anhalt, Saksamaa	2011
Donath, TW; Bissels, S; Holz, N; Otte, A	Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice - Impact of seed and microsite limitation	Reini jõe põhjapoolne ülemjooks, Hesse, Saksamaa	2007
Durbecq, A; D'Ambly, M; Buisson, E; Jaunatre, R; Cluchier, A; Bischoff, A	Seedling recruitment in mountain grassland restoration: Effects of soil preparation and grazing	Durance'i jõe ülemjooksu org, Lõuna-Prantsusmaa Alpid	2021
Edwards, AR; Mortimer, SR; Lawson, CS; Westbury, DB; Harris, SJ; Woodcock, BA; Brown, VK	Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands	Rocks Farm, East Sussex, Inglismaa Dancers End, Buckinghamshire, Inglismaa	2007
Eichberg, C; Storm, C; Stroh, M; Schwabe, A	Is the combination of topsoil replacement and inoculation with plant material an effective tool for the restoration of threatened sandy grassland?	Reini jõe põhjapoolne ülemjooks, Edela-Saksamaa	2010
Engst, K; Baasch, A; Erfmeier, A; Jandt, U; May, K; Schmiede, R; Bruehlheide, H	Functional community ecology meets restoration ecology: Assessing the restoration success of alluvial floodplain meadows with functional traits	Saxony-Anhalt, Saksamaa	2016
Galvanek, D; Ripka, J	Vegetation development after a large scale restoration of species-rich grasslands in a Central European floodplain	Morava jõe kallas, Lääne-Slovakkia	2017
Garrouj, M; Alard, D; Corcket, E; Marchand, L; Benot, ML	The effects of management on vegetation trajectories during the early-stage restoration of previously arable land after hay transfer	Raymond Island, Edela-Prantsusmaa	2019
Halassy, M; Singh, AN; Szabo, R; Szili-Kovacs, T; Szitar, K; Torok, K	The application of a filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration	Kiskunság, Ungari	2016
Harvolk-Schoning, S; Michalska-Hejduk, D; Harnisch, M; Otte, A; Donath, TW	Floodplain meadow restoration revisited: Long-term success of large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice	Reini jõe põhjapoolne ülemjooks, Edela-Saksamaa	2020
Hellstrom, K; Huhta, AP; Rautio, P; Tuomi, J	Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness	Haaraoja, Kiiminki, Põhja-Soome	2009
Hölzel, N; Otte, N	Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material	Reini jõe põhjapoolne ülemjooks, Hesse, Saksamaa	2003
Jaunatre, R; Buisson, E; Dutoit, T	Topsoil removal improves various restoration treatments of a Mediterranean steppe (La Crau, southeast France)	La Crau, Kagu-Prantsusmaa	2014
Jaunatre, R; Buisson, E; Dutoit, T	First-year results of a multi-treatment steppe restoration experiment in La Crau (Provence, France)	La Crau, Kagu-Prantsusmaa	2012
Kiehl, K; Pfadenhauer, J	Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields	Garchinger Heide, Saksamaa	2007

Kiehl, K; Thormann, A; Pfadenhauer, J	Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields	München, Saksamaa	2006
Kiehl, K; Wagner, C	Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields	Garching Heide, Saksamaa	2006
Kirkham, FW; Bhogal, A; Chambers, BJ; Dunn, RM; Tallwin, JRB	Effects of spreading species-rich green hay on the botanical composition of an agriculturally improved hay meadow in northern England	Cumbria, Inglismaa	2012
Klimkowska, A; Kotowski, W; van Diggelen, R; Grootjans, AP; Dzierza, P; Brzezinska, K	Vegetation Re-development After Fen Meadow Restoration by Topsoil Removal and Hay Transfer	Calowanie, Kesk-Poola	2010
Kövendi-Jakó, A; Halassy, M; Csecserits, A; Hulber, K; Szitár, K; Wrška, T; Török, K	Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration	Nyírség, Kirde-Ungari	2019
Muller, I; Mesleard, F; Buisson, E	Effect of topsoil removal and plant material transfer on vegetation development in created Mediterranean meso-xeric grasslands	Camargue, Rhône, Prantsusmaa	2014
Rasran, L; Vogt, K; Jensen, K	Effects of topsoil removal, seed transfer with plant material and moderate grazing on restoration of riparian fen grasslands	Eideri jõe ülemjooks, Schleswig-Holstein, Põhja-Saksamaa	2007
Resch, MC; Schutz, M; Graf, U; Wagenaar, R; van der Putten, WH; Risch, AC	Does topsoil removal in grassland restoration benefit both soil nematode and plant communities?	Eigentel, Swiss Plateau, Šveits	2019
Schmiede, R; Donath, TW; Otte, A	Seed bank development after the restoration of alluvial grassland via transfer of seed-containing plant material	Reini jõe põhjapoolne ülemjooks, Hesse, Saksamaa	2009
Schmiede, R; Otte, A; Donath, TW	Enhancing plant biodiversity in species-poor grassland through plant material transfer - the impact of sward disturbance	Reini jõe põhjapoolne ülemjooks, Hesse, Saksamaa	2012
Scotton, M	Calcareous grassland restoration at a coarse quarry waste dump in the Italian Alps	Kaberlaba, Vicenza, Itaalia	2018
Scotton, M	Establishing a semi-natural grassland: Effects of harvesting time and sowing density on species composition and structure of a restored <i>Arrhenatherum elatius</i> meadow	Vicenza, Kagu-italia	2016
Sengl, P; Magnes, M; Erdos, L; Berg, C	A test of naturalness indicator values to evaluate success in grassland restoration	Fürstenfeld, Kirde-Austr	2017
Sengl, P; Magnes, M; Weithaler, K; Wagner, V; Erdos, L; Berg, C	Restoration of lowland meadows in Austria: A comparison of five techniques	Styria, Kagu-Austria	2017
Stockli, A; Slodowicz, D; Arlettaz, R; Humbert, JY	Transfer of invertebrates with hay during restoration operations of extensively managed grasslands in Switzerland	Swiss Plateau, Šveits	2021
Storm, C; Eichberg, C; Stroh, M; Schwabe, A	Restoration of steppic sandy grassland using deep-sand deposition, inoculation with plant material and grazing: a 10-year study	Reini jõe põhjapoolne ülemjooks, Hesse, Saksamaa	2019
Sullivan, E; Hall, N; Ashton, P	Restoration of upland hay meadows over an 11-year chronosequence: an evaluation of the success of green hay transfer	Bowland, Põhja-Inglismaa Yorkshire Dales, Põhja-Inglismaa	2020
Torok, P; Miglecz, T; Valko, O; Kelemen, A; Toth, K; Lengyel, S; Tothmeresz, B	Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer	Hortobágy Puszt, Ungari	2012
Valko, O; Deak, B; Torok, P; Kirmer, A; Tischew, S; Kelemen, A; Toth, K; Miglecz, T; Radocz, S; Sonkoly, J; Toth, E; Kiss, R; Kapocsi, I; Tothmeresz, B	High-diversity sowing in establishment gaps: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity	Hortobágy, Ida-Ungari	2016
Wagner, C	Passive dispersal of <i>Metrioptera bicolor</i> (Phillipi 1830) (Orthopteroidea: Ensifera: Tettigoniidae) by transfer of hay	München, Saksamaa	2004
Wagner, M; Hulmes, S; Hulmes, L; Redhead, JW; Nowakowski, M; Pywell, RF	Green hay transfer for grassland restoration: species capture and establishment	Hillesden, Buckinghamshire, Inglismaa	2021
Woodcock, BA; Edwards, AR; Lawson, CS; Westbury, DB; Brook, AJ; Harris, SJ; Brown, VK; Mortimer, SR	Contrasting success in the restoration of plant and phytophagous beetle assemblages of species-rich mesotrophic grasslands	Rocks Farm, East Sussex, Inglismaa	2007
Woodcock, BA; Vogiatzakis, IN; Westbury, DB; Lawson, CS; Edwards, AR; Brook, AJ; Harris, SJ; Lock, KA; Maczey, N; Masters, G; Brown, VK; Mortimer, SR	The role of management and landscape context in the restoration of grassland phytophagous beetles	Aston Rowant, Oxfordshire, Inglismaa Brush Hill, Buckinghamshire, Inglismaa Kent, Inglismaa Kent, Inglismaa Dancers End, Buckinghamshire, Inglismaa Kemhide, East Sussex, Inglismaa Rocks Farm, East Sussex, Inglismaa Little Sprays, East Sussex, Inglismaa Chimney Meadows, Oxfordshire, Inglismaa	2010

Lisa 2: blankett

ALA NIMI JA LÜHEND:

VAATLUSALA (ring ümber): (A) AVATUD; (B) KADASTIK; (C) MÄNNIK; (D) KONTROLL

KOORDINAARDID

VAATLEJA NIMI:

KUUPÄEV:

NBI MÄRGI LIIGI KATVUS PROTSENDIGA! ALLA PROTSENDI MÄRGI + KUI ÕITSEB, MÄRGI KATVUSE TAHA"FI"	A	A	B	B			KOGU ALA	NBI MÄRGI LIIGI KATVUS PROTSENDIGA! ALLA PROTSENDI MÄRGI + KUI ÕITSEB, MÄRGI KATVUSE TAHA"FI"	A	A	B	B			KOGU ALA
10x10	20x20	10x10	20x20	1x1	2x2			10x10	20x20	10x10	20x20	1x1	2x2		
ROHTTAIMEDE KATVUS %	X	X	X	X			X	Ranunculus acris							
SAMMALDE KATVUS %							X	Ranunculus polyanthemus							
SAMBLIKE KATVUS %							X	Rubus caesus							
KULU JA OKKAD %							X	Rubus saxatilis							
PALJAS MULD %							X	Sedum acre							
ROHTTAIMEDE KÕRGUS CM							X	Senecio jacobea							
MULLA SÜGAVUS CM							X	Silene nutans							
MULLA NIISKUS							X	Solidago virgaurea							
VALGUS ÜLEVAL/ALL							X	Taraxacum officinalis							
Achillea millefolium								Taraxacum sp							
Agrimonia eupatoria								Thymus serpyllum							
Antennaria dioica								Torilis japonica							
Anthyllis vulneraria								Trifolium montanum							
Arabis hirsuta								Trifolium pratense							
Artemisia campestris								Valeriana officinalis							
Artemisia rupestris								Veronica chamaedrys							
Asperula tinctoria								Veronica officinalis							
Campanula persicifolia								Veronica spicata							
Campanula rotundifolia								Vicia cracca							
Carlina vulgaris								Vincetoxicum hirsutaria							
Centaurea jacea								Viola hirta							
Cerastium fontanum								Viola riviana							
Cirsium acaule								Viola rupestris							
Convallaria majalis								KÕRRELISED/TARNAD							
Corylus avellana								Agrostis capillaris							
Daucus carota								Agrostis stolonifera							
Epipactis atrorubens								Agrostis vinealis							
Filipendula vulgaris								Arrhenatherum elatius							
Fragaria vesca								Brachypodium pinnatum							
Fragaria viridis								Briza media							
Galium album								Calamagrostis epigeios							
Galium boreale								Carex caryophylla							
Galium verum								Carex flacca							
Geum urbanum								Carex ornithopoda							
Gymnadenia conopsea								Dactylis glomerata							
Hepatica nobilis								Danthonia decumbens							
Hieracium sp								Festuca ovina							
Hieracium umbellatum								Festuca rubra							
Hypericum perforatum								Helictotrichon pratense							
Inula salicina								Helictotrichon pubescens							
Lathyrus pratensis								Luzula sp							
Leontodon hispidus								Molinia caerulea							
Leucanthemum vulgare								Poa angustifolia							
Linum catharticum								Poa compressa							
Lotus corniculatus								Sesleria caerulea							
Medicago lupulina								PUUD/PÕÕSAD							
Pilosella officinarum								Berberis vulgaris							
Pilosella sp								Frangula alnus							
Pimpinella saxifraga								Fraxinus excelsior							
Plantago lanceolata								Juniperus communis							
Plantago media								Lonicera xylosteum							
Polygala amarella								Padus avium							
Polygonatum odoratum								Pinus sylvestris							
Potentilla erecta								Quercus robur							
Potentilla reptans								Rhamnus catharticus							
Potentilla tabernaemontani								Ribes alpinum							
Primula veris								Rosa sp.							
Prunella vulgaris								Sorbus aucuparia							
								Sorbus intermedia							
								Viburnum opulus							

Joonis 40. Välitöödel taimeruutude vaatlusel täidetava blanketi näidis.

Lisa 3: taimeliikide tabelid

Tabel 5. Kurese kogu masinkogutud seemnete katseala loopealsete iseloomulike taimeliikide ja rangelt loopealsete taimeliikide nimekirjad kahel erineval vaatlusaastal. Välja on toodud kolme aastaga nii lisandunud kui ka kadunud liigid (vastavalt rohelistel ja oranžil taustal).

Kurese kogu masinkogutud seemnete katseala				2018		2020	
Lopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		Üsna rangelt loopealsete taimeliigid		Lopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		Üsna rangelt loopealsete taimeliigid	
Eestikeelne liiginimetust	Ladinakeelne liiginimetust	Eestikeelne liiginimetust	Ladinakeelne liiginimetust	Eestikeelne liiginimetust	Ladinakeelne liiginimetust	Eestikeelne liiginimetust	Ladinakeelne liiginimetust
Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Metsülane	Anemone sylvestris
Harilik maarjalepp	Agrimonia eupatoria	Harilik maarjalepp	Agrimonia eupatoria	Harilik maarjalepp	Agrimonia eupatoria	Harilik koldrohi	Anthyllis vulneraria
Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Varvastarn	Carex ornithopoda
Kortsieht	Alchemilla vulgaris	Kortsieht	Alchemilla vulgaris	Kortsieht	Alchemilla vulgaris	Varretu ohakas	Girsium acule
Kare hanerohi	Arabis hirsuta	Kare hanerohi	Arabis hirsuta	Kare hanerohi	Arabis hirsuta	Angerpist	Filipendula vulgaris
Kerakellukas	Campanula glomerata	Keskmine värhein	Briza media	Keskmine värhein	Briza media	Arukaerand	Helictotrichon pratense
Suureõeline kellukas	Campanula persicifolia	Kerakellukas	Campanula glomerata	Kerakellukas	Campanula glomerata	Harilik nõiahammas	Lotus corniculatus
Ümaralehine kellukas	Campanula rotundifolia	Suureõeline kellukas	Campanula persicifolia	Suureõeline kellukas	Campanula persicifolia	Humallutsern	Medicago lupulina
Vesihalgas tarn	Carex flacca	Ümaralehine kellukas	Campanula rotundifolia	Vesihalgas tarn	Carex flacca	Harilik näär	Pimpinella saxifraga
Vilttarn	Carex tomentosa	Vesihalgas tarn	Carex flacca	Vilttarn	Carex tomentosa	Süstlehine teeleht	Plantago lanceolata
Arujumikas	Centaurea jacea	Vilttarn	Carex tomentosa	Arujumikas	Centaurea jacea	Harilik käbihein	Prunella vulgaris
Harilik kadaklaer	Cerastium fontanum	Arujumikas	Centaurea jacea	Harilik kadaklaer	Cerastium fontanum	Mägiristik	Trifolium montanum
Punane aruhein	Festuca rubra	Harilik kadaklaer	Cerastium fontanum	Punane aruhein	Festuca rubra	KOKKU 12	
Metsmaasikas	Festuca vesca	Harilik kadaklaer	Cerastium fontanum	Metsmaasikas	Festuca vesca	VAHE 1	
Muulukas	Fragaria viridis	Metsmaasikas	Festuca vesca	Muulukas	Fragaria viridis	JUURDE 2	
Valge madar	Galium album	Muulukas	Fragaria viridis	Valge madar	Galium album	KADUNUD 1	
Hobumadar	Galium verum	Valge madar	Galium album	Hobumadar	Galium verum		
Sarik-hunditubakas	Hieracium umbellatum	Hobumadar	Galium verum	Sarik-hunditubakas	Helictotrichon pubescens		
Liht-naistepuna	Hypericum perforatum	Sarik-hunditubakas	Helictotrichon pubescens	Liht-naistepuna	Hieracium umbellatum		
Pajuvaak	Inula salicina	Liht-naistepuna	Hieracium umbellatum	Pajuvaak	Hypericum perforatum		
Harilik äiatar	Knautia arvensis	Pajuvaak	Hypericum perforatum	Harilik äiatar	Inula salicina		
Aas-seahernes	Lathyrus pratensis	Harilik äiatar	Knautia arvensis	Aas-seahernes	Lathyrus pratensis		
Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare	Kare seannupp	Leontodon hispidus	Harilik härjasilm	Leontodon hispidus		
Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare	Harilik härjasilm	Leontodon hispidus	Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare		
Keskmine teeleht	Pilosella officinarum	Kare seannupp	Leontodon hispidus	Aaslina	Linum catharticum		
Ahtalehine nurmikas	Plantago media	Harilik härjasilm	Leontodon hispidus	Harilik pune	Origanum vulgare		
Lapik nurmikas	Primula veris	Keskmine teeleht	Pilosella officinarum	Harilik karutubakas	Pilosella officinarum		
Harilik nurmenukk	Ranunculus polyanthemos	Harilik karutubakas	Pilosella officinarum	Keskmine teeleht	Plantago media		
Mitmehine tulikas	Senecio jacobaea	Keskmine teeleht	Pilosella officinarum	Ahtalehine nurmikas	Poa angustifolia		
Voolme-ristirohi	Sesleria caerulea	Lapik nurmikas	Poa angustifolia	Harilik nurmenukk	Poa compressa		
Harilik kuldvits	Solidago virgaurea	Harilik nurmenukk	Poa compressa	Mitmehine tulikas	Primula veris		
Külmamailane	Veronica chamaedrys	Voolme-ristirohi	Ranunculus polyanthemos	Voolme-ristirohi	Senecio jacobaea		
Harilik mailane	Veronica officinalis	Lubikas	Sesleria caerulea	Lubikas	Sesleria caerulea		
Harilik hiirehernes	Vicia cracca	Harilik kuldvits	Solidago virgaurea	Harilik kuldvits	Solidago virgaurea		
KOKKU 37		Valge ristik	Trifolium repens	Valge ristik	Trifolium repens		
		Külmamailane	Veronica chamaedrys	Külmamailane	Veronica chamaedrys		
		Harilik mailane	Veronica officinalis	Harilik mailane	Veronica officinalis		
		Harilik hiirehernes	Vicia cracca	Harilik hiirehernes	Vicia cracca		
		KOKKU 41					
		VAHE 4					
		JUURDE 4					
		KADUNUD 0					

Tabel 7. Kurese kogu taastamata katseala loopealsete iseloomulike taimeliikide ja rangelt loopealsete taimeliikide nimekirjad kahel erineval vaatlusaastal. Välja on toodud ainult 2018. a loendatud liigid, kuna 2020. a polnud taastamistööde tõttu võimalik liike loendada.

Kurese kogu taastamata katseala						
2018			2020			
Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda			Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		Üsna rangelt loopealsete taimeliigid	
Eestikeelne liiginimetus	Ladinakeelne liiginimetus	Üsna rangelt loopealsete taimeliigid	Eestikeelne liiginimetus	Ladinakeelne liiginimetus	Eestikeelne liiginimetus	Ladinakeelne liiginimetus
Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Varretu ohakas	Varretu ohakas	Cirsium acaule		
Harilik maarjalepp	Agrimonia eupatoria	Angerpist	Angerpist	Filipenduila vulgaris		
Kortsleht	Alchemilla vulgaris	Varretu ohakas	Varretu ohakas	Plantago lanceolata		
Keskmine värihein	Briza media	Lamba-aruhein	Lamba-aruhein	Prunella vulgaris		
Kerakellukas	Campanula glomerata	Humallutsem	Humallutsem	Viola rupestris		
Suureõieline kellukas	Campanula persicifolia					
Viltarn	Carex tomentosa					
Arjumiikas	Centaurea jacea					
Punane aruhein	Festuca rubra					
Metsmaasikas	Fragaria vesca					
Valge madar	Galium album					
Hobumadar	Galium verum					
Sarik-hunditubakas	Hieracium umbellatum					
Liht-naistepuna	Hypericum perforatum					
Pajuvaak	Inula salicina					
Harilik äiatar	Knautia arvensis					
Aas-seahernes	Lathyrus pratensis					
Kare seauupp	Leontodon hispidus					
Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare					
Keskmine teeleht	Plantago media					
Ahtalehine nurmikas	Poa angustifolia					
Harilik nurmenukk	Primula veris					
Mitmeõiene tulikas	Ranunculus polyanthemmos					
Harilik kuldvits	Solidago virgaurea					
Külmamallane	Veronica chamaedrys					
Harilik mallane	Veronica officinalis					
Harilik hiirehernes	Vicia cracca					
KOKKU 27			KOKKU 5			
			KOKKU 0		KOKKU 0	
			VAHE 0		VAHE 0	
			JUURDE 0		JUURDE 0	
			KADUNUD 0		KADUNUD 0	

Tabel 8. Kurese kogu kontrollala loopealsete iseloomulike taimeliikide ja rangelt loopealsete taimeliikide nimekirjad kahel erineval vaatlusaastal. Välja on toodud kolme aastaga nii lisandunud kui ka kadunud liigid (vastavalt rohelisel ja oranžil taustal).

Kurese kogu kontrollala					2020		
2018					Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		
Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda					Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		
Eestikeelne liiginimetus	Ladinakeelne liiginimetus	Üsna rangelt loopealsete taimeliigid	Ladinakeelne liiginimetus	Eestikeelne liiginimetus	Eestikeelne liiginimetus	Ladinakeelne liiginimetus	Üsna rangelt loopealsete taimeliigid
Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Metsülane	Antemone sylvestris	Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Metsülane	Antemone sylvestris
Harilik maarjalepp	Agrimonia eupatoria	Kassikäpp	Antennaria dioica	Harilik maarjalepp	Agrimonia eupatoria	Kassikäpp	Antennaria dioica
Kare hanerohi	Arabis hirsuta	Harilik koldrohi	Anthyllis vulneraria	Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Harilik koldrohi	Anthyllis vulneraria
Keskmine värhein	Briza media	Harilik keelikurohi	Carlina vulgaris	Kortsieht	Alchemilla vulgaris	Varvastam	Carex ornithopoda
Kerakellukas	Campanula glomerata	Varretu ohakas	Cirsium acuale	Kare hanerohi	Arabis hirsuta	Varretu ohakas	Cirsium acuale
Suureõeline kellukas	Campanula persicifolia	Angerpist	Filipendula vulgaris	Keskmine värhein	Briza media	Lamba-aruhein	Festuca ovina
Veshaljas tarn	Carex flacca	Arukaerand	Helictotrichon pratense	Kerakellukas	Campanula glomerata	Angerpist	Filipendula vulgaris
Vilttarn	Carex tomentosa	Harilik nõiahammas	Lotus corniculatus	Suureõeline kellukas	Campanula persicifolia	Arukaerand	Helictotrichon pratense
Arjumikas	Centaurea jacea	Humalutsern	Medicago lupulina	Veshaljas tarn	Carex flacca	Harilik nõiahammas	Lotus corniculatus
Harilik kadakaer	Cerastium fontanum	Harilik näär	Pimpinella saxifraga	Vilttarn	Carex tomentosa	Humalutsern	Medicago lupulina
Punane aruhein	Festuca rubra	Süstlehein teeleht	Plantago lanceolata	Arjumikas	Centaurea jacea	Harilik näär	Pimpinella saxifraga
Metsmaasikas	Fragaria vesca	Harilik käbihein	Prunella vulgaris	Harilik kadakaer	Cerastium fontanum	Süstlehein teeleht	Plantago lanceolata
Valge madar	Galium album	Nõmm-liivatee	Thymus serpyllum	Punane aruhein	Festuca rubra	Harilik käbihein	Prunella vulgaris
Hobumadar	Galium verum	Mägiristik	Trifolium montanum	Metsmaasikas	Fragaria vesca	Harilik näär	Pimpinella saxifraga
Aaskaerand	Helictotrichon pubescens			Valge madar	Galium album	Süstlehein teeleht	Plantago lanceolata
Sarik-hunditubakas	Hieracium umbellatum			Hobumadar	Galium verum	Harilik käbihein	Prunella vulgaris
Pajuvaak	Inula salicina			Aaskaerand	Helictotrichon pubescens	Nõmm-liivatee	Thymus serpyllum
Harilik äiatar	Knautia arvensis			Sarik-hunditubakas	Hieracium umbellatum	Mägiristik	Trifolium montanum
Kare seanupp	Leontodon hispidus			Liht-naistepuna	Hypericum perforatum		
Aaslina	Linum catharticum			Harilik äiatar	Knautia arvensis		
Harilik karutubakas	Pilosella officinarum			Aas-seahernes	Lathyrus pratensis		
Keskmine teeleht	Plantago media			Kare seanupp	Leontodon hispidus		
Ahtalehine nurmikas	Poa angustifolia			Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare		
Tups-vahuliil	Polygala comosa			Aaslina	Linum catharticum		
Harilik nurmenukk	Primula veris			Harilik karutubakas	Pilosella officinarum		
Mitmeõiene tulikas	Ranunculus polyanthemos			Keskmine teeleht	Plantago media		
Voolne-ristirohi	Senecio jacobaea			Ahtalehine nurmikas	Poa angustifolia		
Lubikas	Sesleria caerulea			Lapik nurmikas	Poa compressa		
Harilik kuldvits	Solidago virgaurea			Tups-vahuliil	Polygala comosa		
Valge ristik	Trifolium repens			Harilik nurmenukk	Primula veris		
Külmamallane	Veronica officinalis			Mitmeõiene tulikas	Ranunculus polyanthemos		
Harilik mailane	Veronica officinalis			Voolne-ristirohi	Senecio jacobaea		
Harilik hiirehernes	Vicia cracca			Lubikas	Sesleria caerulea		
				Harilik kuldvits	Solidago virgaurea		
				Valge ristik	Trifolium repens		
				Külmamallane	Veronica chamaedrys		
				Harilik hiirehernes	Vicia cracca		
KOKKU 33					KOKKU 37		
					VAHE 4		
					JUURDE 6		
					KADUNUD 2		
					KOKKU 16		
					VAHE 2		
					JUURDE 3		
					KADUNUD 1		

Tabel 9. Undva kogu masinkogutud seemnete katseala loopealsetele seemnete katseala loopealsetele iseloomulike taimeliikide ja rangelt loopealsete taimeliikide nimekirjad kahel erineval vaatlusaastal. Välja on toodud kolme aastaga nii lisanud kui ka kadunud liigid (vastavalt rohelisel ja oranžil taustal).

Undva kogu masinkogutud seemnete katseala				
2017		2020		
Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		
Üsna rangelt loopealsete taimeliigid		Üsna rangelt loopealsete taimeliigid		
Eestikeelne liiginimetus	Ladinakeelne liiginimetus	Eestikeelne liiginimetus	Ladinakeelne liiginimetus	Eestikeelne liiginimetus
Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Väike nõmmemünt
Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Harilik maarijalepp	Agrostis eupatoria	Kassikäpp
Kortsleht	Alchemilla vulgaris	Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Harilik koldrohi
Keskmine värihein	Briza media	Kortsleht	Alchemilla vulgaris	Kallupuju
Suurelehteline kellukas	Campanula persicifolia	Kare hanerohi	Arabis hirsuta	Varvastarn
Ümaralehteline kellukas	Campanula rotundifolia	Põldpuu	Artemisia campestris	Harilik keelikurohi
Vesihalljas tarn	Carex flacca	Keskmine värihein	Briza media	Varretu ohakas
Arujumikas	Centaurea jacea	Suurelehteline kellukas	Campanula persicifolia	Metsporgand
Punane aruhein	Festuca rubra	Ümaralehteline kellukas	Campanula rotundifolia	Ussikeel
Metsmaasikas	Fragaria vesca	Vesihalljas tarn	Carex flacca	Lamba-aruhein
Valge madar	Galium album	Arujumikas	Centaurea jacea	Angerpist
Hobumadar	Galium verum	Harilik kadakaer	Cerastium fontanum	Arukaerand
Liht-naistepuna	Hypericum perforatum	Punane aruhein	Festuca rubra	Harilik nõiahammas
Harilik ätiar	Knaulia arvensis	Metsmaasikas	Fragaria vesca	Humallutsern
Aas-seahernes	Lathyrus pratensis	Valge madar	Galium album	Harilik näär
Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare	Hobumadar	Galium verum	Süstlehteline teeleht
Aaslina	Linum catharticum	Aaskaerand	Helictotrichon pubescens	Plantago lanceolata
Ahtalehtine nurmikas	Pilosella officinarum	Liht-naistepuna	Hypericum perforatum	Prunella vulgaris
Lapik nurmikas	Poa compressa	Pajuvaak	Inula salicina	Thymus serpyllum
Harilik nurmenukk	Primula veris	Harilik ätiar	Knaulia arvensis	Nõmm-liivatee
Mitmelehteline tulikas	Ranunculus polyanthemos	Aas-seahernes	Lathyrus pratensis	KOKKU 19
Voolme-ristirohi	Senecio jacobaea	Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare	VAHE 1
Lubikas	Sesleria caerulea	Aaslina	Linum catharticum	JUURDE 0
Harilik kuldvits	Solidago virgaurea	Harilik pune	Origanum vulgare	KADUNUD 1
Valge ristik	Trifolium repens	Keskmine teeleht	Plantago media	
Külmamallane	Veronica chamaedrys	Ahtalehtine nurmikas	Poa angustifolia	
Harilik hiirehernes	Vicia cracca	Lapik nurmikas	Poa compressa	
		Tups-vahuliil	Polygala comosa	
		Harilik nurmenukk	Primula veris	
		Mugultulikas	Ranunculus bulbosus	
		Mitmelehteline tulikas	Ranunculus polyanthemos	
		Voolme-ristirohi	Senecio jacobaea	
		Lubikas	Sesleria caerulea	
		Harilik kuldvits	Solidago virgaurea	
		Valge ristik	Trifolium repens	
		Harilik mailane	Veronica officinalis	
		Harilik hiirehernes	Vicia cracca	
		KOKKU 38		
		VAHE 10		
		JUURDE 11		
		KADUNUD 1		

Tabel 10. Undva kogu värske niite katseala loopealsetele iseloomulike taimeliikide ja rangelt loopealsete taimeliikide nimekirjad kahel erineval vaatlusaastal. Välja on toodud kolme aastaga nii lisandunud kui ka kadunud liigid (vastavalt rohelistel ja oranžil taustal).

Undva kogu värske niite katseala				
2017		2020		
Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		
Eestikeelne liiginimetused	Ladinakeelne liiginimetused	Üsna rangelt loopealsete taimeliigid	Eestikeelne liiginimetused	Üsna rangelt loopealsete taimeliigid
Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Väike nõmmemünt
Harilik maarjalepp	Agrimonia eupatoria	Harilik maarjalepp	Agrimonia eupatoria	Kassikäpp
Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Harilik koldrohi
Kortsileht	Alchemilla vulgaris	Mägi-kastehein	Agrostis vinealis	Kaljupuju
Põldpuju	Artemisia campestris	Põldpuju	Artemisia campestris	Varvastarn
Keskmine värihein	Briza media	Keskmine värihein	Briza media	Harilik keelikurohi
Ümaralehine kellukas	Campanula rotundifolia	Suureõieline kellukas	Campanula persicifolia	Varretu ohakas
Vesihalgas tarn	Carex flacca	Ümaralehine kellukas	Campanula rotundifolia	Metsporgand
Arjumikas	Centaurea jacea	Vesihalgas tarn	Carex flacca	Ussikeel
Punane aruhein	Festuca rubra	Arjumikas	Centaurea jacea	Lamba-aruhein
Metsmaasikas	Fragaria vesca	Harilik kadakaer	Cerastium fontanum	Filipendula vulgaris
Valge madar	Galium album	Punane aruhein	Festuca rubra	Angerpist
Hobumadar	Galium verum	Metsmaasikas	Fragaria vesca	Arukaerand
Liht-naistepuna	Hypericum perforatum	Valge madar	Galium album	Harilik nõiahammas
Pajuvaak	Hypericum perforatum	Hobumadar	Galium verum	Humalutsern
Aas-seahernes	Hypericum perforatum	Sarik-hunditubakas	Hieracium umbellatum	Harilik näär
Harilik härjasilm	Hypericum perforatum	Liht-naistepuna	Hypericum perforatum	Sustlehine teeleht
Aaslina	Linum catharticum	Pajuvaak	Inula salicina	Plantago lanceolata
Harilik karutubakas	Pilosella officinarum	Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare	Harilik käbihein
Ahtalehine nurmikas	Poa angustifolia	Aaslina	Linum catharticum	Nõmm-liivatee
Lapik nurmikas	Poa compressa	Harilik karutubakas	Pilosella officinarum	KOKKU 18
Harilik nurmenukk	Primula veris	Keskmine teeleht	Plantago media	VAHE 3
Mugultulikas	Ranunculus bulbosus	Lapik nurmikas	Poa compressa	JUURDE 3
Mitmeõiene tulikas	Ranunculus polyanthemos	Harilik nurmenukk	Primula veris	KADUNUD 0
Voolme-ristirohi	Senecio jacobaea	Mugultulikas	Ranunculus bulbosus	
Lubikas	Sesleria caerulea	Mitmeõiene tulikas	Ranunculus polyanthemos	
Harilik kuldvits	Solidago virgaurea	Voolme-ristirohi	Senecio jacobaea	
Harilik mailane	Veronica officinalis	Lubikas	Sesleria caerulea	
Harilik hiirehernes	Vicia cracca	Harilik kuldvits	Solidago virgaurea	
		Valge ristik	Trifolium repens	
		Harilik mailane	Veronica officinalis	
		Harilik hiirehernes	Vicia cracca	
		KOKKU 32		
		VAHE 3		
		JUURDE 6		
		KADUNUD 3		

Tabel 11. Undva kogu taastamata katseala loopealsetele iseloomulike taimeliikide ja rangelt loopealsete taimeliikide nimekirjad kahel erineval vaatlusaastal. Välja on toodud kolme aastaga nii lisandunud kui ka kadunud liigid (vastavalt rohelistel ja oranžil taustal).

Undva kogu taastamata katseala				
2018			2020	
Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda		Üsna rangelt loopealsete taimeliigid	Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda	Üsna rangelt loopealsete taimeliigid
Eestikeelne liiginimetused	Ladinakeelne liiginimetused	Eestikeelne liiginimetused	Ladinakeelne liiginimetused	Eestikeelne liiginimetused
Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Harilik koldrohi	Achillea millefolium	Kassikäpp
Vesihalgas tarn	Carex flacca	Kaljupuju	Harilik kastehein	Antennaria dioica
Arjumikas	Centaurea jacea	Varretu ohakas	Kortsleht	Harilik koldrohi
Harilik kadakkaer	Cerastium fontanum	Lamba-aruhein	Suureõiene kellukas	Värv-varjulill
Punane aruhein	Festuca rubra	Humalutsern	Ümaralehine kellukas	Aas-hundihammas
Metsmaasikas	Festuca vesca	Harilik näär	Vesihalgas tarn	Varvastarn
Valge madar	Fragaria vesca	KOKKU 6		Varretu ohakas
Hobumadar	Galium album		Arjumikas	Cirsium acaule
Sarik-hunditubakas	Galium verum		Punane aruhein	Lamba-aruhein
Harilik äiatar	Hieracium umbellatum		Metsmaasikas	Angerpiist
Harilik karutubakas	Knautia arvensis		Valge madar	Harilik nõiahammas
Voolme-ristirohi	Pilosella officinarum		Hobumadar	Humalutsern
Lubikas	Senecio jacobaea		Sarik-hunditubakas	Harilik näär
Harilik kuldvits	Sesleria caerulea		Harilik äiatar	Süstlehine teeleht
	Solidago virgaurea		Harilik karutubakas	Harilik käbihein
			Mitmeõiene tulikas	Nõmm-liivatee
			Voolme-ristirohi	KOKKU 14
			Lubikas	VAHE 8
			Harilik kuldvits	JUURDE 8
			Valge ristik	KADUNUD 0
			Harilik hiirehemes	
			KOKKU 20	
			VAHE 6	
			JUURDE 7	
			KADUNUD 1	

Tabel 12. Undva kogu kontrollala loopealsetele iseloomulike taimeliikide ja rangelt loopealsete taimeliikide nimekirjad kahel erineval vaatlusaastal. Väija on toodud kolme aastaga nii lisandunud kui ka kadunud liigid (vastavalt rohelisel ja oranžil taustal).

Undva kogu kontrollala					2020				
Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda			Üsna rangelt loopealsete taimeliigid		Loopealsetele iseloomulikud taimeliigid, mis võivad ka mujal esineda			Üsna rangelt loopealsete taimeliigid	
Eestikeelne liiginimetus			Ladinakeelne liiginimetus		Eestikeelne liiginimetus			Ladinakeelne liiginimetus	
Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Harilik raudrohi	Achillea millefolium	Väike nõmmemünt	Cirsium acule	Väike nõmmemünt	Cirsium acule
Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Valge kastehein	Agrostis stolonifera	Kassikäpp	Daucus carota	Kassikäpp	Daucus carota
Kortsleht	Alchemilla vulgaris	Kortsleht	Alchemilla vulgaris	Kortsleht	Alchemilla vulgaris	Harilik koldrohi	Echium vulgare	Harilik koldrohi	Echium vulgare
Keskmine värihein	Briza media	Keskmine värihein	Briza media	Keskmine värihein	Briza media	Kaljujuju	Festuca ovina	Kaljujuju	Festuca ovina
Suureõieline kellukas	Campanula persicifolia	Suureõieline kellukas	Campanula persicifolia	Suureõieline kellukas	Campanula persicifolia	Harilik keelikurohi	Filipendula vulgaris	Harilik keelikurohi	Filipendula vulgaris
Ümaralehine kellukas	Campanula rotundifolia	Ümaralehine kellukas	Campanula rotundifolia	Ümaralehine kellukas	Campanula rotundifolia	Harilik keelikurohi	Helictotrichon pratense	Harilik keelikurohi	Helictotrichon pratense
Vesihalljas tarn	Carex flacca	Vesihalljas tarn	Carex flacca	Vesihalljas tarn	Carex flacca	Harilik keelikurohi	Lotus corniculatus	Harilik keelikurohi	Lotus corniculatus
Arjumikas	Centaurea jacea	Arjumikas	Centaurea jacea	Arjumikas	Centaurea jacea	Harilik keelikurohi	Medicago lupulina	Harilik keelikurohi	Medicago lupulina
Punane aruhein	Festuca rubra	Punane aruhein	Festuca rubra	Punane aruhein	Festuca rubra	Harilik keelikurohi	Hobumadar	Harilik keelikurohi	Hobumadar
Metsmaasikas	Fragaria vesca	Metsmaasikas	Fragaria vesca	Metsmaasikas	Fragaria vesca	Harilik keelikurohi	Sarik-hunditubakas	Harilik keelikurohi	Sarik-hunditubakas
Valge madar	Galium album	Valge madar	Galium album	Valge madar	Galium album	Harilik keelikurohi	Liht-naistepuna	Harilik keelikurohi	Liht-naistepuna
Hobumadar	Galium verum	Hobumadar	Galium verum	Hobumadar	Galium verum	Harilik keelikurohi	Hypericum perforatum	Harilik keelikurohi	Hypericum perforatum
Liht-naistepuna	Hypericum perforatum	Liht-naistepuna	Hypericum perforatum	Liht-naistepuna	Hypericum perforatum	Harilik keelikurohi	Knautia arvensis	Harilik keelikurohi	Knautia arvensis
Harilik äiatar	Knautia arvensis	Harilik äiatar	Knautia arvensis	Harilik äiatar	Knautia arvensis	Harilik keelikurohi	Leucanthemum vulgare	Harilik keelikurohi	Leucanthemum vulgare
Aas-seahernes	Lathyrus pratensis	Aas-seahernes	Lathyrus pratensis	Aas-seahernes	Lathyrus pratensis	Harilik keelikurohi	Linum catharticum	Harilik keelikurohi	Linum catharticum
Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare	Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare	Harilik härjasilm	Leucanthemum vulgare	Harilik keelikurohi	Primula veris	Harilik keelikurohi	Primula veris
Aaslina	Linum catharticum	Aaslina	Linum catharticum	Aaslina	Linum catharticum	Harilik keelikurohi	Ranunculus bulbosus	Harilik keelikurohi	Ranunculus bulbosus
Harilik karutubakas	Pilosella officinarum	Harilik karutubakas	Pilosella officinarum	Harilik karutubakas	Pilosella officinarum	Harilik keelikurohi	Ranunculus polyanthemos	Harilik keelikurohi	Ranunculus polyanthemos
Keskmine teeleht	Plantago media	Keskmine teeleht	Plantago media	Keskmine teeleht	Plantago media	Harilik keelikurohi	Senecio jacobaea	Harilik keelikurohi	Senecio jacobaea
Ahtalehine nurmikas	Poa angustifolia	Ahtalehine nurmikas	Poa angustifolia	Ahtalehine nurmikas	Poa angustifolia	Harilik keelikurohi	Sesleria caerulea	Harilik keelikurohi	Sesleria caerulea
Lapik nurmikas	Poa compressa	Lapik nurmikas	Poa compressa	Lapik nurmikas	Poa compressa	Harilik keelikurohi	Solidago virgaurea	Harilik keelikurohi	Solidago virgaurea
Harilik nurmenukk	Primula veris	Harilik nurmenukk	Primula veris	Harilik nurmenukk	Primula veris	Harilik keelikurohi	Veronica officinalis	Harilik keelikurohi	Veronica officinalis
Mugultulikas	Ranunculus bulbosus	Mugultulikas	Ranunculus bulbosus	Mugultulikas	Ranunculus bulbosus	Harilik keelikurohi	Vicia cracca	Harilik keelikurohi	Vicia cracca
Mitmööine tulikas	Ranunculus polyanthemos	Mitmööine tulikas	Ranunculus polyanthemos	Mitmööine tulikas	Ranunculus polyanthemos	Harilik keelikurohi		Harilik keelikurohi	
Voolme-ristirohi	Senecio jacobaea	Voolme-ristirohi	Senecio jacobaea	Voolme-ristirohi	Senecio jacobaea	Harilik keelikurohi		Harilik keelikurohi	
Lubikas	Sesleria caerulea	Lubikas	Sesleria caerulea	Lubikas	Sesleria caerulea	Harilik keelikurohi		Harilik keelikurohi	
Harilik kuldvits	Solidago virgaurea	Harilik kuldvits	Solidago virgaurea	Harilik kuldvits	Solidago virgaurea	Harilik keelikurohi		Harilik keelikurohi	
Harilik mailane	Veronica officinalis	Harilik mailane	Veronica officinalis	Harilik mailane	Veronica officinalis	Harilik keelikurohi		Harilik keelikurohi	
Harilik hiirehernes	Vicia cracca	Harilik hiirehernes	Vicia cracca	Harilik hiirehernes	Vicia cracca	Harilik keelikurohi		Harilik keelikurohi	
KOKKU 29				KOKKU 33				KOKKU 18	
				VAHE 4				VAHE 0	
				JURUDE 6				JURUDE 0	
				KADUNUD 2				KADUNUD 0	

Lisa 4: ANOVA tabelid

Tabel 13. Kurese katseala kohta käiv ühefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on 1x1 m ja 20x20 cm skaalal kõigi rohttaimede liigirikkus, kus esimese skaala korral olid värsked niide ja masinkogutud seemnete töötluste rakendamisel kahe aasta võrdluses liigirikkused suurimad ja teise skaala korral ainult masinkogutud seemnete meetodi puhul.

skaala	töötlus	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	värsked niide	aasta	1	0,51	28,06	0,02
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,53	18,12	0,03
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,29	4,46	0,1
		viga	4			
20x20 cm	värsked niide	aasta	1	0,56	7,81	0,1
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,88	186,32	<0,001
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,21	1,81	0,25
		viga	4			

Tabel 14. Kurese katseala kohta käiv ühefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on 1x1 m ja 20x20 cm skaalal ainult alale toodud rohttaimede liigirikkus, kus esimese skaala korral on värsked niide ja masinkogutud seemnete töötluste rakendamisel kahe aasta võrdluses liigirikkused suurimad ja teise skaala korral ainult masinkogutud seemnete meetodi puhul.

skaala	töötlus	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	värsked niide	aasta	1	0,5	18,89	0,04
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,68	13,78	0,04
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,35	5,44	0,08
		viga	4			
20x20 cm	värsked niide	aasta	1	0,48	5,76	0,15
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,85	61,61	0,003

	viga	4				
taastatud kontrollala	aasta	1	0,21	1,66	0,27	
	viga	4				

Tabel 15. Kurese katseala kohta käiv kahefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on 1x1 m ja 20x20cm kõigi rohttaimede ning alale toodud rohttaimede liigirikkused. Suureskaalaliselt tuli statistiliselt oluliseks mõlema taimerühma puhul ainult aastatevaheline erinevus. Väikeseskaalaliselt tulid kõik efektid statistiliselt oluliseks.

skaala	rühm	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	kõik rohttaimed	töötlus	2	0,14	1,41	0,28
		seisund	1	0,43	30,73	<0,001
		töötlus*seisund	2	0,002	0,03	0,97
		viga	12			
	alale toodud rohttaimed	töötlus	2	0,25	3,3	0,07
		seisund	1	0,49	30,43	<0,001
		töötlus*seisund	2	0,01	0,12	0,89
		viga	12			
20x20 cm	kõik rohttaimed	töötlus	2	0,3	5,34	0,02
		seisund	1	0,61	35,88	<0,001
		töötlus*seisund	2	0,27	4,31	0,04
		viga	12			
	alale toodud rohttaimed	töötlus	2	0,36	7,89	0,01
		seisund	1	0,58	29,5	<0,001
		töötlus*seisund	2	0,31	4,7	0,03
		viga	12			

Tabel 16. Kurese katseala kohta käiv ühefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on 1x1 m ja 20x20 cm skaalal alvaritele iseloomulike taimeliikide katvused, kus esimese skaala korral on kõigil kolmel töötlusel kahe aasta võrdluses katvusele tugev mõju ja teise skaala korral ei mõjutanud ükski töötlustest statistiliselt oluliselt katvusi.

skaala	töötlus	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	värske niide	aasta	1	0,72	52,08	0,004

		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,7	28,92	0,006
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,8	84,46	<0,001
		viga	4			
20x20 cm	värske niide	aasta	1	0,11	2,34	0,2
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,37	6,99	0,17
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,36	5,94	0,17
		viga	4			

Tabel 17. Kurese katseala kohta käiv kahefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on alvaritele iseloomulike taimeliikide katvusprotsent, mille puhul 1x1 m skaalal tulid nii töötluste kui ka seisundite efekt statistiliselt oluliseks ning 20x20cm skaalal ainult seisundite efekt.

skaala	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	töötlusted	2	0,52	8,6	0,01
	aasta	1	0,75	144,88	<0,001
	töötlusted*aasta	2	0,02	0,54	0,6
	viga	12			
20x20 cm	töötlusted	2	0,31	3,72	0,06
	aasta	1	0,26	14,68	0,002
	töötlusted*aasta	2	0,03	0,57	0,58
	viga	12			

Tabel 18. Undva katseala kohta käiv ühefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on 1x1 m ja 20x20 cm skaalal kõigi rohttaimede liigirikkus, kus nii esimese kui ka teise skaala korral on värske niite töötluste rakendamisel kahe aasta võrdluses liigirikkused suurimad.

skaala	töötlus	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	värske niide	aasta	1	0,35	82,05	0,003

		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,39	10,4	0,1
		viga	4			
	taastamata kontrollala	aasta	1	0,02	10,29	0,1
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,46	4,16	0,11
		viga	4			
20x20 cm	värske niide	aasta	1	0,51	35,56	0,02
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,43	9,18	0,09
		viga	4			
	taastamata kontrollala	aasta	1	0,01	0,42	0,55
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,6	10,8	0,09
		viga	4			

Tabel 19. Undva katseala kohta käiv ühefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on 1x1 m ja 20x20 cm skaalal ainult alale toodud rohhtaimede liigirikkus, kus nii esimese kui ka teise skaala korral on värske niite töötamise rakendamisel kahe aasta võrdluses liigirikkused suurimad.

skaala	töötlus	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	värske niide	aasta	1	0,43	153,39	<0,001
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,39	9,85	0,12
		viga	4			
	taastamata kontrollala	aasta	1	0,003	0,19	0,69
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,58	5,57	0,17
		viga	4			
20x20 cm	värske niide	aasta	1	0,5	37,81	0,02
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,39	7,12	0,11
		viga	4			

taastamata kontrollala	aasta	1	0,12	5	0,11
	viga	4			
taastatud kontrollala	aasta	1	0,59	9,4	0,11
	viga	4			

Tabel 20. Undva katseala kohta käiv kahefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on 1x1 m ja 20x20cm kõigi rohttaimede ning alale toodud rohttaimede liigirikkused. Suureskaalaliselt tulid kõik efektid statistiliselt oluliseks mõlema taimerühma puhul. Väikeseskaalaliselt tulid kõik efektid, v.a alale toodud rohttaimede töötuse ja seisundi koosmõju, statistiliselt oluliseks.

skaala	rühm	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	kõik rohttaimed	töötus	3	0,6	9,5	<0,001
		aasta	1	0,24	31,35	<0,001
		töötus*aasta	3	0,16	6,56	0,004
		viga	16			
	alale toodud rohttaimed	töötus	3	0,7	15,13	<0,001
		aasta	1	0,29	33,86	<0,001
		töötus*aasta	3	0,17	5,44	0,01
		viga	16			
	20x20 cm	töötus	3	0,52	7,68	0,002
		aasta	1	0,41	42,13	<0,001
		töötus*aasta	3	0,17	4,07	0,03
		viga	16			
	alale toodud rohttaimed	töötus	3	0,59	10,96	<0,001
		aasta	1	0,42	39,46	<0,001
		töötus*aasta	3	0,12	2,37	0,1
		viga	16			

Tabel 21. Undva katseala kohta käiv ühefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on 1x1 m ja 20x20 cm skaalal alvaritele iseloomulike taimeliikide katvused, kus esimese skaala korral on nii värske niite, masinkogutud seemnete meetodil kui ka

taastatud kontrollalal kahe aasta võrdluses katvusele suurenemisele tugev mõju, kuid teise skaala korral seda mõju enam ei esine.

skaala	töötlus	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	värske niide	aasta	1	0,9	413,52	<0,001
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,86	76,62	0,002
		viga	4			
	taastamata kontrollala	aasta	1	0,11	3,45	0,12
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,91	264,18	<0,001
		viga	4			
20x20 cm	värske niide	aasta	1	0,61	13,08	0,08
		viga	4			
	masinkogutud seemned	aasta	1	0,59	14,08	0,08
		viga	4			
	taastamata kontrollala	aasta	1	0,29	7,27	0,08
		viga	4			
	taastatud kontrollala	aasta	1	0,39	10,05	0,08
		viga	4			

Tabel 22. Undva katseala kohta käiv kahefaktorilise ANOVA tabeli tulemused töödeldud kujul, kus efektist sõltuvaks muutujaks on alvaritele iseloomulike taimeliikide katvusprotsent, mille puhul 1x1 m ja 20x20 cm skaaladel tulid nii töötluste efekt, aastate efekt kui ka mõlema koosmõju statistiliselt oluliseks.

skaala	efekt	df	ges	F	p
1x1 m	töötlused	3	0,83	33,34	<0,001
	aasta	1	0,85	375,39	<0,001
	töötlused*aasta	3	0,65	41,6	<0,001
	viga	16			
20x20 cm	töötlused	3	0,51	8,41	0,001
	aasta	1	0,46	38,77	<0,001
	töötlused*aasta	3	0,19	3,65	0,04
	viga	16			

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Linda Suurmets

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Looduslike seemneseade kasutamine niidu taimekoosluste taastamisel“,

mille juhendaja on Aveliina Helm,

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

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Linda Suurmets

25.05.2021