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

Daniel Pilli

PÕLLUMAJANDUSMAADE ÜMBERKUJUNDAMINE POOL-LOODUSLIKEKS LIIGIRIKASTEKS KOOSLUSTEKS

Bioloogia ja elustiku kaitse eriala
Bakalaureusetöö (12 EAP)

Juhendajad: PhD Triin Reitalu,
Rufus Trepp

Tartu 2026

Infoleht

Põllumajandusmaade ümberkujundamine pool-looduslikeks liigirikasteks kooslusteks

Pool-looduslikud rohumaad on väga olulised ökosüsteemid, mis pakuvad väga palju erinevaid ja asendamatuid looduse hüvesid, näiteks kliimaregulatsioon, põllumajandusmaal saagikuse tagamine, kahjuritõrje, vee puhastamine, inimkonna toiduga varustamine ning vaimse ja füüsilise tervise toetamine. Viimasel sajandil on paljud pool-looduslikud rohumaad hävinud, degradeerunud ja killustunud ulatuslike maakasutuse muutuste tõttu nii Eestis kui Euroopas. Peamiselt on nendeks põllumajanduse intensiivistumine, ekstensiivselt majandatavate alade mahajätmine ja metsastamine. Selleks, et pool-looduslike rohumaade ökosüsteemid saaksid edasi toimida, on oluline neid säilitada ja taastada. Kuna paljud praegused põllud ja püsirohumaad olid varem pool-looduslikud rohumaad on neid võimalik ka sinna taastada. Käesolev bakalaureusetöö annab kirjandusliku ülevaate erinevatest taastamismeetoditest: kuidas vähendada mullas toitaineid, introdutseerida uusi liike ning kuidas taastamisjärgselt majandada.

Märksõnad: pool-looduslike rohumaade taastamine, pärandniidud, põllumajandus, maakasutuse muutus, ökosüsteemiteenused

CERCS kood: B270 Taimeökoloogia

Restoring agricultural lands into semi-natural, species-rich grasslands

Semi-natural grasslands are very important ecosystems that provide a wide range of different and irreplaceable ecosystem services such as climate regulation, ensuring agricultural yields, pest control, water purification, provision of food and mental and physical health support. In the last century, many semi-natural grasslands have been destroyed, degraded and fragmented due to extensive land use changes in Estonia and Europe, mainly due to agricultural intensification, abandonment of extensively managed grasslands and afforestation. In order for semi-natural grassland ecosystems to continue to function, it is important to manage and restore them. Since many current agricultural lands, including permanent grasslands, were previously semi-natural grasslands, they can act as potential restoration sites. This bachelor's thesis provides a literature review of different restoration methods: how to reduce nutrients in the soil, introduce new species and how to manage after restoration.

Keywords: semi-natural grassland restoration, heritage meadows, agriculture, land use change, ecosystem services

CERCS code: B270 Plant ecology

Sisukord

Infoleht **2**
Sissejuhatus **5**
1. Rohumaad **7**
1.1 Rohumaade olemus ja tähtsus 7
1.1.1 Rohumaade varustavad hüved 8
1.1.2 Reguleerivad ja säilitavad hüved 9
1.1.3 Kultuurilised hüved 11
1.2 Rohumaade levik, trendid ja kasutus Euroopas 12
1.3 Rohumaade levik, trendid ja kasutus Eestis 14
2. Põllumajandusmaade ümberkujundamine pool-looduslikeks niidukooslusteks **17**
2.1 Taastatavate alade valimine 18
2.2 Pinna ettevalmistus 20
2.3 Uute liikide introdutseerimine 21
2.3.1 Seemnete külvamine ja taimede istutamine 22
2.3.2 Taimse materjali ülekanne 24
2.3.3 Mulla ja rohukamarate ülekanne 25
2.4. Taastamisjärgne majandamine 26
3. Järeldused **30**
3.1. Eestis pool-looduslike koosluste taastamiseks ja kujundamiseks alade valimine 30
3.2 Eestis pool-looduslike koosluste taastamise ja kujundamise võtete valimine 31
Kokkuvõte **33**
Summary **35**
Tänuavaldused **37**
Kasutatud allikad **38**
Lisa 1. Brošüür pool-looduslike rohumaade taastamisest ja kujundamisest huvitatud osapooltele **59**
Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks **61**

Sissejuhatus

Rohumaad on olemuselt väga mitmesugused ning seetõttu defineeritakse neid ka piirkonniti erinevalt, kuid peamiselt on need ökosüsteemid, kus taimestikus domineerivad rohttaimed ning hõredalt leidub puid või põõsaid (Helm *et al*., 2024; White *et al*., 2000). Rohumaad on üks suurimaid maismaabioome, kattes ligikaudu 40,5% maismaa pindalast ning on oluliseks ökosüsteemide teenuste pakkujaks (Blair *et al*., 2014; White *et al*., 2000). Rohumaad saab tekkelt jagada primaarseteks ja sekundaarseteks. Primaarsed rohumaad esinevad piirkondades, kus abiootilised tegurid pärsivad puude ja põõsaste kasvu (Petermann ja Buzhdygan, 2021). Sekundaarsed rohumaad tekkisid juba neoliitikumis pikaaegse inimmõju, nagu niitmise ja karjatamise, tagajärjel (Petermann ja Buzhdygan, 2021).

Pool-looduslikke rohumaid kujundab inimtegevus nagu niitmine, põletamine, heinategu ja kodustatud loomade karjatamine (Petermann ja Buzhdygan, 2021; Prach *et al*., 2017). Eesti ja Euroopa pika inimmõju ajaloo vältel on kujunenud erilised maastikud, millel on olulised looduslikud ja kultuurilised väärtused (Roosaluste, 2004). Viimasel sajandil on Euroopas toimunud ulatuslikke maakasutuse muutusi, mille tõttu on suur osa pool-looduslikest rohumaadest kas hävinud või degradeerunud (Prach *et al*., 2017). Viljakamad alad muudeti haritavaks kultuurpõlluks või -rohumaaks ning vähemviljakad metsastati või jäeti maha (European Commission, 2026; Klouček *et al*., 2018). Ka Eesti ei ole siinkohal erandiks olnud – ligikaudu miljon hektarit pool-looduslikke rohumaid on kaotatud viimase saja aasta jooksul (Kukk ja Kull, 1997; Pärtel *et al*., 2025).

Alates 1950. aastatest on märgata üle maailma põllumajandusmaa mahajätmise trendi, enamasti arenenud maades, mida on soodustanud mastaapne linnastumine ja tööjõu vähenemine, majandamismeetmete intensiivistamine ja tõhustamine ning põllumajandusliku kasumi vähenemine (Li ja Li, 2017). See annab võimaluse pool-looduslike koosluste ökoloogiliseks taastamiseks põllumaadele ja kultuurrohumaadele. Pool-looduslike rohumaade taastamine ja taasloomine on oluline säilitamaks ja taastamaks nende poolt pakutavad ökosüsteemi hüved ja erinevad looduslikud ja kultuurilised väärtused. On teada, et ekstensiivselt majandatavad alad pakuvad rohkem erinevaid ökosüsteemiteenuseid, samas kui intensiivselt majandatavatel aladel leidub selge lõivsuhe biomassi tootmise ja looduse hüvede kvaliteedi ning mitmekesisuse vahel

(Lindborg *et al*., 2023). Varasemalt haritud maale võib peale mahajätmist suktsessiooni tagajärjel moodustuda rohumaa – küll aga võtab liigirikka loodusliku ilmega rohumaa taastumine kaua aega ning sellise passiivse taastumise tulemused on ei ole alati ette ennustatavad (Török *et al.,* 2011). Kuna suurem osa Euroopast asub parasvöötme metsade alal on oluline ka mahajäetud põllumajandusmaadele kujunenud rohumaade majandamine, et vältida nende metsastumist (Kukk, 2004b). Seetõttu soovitatakse kõrge loodusväärtusega rohumaade kujundamiseks kasutada erinevaid taastamismeetodeid (Török *et al*., 2011).

Käesolev töö annab esimeses osas kirjandusliku ülevaate rohumaade olemusest ja pakutavatest ökosüsteemi teenustest ning bioomi levikust, trendidest ja kasutustest Euroopas ja Eestis. Töö on seotud LIFE projektiga GrassLIFE2 (LIFE21-NAT-LV-GrassLIFE2/101073829), mille eesmärgiks on ELi prioriteetsete rohumaade elupaikade taastamine ja nende majandamise uue narratiivi loomine. Töö teises pooles käsitletakse kirjanduse põhjal endiste põllumajandusmaade ümberkujundamist pool-looduslikeks kooslusteks. Esmalt selgitatakse alade valiku põhimõtteid, seejärel kirjeldatakse, milliste meetoditega on võimalik ette valmistada taastatava ala pind ja seejärel introdutseerida soovitud liigid. Viimaks kirjeldatakse taastamisjärgseid majandamisvõtteid ja tuuakse välja nende olulisus. Töös käsitletavad taastamis- ja hooldamismeetodid on rakendatavad ka Eestis. Tööle on lisana kavandatud brošüüri kujul infoleht, mis on mõeldud taastamisest huvitatud maaomanikele, ametnikele ja teistele huvitatud osapooltele.

1. Rohumaad

1.1 Rohumaade olemus ja tähtsus

Rohumaadel on mitmeid erinevaid definitsioone - neid saab klassifitseerida nii kliima, mulla, vegetatsiooni kui ka inimkasutuse järgi (White *et al.*, 2000). Rohumaad katavad ligikaudu 40,5% kogu maismaast ehk hinnanguliselt 52,5 miljonit km^2 (White *et al*., 2000). Üldiselt kuuluvad rohumaade alla kõik ökosüsteemid, kus taimestikus domineerivad rohttaimed: tundraalad, Põhja-Ameerika preeriad, Euraasia stepid, Lõuna-Ameerika pampad, Aafrika savannid ja rohtlad, muud puhmikutega kõrbelised ökosüsteemid, Euroopa pool-looduslikud kooslused ning kultuurrohumaad ja -karjamaad (Helm *et al*., 2024). Parasvöötme puisniitudele sarnaselt võib rohukamaraga kaetud rohumaal olla ka puid ja põõsaid - puisniidu puhul võib esimese rinde võrade kattuvus olla kuni 50% (Helm *et al*., 2024).

Esimeseks rohumaade arengu etapiks peetakse rohttaimede arengut, mis leidis aset ligikaudu 70 miljoni aasta eest (Petermann ja Buzhdygan, 2021). Tekkelt võib rohumaad jagada primaarseteks ja sekundaarseteks. Primaarsed rohumaad on moodustunud peamiselt abiootiliste tegurite tagajärjel, mis pärsivad puude ja põõsaste kasvu - nendeks võivad olla perioodilised üleujutused või põuad, sesoonsed külma- ja kuumaperioodid, aga ka erinevad häiringud nagu põlengud (Petermann ja Buzhdygan, 2021). Sekundaarsed rohumaad on tekkinud pikaaegsete inimtegevuste tagajärjel nagu niitmine, põletamine, heinategu ja kodustatud loomade karjatamine (Prach *et al*., 2017) ning Kesk-Euroopas tekkisid nad neoliitikumis 7500-6800 aastat tagasi, mil olid levimas metsaraie, karjakasvatus ja põllukultuuride harimine (Petermann ja Buzhdygan, 2021).

Samas on inimtegevusel olnud ulatuslik kahjulik mõju rohumaade ökosüsteemidele: ülemaailmselt on umbes 45,8% rohumaade maakasutust muudetud, enamjaolt põllumaaks ja intensiivselt majandatavaks rohumaaks, kuid ka metsadeks (Helm *et al*., 2024; Hoekstra *et al*., 2004; White *et al*., 2000). Rohumaade degradeerumist on põhjustanud ka majandamise vähenemine või lakkamine, invasiivsed liigid, alade killustumine ning maaparandus (Petermann ja Buzhdygan, 2021; Prach *et al*., 2017). Pool-looduslike alade kadu, degradeerumine ja killustumine annavad nendele aladele omastele liikidele väljasuremisvõla (Pärtel *et al*., 2025).

On teada, et liik hakkab oma elupaigast välja surema, kui selle pindalast on alles vähem kui 30% ning selline väljasuremine võib toimuda ajalise viivitusega (Hanski, 2011; Helm *et al*., 2006). Sel ajal, kui liik oma elupaigas veel olemas on, on võimalik väljasuremist vältida taastades elupaiku (Hanski, 2011).

Rohumaad on olulised elupaigad mitmetele liikidele ning pakuvad inimestele erinevaid ökosüsteemi teenuseid ehk looduse hüvesid. Ökosüsteemiteenused ehk looduse hüved on ökosüsteemide omadused ja funktsioonid, mida inimene vajab otseselt või kaudselt oma elukeskkonna säilimiseks ja heaolu tagamiseks (Helm *et al*., 2023). Looduse hüved on üheks viisiks, kuidas hinnata erinevate ökosüsteemide väärtuseid inimeste jaoks. Euroopa Keskkonnaagentuur jaotab ökosüsteemiteenused kolme suuremasse kategooriasse: varustatavad, reguleerivad ja säilitatavad ning kultuurilised hüved (Haines-Young, 2023). Üheks oluliseks looduskaitseliseks eesmärgiks on looduse hüved lõimimine majandussüsteemi, majandusarvestusse ning neid arvesse võtta otsuste tegemisel (Helm *et al*., 2023). Pool-looduslike alade pakutavate teenuste efektiivsus sõltub alade mõõduka intensiivsusega hooldamisest (Helm *et al*., 2023; Helm *et al*., 2024). Sellest hoolimata on teadlikkus niitude väärtusest vähene, näiteks peetakse neid ekslikult degradeerunud metsadeks või vaesunud kooslusteks (Helm *et al*., 2024). See on ka põhjus, miks seni ei ole kliimameetmetes rohumaid piisavalt tähtsustatud ning nende hooldamist ja säilimist prioriseeritud kliimaeesmärkide seadmisel (Helm *et al*., 2024).

1.1.1 Rohumaade varustavad hüved

Varustavate hüvede hulka kuuluvad kõik otseselt inimeste poolt kasutatavad ressursid nagu toit, vesi, biomass ja muud materjalid (välja arvatud maavarad) ning enamasti on need pool-looduslikel rohumaadel seotud karjatamise ja toidutootmisega (Bengtsson *et al*., 2019; Haines-Young, 2023); hinnanguliselt moodustavad karjatatavad alad 20,6% Euroopa Liidu ja Ühendkuningriikide pool-looduslikest rohumaadest (Malek *et al*., 2024).

Rohumaadel asuv veevarustus on oluline lokaalselt, peamiselt kariloomadele sööda kasvatamiseks (Bengtsson *et al*., 2019; Yahdjian *et al*., 2015). On leitud positiivne seos niidu hooldamise ja vee kvaliteedi vahel ehk hooldatud alal on väikseim mullaerosioon ning toitainete

ja setete kadu (Egoh *et al*., 2008; Scanlon *et al*., 2007). Taimse biomassi kasvatamine söödaks on aluseks kõigile karjatamisega seotud varustavatele hüvedele. Seoses kasvava inimpopulatsiooniga on olulisel kohal kariloomadelt saadav liha ja piim ning nende kõrval muud loomsed saadused nagu vill ja nahk (Bengtsson *et al*., 2019). 2024. aasta seisuga oli Euroopas 72 miljonit veist ja 67 miljonit kitse ja lammast, kuid Euroopa Keskkonnaagentuuri analüüsi andmetel oleks Euroopa Liidu loodusdirektiivi I lisa karjatamisest sõltuvate elupaigatüüpide majandamiseks vaja vaid 7,9 miljonit loomühikut (European Environment Agency, 2026; Eurostat, 2026a). Uuringud on leidnud, et kariloomade karjatamine looduslikes ja pool-looduslikes kooslustes annab nendele saadustele paremad meeltajutavad ja toiteväärtuslikud omadused (Haug *et al*., 2007; Mann *et al*., 2003) ning on toodud välja, et selle seose loovad ka tarbijad (Verkerk, 2003).

Muud rohumaadelt saadavaid taimseid saadusi kasutatakse toiduks, taimseks materjaliks või ravimtaimedeks, kuid vajadus nende järele on võrdlemisi madal (Bengtsson *et al*., 2019). Varem on puisniidud olnud olulised tarbe- ja küttepuu kogumiseks, eriti seal, kus taludel puudus tihedam mets (Kukk ja Kull, 1997). Eestis on puisniitudelt saadud kase- ja vahtramahla, kogutud erinevaid maitse-, tee- ja ravimtaimi, pähkleid, seeni, õunu, marju, lilli ja kasetohtu ning suure õitsvate taimede hulga tõttu sobisid need alad ka metsmesinduseks (Kukk ja Kull, 1997).

1.1.2 Reguleerivad ja säilitavad hüved

Reguleerivateks ja säilitatavateks hüvedeks on jäätmete ning saaste puhverdamine keskkonna ja elusorganismide vahel, aineringete, veevoolu ja kliima reguleerimine, erosiooni vaoshoidmine ning elurikkuse tagamine (Haines-Young, 2023).

Bai ja Cotrufo (2022) järgi seovad rohumaad ligikaudu 34% maismaa süsinikuvarust. Sellest ligikaudu 90% on maa all juurte biomassi ja orgaanilise süsinikuna, seega on rohumaadel oluline roll süsiniku sidumisel ja süsinikuvaru hoidmisel ning seeläbi kliimamuutuse leevendamisel. Tuuakse välja, et suurem liigirikkus tähendab mulla orgaanilise süsiniku koguse suurenemist ja püsivust (Bai ja Cotrufo, 2022). Hooldatud rohumaa seob mulda rohkem süsinikku kui hooldamata, kusjuures degradeerunud või intensiivselt majandatud (ülekarjatatud, küntud, muud moodi häiritud) rohumaa võib muutuda ka süsiniku heitjaks (Helm *et al*., 2024). Intensiivne

karjatamine vähendab rohurinde katvust, liigirikkust ja produktiivsust, mis vähendab omakorda juureeritiste tootmist ja mikroob-taim vahendatud mulla orgaanilise süsiniku tekkimist. Kõige vähem häirib mulla orgaanilise süsiniku tekkimist harv karjatamine, näiteks hooajaline või portsjonkarjatamine (Eze *et al*., 2018).

Milazzo jt (2023) koostatud metaanalüüs leidis, et võrreldes põllumaadega on püsirohumaa muldadel madalam lasuvustihedus ja kõrgem veejuhtivus ehk vesi tungib mulda kiiremini ning veemahutavus on suurem. Samuti on püsirohumaa muldadel väiksem äravool ja mullakadu. Küll aga võib mulla kvaliteeti alandada intensiivne majandamine. Näiteks liigne trampimine loomade poolt ja raskete masinate kasutamine surub mulla kokku, mis soodustab mullaerosiooni ja vähendab mulla veejuhtivust (Milazzo *et al*., 2023).

Madal lasuvustihedus ja kõrge veejuhtivus on olulised omadused veevoolu regulatsiooni toimimiseks. Seega mängivad rohumaad olulist rolli üleujutuse leevendamisel, põhjaveevarude taastamisel ja pinna äravoolu reguleerimisel (Zhao *et al*., 2020). Vee kvaliteeti parandavad rohumaad läbi saasteainete tekke reguleerimise, nende hulga ja toksilisuse vähendamise ning nende ümbersuunamise (Macleod ja Ferrier, 2011). Võrreldes intensiivselt majandatavate aladega on vee kvaliteet ja selle regulatsioon parem ekstensiivselt majandatavatel ning mahajäetud aladel; see on tingitud viimaste muldade paremast filtreerimisvõimest (Lavorel *et al*., 2019).

Rohumaad on ka olulised õhu kvaliteedi parandamises – näiteks Lu jt (2018) leidsid olulise negatiivse korrelatsiooni rohumaade pindala suuruse ja hõljuvate peenosakeste (*particulate matter suurusega*, d= 2,5 μm) koguse vahel: rohumaa korrelatsioonikoefitsent oli -0,54, põllumajandusmaa korrelatsioonikeofitsent oli 0,165 ja kasutamata maa oli 0,003. On välja toodud, et õhukvaliteedi parandamises on edukamad kõrgemakasvulise taimestikuga ja liigirikkamad rohumaad (Weber *et al*., 2014).

Võrreldes põllumajandusmaadega on pool-looduslikel rohumaadel olulisem roll elurikkuse loomisel ja säilitamisel, mis on võtmeteguriks erinevate kahjurite ja haiguste tõrjumisel (Prangel *et al*., 2024; Zhao *et al*., 2020). Eriti tähtsal kohal on tolmeldajate hulga ja liigirikkuse

suurendamine ja säilitamine, mis aitab peatada ülemaailmse tolmeldajate vähenemise (Prangel *et al*., 2024). Muuhulgas võib nentida, et pool-looduslike koosluste tagatud kahjuritõrje ja tolmeldamine on olulised põllumajanduse saagikuse tagamise tegurid (Perrot *et al*., 2021). Euroopas kasvavast 264 põllukultuurist 85% vajavad tolmeldajaid (Garibaldi *et al*., 2011). Lisaks tõstab tolmeldamine tootlikkust - seda kasu saab 75% 115 põllukultuurist, millest maailm enim sõltub (Garibaldi *et al*., 2011). Zhao jt (2020) rõhutavad oma artiklis, et ka suur osa looduslike taimede tolmeldamisest sõltub täielikult rohumaadest, teised ökosüsteemid seda teenust pakkuda ei saa.

1.1.3 Kultuurilised hüved

Kultuurilised hüved on oma iseloomult mittemateriaalsed ning seega on nende väärtust keeruline hinnata (Helm *et al*., 2023). Ühtse rahvusvahelise ökosüsteemiteenuste klassifikatsiooni (*Common International Classification of Ecosystem Services*, CICES) järgi saab need laias laastus jagada kolmeks: füüsilised ja kogemuslikud, intellektuaalsed ning spirituaalsed ja sümboolsed (Haines-Young, 2023).

Füüsiliste ja kogemuslike alla kuuluvad maastiku omadustest tulenevad hüved, mida saab nautida aktiivselt, nagu matkamine ja turism. Samuti kuuluvad siia alla elusloodus omadused, mis pakuvad vaatluslikke hüvesid, näiteks erilised liigid, mis motiveerivad inimesi neid loodusesse vaatama tulema nagu rändlinnud ja orhideed (Haines-Young, 2023; Helm *et al*., 2023).

Intellektuaalsete ja esinduslike alla kuuluvad näiteks hariduslikud ja teaduslikud hüved ning nende jätkumiseks on olulised rohumaade kõrge liigirikkus ja vajadus tagada liigisisene geneetiline mitmekesisus (Zhao *et al*., 2020). Siia kategooriasse on liigitatud ka looduse esteetilised omadused, mis pakuvad meeldiva ja meelelahutusliku koha ajaveetmiseks, looduse säilitamisest tuleneva moraalse heaolu või mis annavad loodusele taasesitava väärtuse kunstis (Haines-Young, 2023; Helm *et al*., 2023).

Spirituaalsete ja sümboolsete hüvede alla kuuluvad erinevad paigad ja objektid looduses, millele inimene on omistanud rahvusliku või religioosse tähenduse nagu pühapaigad ja hiied

(Haines-Young, 2023; Helm *et al*., 2023). Vaimse pärandi hulka kuuluvad ka põlvest põlve kanduvad oskused ja teadmised ning karja- ja heinamaadel sündinud rahvalaulud ja muistendid (Roosaluste, 2004).

Looduses ajaveetmine ei paku ainuüksi vaimset ja füüsilist rahulolu, vaid see võib mõjuda positiivselt ka tervisele. Jimenez jt (2021) uurimistöö leidis, et looduses viibimist saab seostada paranenud kognitiivse võimekuse, aju aktiivsuse, vererõhu, vaimse tervise ja unega. Vaatuslikud uuringud viitasid looduskülastuse rollile vähendamas südame-veresoonkonna riski (Jimenez *et al*., 2021).

1.2 Rohumaade levik, trendid ja kasutus Euroopas

Euroopa elupaikade punase nimestiku (*European Red List of Habitats*) kohaselt on rohumaid Euroopas 53 tüüpi; need on valitud peamiselt Euroopa looduse infosüsteemi (European Nature Information System, EUNIS) põhjal. Välja jäeti liialt mosaiiksed ja inimtekkelised elupaigad, välja arvatud sellised, mida peeti ohustatuks või oluliseks oma mitmekesisuse poolest ning allesjäänud elupaigad kohandati vastavalt vajadusele, näiteks kui EUNIS tüübid osutusid ebamääraseks või kattuvaks (Janssen *et al*., 2016). Ligikaudu pooled nendest rohumaatüüpidest on mingil määral ohustatud; enim ohustatud on kuivad, saliinsed ja niisked rohumaad ning puisniidud (Janssen *et al*., 2016). Peamiselt, välja arvatud mägedes, on rohumaad moodustunud raiejärgse karjatamise, niitmise ja/või põletamise tulemusena ning on pikaajaliselt mänginud suurt rolli karjakasvatusel erinevate sööda- ja heinakultuuride pakkumisel (Janssen *et al*., 2016). Mägedes ei mängi karjatamine ega niitmine rohumaade püsimisel niivõrd suurt rolli, kuna muud tegurid, nagu madalamad keskmised temperatuurid, suurem sademete hulk, pikem lumikate ja madalam õhurõhk, piiravad puude ja põõsaste kasvu (Pellissier *et al*., 2010). 2022. aasta seisuga katab Euroopa Liidu liikmesriikide pindalast 17,1% rohumaa, millest umbes 76% kasutatakse mingil määral põllumajanduses, moodustades kolmandiku EL põllumajanduslikust maast, enamus sellest on püsirohumaad ja pärandniidud (51 miljon hektarit) ja ülejäänud on klassifitseeritud kui lühiajalised rohumaad (7 miljon hektarit). Enamasti kasutatakse neid loomasööda kasvatamiseks või karjatamiseks, kuid praegu ei ole paigas süstemaatilist

andmekogumist selle kohta, kui suur ala on karjatatud, niidetud või sööti jäetud ning puudub ka informatsioon majandamise intensiivsuse kohta (European Commission, 2026; Eurostat 2026b).

Kuni 20. sajandi esimese pooleni iseloomustasid Euroopa põllumajandusmaastikke pool-looduslikud ekstensiivselt majandatud rohumaad, kuid need ei olnud piisavalt tootlikud (Pullin *et al*., 2009). Euroopa Komisjon (2026) toob lühiülevaates välja üldise trendina, et ekstensiivselt karjatatavad alad on vähenenud madala kasumlikkuse ja tööjõu puuduse tõttu ning on samal põhjusel mahajätmise ohus (European Commission, 2026). Teise maailmasõja aegu ja enne 1990ndaid toimus Kesk- ja Ida-Euroopas ulatuslik põllumajanduslik intensiivistumine, mil väikesed talud liideti kolhoosideks, mis viis viljakamate pool-looduslike alade muutmiseni põldudeks ning vähemviljakate maha jätmise ja degradeerumiseni; samuti on mahajätmise suund märgatav Lõuna-Euroopa mägipiirkondades (European Commission, 2026; Young *et al*., 2007). Ulatuslikku mahajätmise trendi on märgata ka tänapäeval – aastatel 2010-2020 on Euroopas vähenenud ekstensiivselt majandatavad ja segakarjadega talud enam kui 70% võrra ning paralleelselt vähenes nende talude hooldatud püsirohumaa pindala enam kui 35% (European Commission, 2026). Selleks, et peatada maapiirkondade hülgamine ja hoida elus pool-looduslike rohumaade ekstensiivne majandamine, on oluline pakkuda hooldajatele toetusi ning üldsuse informeerimine sellest, mida pakub karjakasvatus ja sellega seotud tööjõud (European Commission, 2026). Peale 1990ndaid on Euroopa postkommunistlike riikide rohumaid iseloomustatud metsastamine ja intensiivistumine ning Euroopa Liiduga liitumisel põldudeks muutmine, mida ajendas otseselt EL pakutavad põllumajandustoetused (Klouček *et al*., 2018; Pazúr *et al*., 2014). Muuhulgas viimase ühise põllumajanduspoliitika (ingl. k *Common Agricultural Policy*, CAP) perioodi ajal kündsid mõned maaomanikud rohumaad üles enne viie aasta möödumist, et alad määrataks lühiajalisteks rohumaadeks, millega sai ära hoida püsirohumaa hooldamise kohustused ja suurendada tootlikkust (European Commission, 2026). Majandamise intensiivistumine ja põldudeks muutmine on toimunud üle Euroopa ka teistel viljakatel aladel – see tähendab intensiivsemat karjatamist, väetiste, biotsiidide ja raskete masinate kasutamist, monokultuuride kasvatamist ning seeläbi maastiku homogeniseerumist ja degradeerumist (Janssen *et al.*, 2016; Jongman, 2002; Pullin *et al*., 2009; Young *et al*., 2007).

Samuti ohustab Euroopa rohumaid õhusaastest tingitud eutrofeerumine õhulämmastiku kaudu, invasiivsed liigid, urbaniseerumine, looduslike režiimide muutmine näiteks kuivenduskraavidega, muud inimhäiringud ja kliimamuutus (Albrecht ja Haider, 2013; Habel *et al*., 2013; Janssen *et al*., 2016). Urbaniseerumise tagajärjel on infrastruktuur tekitanud maastikule barjäärid, mis takistavad liikide levikut ja rändeid. Sellist killustumist põhjustab ka põldude pindala suurendamine, kas rohumaade arvelt või mitte (Jongman, 2002; Pullin *et al*., 2009). Samas võib ka linnades luua ja majandada niiduelupaiku, mis looks kohalikele elanikele meeldivama elukeskkonna, suurendaks bioloogilist mitmekesisust ning aitaks kaasa lähedal asuvate rohumaade sidususele (Norton *et al*., 2019). Lauterbach (2013) nendib, et killustumine on pigem lokaalne probleem ning eutrofeerumine ja üldine elupaikade kadu on mõjult laiaulatuslikumad (Lauterbach *et al*., 2013).

1.3 Rohumaade levik, trendid ja kasutus Eestis

Enamus Eesti rohumaid on tekkelt sekundaarsed ehk kujunenud ja säilinud inimtegevuse abil, peamiselt läbi karjatamise ja niitmise (Kukk, 2004b). Enim leidub ajalooliselt ja tänapäevalgi pool-looduslikke alasid Lääne-Eestis (Kriiska, 2004). Olgugi et mõned Eestis leiduvad rohumaad arvatakse olevat tekkelt primaarsed, nagu ranna- ja lamminiidud, käsitletakse neid siiski pool-looduslike kooslustena, kuna ka neid alasid on pikaaegselt karjatatud (Kukk, 2004b).

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide kohaselt eristatakse Eestis 13 tüüpi pärandniite: rannaniidud, nõmmeniidud, kadastikud, lubjarikkad ja lubjavaesed aruniidud, loopealsed, sinihelmika-niidud, servaniidud, lamminiidud, viljakad aruniidud, puisniidud, soostunud niidud ja puiskarjamaad (Helm ja Toussaint, 2020). Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ameti (PRIA) andmetel eristatakse Eesti põllumajanduses lühiajalisi rohumaid, mis on kuni 7-aastased rohumaad, püsirohumaid, mis on vähemalt 7-aastat olnud arvestatud kui rohumaad ning väärtuslikke rohumaid (PRIA, 2026b). Väärtuslikud püsirohumaad on püsirohumaad, mida on tavaliselt ekstensiivselt hooldatud vähemalt 10 aastat, lubades kujuneda looduslikul niidutaimestikul. Väärtuslikud püsirohumaad võivad oma ökoloogilise seisundi poolest sarnaneda pärandniitudele, täites olulist rolli elurikkuse säilitamisel ja rohekoridoride loomisel (Loodusrikas Eesti, 2026b). Vastupidiselt väärtuslikele püsirohumaadele on lubatud nii lühiajalisi- kui püsirohumaid künda,

väetada ning uuendada rohumaa heintaimede seemneseguga (Perioodi 2023–2027 väärtusliku püsirohumaa säilitamise toetus, 2024; PRIA, 2026b), mis suurendab ala produktsiooni, aga vähendab oluliselt ala ökoloogilist väärtust ja elurikkust.

Viimase 100 aasta jooksul on pool-looduslike alade pindala Eestis oluliselt vähenenud – sajandi algul oli pool-looduslike koosluste pindala ligikaudu 40% kogu riigi maismaa pindalast (1,8 miljon hektarit), 1950ndatel ca 1,1 miljon hektarit ning 2025. aasta seisuga oli pärandniitude pindala ca 132 000 ha (Helm ja Toussaint, 2020; Helm *et al*., 2023; Kukk ja Kull, 1997; Pärtel *et al*., 2025). Hooldatud on nendest 43 500 ha kaitsealadel ning 6700 ha väljaspool kaitsealasid (Pärtel *et al*., 2025). Rohumaade pindala on arvestatud mitmel eri moel, tulenevalt vajadusest, metoodikast ja ala definitsioonist, 2024. aasta seisuga jäi see vahemikku 242 000 - 286 000 ha (Helm *et al*., 2024).

20. sajandil kolmekordistus metsamaa pindala ning alates 1990. aastast on see veelgi tõusnud 3,6%. Enamjaolt on see laienemine toimunud pool-looduslike rohumaade pindala arvelt (Pärtel *et al*., 2025; Kliimaministeerium, 2024). Kuna pool-looduslikud rohumaad ei olnud piisavalt tootlikud muudeti viljakamad alad, suures osas pärisaruniidud, põldudeks või intensiivselt majandatavateks karjamaadeks – see tähendas raskemasinate kasutust, väetamist, maaparandust näiteks kuivenduskraavidega, liigintensiivset külvikorda ja maastiku homogeniseerimist (Kukk, 2004a; Mander ja Palang, 1994). Vähemviljakad ja keeruliselt kultuuristatavad alad, nagu ranna- ja luhaniidud ning mõningad loopealsed jäeti hooldamata, mistõttu hakkasid need kinni kasvama (Krall, 1975); veel on kadunud loopealseid metsastamise kampaaniate tagajärjel ning loopealsete kinnikasvamine on toimunud ka lambakarjatamise vähenemise tõttu (Helm, 2019; Mander ja Palang, 1994). Mander jt (1995) nendivad oma töös, et üldiselt pool-looduslike alade mahajätmine toimus suures osas 1940ndate aastate küüditamiste käigus. Osaliselt on rohumaad kadunud ka urbaniseerumise tõttu (Pärtel *et al*., 2007) ning 2025. aastal ilmunud kordushinnangus pool-looduslike koosluste ökoloogilisele toimimisele toodi välja elurikkuse degradeerumise ohutegurina alade killustatus (Pärtel *et al*., 2025).

Selleks, et ökosüsteemi elurikkus säiliks pikaajaliselt on vaja säilitada 30% selle endisest pindalast (Hanski, 2011). 2025. aasta seisuga ei ole suudetud täita pärandniitude pindalavajadusi

(Pärtel *et al*., 2025). Eestis läbi viidud küsitluses tõid pool-looduslike alade majandajad välja tegurid, mis pindalavajaduste täitmist pidurdavad (Holm *et al*., 2019, Kasari-Toussaint *et al*., 2026). Paljud nendest olid olemuselt majanduslikud, näiteks toodi välja, et toetused on madalad, rahaliselt on raske majandamisega alustada ning tegevus ei ole majanduslikult otstarbekas, kui just ei hooldata väga suuri pindalasid (Holm *et al*., 2019; Kasari-Toussaint *et al*., 2026). Veel toodi takistavate teguritena välja tööjõu puudus ja alade paiknemine elukohtadest kaugel ja killustatult (Holm *et al*., 2019; Kasari-Toussaint *et al*., 2026). Taastajad on huvitatud sellise ala tulevikust, mille hooldamine on nende jaoks mõttekas (Coiux ja Gonzalo-Turpin, 2015) ning tihti ka majanduslikult tasuv (Holm *et al*., 2019; Kasari-Toussaint *et al*., 2026).

2. Põllumajandusmaade ümberkujundamine pool-looduslikeks niidukooslusteks

2025. aasta seisuga on Eestis põllumajandusmaad ligikaudu miljon hektarit ja püsirohumaid 272 503 ha, seevastu pärandniite on vaid 132 000 ha, millest 42 705 on hoolduses (Keskkonnaamet, isiklik vestlus, 2025; PRIA, 2026a; Pärtel *et al*., 2025). Tõhus pool-looduslike rohumaade taastamine ja taasloomine aitab säilitada bioloogilise mitmekesisuse, varustada kasvavat inimpopulatsiooni toidu ja puhta veega, siduda ja hoida süsinikuvaru mullas, suurendada põllumaadel saagikust, pakkuda erinevaid tervist parandavaid ning meelelahutuslikke rekreatsioonilisi võimalusi ja sümboolseid kogemusi inimestele (Bai ja Cotrufo, 2022; Bengtsson *et al*., 2019; Egoh *et al*., 2008; Helm *et al*., 2023; Jimenez *et al*., 2021; Lu *et al*., 2018; Perrot *et al*., 2021; Prangel *et al*., 2024; Scanlon *et al*., 2007; Zhao *et al*., 2020). Taastamist hinnatakse looduskaitse aspektist edukaks, kui alale on asutatud võimalikult palju rohumaadele omaseid taimeliike, millega paraneb taimestiku struktuur, tõuseb mitmekesisus ning kui paraneb ökosüsteemi toimimine (Wortley *et al*., 2013). Sotsiaalsest aspektis on oluline tulemus, mis parandab inimese ja looduse vahelisi suhteid ning saavutab tasakaalu looduslike protsesside ja inimeste vajaduste vahel (Fischer *et al*., 2021). Pool-looduslike rohumaade taastamise saab jagada kaheks: passiivne ja aktiivne taastamine (Slodowicz *et al*., 2023). Kuna pool-looduslike alade kujunemisel ja säilimisel on vältimatu inimkomponent (Hejcman *et al*., 2013), ei saa passiivse taastamise korral taastatavat põllumaad lihtsalt sööti jätta. Siinkohal tähendaks passiivne taastamine ekstensiivset majandamist ehk regulaarset mitte liialt intensiivset karjatamist või niitmist ning väetamise ja muude intensiivpõllumajanduslike võtete lakkamist (Slodowicz *et al*., 2023). Taastamisele soovitatakse passiivselt läheneda, kui ala ei ole liigselt degradeerunud ega mõjutatud häiringutest. Häiringute mõjul võivad tekkida mulla happesuse, viljakuse ja niiskusastme ekstreemsused ning intensiivistumine loob suured monokultuursed põllumaad, kus puudub pool-looduslik taimestik ning liikide levikut toetav ühendus pool-looduslike rohumaadega (Prach *et al*., 2020). Veel tuleb otsustada passiivse taastamise kasuks, kui taastamiseks ei ole saadaval piisavalt ressursse (Prach *et al*., 2020). Aktiivne taastamine hõlmab vajadusel esmalt pinna ettevalmistamist ja seejärel soovitavate liikide introdutseerimist (Prach *et al*., 2020).

2.1 Taastatavate alade valimine

Pool-looduslike koosluste taastamisel on ülioluline sotsiaalne aspekt, kuid poliitiliselt ja ühiskondlikult on arusaam rohumaa ökosüsteemidest ning nende väärtustest puudulik, seega on eriti oluline rohumaid kaitse- ja taastamisprioriteedina esile tõsta (Bardgett *et al*., 2021; Helm *et al*., 2024). Enamjaolt seostatakse ökoloogilist taastamist metsastamisega: esiteks tajutakse metsi produktiivsemate, mitmekesisemate põliste ökosüsteemidena (Henderson *et al*., 2015) ning teiseks levib parem teadlikkus metsade hävitamise tagajärgedest bioloogilisele mitmekesisusele ja inimühiskonnale, kuna globaalselt on esmajärjekorras põllumajandusmaaks muudetud just metsi (Bardgett *et al*., 2021). Veel tuleb mainida, et enamikel inimestel on ka parem arusaam metsade kliimat reguleerivatest omadustest (Veldman *et al*., 2015). Euroopa Liidus soodustab maaomanikke oma rohumaid metsastama võimalus vabatahtlikult süsinikuturul süsinikukrediite müüa (Kliimaministeerium, 2026).

Eelistatud on selliste pool-looduslike alade taastamine ja taasloomine, millel on suurem potentsiaal panustada taastamise eesmärkidesse. Taastamise eesmärkideks on näiteks 10-30% ajaloolisest pindalast säilitamine, rohumaade-vahelise sidususe loomine ja hoidmine, elurikkuse toetamine ning kaitsealuste liikide kaitse (Pärtel *et al*., 2025). Sellised on näiteks alad, kus võiks leiduda rohkem (kõrgema) kaitsekategooria liike, mis on kergemini hooldatavad ning mille läheduses leidub turismiobjekte (Pärtel *et al*., 2025). Oluline on ka taastada selliseid alasid, mis aitavad säilitada rohumaade-vahelist sidusust, toetades elurikkuse püsimist maastiku tasandil (Pärtel *et al*., 2025). Põllumajandusmaa pool-looduslikuks taastamisel on just soovitatud piirduda väikeste pindaladega, mille läheduses on doonoralaks heas ökoloogilises seisus rohumaid (Grašič *et al*., 2023). Samas on oluline mõned pool-looduslikud rohumaad taastada just seetõttu, et need esindavad haruldast niidutüüpi, kas Eesti ja/või Euroopa tasandil (Pärtel *et al*., 2025).

Riigimaade ökoloogiline taastamine on ajendatud poliitilisest tahtest ja/või kohustustest. Euroopas on rohumaade taastamise poliitilisteks teguriteks näiteks ühise põllumajanduspoliitika strateegiakava (2023-2027), looduse taastamise määrus ning Kunming-Montreali üleilmne elurikkuse raamistik (Convention on Biological Diversity, 2022; European Council, 2024; Regionaal- ja põllumajandusministeerium, 2025). Need dokumendid toetavad ekstensiivse majandamise laialdasemat rakendamist, pool-looduslike koosluste taastamiseesmärkide

määratlemist ja teostamist ning säilitamist ja kaitsmist. Eestis on pärandniitude taastamine ainult looduskaitsealadel hankepõhiselt riiklikult rahastatud (Loodusrikas Eesti, 2026a). Maaomanikul on võimalus ühendust võtta Keskkonnaameti maahooldusspetsialistiga, kellega koostöös lepitakse kokku taastamise maht ning tingimused ning taastamistööd teeb lepingulistelt hanke võitja või maaomanik ise (Loodusrikas Eesti, 2026a). Keskkonnamet korraldab kaitsealadel taastamistööd ning veendub enne taastamist, et alale on leitud hooldaja, kellega sõlmitakse taastamisjärgse hooldamise 5-aastane kohustus (Loodusrikas Eesti, 2026a).

Selleks, et taastamine oleks edukas, peab see olema täpselt kavandatud, mis nõuab palju aega ja ressursse ning oluline on ka tagada ala jätkuv majandamine (Grašič *et al*., 2023). Esmatähtis on koguda ala kohta vajaminev informatsioon: erinevad administratiivsed, ajaloolised, abiootilised ja biootilised andmed, info ala seisundi kohta ning taastamise eesmärk (Grašič *et al*., 2023). Enne taastamist on hea teada mulla omadusi: mulla happesus määrab taastatava taimekoosluse koosseisu, mullaviljakuse vähendamise vajadust juhib teadmine toitainete kontsentratsioonist, ning analüüsima peaks ka mullas leiduvat seemnepanka (Walker *et al*., 2004). Rohumaade taastamist on üle aastate pidurdanud seemnete puudus, kuna seemnepangad on ammendunud peale pikaaegset maakasutuse muutust; suur puudus on seemnepangas just lühikese elueaga taimedest, mis ei ole adapteerunud intensiivse põllumajandusega kaasnevate häiringutega (Walker *et al*., 2004). Väetatud põllumajandusmaadel on mullas oluliselt rohkem toitaineid, kui on sobiv niidutaimedele, mõjudes negatiivselt niidutaimede mitmekesisusele ning soosides valgusnõudlikke liike pärssivaid generaliste ja ebasoovitud taimeliike (Walker *et al*., 2004). Ebasoovitud taimeliikide all mõistetakse taimi, mida inimene ei kultiveeri, kuid mis on kohanenud samade kasvutingimustega, näiteks ohakad, takjad, pujud, putked ja kiirekasvulised puittaimed (Regionaal- ja põllumajandusministeerium, 2025). Põllumajandusmaadel, samuti ka rohumaadel, defineeritakse ebasoovitav taimestik kui liigid, mis võivad maa hooldamist takistada (Regionaal- ja põllumajandusministeerium, 2025). Samas päranniitudel, näitkes pärisaruniidul on ebasoovitav nitrofiilsete taimede, nagu naat ja angervaks domineerimine (Mesipuu, 2020). Taastamisedukuse tegureid mõistes on võimalik koostada taastamismetoodika ja prioriteetsete alade valik, millele järgneb taastamistöö, taastamisjärgne majandamine ning seire (Goret *et al*., 2021; Grašič *et al*., 2023).

2.2 Pinna ettevalmistus

Taastatava ala pind on vaja ette valmistada, kui mullas on üleliigselt toitained, mis takistab tüüpiliste niidutaimede kooslusesse püsimajäämist, kuna suurekasvulised taimed saavad konkurentsieelise. Mulla toitainete sisaldust on võimalik vähendada läbi põllukultuuride kasvatamise, mille koristamisel toitained taastatavalt alalt eemaldatakse. McCrea jt katse (2001) leidis, et kõige efektiivsem on selleks kasutada otra: võrreldes maisi, kartuli ja tubakaga eemaldas oder enim nitraati ja ekstraheeruvat fosforit, kuid kõik vähendasid võrdselt ekstraheeruvat kaaliumi. Mulla toitainete sisalduse vähendamiseks kasvatati otra kaks aastat. Selle meetodi ajakulukus sõltub suuresti taastatava ala mulla algsest viljakusest, võttes kauem aega tugevamalt väetatud põllumaal. Samuti ei ole põllukultuuri kasvatamise meetod majanduslikult atraktiivne, kuna nõuab pikaaegset maaharimist väheneva viljakusega mullal (McCrea *et al*., 2001).

Edukalt mullast toitainete eemaldamiseks võib kasvatada ja koristada heintaimi, niites kaks korda aastas või sama ala nii niites kui ka karjatades (Smith *et al*., 2000). Karjatamine peale niitmist surub alla tihedat rohukasvu ja tekitab mikrohäiringuid, mis soodustab heinast pudenenud, tahtlikult introdutseeritud või siis tuule või kariloomadega levinud seemnete idanemist (Smith *et al*., 2000). Samas niitmine järelkarjatamiseta võib anda eelise ebasoovitavale taimestikule (Hayes ja Sackville Hamilton, 2001, viidatud Walker *et al*., 2004 kaudu).

Mulla toitainete sisaldust on võimalik vähendada ka läbi mehaaniliste häiringute, mis üldiselt eemaldavad nii toitained kui ka ebasoovitud taimeliikide seemnepangad (Hopkins *et al*., 1999; Pywell *et al*., 2002; Török *et al*., 2011). Üheks tavalisemaks meetodiks on mulla pindmise kihi eemaldamine (ingl k. *topsoil removal*). Enamasti peetakse vajalikuks eemaldada 25-50 cm mulda, et tagada endisel põllumajandusmaal pool-loodusliku koosluse taastumiseks vajalikud tingimused (Klimkowska *et al*., 2010; Török *et al*., 2011). Küll aga sõltub selle meetodi rakendamise ulatus asukohast: kui ala on liialt mõjutatud tuulest või kui asub nõlval, suurendab mulla pindmise kihi eemaldamine erosiooniohtu (Török *et al*., 2011). Teiseks mehaaniliseks häiringuks on näiteks rohukamara eemaldamine (ingl k. *deturfing)*, ehk rohukamara lõikuriga (ingl k. *turf cutter*) eemaldatakse kogu rohukamar kuni 3 cm sügavuselt (Hopkins *et al*., 1999).

Hopkins jt (1999) katse näitas, et selle abil on võimalik eemaldada mullast nii üleliigsed toitained kui ka ebasoovitud taimeliikide seemnepangad.

Vähem edukas on sügavkünd, mis Pywell jt (2002) katses vähendas oluliselt mulla kaaliumi ja fosfori sisaldust ning ebasoovitud taimeliikide arvukust, kuid muutused olid vähemärgatavad peale nelja aastat ehk soovitud mõju ei kestnud kaua (Pywell *et al*., 2002). Teine vähem tulemuslik meetod on süsinikuallika, näiteks puitmassi, heina, multši või sahharoosi lisamine mulda (Averett *et al*., 2004; Kardol *et al*., 2008; Reever Morghan ja Seastedt, 1999; Török *et al*., 2000; Walker *et al*., 2004). See muudab mullas süsiniku ja lämmastiku (C:N) suhet, mis omakorda stimuleerib mikroobide elutegevust, kes seovad lämmastikku – tulemuseks on taimedele piiratud kättesaadava mullalämmastiku kogus (Reever Morghan ja Seastedt, 1999). Soovitud mõju on vaid ajutine mullamikrobioomi kiire uuenemise tõttu (Reever Morghan ja Seastedt,1999).

2.3 Uute liikide introdutseerimine

Uusi liike on vaja introdutseerida taastatavale alale juhul, kui mullas on ammendunud seemnepangad ja/või läheduses puuduvad rohumaad, mis oleksid soovitud taimeliikide levimise allikkooslusteks (Baasch *et al*., 2016). Pool-loodusliku ala taastamise edukuse tagamiseks on oluline külvata kohaliku päritoluga seemneid, et taimedel oleks geneetiline sobivus teiste piirkonna populatsioonidega. Lisaks on kohaliku ökotüübiga taimed adapteerunud kohalikele oludele ja suudavad konkureerida ebasoovitud liikidega (Aldrich, 2002; Kiehl *et al*., 2010). Pärisaruniitude soontaimede liigifond on ligikaudu 480 liiki ning lähtuvalt ala niiskusrežiimist, ajaloost ja üldistest mulla omadustest kujuneb niidul vastav kooslus (Mesipuu, 2020). Eestis on kuivade ja parasniiskete niitude indikaatorliikideks näiteks nurmnelk (*Dianthus deltoides*), kerakellukas (*Campanula glomerata*), angerpist (*Filipendula vulgaris*), lõhnav maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*) ja laialehine mailane (*Veronica teucrium*) ning eelkõige soostunud niitude indikaatorliikideks näiteks kollane tarn (*Carex flava*), soo-seahernes (*Lathyrus palustris*) ja soo-neiuvaip (*Epipactis palustris*) (Mesipuu, 2020). Niiskemates tingimustes kasvavad indikaatorliigid on näiteks aas-jürilill (*Cardamine pratensis*), soo-kurereha (*Geranium palustre*), tedremaran (*Potentilla erecta*), harilik lubikas (*Sesleria caerulea*) ja kuldtulikas (*Ranunculus*

auricomus) (Mesipuu, 2020). Veel on aru- ja soostunud niitude hoolduskavas välja toodud kultuuristamise mõjust taastuvate niitude indikaatorliigid, näiteks humallutsern (*Medicago lupulina*), karvane tarn (*Carex hirta*), aas-kurereha (*Geranium pratense*) ja harilik härjasilm (*Leucanthemum vulgare*) (Mesipuu, 2020).

Taastataval alal, kus domineerivad kõrrelised, on nende kasvu piiramiseks proovitud kasutada hemiparasiitide, näiteks erinevate robirohu (*Rhinanthus*) liikide, introdutseerimist. Těšitel jt (2025) leidsid katses, et robirohu liikide külvamine ning hooaja jooksul kuni kaks korda niitmine pärssis oluliselt jäneskastiku (*Calamagrostis epigeios*) kasvu, mille järgselt ühtlustus taastatav taimekooslus ning vähesel määral suurenes ka taimede liigirikkus.

2.3.1 Seemnete külvamine ja taimede istutamine

Kõige laialdasemat kasutust leidnud taimede introdutseerimisviis rohumaade taastamiseks Euroopas on erinevate seemnesegude külvamine (Török *et al*., 2011). Kaubanduslikult toodetud seemnepakid on küll lihtsasti kättesaadavad, aga neil on puudusi. Harilikult on need seemned geneetiliselt sarnased ning paljundatud välismaal, võides sisaldada võõraste ökotüüpide, alamliikide või liikide seemneid (Barr *et al*., 2016; Manchester *et al*., 1999), mis võivad kasvades hakata konkureerima kohalike variantidega või hübridiseeruma. See lahjendab genofondi ning vähendab elurikkust kohalikul tasandil (Keller *et al*., 2000). Muuhulgas on leitud positiivne seos kohalike seemnete kasutamise ja taimepopulatsioonide rajamise edu vahel. Kohalikud seemned on paremini kohanenud kohalike keskkonnatingimustega, sealhulgas on nad konkurentsivõimelisemad ebasoovitavate taimeliikide suhtes (Aldrich, 2002; Bischoff *et al*., 2010; Vander Mijnsbrugge *et al*., 2010). Bischoff jt (2010) toovad välja, et kuigi ei ole garanteeritud parem tulemus kasutades kohaliku genotüübiga seemneid, hoitakse nende kasutamisega ära võõraste genotüüpidega taimede levimine (Bischoff *et al*., 2010). Eesti näitel on kohalikud niidutaimede seemned saadaval näiteks läbi Nordic Botanical niidutaimede seemnesegude, mille materjal on kogutud Eesti loodusest (Nord Botanical, 2026). Neid seemnesegusid saab valida vastavalt mulla niiskusastmele ja struktuurile ning ala varjulisusele; erinevate liikide seemneid on võimalik ka soetada eraldi - 2026. aastal kasvatatakse müügiks ligikaudu 100 kohalikku niidutaime liiki (Nordic Botanical, 2026). Kaubanduslikult toodetud seemnesegude puuduseks on ka see, et tihtipeale ei leidu seal haruldaste liikide seemneid (Kiehl

et al., 2010; Manchester *et al*., 1999). Eesti pärisaruniitude näitel oleks haruldasemad liigid näiteks II kaitsekategooria aasnelk (*Dianthus superbus*), kuid ka kaitse alla võtmata kullerkupp (*Trollius europaeu*s), mille arvukus on vähenemas (Mesipuu, 2020).

Sobivate kohalike seemnesegude puudumisel on võimalik selleks, et tagada liikide kohalikkus ja soovitud taimede olemasolu, ise seemned koguda. Käsitsi kogumine on ajakulukas ning kallis, kuid vajalik korjamaks soovitud liike killustunud populatsioonidest (Stevenson *et al*., 1995; Török *et al*., 2011). Seemnete kogumiseks doonoralalt on võimalik kasutada erinevaid koristusmasinaid (ingl k. *harvester*). Vaakumkoristaja (ingl k. *vacuum harvester*) töötab sarnaselt leheimuritele ning kogub peale seemnete ka kulu ja selgrootuid (Kiehl *et al*., 2010). Selle masina eeliseks on võimalus korjata seemneid ka peale nende varisemist, madalakasvuliste taimede seemnete korjamine ning võimalus korjata seemneid alalt, kuhu ei pääse niidumasinatega (Kiehl *et al*., 2010). Vaatamata nendele eelistele leidsid Riley jt (2004) oma katses, et vaakumkoristusega ei saa koguda piisaval hulgal seemneid ning vajaka jääb ka liigilisest mitmekesisusest (Riley *et al*., 2004). Seetõttu soovitatakse vaakumkoristust kombineerida teiste meetoditega (Riley *et al*., 2004). Harjamismasinaga (ingl k. *brush harvester*) kogutakse seemneid taimedelt kammides ehk ka see võimaldab koguda seemneid ilma taimestikku lõikamata, kuid oma tööpõhimõtte tõttu jäävad rohumaalt kätte saamata madalakasvuliste taimede seemned (Edwards *et al*., 2007). Scotton jt (2009) leidsid, et kui doonoralal kasvavad peamiselt madalakasvulised taimed, siis sama hulk seemneid - ligi 50% kogutava taimestiku seemnetest - suudeti koguda nii harjamismasinaga kui ka taimse materjali niitmisega.

Ettevalmistatud pinnale seemnesegude laialdane otsekülv on kõige lihtsam ja kulutõhusam meetod soovitud taimestiku loomiseks (Walker *et al*., 2004). Seemnete hulga tõustes tõuseb tavaliselt ka koosluse taastamise edukus, kuid liialt palju seemneid võib tekitada soovimatu konkurentsi (Lindborg, 2006). Lindborg (2006) leidis oma katses, et suurim osa taimedest idanes külvitihedusel 20-50 seemet ühe dm^2 kohta. Alates mõne hektari suurusest alast on taastamisel seemneid külvatud 20-45 kg/ha koguses ning kui on vaja eriti kiiret koosluse taastumist, võib külvata ka 80-500 kg/ha koguses (Török *et al*., 2011). Lepš jt (2007) toovad välja, et liigirohkeid seemnesegusid külvates on see liigirikkus kajastatud ka taastumise alguses, aga üle aja liigiline mitmekesisus kahaneb. See võib olla tingitud varajase suktsessiooniga taimede domineerimisest,

mis kasutavad ära vaba pinna ja valguse ning tekitavad juurde varist. Külvates vähem liike, on vastavalt vähem varajase suktsessiooniga taimi, mis annab keskmise kuni hilise suktsessiooniga taimedele parema võimaluse (Lepš *et al*., 2007, viidatud Török *et al*., 2011 kaudu). Jongepierová jt (2007) taastamiskatsest järeldati, et kohaliku kõrreliste ja rohundite seemnesegu laialdane külv koguses 2 g ruutmeetri kohta üle kogu taastatava ala tagas külvatud 20 soontaimeliigist 19 idanemise ning kahe aasta jooksul 30% katvuse. Võrreldes teiste katses kasutatud taastamismeetoditega - kohaliku seemnesegu külv koos kaubanduslikult toodetud kõrreliste seguga, kohaliku seemnesegu külv vaid ribana ning looduslik taastumine - oli see kõige edukam (Jongepierová *et al*., 2007).

Kui üle terve taastatava ala külvamiseks ei ole piisavalt seemneid võimalik koguda, saab kasutada ribakülvi (ingl k. *strip-seeding*) meetodit ehk külvata seemnesegusid vaid ettevalmistatud aladele, kuid tuleb nentida, et see meetod ei ole niivõrd tulemuslik (Walker *et al*., 2004; Jongepierová *et al*., 2007). Török jt (2011) toovad välja, et piiratud seemnete hulga korral oleks mõistlik külvata enamusele alast väiksema liigirikkusega seemnesegusid ning laiguti liigirikkamaid segusid.

Takistamaks suurt valguskonkurentsi haruldastele ja madalakasvulistele taimedele, on võimalik introdutseerida taolisi taimi istikutena. Seda meetodit võiks rakendada ka taimede puhul, mis on keskmise kuni hilise suktsessiooniga või mille seemnetel esinevad puhkeoleku mehhanismid (Hopkins *et al*., 1999; Walker *et al*., 2004). Muuhulgas tuleksid istikud kasuks just endistel põllumaadel, pakkudes kaistet teistele äsja võrsuvatele seemikutele ja takistades ebasoovitavate taimeliikide kasvamist (Mitchley *et al*., 1996). Küll aga ei pruugi istikud olla parim lahendus suurte alade taastamiseks, kuna meetod on kallis ning katsed on näidanud, et üldiselt need taimed hästi ei levi ja võivad hävida (Hopkins *et al*., 1999).

2.3.2 Taimse materjali ülekanne

Üheks edukamaks uute liikide introdutseerimise meetodiks on heina niitmine soovitava kooslusega doonoralalt ning selle laotamine taastatavale alale (Kiehl *et al*., 2010). Võrreldes kaubanduslikult toodetud seemnesegude külvamisega on heina aladevahelise ülekande eelisteks

madal kulu, liikide kohalikkuse tagamine ning võimalus introdutseerida liike, mis ei ole kaubanduslikult kättesaadavad (Walker *et al*., 2004).

Taimse materjali ülekande puhul tuleb tähelepanu pöörata mulla tüübile ja sellest sõltuvalt valida heinakihi paksus – paksem heinakiht võib pakkuda kaitset erosiooni ja kuivamise eest, olles kasuks endistel põllumaadel ning aladel, kus on eemaldatud mulla pindmine kiht. Liiga paks kiht ei lase tärgata väikseseemnelistel ja valgusnõudlikel taimedel (Donath *et al*., 2007; Hölzel ja Otte, 2003; Kiehl *et al*., 2010; Milazzo *et al*., 2023). Tavaliselt laotatakse taimne materjal 10-15 cm paksuselt, kuid kui leviseid on palju, siis võib piirduda ka 3-5 cm paksuse kihiga (Kiehl *et al*., 2010; Kirmer ja Mahn, 2001).

Taimse materjali kogumisel tuleb silmas pidada doonorkoosluse ja soovitavate liikide fenoloogiat (Edwards *et al*., 2007). Török jt (2011) toovad oma töös välja, et Euroopas on optimaalseim aeg rohundite kogumiseks kuival rohumaal juunis, mesofiilsel juuni ja juuli vahel ning niiskel rohumaal on sobivaim koguda rohundeid juulist kuni augusti lõpuni. Kuna liigirikaste, tihti 50 sihtmärkliigiga seemnesegude tootmine või ostmine on kallis ja keeruline, on põllumaadele liigirikaste pool-looduslike koosluste taastamiseks tavaliselt kasutatud taimse materjali ülekannet, millel võivad ka olla positiivsed mõjud mullale (Török *et al*., 2011).

Üldiselt soovitatakse niidetud taimne materjal laotada taastatavale alale võimalikult kiiresti, järgneva 24 tunni jooksul (Kiehl *et al*., 2010). Lastes niitel enne taastatavale alale viimist kuivada tekib risk, et erineva järelvalmimise ajaga seemned ei ole taastatavale alale jõudes enam idanemisvõimelised (Walker *et al*., 2004; Rasran *et al*., 2006).

Taimset materjali on võimalik koguda ka riisudes. Doonoralalt riisutud materjali ülekandmine on tõhus meetod samblike, sammalde ja madalakasvuliste taimede introdutseerimiseks (Jeschke, 2008, viidatud Kiehl *et al*., 2010 kaudu).

2.3.3 Mulla ja rohukamarate ülekanne

Soovitud koosluse taastamiseks või taasrajamiseks saab rakendada mulla siirdamise meetodit, millega kandub üle taimede seemnepank ja mullaelustik (Török *et al*., 2011). Mulda on võimalik

üle kanda tervete rohukamaratena, lahtise mullana või ka mullasuspensioonina (ingl k. *soil slurry*) (Gerrits *et al*., 2023). Gerrits jt (2023) järeldasid metaanalüüsis, et mulla ülekandel sõltub taastamise edukus mulla omadustest, olles edukam liivsavimullal. Kõrgema sarnasuse taastatava kooslusega tagab ka paksema mullakihi üle kandmine enam kui 180 ruutmeetri suurusel alal. Mulla ülekande kõrgem taastamisedukus võrreldes vaid taimeseemnete kasutamisega võib tuleneda üle kanduva mullaelustiku positiivsest mõjust (Gerrits *et al*., 2023). Sarnaselt leidsid Vahter jt (2020) oma katses, et krohmseente ja taimeseemnete koos introdutseerimine kaevandamisjärgsel ökosüsteemi taastamisel tagas mitmekesisema taimekoosluse.

Mulla ja rohukamarate ülekandel on siiski puudusi. Doonoralal kaevamine ja raskete masinate kasutamine kahjustab sealset kooslust (Manchester *et al*., 1999; Török *et al*., 2011). Samuti on masinad ja tööjõud kallis ning olenevalt mulla omadustest võib töö osutuda keeruliseks – lihtsam on kaevata liivast mulda, kuid see võib terve rohukamara üle kandmisel koost laguneda (Török *et al*., 2011). Samuti tuleb pöörata tähelepanu mulla toitainete sisaldusele, et vältida taastatava ala eutrofeerumist (Kiehl *et al*., 2010). Kuna on oht, et üle kandub liialt ebasoovitud taimeliike, soovitatakse enamasti eemaldada taastataval alal 20-30 cm mulda ning laotada sinna 1-10 cm doonoralalt saadud mulda (Kiehl *et al*., 2010).

Olgugi et mulla ülekandmise meetodid ei pruugi olla kuluefektiivsed suurte alade taastamiseks, loob laiguti rohukamarate ülekanne soovitud koosluse allika, millest taimede ja mullaelustiku levimine toimub kiiremini kui spontaansel taastumisel (Kirmer ja Tischew 2006, viidatud Török *et al*., 2011 kaudu; Mortimer *et al*., 2002)

2.4. Taastamisjärgne majandamine

Taastamise edukuse tagamiseks on vaja neid alasid majandada; erinevad meetmed aitavad vähendada tekkivat kulu, piirata puittaimede levikut ja luua soovitavate jaoks sobivat avatud pinnast (Török *et al*., 2011). Milberg ja Tälle (2023) katses võrreldi kontrollala, mis oli majandamata ja kuute majandamismeetodit: karjatamine, iga-aastane niitmine, niitmine iga kolme aasta tagant, kulupõletus, herbitsiidide kasutamine puisttaimedel ning puittaimede mehaaniline eemaldamine. Arvestades kõiki tegureid - puittaimede piiramine, liigirikkus ja

liikide koosseis, taimede kõrgus, tolmeldajate ligi tõmbamine - olid efektiivseimad iga-aastane niitmine ja karjatamine, kuid ka kõik ülejäänud meetmed olid alale paremad kui majandamata jätmine (Milberg ja Tälle, 2023).

Selleks, et saavutada parimad võimalikud taastamisjärgsed tulemused, tuleb majandada ekstensiivselt. On leitud, et intensiivse majandamise tagajärjel väheneb taimede, seente ja bakterite liigirikkus ning kooslus muutub homogeensemaks – soositud on peamiselt generalistidest liigid (Mayerhofer *et al*., 2025). Karjatamise intensiivsust mõõdetakse loomühikuga hektari kohta (lü/ha), sõltuvalt loomaliigist ja tema suurusest võivad koefitsendid erineda (nt üks lüpsilehm on 1 lü, üks lammas või kits 0,100 lü) (Eurostat 2026c). Majandamist peetakse ekstensiivseks kui alal on <1 lü/ha, keskmiseks kui alal on 1-1,4 lü/ha ning intensiivseks kui alal on >1,4 lü/ha (European Commission, 2026).

Üldiselt on karjatamisel mõningaid eeliseid võrreldes niitmisega. Katsed on näidanud, kuidas karjatamine võimaldab taimede efektiivsemat ja laialdasemat levikut tänu loomlevile ning trampimisele, mis avab maapinna ja tekitab mikrohäiringuid, luues paremad eeldused seemnete idanemiseks (Fischer *et al*., 1996; Mouissie *et al*., 2005; Réka *et al*., 2021). Purschke jt (2012) toovad oma töös välja, et üle pikkade vahemaade levimine rohumaataimedel on eriti vajalik tänapäeva killustunud maastikul ning on oluline vältimaks väljasuremisvõla maksmist (Purschke *et al*., 2012). Hassan ja Wang (2024) järeldasid katses, et kariloomade valikuline toitumine ja kõrreliste eelistamine suurendab võrreldes niitmisega oluliselt taimede liigirikkust ja rohundite osakaalu (Hassan ja Wang, 2024). Samas on oht, et kariloom eelistab sihtmärkliike ning söögiks kõlbmatud liigid hakkavad domineerima – see muutub eriti probleemseks, kui piiramata jäävad puittaimed, mistõttu võivad taastatud alad kinni kasvada (Hayes ja Holl, 2003; Kiehl *et al*., 2010). Seda on võimalik ära hoida näiteks segakarjatamisega: puittaimi piiravateks loomadeks on lambad ja kitsed (Celaya *et al*., 2010; Frantík ja Dostálek, 2026; Su *et al*., 2023). Karjatamine suurendab liigirikkust ka läbi ebaühtlaste häiringute kogu alal luues heterogeensema koosluse (Török *et al*., 2011). Lisaks hoiab karjatamine ära kulu kogunemise, mis võib takistada taimede idanemist (Török *et al*., 2011). Wang jt (2006) järeldasid katsest, et karjatamise tagajärjel tekib komplekssem toiduvõrgustik, mis omakorda aitab luua stabiilse ökosüsteemi (Tilman *et al*., 2006; Wang *et al*., 2006). Valides hooldamismeetodiks karjatamise, tuleks silmas pidada kulusid,

mis kaasnevad karjatamiseks vajaliku infrastruktuuri ja tööjõuga (Török *et al*., 2011). Tähelepanu tuleb pöörata karjatamise intensiivsusele: liigse trampimise tagajärjel võivad hukkuda sihtmärkliigid, väheneda taimede õitsemise edukus ning tõusta mulla lasuvustihedus (Dong *et al*., 2025; Réka *et al*., 2021). Veel on oluline pöörata tähelepanu majandatava ala toitainete sisaldusele – kui karjatada ala, kus on liigselt toitaineid on oht, et liigirikkus väheneb, kuna toitaineid ei viida välja vaid jaotatakse ebaühtlasemalt ringi (Dong *et al*., 2025).

Niitmiseks sobiv algusaeg on juulis, kuna siis on jõudnud linnud pesitseda ja enamus õistaimi ära õitseda (Semm *et al*., 2003). Kui alal leidub haruldasi taimi, näiteks käpalised, mis õitsevad ja viljuvad hiljem, võiks jätta need taimed niitmata või alustada niitmisega hiljem (Jürgens ja Sammul, 2004).

Üldiselt on niitmise puuduseks nimetatud homogeensema koosluse ja taimestiku loomine (Zechmeister *et al*., 2003). Karjatamisega sarnast heterogeenset kooslust ning taimestikku on võimalik saavutada niites kord aastas ja/või käsitsi, ilma suurte masinateta, kuid suurel alal võib käsitsi niitmine osutuda liialt kulukaks (Bissels *et al*., 2006; Schmid *et al*., 2022; Török *et al*., 2011). Kiirekasvulisema taimestikuga pool-looduslikku rohumaad võiks niita kaks korda suve jooksul ja koristada niidus, et võimalikult efektiivselt toitaineid vähendada ning suurendada madalakasvuliste taimede konkurentsieelised (Huhta *et al*., 2009; Jürgens ja Sammul, 2004). Suured niidumasinad suruvad mulla kokku ning sellel on kahjulikud tagajärjed: Vandermeeren jt (2025) katse näitas, et tõuseb mulla lasuvustihedus, väheneb mulla orgaaniline aine ja veesisaldus, võivad tõusta raua, alumiiniumi ja mangaani kontsentratsioonid ning muutuvad krohmseente liigilised koosseisud. Nende mulla omaduste muutumine võib omakorda mõjutada taimeliikide koosseisu ja/või üksikindiviidide kasvamisedukust. Raskemasinate kasutamine võib mõjutada seeläbi ka aineringeid ja teiste mulla mikroorganismide koosluseid (Vandermeeren *et al*., 2025). Humbert jt (2009) leidsid katses, et niitmine põhjustab ulatuslikke selgrootute suremusi, mis omakorda mõjutab toiduahelat ja kogu ala ökosüsteemi. Katses oli niidumasinatest enim kahjulik rootorniiduk ning kõige vähem kahjulik lattniiduk (ingl k. *cutter bar mower*). Selleks, et säilitada maapinnal võimalikult palju selgrootuid, ei tohiks niita madalamalt kui 10 cm (Humbert *et al*., 2009). Selleks, et niitmisel ei oleks liialt ebasoodsat mõju loomastikule,

näiteks põllul pesitsevatele lindudele ja jänestele, on oluline niita keskelt lahku või servast serva meetodil ning vältida niitmist servadest sissepoole ja öist niitmist (Semm *et al*., 2003).

3. Järeldused

3.1. Eestis pool-looduslike koosluste taastamiseks ja kujundamiseks alade valimine

Kuna Eestis ei ole suudetud täita pool-looduslike rohumaade jätkusuutlikku toimimist tagavaid pindalavajadusi, milleks on 30% ajaloolisest pindalast (Pärtel *et al*., 2025), on kriitilise tähtsusega nende koosluste taastamine, kujundamine, ekstensiivse majandamise jätkamine ning mahajäetud aladel majandamise alustamine. Kahe viimase Euroopa Liidu Loodusdirektiivi aruandeperioodi andmetel on Eestis niiduelupaikade seisund halvenemas – 2019-2024 perioodil on märgitud 13 niiduelupaigatüübist vaid nelja seisund soodsaks ning võrreldes varasema perioodiga on langenud halba seisundisse kuivad niidud lubjarikkal mullal ning liigirikkad niidud lubjavaesel mullal (Keskkonnaportaal, 2025). Põllumajandusmaad sobivad pool-looduslike koosluste taastamiseks ja kujundamiseks, kuna säilinud pärandniidud moodustavad nendega võrreldes väikese osa. Põllumajandusliku intensiivistumise ja tööjõu puuduse tõttu maha jäetud endised põllumajandusmaad oleks samuti võimalik ümberkujundada pool-looduslikeks kooslusteks (European Commission, 2026; PRIA, 2026a; Pärtel *et al*., 2025). Oluliseks looduskaitseliseks eesmärgiks tuleks seada ka pool-looduslike rohumaade pakutavate ökosüsteemiteenuste - näiteks tolmeldamise teenuse - lõimimine majandussüsteemi, võttes neid väärtuseid arvesse otsuste tegemisel. Samuti tuleks prioritiseerida pool-looduslikke rohumaid kliimaeesmärkide seadmisel, arvestades nende panust süsiniku mullas sidumisel (Helm *et al*., 2024; Prangel *et al*., 2024). Kuna pool-looduslike rohumaade taastamisel on võtmetähtsusega taastamisjärgne majandamine, on mõistlik eelistada selliste alade taastamine või kujundamine, mis on lihtsasti ligipääsetavad (Holm *et al*., 2019). Pool-loodusliku koosluse taastamiseks või kujundamiseks ala valides saaks ka lähtuda sellest, kus võiks leiduda rohkem kaitsealuseid liike ning mille läheduses leidub turismiobjekte (Pärtel *et al*., 2025). Panustamaks ümbritsevas maastikus rohumaade sidususse oleks prioriteediks taastatavad alad, kus pool-loodusliku rohumaa loomisel on ümbruskonnas juba niiduelupaiku või tekivad rohekoridorid (Pärtel *et al*., 2025). Enne taastamise või koosluse kujundamise alustamist on oluline tagada taastamisjärgne pikaaegne majandamine, ressursside olemasolu, koguda taastatava ala kohta vajaminevad andmed ning selgelt määratleda taastamise eesmärk ja metoodika (Grašič *et al*., 2023). Kuna

pool-looduslike rohumaade taastamis- ja hooldamistööd ei ole iseenesest tasuvad (Holm *et al*., 2019), on oluline pakkuda motiveerivaid toetusi taastamistöödeks ja taastamisjärgseks majandamiseks nii kaitsealade sees kui ka väljaspool.

3.2 Eestis pool-looduslike koosluste taastamise ja kujundamise võtete valimine

Pool-looduslike alade taastamise ja kujundamise saab jagada kaheks: passiivne pool-looduslikul kooslusel taastumise lubamine ja aktiivne erinevaid elupaiga kujundamise võtteid hõlmav pool-loodusliku koosluse taastamine või taasloomine (Slodowicz *et al*., 2023). Kuna pool-looduslike koosluste moodustumine ja säilimine sõltub ekstensiivsest majandamisest, ei tähenda passiivne taastamine ökoloogilist suktsessiooni, vaid intensiivpõllumajanduslike võtete lõpetamist ning ekstensiivse niitmise või karjatamise alustamist (Hejcman *et al*., 2013; Slodowicz *et al*., 2023). Passiivne taastamine on edukas vaid juhul, kui ala ei ole liigselt degradeerunud,mõjutatud häiringutest, on olemas mullas niidutaimede seemnepank ning loodusliku koosluse taastumiseks on piisavalt aega (Prach *et al*., 2020; Slodowicz *et al*., 2023). Eesti kontekstis sobiksid sellisteks aladeks majandatavat või alles hiljuti maha jäetud püsirohumaad, kuid ka degradeerunud pärandniidud. Juba kõrgema loodusliku väärtusega on püsirohumaad, mida pole vähemalt 10 aastat uuendatud, küntud ega väetatud ning ekstensiivne majandamine looks eeldused niidukoosluse tekkeks (Regionaal- ja põllumajandusministeerium, 2025). Aktiivne taastamine sobib pool-loodusliku koosluse kujundamiseks, kui ala on tugevalt degradeerunud ja soovitakse iseloomuliku liigilise koosseisuga koosluseni jõuda kiiremini. Eestis oleksid sellisteks aladeks külvikorras põllumaad, lühiajalised rohumaad, intensiivselt majandatavad püsirohumaad ning pikalt hüljatud endised põllumajandusmaad. Seal on mullaviljakus kõrgem, niiduliigid puuduvad ja hüljatud ala võib olla võsastunud. Aktiivne taastamine tähendab vajadusel pinna ettevalmistamist ehk mullast liigsete toitainete eemaldamist ja seejärel soovitavate liikide introdutseerimist (Prach *et al*., 2020).

Eestis võiks parimateks mullast toitaineid eemaldavateks võteteks olla mulla pindmise kihi (25-50 cm) või rohukamara (kuni 3 cm) eemaldamine. isaks toitainetele eemaldatakse pindmise mullakihiga ka ebasoovitavate taimeliikide seemnepangad (Hopkins *et al*., 1999; Klimkowska *et al*., 2010; Pywell *et al*., 2002 Török *et al*., 2011). Tulemuslik meetod on ka odra kasvatamine,

kuid see sobib ajakulukuse tõttu vaid mitmeaastase taastamisprojekti puhul (McCrea *et al*., 2001). Vähem edukad on näiteks sügavkünd ja süsinikuallika lisamine mulda, mille kasutamisel tuleks esmalt hinnata võtte sobivust ning alternatiivide olemasolu.

Taastatavale või kujundatavale alale on vaja introdutseerida uusi liike juhul, kui mullas on seemnepangad ammendunud ja/või läheduses puuduvad heas seisus liigirikkad rohumaad, mis oleksid soovitud taimeliikide levimise allikaks (Baasch *et al*., 2016). Oluline on külvata kohaliku päritoluga seemneid, et samast liigist isenditel oleks geneetiline sobivus. Lisaks on kohaliku ökotüübiga taimed adapteerunud kohalikele oludele ja suudavad konkureerida ebasoovitud liikidega – kõik see suurendab taastamise edukuse tõenäosust (Aldrich, 2002; Kiehl *et al*., 2010). Eestis võimaldavad edukat taastamist Nordic Botanical seemnesegud, mille materjal on kogutud Eesti loodusest. Veel on seemneid võimalik koguda käsitsi ja erinevate masinatega, kuid need võtted on ajakulukad ja tihti ei ole võimalik koguda piisavalt seemneid. Eestis tasub ka uute liikide introdutseerimiseks laotada lähedalasuvalt rohumaalt kogutud niidust, mis sisaldaks kohalikke seemneid.

Selleks, et saavutada parimad taastamisjärgsed tulemused, tuleb taastatud alasid edaspidi majandada ekstensiivselt (Mayerhofer *et al*., 2025). Taastamisjärgsel majandamisel võiks võimalusel eelistada niitmisele karjatamist, kuna katsed on näidanud, et karjatamine suurendab tõhusamalt liigirikkust, aitab seemnetel levida efektiivsemalt ja kaugemale, loob heterogeensema maastiku ning komplekssema toiduvõrgustiku(Fischer *et al*., 1996; Hassan ja Wang, 2024; Mouissie *et al*., 2005; Réka *et al*., 2021 Tilman *et al*., 2006; Wang *et al*., 2006). Niitmise puhul tuleks Eesti pool-looduslikel rohumaadel vältida raskeid masinaid ning võimaluse korral niita käsitsi, vältimaks mulla kahjustamist, mis võib omakorda kahjustada taimi ning mulla mikroorganisme (Vandermeeren *et al*., 2025).

Kokkuvõte

Pool-looduslikud rohumaad on olulised ökosüsteemid, pakkudes inimkonnale hulgaliselt erinevaid varustavaid, reguleerivaid, säilitavaid ja kultuurilisi looduse hüvesid. Viimase sajandi maakasutuse muutused on põhjustanud Euroopas ja sealhulgas Eestis pool-looduslike rohumaade ulatuslikku degradeerumist, killustumist ja hävinemist. Pool-looduslike rohumaadega seotud looduse hüvesid ja liike ohustavad senised maakasutuse muutuse trendid, kuid looduse hüvede kadu ning liikide väljasuremist saab aeglustada ja vältida taastades pool-looduslikke rohumaid. Pool-looduslike rohumaade taatamist tasub kaaluda kasutusest välja jäänud väheviljakatel põllumajandusmaadel, kus taastatud rohumaad mitmekesistavad maastikke ja suurendavad looduse hüvede kättesaadavust (tolmeldamine, kahjuritõrje, süsiniku sidumine).

Enne pool-loodusliku rohumaa taastamist või kujundamist tuleb koguda ala kohta vajaminev informatsioon nagu mulla toitainete sisaldus ja struktuur, seemnepanga säilimine, ala veerežiim, olemasolevad ja soovitud liigid, varasem maakasutus ning sidusus ümbritsevate niitudega. Pool-looduslikke rohumaid on võimalik taastada passiivselt või aktiivselt. Passiivne taastamine hõlmab ekstensiivse majandamise alustamist ja intensiivpõllumajanduslike võtete lõpetamist. Aktiivne taastamine tähendab lisaks eelmainitule ka mulla toitainete vähendamist ja/või uute liikide introdutseerimist. Taastamisele soovitatakse passiivselt läheneda, kui ala ei ole liigselt degradeerunud ega mõjutatud häiringutest ja kui taastamiseks ei ole saadaval piisavalt ressursse.

Toitaineid on võimalik vähendada läbi odra ja heinakultuuride kasvatamise, kuid see meetod on ajakulukas ning väheva viljakusega mullal ei ole atraktiivne pikaaegselt maad harida. Mehaanilised häiringud eemaldavad peale liigsete toitainete ka ebasoovitud liikide seemnepangad, mis vähendab konkurentsi sihtmärkliikidele. Mehaanilistest häiringutest on edukaimad mulla pindmise kihi ja rohukamara eemaldamine, vähem tulemuslikud meetmed on inertsete materjalide ja süsinikuallika lisamine ning mulla sügavkünd.

Sihtmärkliike on võimalik introdutseerida seemnetena, istikutena ning taimse materjali ja/või mulla ülekandega. Edukamaks taastamiseks on soovitatav ülekantavat materjali koguda taastatavale alale võimalikult lähedal asuvatelt doonoraladelt. Seemneid on võimalik koguda harjamismasinaga, vaakumkoristajaga ja käsitsi ning nende laialdane otsekülv ettevalmistatud

pinnale on lihtsaim ja kulutõhusaim meetod. Kui tervele alale seemneid ei jagu, on võimalik rakendada ribakülvi meetodit. Kaubanduslikult toodetud seemnesegud ei ole soovitatud, kuna harilikult on need seemned geneetiliselt ühesugused ning võivad sisaldada võõraste ökotüüpide, alamliikide või liikide seemneid. Enim levinud pool-looduslike koosluste taastamise ja kujundamise meetod endistel põllumaadel on taimse materjali ülekanne. Taimset materjali saab koguda niites ja riisudes. Kogutud materjal on soovitatav laotada alale võimalikult kiiresti. Niidetud heina ülekandmisel tuleb tähelepanu pöörata mulla omadustele – vajadusel võib see pakkuda kaitset erosiooni eest, kuid liiga paks laotatud kiht võib takistada seemnete idanemist. Riisutud materjali ülekandmine on tõhus meetod ka samblike ja sammalde introdutseerimiseks. Takistamaks suurt valguskonkurentsi haruldastele ja madalakasvulistele taimedele, on võimalik introdutseerida taolisi taimi istikutena. Mulda on võimalik üle kanda tervete rohukamarate, lahtise mulla või ka mullasuspensioonina ning nendega koos kanduvad üle ka taimede seemnepangad ja mullaelustik.

Oluline on, et taastatud aladel on tagatud taastamisjärgne ekstensiivne majandamine, mis tagaks soovitud koosluse eduka kujunemise ja pikaajalise püsimise. Karjatamisel ja niitmisel on omad eelised. Karjatamine suurendab liigirikkust, aitab seemnetel levida, loob heterogeensema maastiku ning komplekssema toiduvõrgustiku ehk karjatamine toetab stabiilsemat ökosüsteemi. Niitmine ja niiduse eemaldamine aitab alalt jätkuvalt toitaineid eemaldada suurendades madalakasvuliste taimede konkurentsieeliseid ja on kariloomade puudusel lihtsam majandamisviis.

Summary

Semi-natural grasslands are important ecosystems, providing humanity with a wide range of regulating, provisioning, supporting and cultural ecosystem services. Land use changes during the last century have caused extensive degradation, fragmentation and destruction of semi-natural grasslands in Europe, including Estonia. The ecosystem services and species associated with semi-natural grasslands are threatened by current land use change trends, but the loss of ecosystem services and the extinction of species can be slowed down and avoided by restoring and reestablishing semi-natural grasslands. Semi-natural grassland restoration can be effective on abandoned arable land with low soil fertility where grassland restoration helps to diversify the agricultural landscapes and offers various ecosystem services.

Before restoring or reestablishing semi-natural grasslands, necessary information must be collected about the area, such as soil nutrient content and structure, existence of seed bank, water regime of the area, present and desired species, previous land use, and connectivity with other surrounding grasslands. Semi-natural grasslands can be restored passively or actively. Passive restoration involves the initiation of extensive management and the cessation of intensive agricultural practices. Active restoration, in addition to the aforementioned, also involves reducing soil nutrients and introducing desired grassland species. A passive approach to restoration is recommended if the area is not excessively degraded or affected by disturbances, and if sufficient resources are unavailable for restoration.

Soil nutrients can be reduced by growing barley and grass crops, but this method is time-consuming, and it is not economically attractive to cultivate land on low-fertility soils for a long time. Mechanical disturbance removes, in addition to excess nutrients, the seed banks of unwanted species, which reduces competition for target species. Of the mechanical disturbance methods, topsoil and turf removal are more successful, while the addition of carbon sources and deep ploughing are less effective measures.

Target species can be introduced as seeds, plug plants, and by transferring plant material and/or soil. For more successful restoration, it is recommended to collect transferred material from donor areas as close as possible to the restoration area. Seeds can be collected with a brush or

vacuum harvester and by hand, and widespread direct sowing of seeds on prepared soil is the simplest and most cost-effective restoration method. If there are not enough seeds to cover the entire area, strip sowing can be applied. Commercially produced seed mixtures are not recommended, as these seeds are usually genetically uniform and may contain foreign ecotypes, subspecies or species. The most popular method of semi-natural grassland restoration or reestablishment on former agricultural land is the transfer of plant material, which can be collected by cutting and raking. It is recommended to spread the collected plant material on the area as soon as possible, so that the seeds are not lost. When transferring cut hay, attention must be paid to the characteristics of the soil - if necessary, the hay can provide protection against erosion, but too thick of a layer can inhibit the germination of seedlings. Transferring raked material is also an effective method for introducing lichens and mosses. To prevent high light competition for rare and low-growing plants, it is possible to introduce such plants as plugs. Soil can be transferred as whole turf, loose soil or as a soil suspension, and the seed banks of plants and soil biota are transferred with them.

It is important to ensure extensive post-restoration management in restored areas, which in turn will ensure the formation and maintenance of the desired grassland habitat. Grazing has advantages over mowing: it increases species richness, helps seeds spread, creates a more heterogeneous landscape and complex food web, which in turn creates a more stable ecosystem. In the absence of livestock, mowing and removing the hay helps to continuously remove nutrients from the soil, increasing the competitive advantage of low-growing plants and is an easier management method in the absence of livestock.

Tänuavaldused

Eelkõige soovin tänada oma suurepäraseid juhendajaid, kes olid alati olemas põhjaliku tagasiside ja innustusega. Samuti soovin tänada oma põhikooli loodusteaduste õpetajat Hele Nöörit, kelle toetus oli ütlemata oluline kõrghariduse teele astumiseks. Lisaks tänan pere ja sõpru toetuse eest ning ka kalleid kaasteelisi, kellele soovin lõpetamiseks edu!

Kasutatud allikad

Albrecht, H. ja Haider, S. (2013). Species diversity and life history traits in calcareous grasslands vary along an urbanization gradient. *Biodiversity and Conservation*, *22*(10), 2243–2267. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0437-0

Aldrich, J. H. (2002). Factors and Benefits in the Establishment of Modest-Sized Wildflower Plantings: A Review. *Native Plants Journal*, *3*(1), 67–86. https://doi.org/10.3368/npj.3.1.67

Averett, J. M., Klips, R. A., Nave, L. E., Frey, S. D. ja Curtis, P. S. (2004). Effects of Soil Carbon Amendment on Nitrogen Availability and Plant Growth in an Experimental Tallgrass Prairie Restoration. *Restoration Ecology*, *12*(4), 568–574. https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00284.x

Baasch, A., Engst, K., Schmiede, R., May, K. ja 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

Bai, Y. ja Cotrufo, M. F. (2022). Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. *Science (New York, N.Y.)*, *377*, 603–608. https://doi.org/10.1126/science.abo2380

Bardgett, R., Bullock, J., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostle, N., Chomel, M., Durigan, G., Fry, E., Johnson, D., Lavallee, J., Le Provost, G., Luo, S., Png, K., Sankaran, M., Hou, X., Zhou, H., Ma, L., Ren, W. ja Shi, H. (2021). Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth ja Environment*, *2*. https://doi.org/10.1038/s43017-021-00207-2

Barr, S., Jonas, J. L. ja Paschke, M. W. (2017). Optimizing seed mixture diversity and seeding rates for grassland restoration. *Restoration Ecology*, *25*(3), 396–404. https://doi.org/10.1111/rec.12445

Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P. J., Smith, H. G. ja Lindborg, R. (2019). Grasslands—More important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, *10*(2), e02582. https://doi.org/10.1002/ecs2.2582

Bischoff, A., Steinger, T. ja Müller-Schärer, H. (2010). The Importance of Plant Provenance and Genotypic Diversity of Seed Material Used for Ecological Restoration. *Restoration Ecology*, *18*(3), 338–348. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00454.x

Bissels, S., Donath, T. W., Hölzel, N. ja Otte, A. (2006). Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology*, *7*(5), 433–442. https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.10.002

Blair, J., Nippert, J. ja Briggs, J. (2014). Grassland Ecology. *Ecology and the Environment*, 389–423. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9_14

Celaya, R., Jáuregui, B. M., Rosa García, R., Benavides, R., García, U., & Osoro, K. (2010). Changes in heathland vegetation under goat grazing: Effects of breed and stocking rate. *Applied Vegetation Science*, *13*(1), 125–134. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01054.x

Convention on Biological Diversity (2022). *Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity: Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework.* UN Environment Programme.

Couix, N. ja Gonzalo-Turpin, H. (2015). Towards a land management approach to ecological restoration to encourage stakeholder participation. *Land Use Policy*, *46*, 155–162. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.025

Donath, T. W., Bissels, S., Hölzel, N. ja Otte, A. (2007). Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation*, *138*(1), 224–234. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.020

Dong, C., Guo, T., Zhang, R., Wei, Y., Yang, G., Zhang, Y., Meidl, P., & Liu, N. (2025). Disentangling the effects of defoliation, excreta return and trampling from livestock on grassland ecosystem compositional and functional temporal stability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *386*, 109605. https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.109605

Edwards, A. R., Mortimer, S. R., Lawson, C. S., Westbury, D. B., Harris, S. J., Woodcock, B. A. ja Brown, V. K. (2007). Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation*, *134*(3), 372–382. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.025

Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D. M., Le Maitre, D. C. ja van Jaarsveld, A. S. (2008). Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems ja Environment*, *127*(1), 135–140. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.03.013

Eze, S., Palmer, S. M. ja Chapman, P. J. (2018). Soil organic carbon stock in grasslands: Effects of inorganic fertilizers, liming and grazing in different climate settings. *Journal of Environmental Management*, *223*, 74–84. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.013

European Commission (2026). Grassland and livestock dynamics: How grazing management sustains and shapes European grasslands. *Agriculture and rural development*.

European Council (2024). Regulation (EU) 2024/1991 of the European Parliament and of the Council of 24 June 2024 on nature restoration and amending Regulation (EU) 2022/869. *Official Journal of the European Union.*

European Environment Agency (2026). Managing and restoring semi-natural habitats - a review of the links with extensive grazing systems. *Summary report of findings - final report*.

Eurostat (2026a). *Agricultural production - livestock and meat*. Kasutatud 12.05.2026 https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agricultural_production_-_livestock_and_meat

Eurostat (2026b). *Land cover statistics*. Kasutatud 05.05.2026 https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Land_cover_statistics

Eurostat (2026c). *Livestock unit (LSU)*. Kasutatud 05.05.2026 https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Livestock_unit_(LSU)

Fischer, J., Riechers, M., Loos, J., Martin-Lopez, B. ja Temperton, V. M. (2021). Making the UN Decade on Ecosystem Restoration a Social-Ecological Endeavour. *Trends in Ecology ja Evolution*, *36*(1), 20–28. https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.018

Frantík, T., & Dostálek, J. (2026). Vegetation response to long-term extensive sheep and goat grazing in dry grasslands. *Biologia*, *81*(4), 100. https://doi.org/10.1007/s11756-026-02163-y

Garibaldi, L. A., Aizen, M. A., Klein, A. M., Cunningham, S. A. ja Harder, L. D. (2011). Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *108*(14), 5909–5914. https://doi.org/10.1073/pnas.1012431108

Gerrits, G. M., Waenink, R., Aradottir, A. L., Buisson, E., Dutoit, T., Ferreira, M. C., Fontaine, J. B., Jaunatre, R., Kardol, P., Loeb, R., Magro Ruiz, S., Maltz, M., Pärtel, M., Peco, B., Piqueray, J., Pilon, N. A. L., Santa-Regina, I., Schmidt, K. T., Sengl, P., … Wubs, E. R. J. (2023). Synthesis on the effectiveness of soil translocation for plant community restoration. *Journal of Applied Ecology*, *60*(4), 714–724. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14364

Goret, T., Janssens, X. ja Godefroid, S. (2021). A decision-making tool for restoring lowland grasslands in Europe. *Journal for Nature Conservation*, *63*, 126046. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126046

Grašič, M., Šabić, A. ja Lukač, B. (2023). A review of methodology for grassland restoration and management with practical examples. *Acta Biologica Slovenica*, *66*, 52–77. https://doi.org/10.14720/abs.66.1.13230

Habel, J. C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C. ja Wiezik, M. (2013). European grassland ecosystems: Threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, *22*(10), 2131–2138. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x

Haines-Young, R. (2023). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.2 Guidance on the Application of the Revised Structure*.

Hanski, I. (2011). Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *Ambio*, *40*(3), 248–255. https://doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3

Hassan, N. ja Wang, Z. (2024). Paralleled grazing and mowing differentially affected plant community diversity and productivity in a semi-arid grassland. *Ecological Processes*, *13*(1), 62. https://doi.org/10.1186/s13717-024-00543-3

Haug, A., Høstmark, A. T., & Harstad, O. M. (2007). Bovine milk in human nutrition—A review. *Lipids in Health and Disease*, *6*, 25. https://doi.org/10.1186/1476-511X-6-25

Hayes, G. F., & Holl, K. D. (2003). Cattle Grazing Impacts on Annual Forbs and Vegetation Composition of Mesic Grasslands in California. Conservation Biology, 17(6), 1694–1702. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00281.x

Hejcman, M., Hejcmanová, P., Pavlů, V. ja Beneš, J. (2013). Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass and Forage Science*, *68*(3), 345–363. https://doi.org/10.1111/gfs.12066

Helm, A., Hanski, I. ja Pärtel, M. (2006). Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology letters*, *9*, 72–77. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00841.x

Helm, A., Liiv, E, Prangel, E., Kull, A., Maddison, M., Ostonen, I., Reitalu, T. (2024). Eesti niiduökosüsteemide roll kliimamuutuste leevendamisel. Keskkonnainvesteeringute Keskus. Tartu Ülikool.

Helm, A., Kull, A., Kiisel, M., Poltimäe, H., Rosenvald, R., Veromann, E., Reitalu, T., Kmoch, A., Virro, H., Mõisja, K., Nurm, H.-I., Prangel, E., Vain, K., Sepp, K., Lõhmus, A., Linder, M., Otsus, M., Uuemaa, E. ja Kikas, T. (2023). *Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste) sotsiaalmajandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine: Tehniline lõpparuanne*. Tartu Ülikool, Eesti Maaülikool.

Helm, A. ja Toussaint, A. (2020). Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.

Henderson, K., da Silva Reis, M., Blanco, C., Pillar, V., Printes, R., Bauch, C. ja Anand, M. (2015). Landowner perceptions of the value of natural forest and natural grassland in a

mosaic ecosystem in southern Brazil. *Sustainability Science*, *11*, 1–10. https://doi.org/10.1007/s11625-015-0319-3

Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H. ja Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, *8*(1), 23–29. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x

Holm, B., Aavik, T., Kasari, L., Luuk, O., Holm, A., Väli, K., Sandre S.-L., Kallaste, E. (2019). Poollooduslike koosluste jätkusuutliku majandamise tagamise analüüs. Uuringu aruanne. *Pärandkoosluste kaitse ühing ja Eesti Rakendusuuringute Keskus CentAR OÜ*. Tartu.

Hopkins, A., Pywell, R. F., Peel, S., Johnson, R. H. ja Bowling, P. J. (1999). Enhancement of botanical diversity of permanent grassland and impact on hay production in Environmentally Sensitive Areas in the UK. *Grass and Forage Science*, *54*(2), 163–173. https://doi.org/10.1046/j.1365-2494.1999.00164.x

Huhta, A.-P., Rautio, P., Tuomi, J., & Laine, K. (2009). Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: Short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science*, *12*, 677–686. https://doi.org/10.2307/3236908

Humbert, J.-Y., Ghazoul, J. ja Walter, T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems ja Environment*, *130*(1), 1–8. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.014

Hölzel, N. ja Otte, A. (2003). Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science*, *6*(2), 131–140. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00573.x

Janssen, J., Rodwell, J., García Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi, J., Ssymank, A., Tahvanainen, T., Valderrabano, M., Acosta, A.,

Aronsson, M., Arts, G., Attorre, F., Bergmeier, E., Bijlsma, R.-J., Bioret, F. ja Gubbay, S. (2016). *European Red List of Habitats Part 2. Terrestrial and freshwater habitats*. https://doi.org/10.2779/091372

Jimenez, M. P., DeVille, N. V., Elliott, E. G., Schiff, J. E., Wilt, G. E., Hart, J. E. ja James, P. (2021). Associations between Nature Exposure and Health: A Review of the Evidence. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *18*(9), 4790. https://doi.org/10.3390/ijerph18094790

Jongepierová, I., Mitchley, J. ja Tzanopoulos, J. (2007). A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation*, *139*(3), 297–305. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.026

Jongman, R. H. G. (2002). Homogenisation and fragmentation of the European landscape: Ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning, Fragmentation and Land Use Planning: Analysis and beyond?*, *58*(2), 211–221. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00222-5

Jürgens, K. ja Sammul, M. (2004). Kuidas pärandit hooldada? *Pärandkooslused* (lk 103-110). Tartu: Pärandkoosluste kaitse ühing.

Kardol, P., Wal, A. V. der, Bezemer, T. M., Boer, W. de, Duyts, H., Holtkamp, R. ja Putten, W. H. V. der. (2008). Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: Seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation*, *141*(9), 2208–2217. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.011

Kasari-Toussaint, L., Trepp, R., Takkis, K., Helm, A., Holm, A., Holm, B., & Reitalu, T. (2026). Challenges and solutions in managing semi-natural grasslands: Insights from Estonia. *Biological Conservation, 313, 111520.* https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111520

Keller, M., Kollmann, J. ja Edwards, P. j. (2000). Genetic introgression from distant provenances reduces fitness in local weed populations. *Journal of Applied Ecology*, *37*(4), 647–659. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00517.x

Keskkonnaportaal, 2025. Loodusdirektiivi artikkel 17 aruanne 2019–2024. Keskkonnaagentuur. Kasutatud 20.05.2026 https://keskkonnaportaal.ee/et/loodusdirektiivi-artikkel-17-aruanne-2019-2024

Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L. ja 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

Kirmer, A. ja Mahn, E.-G. (2001). Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science*, *4*(1), 19–27. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00230.x

Kliimaministeerium (2024). Greenhouse Gas Emissions in Estonia 1990–2022. National Inventory Document. Submission to the European Commission. Common Reporting Formats (CRF) 1990–2022.

Kliimaministeeriumi koduleheküIg (2026). Vabatahtlik süsinikuturg. Kliimaministeerium. Kasutatud 09.05.2026 https://kliimaministeerium.ee/vabatahtlik-susinikuturg

Klimkowska, A., Kotowski, W., Van Diggelen, R., Grootjans, A. P., Dzierża, P. ja Brzezińska, K. (2010). Vegetation Re-development After Fen Meadow Restoration by Topsoil Removal and Hay Transfer. *Restoration Ecology*, *18*(6), 924–933. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00554.x

Klouček, T., Moravec, D., Komarek, J., Lagner, O. ja Stych, P. (2018). Selecting appropriate variables for detecting grassland to cropland changes using high resolution satellite data. *PeerJ*, *6*. https://doi.org/10.7717/peerj.5487

Kriiska, A. (2004). Inimene ja loodus esiajal. T. Kukk (toim), *Pärandkooslused* (lk 13–47). Tartu: Pärandkoosluste kaitse ühing.

Kukk, T. (2004a). Aru- ja puisniidud. T. Kukk (toim), *Pärandkooslused* (lk 215-222). Tartu: Pärandkoosluste kaitse ühing.

Kukk, T. (2004b). Sissejuhatus. T. Kukk (toim), *Pärandkooslused* (lk 10–12). Tartu: Pärandkoosluste kaitse ühing.

Kukk, T. ja Kull, K. 1997. Puisniidud. *Estonia Maritima* 2: 19, 35-37

Lauterbach, D., Römermann, C., Jeltsch, F. ja Ristow, M. (2013). Factors driving plant rarity in dry grasslands on different spatial scales: A functional trait approach. *Biodiversity and Conservation*, *22*(10), 2337–2352. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0455-y

Lavorel, S., Grigulis, K., Leitinger, G., Kohler, M., Schirpke, U. ja Tappeiner, U. (2019). Historical trajectories in land use pattern and grassland ecosystem services in two European alpine landscapes. *Regional environmental change*, *17*(8), 2251–2264. https://doi.org/10.1007/s10113-017-1207-4

Li, S. ja Li, X. (2017). Global understanding of farmland abandonment: A review and prospects. *Journal of Geographical Sciences*, *27*(9), 1123–1150. https://doi.org/10.1007/s11442-017-1426-0

Lindborg, R. (2006). Recreating Grasslands in Swedish Rural Landscapes – Effects of Seed Sowing and Management History. *Biodiversity ja Conservation*, *15*(3), 957–969. https://doi.org/10.1007/s10531-004-3508-4

Lindborg, R., Hartel, T., Helm, A., Prangel, E., Reitalu, T., & Ripoll-Bosch, R. (2023). Ecosystem services provided by semi-natural and intensified grasslands: Synergies, trade-offs and linkages to plant traits and functional richness. *Applied Vegetation Science*, *26*(2), e12729. https://doi.org/10.1111/avsc.12729

Loodusrikas Eesti koduleheküg (2026a). Toetused ja hanked. Kasutatud 11.05.2026 https://loodusrikaseesti.ee/et/toetused-ja-hanked

Loodusrikas Eesti koduleheküg (2026b). Väärtuslikud püsirohumaad. Kasutatud 10.05.2026 https://loodusrikaseesti.ee/et/vaartuslikud-pusirohumaad

Lu, D., Mao, W., Yang, D., Zhao, J. ja Xu, J. (2018). Effects of land use and landscape pattern on PM2.5 in Yangtze River Delta, China. *Atmospheric Pollution Research*, *9*(4), 705–713. https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.01.012

Macleod, C. J. A. ja Ferrier, R. C. (2011). Temperate grasslands in catchment systems: The role of scale, connectivity and thresholds in the provision and regulation of water quality and quantity. *Grassland productivity and ecosystem services* (lk 229–238). https://doi.org/10.1079/9781845938093.0229

Malek, Ž., Schulze, K., Bartl, H., Keja, W., Petersen, J.-E., Tieskens, K., Jones, G. ja Verburg, P. H. (2024). Mapping livestock grazing in semi-natural areas in the European Union and United Kingdom. *Landscape Ecology*, *39*(2), 31. https://doi.org/10.1007/s10980-024-01810-6

Manchester, S. J., McNally, S., Treweek, J. R., Sparks, T. H. ja Mountford, J. O. (1999). The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland—An experimental study and review. *Journal of Environmental Management*, *55*(2), 91–109. https://doi.org/10.1006/jema.1998.0236

Mander, Ü., H. Palang 1994: Changes o f Landscape Structure in Estonia during the Soviet Period. *GeoJournal, 33.1, 45-54.*

Mander, U., H. Palang, J. Jagomagi 1995: Landscape change and its impact on ecological network: case of Estonia. *Landschap, 2-3, 27-38*

Mann, N. J., Ponnampalam, E., Yep, Y., Sinclair, A. J. (2003). Feeding regimes affect fatty acid composition in Australian beef cattle. *Asia Pacific Journal of Clinical Nutrition, vol 12(38)*

Mayerhofer, J., Richter, F., Fox, A., Widmer, F., Lüscher, A., Klaus, V. ja Hartmann, M. (2025). Impact of grassland management intensity on associations between bacterial, fungal and plant communities. *European Journal of Soil Biology*, *126*, 103754. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2025.103754

McCrea, A. R., Trueman, I. C. ja Fullen, M. A. (2001). A comparison of the effects of four arable crops on the fertility depletion of a sandy silt loam destined for grassland habitat creation. *Biological Conservation*, *97*(2), 181–187. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00110-5

Mesipuu, M. (2020). Aru- ja soostunud niitude hoolduskava. *Pärandkoosluste kaitse ühing.* Tartu.

Milazzo, F., Francksen, R. M., Zavattaro, L., Abdalla, M., Hejduk, S., Enri, S. R., Pittarello, M., Price, P. N., Schils, R. L. M., Smith, P. ja Vanwalleghem, T. (2023). The role of grassland for erosion and flood mitigation in Europe: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems ja Environment*, *348*, 108443. https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108443

Milberg, P. ja Tälle, M. (2023). Maintaining an open landscape: Comparison of management methods for semi-natural grasslands: A Swedish multi-site study. *Global Ecology and Conservation*, *48*, e02721. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02721

Mitchley, J., Buckley, G. P. ja Helliwell, D. R. (1996). Vegetation establishment on chalk marl spoil: The role of nurse grass species and fertiliser application. *Journal of Vegetation Science*, *7*(4), 543–548. https://doi.org/10.2307/3236303

Mortimer, S. R., Booth, R. G., Harris, S. J. ja Brown, V. K. (2002). Effects of initial site management on the Coleoptera assemblages colonising newly established chalk grassland on ex-arable land. *Biological Conservation*, *104*(3), 301–313. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00195-1

Mouissie, A. M., Vos, P., Verhagen, H. M. C., & Bakker, J. P. (2005). Endozoochory by free-ranging, large herbivores: Ecological correlates and perspectives for restoration. *Basic and Applied Ecology*, *6*(6), 547–558. https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.03.004

Nordic Botanical koduleheküg (2026). Tooted. Kasutatud 13.05.2026 https://nordicbotanical.ee/seemnepood/

Norton, B. A., Bending, G. D., Clark, R., Corstanje, R., Dunnett, N., Evans, K. L., Grafius, D. R., Gravestock, E., Grice, S. M., Harris, J. A., Hilton, S., Hoyle, H., Lim, E., Mercer, T. G., Pawlett, M., Pescott, O. L., Richards, J. P., Southon, G. E. ja Warren, P. H. (2019). Urban meadows as an alternative to short mown grassland: Effects of composition and height on biodiversity. *Ecological Applications*, *29*(6), e01946. https://doi.org/10.1002/eap.1946

O'Mara, F. P. (2012). The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany*, *110*(6), 1263–1270. https://doi.org/10.1093/aob/mcs209

Pazúr, R., Nováček, J., Bürgi, M., Kopecká, M., Lieskovský, J., Pazúrová, Z. ja Feranec, J. (2024). Changes in grassland cover in Europe from 1990 to 2018: Trajectories and spatial patterns. *Regional Environmental Change*, *24*(2), 51. https://doi.org/10.1007/s10113-024-02197-5

Pellissier, L., Fournier, B., Guisan, A. ja Vittoz, P. (2010). Plant traits co-vary with altitude in grasslands and forests in the European Alps. *Plant Ecology*, *211*(2), 351–365. https://doi.org/10.1007/s11258-010-9794-x

Perioodi 2023–2027 väärtusliku püsirohumaa säilitamise toetus (2024). *Riigi Teataja I*. Kasutatud 05.05.2026 https://www.riigiteataja.ee/akt/125052024012

Perrot, T., Rusch, A., Coux, C., Gaba, S. ja Bretagnolle, V. (2021). Proportion of grassland at landscape scale drives natural pest control services in agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *9*, 607023. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.607023

Petermann, J. S. ja Buzhdygan, O. Y. (2021). Grassland biodiversity. *Current Biology*, *31*(19), R1195–R1201. https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.060

Prach, K., Šebelíková, L., Řehounková, K. ja del Moral, R. (2020). Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. *Landscape Research*, *45*(2), 247–253. https://doi.org/10.1080/01426397.2019.1593335

Prach, K., Török, P., Bakker J. D. (2017) Temperate Grasslands. *Routledge Handbook of Ecological and Environmental Restoration*. Routledge.

Prangel, E., Reitalu, T., Neuenkamp, L., Kasari-Toussaint, L., Karise, R., Tiitsaar, A., Soon, V., Kupper, T., Meriste, M., Ingerpuu, N. ja Helm, A. (2024). Restoration of semi-natural grasslands boosts biodiversity and re-creates hotspots for ecosystem services.

Agriculture, Ecosystems ja Environment, *374*, 109139. https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109139

PRIA koduleheküIg (2026a). Põllud. Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Amet. Kasutatud 12.05.2026 https://www.pria.ee/infokeskus/statistika/pollud#pusirohumaad

PRIA koduleheküIg (2026b). Püsirohumaade säilitamine. Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Amet. Kasutatud 05.05.2026 https://www.pria.ee/registrid/pusirohumaade-sailitamine

Pullin, A. S., Báldi, A., Can, O. E., Dieterich, M., Kati, V., Livoreil, B., Lövei, G., Mihók, B., Nevin, O., Selva, N. ja Sousa-Pinto, I. (2009). Conservation Focus on Europe: Major Conservation Policy Issues That Need to Be Informed by Conservation Science. *Conservation Biology*, *23*(4), 818–824. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01283.x

Purschke, O., Sykes, M. T., Reitalu, T., Poschlod, P., & Prentice, H. C. (2012). Linking landscape history and dispersal traits in grassland plant communities. *Oecologia*, *168*(3), 773–783. https://doi.org/10.1007/s00442-011-2142-6

Pärtel, M.; Helm, A.; Roosaluste, E.; Zobel, M. (2007). Bioloogiline mitmekesisus Eesti pool-looduslikes ökosüsteemides. Punning, J.M. (Toim.). *Keskkonnauuringute nüüdisprobleeme.* (223−302). Tallinn: Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut.

Pärtel, M., Jõks, M, Trepp, R., Kasari-Toussaint, L., Ots, S. ja Helm, A. (2025). Kordushinnang poollooduslike koosluste ökoloogilisele toimimisele. SA Keskkonnainvesteeringute Keskus. Tartu Ülikool.

Pywell, R. F., Bullock, J. M., Hopkins, A., Walker, K. J., Sparks, T. H., Burke, M. J. W. ja Peel, S. (2002). Restoration of species-rich grassland on arable land: Assessing the limiting

processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology*, *39*(2), 294–309. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00718.x

Rasran, L., Vogt, K. ja Jensen, K. (2006). Seed content and conservation evaluation of hay material of fen grasslands. *Journal for Nature Conservation*, *14*(1), 34–45. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2005.08.002

Reever Morghan, K. J. R. ja Seastedt, T. R. (1999). Effects of Soil Nitrogen Reduction on Nonnative Plants in Restored Grasslands. *Restoration Ecology*, *7*(1), 51–55. https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.07106.x

Regionaal- ja põllumajandusministeerium (2025). Ühise põllumajanduspoliitika strateegiakava 2023-2027.

Réka, K., Balázs, D., Tóthmérész, B., Miglécz, T., Tóth, K., Török, P., Lukács, K., Godó, L., Körmöczi, Z., Szilvia, R., Borza, S., Kelemen, A., Sonkoly, J., Kirmer, A., Tischew, S., & Valkó, O. (2021). Zoochory on and off: A field experiment for trait‐based analysis of establishment success of grassland species. *Journal of Vegetation Science*, *32*. https://doi.org/10.1111/jvs.13051

Riley, J. D., Craft, I. W., Rimmer, D. L. ja Smith, R. S. (2004). Restoration of Magnesian Limestone Grassland: Optimizing the Time for Seed Collection by Vacuum Harvesting. *Restoration Ecology*, *12*(3), 311–317. https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00142.x

Roosaluste, E. (2004). Pärandkoosluste looduslik ja kultuuriline väärtus. T. Kukk (toim), *Pärandkooslused* (lk 73–77). Tartu: Pärandkoosluste kaitse ühing.

Scanlon, B. R., Jolly, I., Sophocleous, M. ja Zhang, L. (2007). Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. *Water Resources Research*, *43*(3). https://doi.org/10.1029/2006WR005486

Schils, R. L. M., Bufe, C., Rhymer, C. M., Francksen, R. M., Klaus, V. H., Abdalla, M., Milazzo, F., Lellei-Kovács, E., Berge, H. ten, Bertora, C., Chodkiewicz, A., Dămătîrcă, C., Feigenwinter, I., Fernández-Rebollo, P., Ghiasi, S., Hejduk, S., Hiron, M., Janicka, M., Pellaton, R., … Price, J. P. N. (2022). Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems ja Environment*, *330*, 107891. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107891

Schmid, J. S., Huth, A. ja Taubert, F. (2022). Impact of mowing frequency and temperature on the production of temperate grasslands: Explanations received by an individual-based model. *Oikos*, *2022*(9), e09108. https://doi.org/10.1111/oik.09108

Scotton, M., Piccinin, L., Dainese, M. ja Sancin, F. (2009). Seed Harvesting for Ecological Restoration: Efficiency of Haymaking and Seed-Stripping on Different Grassland Types in the Eastern Italian Alps. *Ecological Restoration, 27(1), 66-75.* https://doi.org/10.3368/er.27.1.66

Semm, M., Mikk, M., Elts, J., Lohtaja, S. (2003). Põllumajandusmaastike loodushoid: soovitusi talunikele igapäevasteks töödeks. *Eesti Ornitoloogiaühing*.

Slodowicz, D., Durbecq, A., Ladouceur, E., Eschen, R., Humbert, J. ja Arlettaz, R. (2023). The relative effectiveness of different grassland restoration methods: A systematic literature search and meta-analysis. *Ecological Solutions and Evidence*, *4*, 12221. https://doi.org/10.1002/2688-8319.12221

Smith, R. s., Shiel, R. s., Millward, D. ja Corkhill, P. (2000). The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: An 8-year field trial. *Journal of Applied Ecology*, *37*(6), 1029–1043. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00566.x

Stevenson, M. J., Bullock, J. M., ja Ward, L. K. (1995). Re‐creating Semi‐natural Communities: Effect of Sowing Rate on Establishment of Calcareous Grassland. *Restoration Ecology*, *3*(4), 279–289. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1995.tb00095.x

Su, J., Xu, F., & Zhang, Y. (2023). Grassland biodiversity and ecosystem functions benefit more from cattle than sheep in mixed grazing: A meta-analysis. *Journal of Environmental Management*, *337*, 117769. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117769

Zechmeister, H. G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J. ja Wrbka, T. (2003). The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation*, *114*(2), 165–177. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00020-X

Zhao, Y., Liu, Z. ja 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

Těšitel, J., Chytrý, K., Vašíček, M., Blažek, P., Galvánek, D., Fajmon, K., Holá, E., Horník, J., Jiráská, Š., Machač, O., Mládek, J., Mudrák, O., Řehounková, K., Těšitelová, T., Turisová, I., & Malenovský, I. (2025). Hemiparasitic plants facilitate ecological restoration of encroached European grasslands. *Journal of Environmental Management*, *374*, 124120. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124120

Tilman, D., Reich, P. B., & Knops, J. M. H. (2006). Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*, *441*(7093), 629–632. https://doi.org/10.1038/nature04742

Török, K., Szili-Kovács, T., Halassy, M., Tóth, T., Hayek, Zs., Paschke, M. w. ja Wardell, L. j. (2000). Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science*, *3*(1), 7–14. https://doi.org/10.2307/1478913

Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S. ja 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

Vahter, T., Bueno, C. G., Davison, J., Herodes, K., Hiiesalu, I., Kasari-Toussaint, L., Oja, J., Olsson, P. A., Sepp, S.-K., Zobel, M., Vasar, M. ja Öpik, M. (2020). Co-introduction of native mycorrhizal fungi and plant seeds accelerates restoration of post-mining landscapes. *Journal of Applied Ecology*, *57*(9), 1741–1751. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13663

Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A. ja Smith, B. (2010). A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, *11*(4), 300–311. https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.09.002

Vandermeeren, M., Devriese, A., Van Acker, K., Peeters, G., Honnay, O. ja Ceulemans, T. (2025). Mechanical mowing of semi-natural grasslands compromises soil quality and survival of a conservation target plant species. *Restoration Ecology*, *33*(3), e14293. https://doi.org/10.1111/rec.14293

Veldman, J., Overbeck, G., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., Fernandes, G., Durigan, G., Buisson, E., Putz, F. E. ja Bond, W. (2015). Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*, *65*, 1010–1018. https://doi.org/10.1093/biosci/biv118

Verkerk, G. (2003). Pasture-based dairying: Challenges and rewards for New Zealand producers. *Theriogenology, IETS Post-conference satellite symposium - Implementation challenges*

of smart semen and embryo technologies in cattle, *59*(2), 553–561. https://doi.org/10.1016/S0093-691X(02)01239-6

Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J. ja 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, K.-H., McSorley, R., Bohlen, P., & Gathumbi, S. M. (2006). Cattle grazing increases microbial biomass and alters soil nematode communities in subtropical pastures. *Soil Biology and Biochemistry*, *38*(7), 1956–1965. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.019

Weber, F., Kowarik, I. ja Säumel, I. (2014). Herbaceous plants as filters: Immobilization of particulates along urban street corridors. *Environmental Pollution*, *186*, 234–240. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.011

White, R. P., Murray, S. ja Rohweder, M. (2000). Pilot analysis of global ecosystems: grassland ecosystems. Washington, DC: World Resources Institute.

Wortley, L., Hero, J.-M. ja Howes, M. (2013). Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology*, *21*(5), 537–543. https://doi.org/10.1111/rec.12028

Yahdjian, L., Sala, O. E. ja Havstad, K. M. (2015). Rangeland ecosystem services: Shifting focus from supply to reconciling supply and demand. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *13*(1), 44–51. https://doi.org/10.1890/140156

Young, J., Richards, C., Fischer, A., Halada, L., Kull, T., Kuzniar, A., Tartes, U., Uzunov, Y. ja Watt, A. (2007). Conflicts between Biodiversity Conservation and Human Activities in

the Central and Eastern European Countries. *Ambio*, *36*, 545–550. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[545:cbbcah]2.0.co;2

Lisa 1. Brošüür pool-looduslike rohumaade taastamisest ja kujundamisest huvitatud osapooltele

PÄRANDNIIDUD ON ERILISED JA OLULISED

Pärandniidud on pool-looduslikud ekstensiivselt majandatud kooslused:

- Neid niidetakse ja karjatatakse kooslusele sobival ajal
- Ei kasutata väetisi, sest liigne mulla viljakus ei sobi niidutaimedele
- Mullakamarat ei häirita kündmise või uuendamisega

LOODUSE HÜVED KÄIVAD PÄRANDNIITUDEGA KAASAS

- Kliimaregulatsioon süsinikku mullas hoides
- Põllumaadel saagikuse tagamine ja suurendamine pakkudes elupaiku tolmeldajatele ja kahjurite tõrjujatele
- Õhu ja vee puhastamine
- Bioloogilise mitmekesisuse säilitamine kogu ümbritsevas maastikus
- Puhke- ja spordivõimalused ning maaelu ja kultuuri säilitamine
- Kodumaise toidu tootmine

EESTIS ON PÄRANDNIIDUD PÕLISED KOOSLUSED

100 aastat tagasi oli pärandniite **1,6 miljonit hektarit**

Tänapäeval on **alles 132 000 hektarit**, millest vaid 50 400 hooldatud

Põllumajandusmaid on seevastu ligikaudu miljon hektarit ja püsirohumaid 272 503 hektarit

AITÄH, ET HOOLID PÄRANDNIITUDEST

KUHU PÖÖRDUDA, KUI TAHAD ROHKEM TEADA SAADA

Kui soovid enda maal pärandniitu kujundada või degradeerunud kooslust taastada, pöördu Keskkonnaameti pärandniitude osakonna poole esimeseks konsultatsiooniks. Leia oma kodupiirkonna maahooldusspetialist:
https://keskkonnaamet.ee/elusloodus-looduskaitse/looduskaitse/parandniitude-hooldamine

Uuri Loodusrikas Eesti projekti kodulehelt, kuidas on pärandniidud loodusele ja inimesele kasulikud, kui võtad südameasjaks luua niiduelupaik:
https://loodusrikaseesti.ee/et/mis-parandniidude

Uuri Maa-ameti kaardil, kas kodupiirkonnas või läheduses juba pärandniite asub - need aitavad ka uuel kooslusel tekkida:
https://xgis.maaamet.ee/xgis2/page/app/parandniit

Nordic Botanical poest saab soetada kodumaiseid niidutaimede seemnesegusid:
https://nordicbotanical.ee/

Tegemist on Daniel Pilli bakalaureusetöö "Põllumajandusmaade ümberkujundamine poollooduslikeks liigirikasteks kooslusteks" lisaga.
Foto: Meeli Mesipuu

MIKS JA KUIDAS TAASLUUA EESTIS POOL-LOODUSLIKKE KOOSLUSEID EHK PÄRANDNIITE

2026

SOBIB AKTIIVNE KOOSLUSE KUJUNDAMINE

- Hakatakse pool-looduslikku kooslust kujundama põllumaale, lühiajalisele rohumaale, intensiivselt majandatavale püsirohumaale või hüljatud rohumaale
  - Mullaviljakus on liiga kõrge, külvatud on rohumaasegu kõrrelised, niiduliigid puuduvad. Niitmis- või karjatamisintensiivsus on liiga suur. Hüljatud ala võib olla võsastumas.

AKTIIVNE KOOSLUSE KUJUNDAMINE TÄHENDAB

Väheviljaka mulla loomist
- Mulla pindmine kiht (25-50 cm) eemaldatakse
- Odra kasvatamine
- Sügavkünd tõstmaks väheviljaka mulla pinnale

Niidukoosluse taasloomist
- Puittaimed eemaldatakse
- Lisatakse niidutaimede seemneid
  - Külvates, istikutena
  - Mulda ja/või heina üle kandes kohalikult niidult

Lõpetada tuleks
- Pesititsiidide kasutamine
- Väetamine
- Hekseldamine
- Mullakamara häirimine

SOBIB PASSIIVNE KOOSLUSE TAASTAMINE

- Hakatakse taastama majandatavat püsirohumaad, mida pole vähemalt 10 aastat uuendatud, küntud ega väetatud
- Taastatakse hüljatud püsirohumaad või pärandniitu, kus domineerivad heintaimed

PASSIIVNE KOOSLUSE TAASTAMINE TÄHENDAB

Regulaarse niitmise alustamist
- Algul kuni 2 korda suve jooksul , hiljem 1 kord. Niita mitte madalamalt kui 10 cm
- Niitmist võiks alustada juuli keskel
- Haruldaste liikide puhul, mis õitsevad ja viljuvad hiljem, niita suve lõpus

Ekstensiivse karjatamise alustamist
- Võimalusel < 1 lü/ha, vajadusel kuni 1,4 lü/ha
- 1 loomühik on näiteks:
  - 1 lüpsilehm
  - 10 lammast või kitse

Lõpetada tuleks
- Pesititsiidide kasutamine
- Väetamine
- Hekseldamine
- Mullakamara häirimine

Soovi korral võib
- Laota kohaliku, sarnase niidu liigirikast heina seemnete levitamiseks
- Tõrjuda ebasoovitavad dominandid (nt robirohtu külvates)

POOL-LOODUSLIKU KOOSLUSE LOOMISEKS ALA VALIDES...

TAGA TAASTAMISJÄRGNE MAJANDAMINE
- Kergemini majandatavad alad on sidusad ning juba majandatavate püsirohumaade-niitude läheduses

TEA, MILLINE NIIDUELUPAIK SOOVITAKSE TAASLUUA
- Kas soovitud kooslus on haruldane ja vajab väga erilisi tingimusi?
- Kas sellel kooslusel on tegevuskava, mis annab taastamiseks-majandamiseks suuniseid?

MÕTLE, KUIDAS VÕIKS LOODAV KOOSLUS PANUSTADA LOODUSE HÜVEDESSE
- Kas see parandab ümbritsevate niitude ja rohealade sidusust?
- Kas ümbruskonnad on põlde, mis vajavad tolmeldamist?

TAGA KOOSLUSE KUJUNDAMISEKS VAJALIKUD RESSURSID
- Kas rahalisi vahendeid taastamistöödeks on piisavalt?
- Kas taastamise meetodid on teada?

UURI TAASTATAVA ALA OMADUSI
- Mulla toitainete sisaldus ja struktuur
- Veerežiim ja maaparandussüsteemid
- Olemasolevad ja sobilikud liigid
- Ajalooline maakasutus, elupaigatüüp, maastiku sidusud, doonorniidu olemasolu

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Daniel Pilli,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose
Põllumajandusmaade ümberkujundamine pool-looduslikeks liigirikasteks kooslusteks

mille juhendajad on PhD Triin Reitalu ja Rufus Trepp,

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace´i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartu, 21.05.2026
Daniel Pilli