

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

Bakalaureusetöö geograafias (12 EAP)

Orgaanilise aine lagunemine Ess-soo taastatud turbakaevandusalal

Karoliina Maria Birk

Juhendaja: PhD Ivika Ostonen-Märtin

Tartu 2026

Annotatsioon

Orgaanilise aine lagunemine Ess-soo taastatud turbakaevandusalal

Sooökosüsteemid on süsiniku sidujad, kuid inimtegevuse tõttu muudetakse hüdroloogist režiimi ning seega kiireneb orgaanilise aine lagunemine. Bakalaureusetöö eesmärgiks oli analüüsida orgaanilise aine lagunemist kolme aasta jooksul Ess-soo taastatud turbakaevandusalal ning hinnata kuue erineva taastamisvõtte mõju kaheksa erineva substraadi lagunemisele. Töös kasutati lagunduskottide meetodit ning lagunemist hinnati massikao ja lagunemiskiiruse põhjal. Tulemusi analüüsiti statistiliselt ning arvesse võeti ka keskkonnategureid. Töö tulemustest selgus, et massikadu sõltus peamiselt substraatidest ning lagunemiskiirus sõltub nii substraadist kui taastamisvõttest. Lagunemiskiirus oli veidi madalam isetaastuvatel kontroll-aladel ning suurem taastatud aladel. Seega ei ilmnunud kõikidele substraatidele üheselt sobivat taastamisvõtet, kuid üldiselt kiirendasid niiskemad tingimused lagunemist.

Märksõnad: jääksoode taastamine, lagunemiskiirus, massikadu, peenjuured, lehevaris

CERS kood: P510 - füüsiline geograafia, geomorfoloogia, mullateadus, kartograafia, klimatoloogia

Abstract

Decomposition of organic matter in the restored peat cutting area of Ess-soo

Peat ecosystems are carbon sinks, but human activities change the hydrological regime and accelerate the decomposition of organic matter. The aim of the bachelor's thesis was to analyze the decomposition of organic matter over three years in the restored peat mining area of Ess-soo and to assess the impact of six different restoration methods on the decomposition of eight different substrates. The work used the litterbag method, and the decomposition was measured based on mass loss and decomposition rate. The results were analyzed statistically and environmental factors were also taken into account. The results of the work showed that mass loss depended mainly on the substrates and the decomposition rate depends on the substrate and the restoration method. The decomposition rate was slightly lower in drier areas and higher in restored areas. Thus, no restoration method was clearly suitable for all substrates, but in general, drier conditions slowed down decomposition.

Keywords: peatland restoration, decomposition rate, mass loss, fine roots, leaf litter

CERS code: P510 - Physical geography, geomorphology, pedology, cartography, climatology

Sisukord

Sissejuhatus.....	5
1. Kirjanduse ülevaade.....	6
1.1 Sood ja turbakaevandused Eestis	6
1.2 Jääksood ja nende taastamine	10
1.3 Ess-soo	13
1.4 Orgaanilise aine lagunemine	15
1.5 Lagunemisprotsessid turbaaladel	18
2. Andmed ja metoodika	20
2.1 Uurimisala kirjeldus.....	20
2.2 Katse ettevalmistus ja korjed	22
2.3 Laboratoorsed tööd	23
2.4 Keskkonnaandmed.....	24
2.5 Andmeanalüüs.....	24
3. Tulemused	26
3.1 Keskkonnatingimuste varieerumine katsealal.....	26
3.2 Lehevarise ja peenjuurte massikadu	29
3.3 Lehevarise ja peenjuurte lagunemiskiirused	33
4. Arutelu.....	36
4.1 Lehevarise ja peenjuurte massikadu	36
4.2 Lehevarise ja peenjuurte lagunemiskiirus.....	38
4.3 Metoodika sobivus ja töö edasiarenduse võimalused	39
Kokkuvõte.....	41
Summary	42
Tänuavaldused	44
Kasutatud materjalid	45
LISAD.....	53
Lisa 1. Ess-soo lagunduskatse ülesehitus.....	53
Lisa 2. Lehevarise lagunduskottide mahapanek	54
Lisa 3. Substraatide jääkmassid ($\% \pm$ standardviga)	55
Lisa 4. Lagunemiskiirused	56

Lisa 5. Lagunduskotti sissekasvanud juured.....	57
---	----

Sissejuhatus

Sooökosüsteemid akumulatsioonid ning talletavad suurtes kogustes orgaanilist süsinikku. Akumulatsioonid soodustavad peamiselt kõrge veetase ning sooökosüsteemidele iseloomulike taimeliikide, nagu näiteks turbasamblad, kanarbik, jõhvikas ja tuppvillpea, varise aeglane lagunemine. Akumulatsioonid ja lagunemise omavaheline tasakaal sõltub eelkõige veerežiimist, mida lisaks reljeefile mõjutab oluliselt ka inimtegevus. Nendeks tegevusteks on peamiselt kuivendamine ja kaevandamine, mille tagajärjel muudetakse oluliselt soode veerežiimi ja mikrokliima tingimusi, mistõttu väheneb turba akumulatsioonid ja süsiniku emissioonid suurenevad. Selliseid alasid oli Eestis, pärast nõukogudeaegse turbatootmise lõppu, mitmel tuhandel hektaril (Lode jt., 2015). 2000. aastate alguses hakati neid käsitlema keskkonnaprobleemina, mis vajavad taastamist ja elurikkuse tõstmist.

Ess-soos on tegemist endise turbakaevandusalaga, mille taastamiseks on kasutatud mitmeid erinevaid taastamisvõtteid. Nende hulgas on kraavide sulgemine, samblafragmentide laotamine ja veetaseme tõstmine. Taastamistööd endisel freesturba kaevandusalal viidi läbi 2021. aastal.

Bakalaureusetöö eesmärk on analüüsida orgaanilise aine lagunemist Ess-soo taastatud turbakaevandusalal. Selleks käsitletakse kuue erineva taastamisvõtte mõju kaheksa erineva substraadi lagunemisele. Kolme aasta jooksul (2022-2025) läbi viidud katses analüüsitakse maapealse lehevarise ja maa-aluste peenjuurte lagunemist. Tähelepanu pööratakse nii substraaditüübile kui ka lagunemise ajalisele varieeruvusele. Saadud teadmised aitavad hinnata taastamisvõtete mõju orgaanilise aine akumulatsioonile endistel jääksoo aladel.

Töö eesmärgist lähtuvalt keskendutakse töös järgnevatele uurimisküsimustele:

1. Kuidas varieerub massikadu katsealade ja substraatide lõikes?
2. Kuidas varieerub lagunemiskiirus katsealade ja substraatide lõikes?
3. Kas ja kuidas mõjutab veerežiimi muutus orgaanilise aine lagunemist?

1. Kirjanduse ülevaade

1.1 Sood ja turbakaevandused Eestis

Sood on vähemalt 30 sentimeetrise turbakihi looduslikud märgalad, kus orgaaniline aine ladestub lagunemata (Masing, 1992; Kimmel, 2015). Selline protsess saab toimuda, kui alal on pidev veeküllus, mis takistab orgaanilise aine lagunemist ja põhjustab turba kogunemist (IUCN UK Peatland Programme, 2014). Eestis jagatakse need toitelisuse ja arengustaadiumite järgi kolmeks: eutroofsed madalood, mesotroofsed siirdesood ja oligotroofsed rabad (Masing, 1992; Kimmel, 2015) (tabel 1). Märgala on Ramsari konventsiooni (1971) järgi (Ramsar Convention Secretariat, 2016:9): "...soo-, raba-, turba- või veealad, olgu need looduslikud või tehiskujud, püsivad või ajutised, mille vesi on seisev või voolav, mage-, riim- või soolase veeline, sealhulgas mereveealad, mille sügavus mõõna ajal ei ületa kuut meetrit." Seega võib märgalaks nimetada kõiki kolme tüüpi (Kimmel, 2015).

Turba tekkimine algab soo pinnakihi, mis madaloodes on 3-10 cm paksune ning rabades ligi 50 cm paksune (Raukas, 1995). Eestis on see arvel taastuva maavarana (Ramst ja Orru, 2009) ning jagatakse lagunemisastme järgi kaheks – rabade alumises kihis olev hästilagunenud turvas ning rabade pealmises kihis olev vähelagunenud turvas (Ilomets, 2003). Hästilagunenud turvas, millest võib leida sinika, muraka ja angervaksa taimejäänuseid, moodustab Eestis turbavarude hulgast umbes 85% ja vähelagunenud, kust võib leida turbasambla ja tupp-villpea maa-aluseid osi, 15% (Isakar, 2011; Eesti Turbaliit, (i.a)). Vähelagunenud turvas on kasutusel aiandusturbana ning hästilagunenud turvas on kütteks ja väetiste valmistamiseks (Üldgeoloogilise uurimistöö ja maavara geoloogilise uuringu tegemise kord, 2005). Turba jaotumine Eestis on ebaühtlane ning suurimad varud on Pärnu- ja Ida-Virumaal (Eesti Turbaliit, (i.a)).

Tabel 1. Soo põhitüübid (Laasimer ja Masing, 1995)

Tunnus	Madalood	Siirdesoo	Raba
Veerežiim ja toitumus (e troofsus)	Sademed, põhja-, pinna- ja tulvaveed; eutroofsus	Sademed, vähem põhjavett; mesotroofsus	Ainult sademed; oligotroofsus
Pinnamood	Tasane, lohklik, laugjas	Tasane	Kumer
Mikroreljeef	Tasane või tarnamätastega	Sambla- ja villpeamätastega	Vahelduvate madalate mätaste ja lohkuodega.
Puurinne	Sookask, kuusk, mänd harv	Sookask, mänd	Mänd, kohati sookask

Põõsarinne	Madal kask, paju	Madal kask harv	-
Puhmarinne	-	Kanarbik, sookail, sinikas, kukemari, küüvits, jõhvikas	
Rohurinne	Liigirikas (angervaks) või liigivaeva (tarnadega)	Mätaste vahel madalsoodaimed, mätastel rabataimed	Liigivaene: tupp-villpea, murakas, mudatarn
Samblarinne	Valdavalt lehtsamblad	Mitmekesine; mätastel turbasamblad	turbasamblad
Turvas	Õhuke kuni keskmine turbakiht. Puitu sisaldavad turbad.	Tavaliselt >40 cm turvast. Tarna- ja sfagnumiturvas	Tavaliselt >40 cm turvast. Sfagnumi- ja villpeaturvas

Eestis on sooladega kaetud ligi 6% riigi territooriumist (Paal ja Leibak, 2013). See arv on aastatega muutunud ligi 4 korda väiksemaks, sest vanasti nimetati soodeks alasid, kus esines turvast selle paksusest sõltumata (Oru jt., 1992; Paal ja Leibak, 2013). Soode kujunemine Eesti aladel algas 10 000 aastat tagasi, kui viimane mandrijää taandus ja maastik stabiliseerus (Valk, 2005). Seega saab öelda, et vanimad sood Eestis on Lõuna- ja Kesk-Eestis, sest need alad vabanesid esimesena vee alt ning soode tekkimine on olnud pikaajalisem (Raudsepp jt., 1993). Soode tekkimiseks on olulised geoloogilised ning kliimatilised tingimused (Kink jt., 1988). Seega saab öelda, et kõige paremad tingimused soostumiseks on seal, kus sademete hulk ületab auramist ja ala on halvasti drenitud, mistõttu püsib maapind pidevalt liigniiske (Raukas, 1995). Eestis on enamik soolasid tekkinud halvasti kuivendatud mineraalmaa soostumisel ning kolmandik toitainerikastest kinnikasvanud veekogudest (Valk 2005; Kimmel, 2015). Mineraalmaa soostumisel tekkinud sood on enamasti kunagiste jääpaisjärvede aladel, sest sealne aluspõhi on moodustunud vettpidavatest setetest (Raukas, 1988). Seega saab tekkida liigniiskus, mis ei lase orgaanilisel ainel laguneda ning turbasammaldest moodustub turvas (Valk, 2005; Kimmel, 2015). Sellised alad on peamiselt Võrtsjärve ja Peipsi nõos ning Lääne-Eestis (Valk, 2005). Veekogude kinnikasvamisel tekkiva soo puhul kasvab järv järk-järgult kinni põhja settiva orgaanilise aine ja levivate veetaimede tõttu ning muutub lõpuks turbaga täitunud sooks (Raukas, 1988). Soode juurdekasvu kiirus on olnud erinev, kuid viimase 1700 aasta jooksul on see olnud suurim ehk 1,1 mm aastas (Valk, 2005). Suurimad sood on Puhatu (57 000 hektarit) ja Epu-Kakerdi (39 000 hektarit) (Raudsepp jt., 1993).

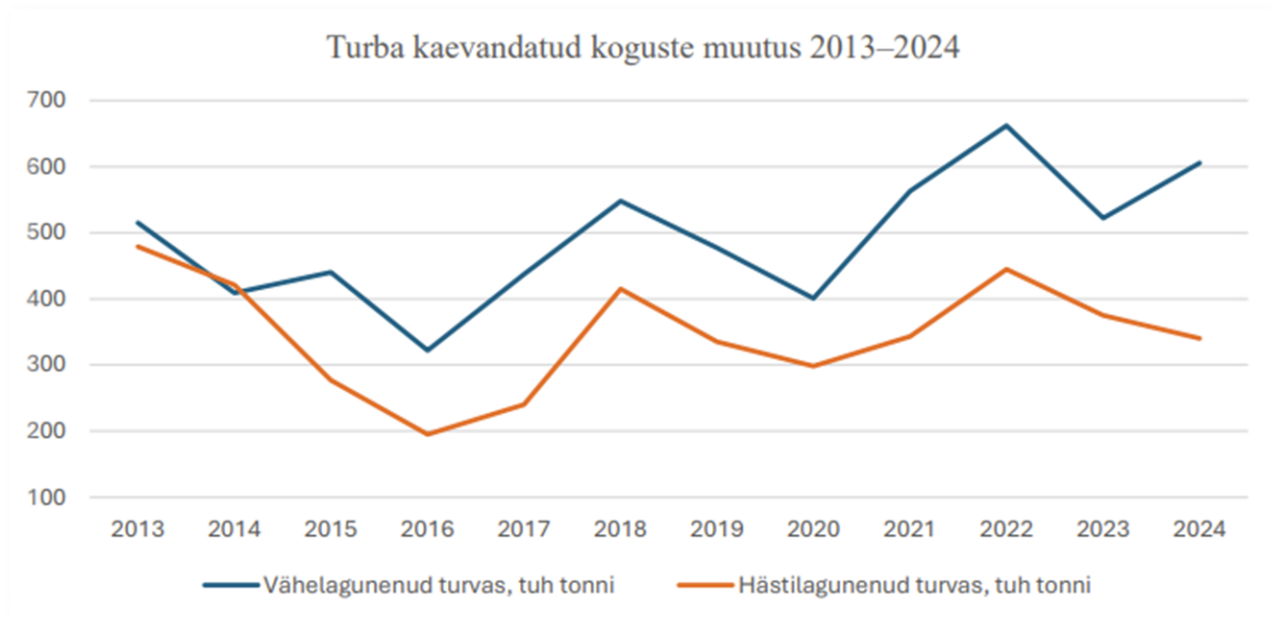
Madal soo, -siirdesoo- ja rabaturbad jagunevad kõik kolmeks alltüübiks ning need omakorda kuueks rühmaks (Raukas, 1995) (tabel 2). Turbaliigid määratakse botaanilise koostise alusel (Valk, 1986). Suuremate puidujäänustega turvas on ligniinirikkam, kuid roht- ja samblatimedest koosnev turvas sisaldab rohkem kergesti lagunevaid ühendeid (Dong *et al.*, 2025). Metsa alltüübi turbad on tekkinud soometsades ning puidujäänuseid on selles vähemalt 40%, metsamäre on tekkinud puissoodes ja puidujäänuseid on selles 15-35% ning märe alltüüp on tekkinud lagesoodes, kus turbas puidujäänuseid ei ole (Raukas, 1995).

Tabel 2. Eesti turbaliikide klassifikatsioon (Raudsepp jt., 1993).

MADALSOOTURBAD					
METSA	METSAMÄRE		MÄRE		
puu	puurohu	puusambla	rohu	rohusambla	sambla
puu	puupilliroo	puuleht-sambla	mõõkrohu	pilliroo-lehtsambla	rabaka-sfagnumi
	puupilliroo-tarna	puu-sfagnumi	pilliroo	pilliroo-sfagnumi	lehtsambla
	puutarna		pilliroo-tarna	tarna-lehtsambla	sfagnumi
	puuosja		tarna	trana-sfagnumi	
	puurohu		rohu	rohuleht-sambla	
			rabaka		
SIIRDESOOTURBAD					
METSA	METSAMÄRE		MÄRE		
puu	puurohu	puusambla	rohu	rohusambla	sambla
puu	puupilliroo	puuleht-sambla	tarna	pilliroo-lehtsambla	sfagnumi
kanarbiku	puuvillpea	puu-sfagnumi		pilliroo-sfagnumi	lehtsambla
puu-kanarbiku	puutarna	kanarbiku-sfagnumi		tarna-lehtsambla	
	kanarbiku-pilliroo			tarna-sfagnumi	
				rohuleht-sambla	

RABATURBAD					
METSA	METSAMÄRE		MÄRE		
puu	puurohu	puusambla	rohu	rohusambla	sambla
männi	männi-villpea	männi-sfagnumi	villpea	villpea-sfagnumi	meediumi
	kanarbiku-villpea	kanarbiku-sfagnumi		villpea-älvesfagnumi	fuskumi
männi-kanarbiku				rabaka-sfagnumi	angusti-fooliumi
					kompleks
					älve
kanarbiku					karusambla

Eestis on turvast kaevandatud ja kasutatud ligi 200 aastat (Ramst ja Orru, 2009). 19. sajandi loendamise käigus leiti üle 300 käsitsi kaevandatud turbaaugu (Orru jt., 2011), kuid masinatega hakati turvast kaevandama 1860ndatel, millega pandi alus tööstuslikule turbatootmisele (Reedik, 2003). Labidaturba kaevandamisel ei olnud vajalik eelnev kuivendus, mistõttu soolade taimestik taastus iseseisvalt (Karofeld 2015). Sellel perioodil kasutati turvast peamiselt loomade allapanuna ja küttematerjalina (Ramst ja Orru, 2009). Freestehnoloogia kasutusele võtmine 1950ndatel aastatel nõudis soolade eelnevat kuivendamist ning seetõttu ei taimestu need alad iseseisvalt ja on nähtavad ka tänapäevases maastikus (Karofeld, 2015). Nimelt freesitakse antud tehnoloogia puhul turbavälja pealmine kiht mõne mm paksuselt lahti ning jäetakse tuule kätte kuivama, misjärel see kokku kogutakse ja ladustatakse (Raukas, 1995). Selliseid alasid oli 1971. aastaks 25 000 hektarit ning kaevandusmaht oli üle 2 miljoni tonni aastas (Ramst ja Orru, 2009). Taasiseseisvumise järel turbatööstus kahanes, tehased suleti ning tootmine stabiliseerus, kuid kasvas turba väärindamine kasvumuldadeks ja substraatideks, mida hulgaliselt ka eksporditi (Orru jt., 2011). Perioodil 2013-2024 kõikusid Eestis kaevandatud turba kogused märkimisväärselt, kus vahelagunenud turba osakaal oli suurem ning mõlema turba tüübi puhul esines viimastel aastatel tõusutrend (Vohta, 2025) (joonis 1). 2024. aastal kaevandati Eestist 946 tuhat tonni turvast, millest suurim osa tuli Pärnumaalt (300 tuhat tonni) (Vohta, 2025). Tänapäeval on fookus rohkem suunatud jääksoode kasutusele võtmisele ja taastamisele (Karofeld, 2015).



Joonis 1. Turba kaevandatud koguste muutus 2013-2024 (Vohta, 2025)

1.2 Jääksood ja nende taastamine

Jääksood on endised turbakaevandamisalad, kus allesjäänud turbakihi paksus ei ole rohkem kui 0,5 meetrit (Paal jt., 2011). Nendel aladel on taimestiku taastumine looduslikult väga aeglane, mida mõjutab tugevalt veerežiim (Triisberg *et al.*, 2013). Eestis on turbaalasad 1,2 miljonit hektarit ning sellest umbes 10 000 hektarit on freesturbaväljad (Kliimaministeerium, 2026). Eestis on kaks jääksoo tüüpi, freesjääksood ja karjäärjääksood, mis tulenevad eelnevast kaevandustehnoloogiast ja jääkkihi omadustest (Paidla, 1975). A. Paidla (1975) järgi on freesjääksood jaotatud nelja liiki:

- õhukesed ja karbonaatsel lamamil;
- õhukesed ja mittekarbonaatsel lamamil;
- tusedad ja madalsoolasundiga;
- tusedad ja siirdesoo(raba-)lasundiga.

Money (2004a) järgi on Põhja-Euroopas omakorda 8 rühma, mis jagavad freesjääksood loodusliku taassoostumise alusel (Tabel 3).

Tabel 3. Jääksoode tüübid ja arengusuunad (Money, 2004a; Money, 2004b)

Jääksoo tüüp	Jääksoo omadused	Võimalikud taassosustumise arengusuund
Tüüp A	- Jääklasund ≥ 100 cm - Väga happeline ($\text{pH} < 4,2$) ja ombotroofne - Sobib kõrgsoo taastamiseks, kui veekadu pole suur - Tasase ja kohati kaldus pinnaga	Rabastumine; Õõtsiksoo
Tüüp Bi	- Jääklasund < 100 cm - Väga happeline ($\text{pH} < 4,2$) - Tasase pinnaga - Vertikaalne veekadu mineraalsesse aluspinda - Ala on toimiva kuivendussüsteemiga	Rabastumine; Õõtsiksoo
Tüüp Bii	- Jääkturba kiht paksul ja kõrge lagunemisastmega madalsooturba kihil - Sarnane tüübiga Bi	Rabastumine; Õõtsiksoo
Tüüp C	- Jääklasund ~ 50 cm - Tekkinud mineraalmaa soostumisel - Happeline ($\text{pH} < 4,8$) ja oligotroofne - Suure languga ja mineraalpinna nõgususi järgnevad - Pinnavee imbumine mineraalpinda	Rabastumine; Õõtsiksoo; Liigivaene siirdesoo
Tüüp D	- Oligotroofne või mesotroofne - Happeline ($\text{pH} < 6$) - Suure languga - Pinnavee läbivool - Kaevandamise ajal juhiti vett pumpadega	Õõtsiksoo; Liigivaene siirdesoo
Tüüp E	- Jääklasund ~ 50 cm - Tasane või kerge languga - Kaevandamise ajal juhiti vett pumpadega	Madalaveelise pinnaveekogu roostik; Väiketarnadega madalsoo; Kõrge rohustuga madalsoo; Sesoonselt üleujutatav rohumaa; Soomets
Tüüp Fi	- Jääklasund < 1 m - Kõrge pH ning mesotroofne kuni eutroofne - Kaevandamise ajal juhiti vett pumpadega	Kõrge rohustuga madalsoo; Soomets
Tüüp Fii	- Jääklasund > 1 m - Sarnane tüübiga Fi	Sesoonselt üleujutatav rohumaa; Soomets

Soode taastamine on oluline keskkonna seisukohast, sest märgalad on olulised süsiniku sidujad ning seetõttu eraldub nende kahjustamise tõttu atmosfääri suurel hulgal süsinikku (Schuster *et al.*, 2024). Lisaks aitab taastamine parandada veerežiimi ning säilitada soodele iseloomulikke liike ja kooslusi, kelle elupaigad on degradeerunud (Paulus, 2015). Jääksoode puhul on oluliseks faktoriks ka suur tuleohtlikkus (Karofeld, 2015).

Eestis on jääksoode looduslik taimestumine tugevalt kliimatingimusest sõltuv ning peamiselt määrab taimestumise kasutatud kaevandustehnoloogia, jääklasundi paksus ja selle omadused ning ka mineraalne aluspõhi ja topograafia (Lode, 2011). Need tingimused määravad selle, kas peamiselt tuulega levinud eosed ja seemned saavad kätte piisaval hulgal vett ja suudavad erosiooni ja pinnase niiskustingimustes ellu jääda (Triisberg *et al.*, 2011; Quinty & Rochefort, 2003). Jääksoode taastamisel võib eesmärgi olla mitmeid: veekogude rajamine, metsastamine või marjakasvatamine (Karofeld, 2015). Kuna need ei peataks negatiivset keskkonnamõju, siis on eelistatult kahjustatud märgalad võimalik taastada tõkete konstrueerimise ja taimestiku taastamise abil (Spieles, 2022). Tõkete konstrueerimine hõlmab endas setete kaevandamist ning ümberpaigutamist, luues nendega uued tammid ja mättad vee hoidmiseks (Baldwin *et al.*, 2019). Passiivne taaselustamine (looduslik seemnete levik) ei pruugi olla piisav ja seetõttu kasutatakse aktiivset taimestiku külvi, mida mõjutavad keskkonnatingimused (Feldman & Kettenring, 2025). Üheks selliseks tehnoloogiaks on turbasambla taimefragmentide laotamine (ingl *The Moss Layer Transfer*), mida on kasutatud Põhja-Ameerikas 1990ndatest aastatest (González & Rochefort, 2014). See hõlmab endas pinnase ettevalmistust, taimede kogumist, taimede laotamist, põhu laotamist, väetamist ning drenaaži blokeerimist (Quinty & Rochefort, 2003). Taimed kogutakse looduslikust doonorsoost, võttes ainult ülemise elusate taimeosakeste 10 cm kihi ning samuti peab turbasammalde katvus doonorlal olema suurem kui 50% (Rochefort *et al.*, 2003).

Eestis on pärast Nõukogude perioodi mahajäetud jääksoid kogupindalaga 9800 ha (Lode jt., 2015). Need saab jagada kolmeks, vastavalt kasutatud majandamisviisile: aastakümneid vanad ja käsitsi kaevandatud alad, turbakarjäärid ning freesväljad (Ilomets, 2011). Taastamistöid on Eestis läbi viidud aastakümneid erinevate projektide raames (Eesti Märgalade Ühing, 2015). Viimaste aastate suurimate projektide vedajateks on olnud Eestimaa Looduse Fond, Tartu Ülikool ja muud asjaomased asutused (Eestimaa Looduse Fond, 2011; Waterlands, 2026). Projekti „Soode kaitse ja taastamine (2015–2021)“ käigus taastati üle Eesti ligikaudu 7500 hektarit kuivendatud soid,

sulgedes kraave ja taastades looduslik veerežiimi eri kaitsealadel, et parandada raba-, siirdesoo- ja soometsakoosluste seisundit (Eestimaa Looduse Fond, 2021). Samuti taastatakse aastatel 2021-2026 üleeuroopalise projekti „Waterlands” käigus Pärnumaal 3500 hektarit sooalasid (Waterlands, 2026). Projekti eesmärk on lisaks liigirikkuse taastamisele vähendada ka süsinikuheitmete koguseid (Waterlands, 2026). Üldiselt aitab taastamisvõtete kasutamine muuta märgalad süsinikuallikatest süsinikusidujateks, kuid kliimale jahutava mõju ilmingud avalduvad sajad aastad hiljem (Schuster *et al.*, 2024). Veidi vähem, mõned aastakümned, läheb aega taastatud märgala süsinikusidumise võime taastumiseks (Kayranli *et al.*, 2010).

1.3 Ess-soo

Limnogeense päritoluga Ess-soo soola on Võru maakonnas Antsla vallas Ruhingu külas, millest 212 hektarit on maastikukaitseline ala (EELIS, 2024). Selle kirdepoolses nurgas on ligikaudu 55 hektari suurune mahajäetud freesturba tootmisala, mis paikneb soos ida-läänesuunaliselt (Maa- ja Ruumiamet, 2026a; Lode jt., 2015). Freesturba ala pinnakõrgus on vahemikus 118 – 120 m ning ülejäänud ala on vahemikus 120 - 124 m (Maa- ja Ruumiamet, 2026a). Otepää kõrgustiku lõunanõlval asuva turbaala lamamiks on moreen ja saviliiv, mille peal esineb kohati õhuke järvemudakiht (Ramst jt., 2008).

Ess-soo mitmes servas kaevandati turvast käsitsi juba 1930ndatel, kui peamisteks olid üksiktootjad ning turbaühistud nagu näiteks Linnamäe, Lauksilla ja Urvaste (Maa- ja Ruumiamet, 2026b; Raudsepp, 1946). Freesturvast hakkas Võru EPT tootma 1963. aastal ning AS Kagu-Eesti Turvas jätkas seda aastatel 1990-1994 (Lode jt., 2015). 2002. aasta juunis taotles OÜ Ketel Võru 84,8 hektarilisele edelasuunalisele laiendusele kaevandusluba ning Võrumaa keskkonnateenistus andis loa välja sama aasta oktoobris (Vaarmari, 2010; Lode jt., 2015). Kaevandamisloa vaidlustas 2004. aastal kohtus seltsing Roheline Urvaste ning aastatepikkuse kohtuprotsessi järel tuvastati looduskaitseelised väärtused ning algatati kaitse alla võtmine (Keskkonnaõiguse Keskus, 2013). Urvaste vald on 2007. aastal valmis Ess-sood kaitse alla võtma, kuid taganeb sellest 2008. aastal tuues põhjuseks kaasneda võivad kulutused (Vaarmari, 2010). Ess-soo kohaliku kaitseala juhtumi kronoloogia (2010) järgi võeti soola kaitse alla 2010. aastal, kui Urvaste vallavalitsus korraldas Ess-soo kaitse alla võtmise otsuse ja kaitse-eeskirja eelnõu. E. Leibaku ekspertarvamuse kohaselt oli kaitse alla võtmine hädavajalik ainulaadsete sookoosluste ja kaitseala väärtuse säilitamise ning

loodushariduse võimaldamise seisukohast (Ess-soo maastikukaitseala kohaliku omavalitsuse tasandil kaitse alla võtmine ja Ess-soo maastikukaitseala kaitse-eeskirja määrus, 2010).

Keskkonnaregistri andmetel on ala määratletud mitme Natura elupaigana, milleks on looduslik raba (7110*), siirdesoo- ja rabametsad (91D0*) ning rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad (7120) (Keskkonnaportaali, (i.a); Palo, 2010). Lisaks on registreeritud 11 looduskaitsealast linnuliiki ning lagesiirdesookooslus on üle-euroopalise tähtsusega (Vaarmari, 2010). Ess-soo säilinud osas on valdav madalate mändidega puis-mättaraba, kus esineb kanarbikku, tupp-villpead ja sinikaid (Kimmel, 2015). Freesturbaväljad on valdavalt ilma taimkatteta või hõreda kasetaimestikuga ning kraavivallid on osaliselt taimeestunud mustika, sinika, kukemarja ja rabasammalde kooslusega (Lode jt., 2015). Labidaturba karjäärides on taimkate mitmekesisem, kus vallidel kasvavad männid ja kased koos kanarbiku, sookailu ja turbasammaldega (Lode jt., 2015). Lisaks leidub Ees-soos ka elupaiku metsistele ning pesitsuspaiku sookurgedele ja tetretele (Kimmel, 2015).

Ess-soo hüdroloogiat mõjutavad ulatuslikud kuivenduskraavid ja turbakaevanduse süsteemid, mis juhivad vee kraavide kaudu Võhandu jõkke (Lode jt., 2015). Freesväljade peamine kogujakraav on lai ja sügav, kuid on kohati kinni vajunud ja ummistunud (Lode jt., 2015). Labidaturba karjäärides on veetase pinnalähedane ning samblaga täitunud karjäärid ja kraavid tagavad aeglase veeliikumise (Lode jt., 2015).

Vastavalt üldgeoloogilise uurimistöö ja maavara geoloogilise uuringu tegemise korra määrase (2005) paragrahv 7 lõikele 4 on Ess-soo jagatud kuueks plokiks (Maa- ja Ruumiamet, 2026c). Plokkide kaupa on uuritud kasutusala, turba varude suurust tuhandetes tonnides ning määratud on ka plokkide liik, kus aktiivne tarbevaru (aT) või aktiivne reservvaru (aR) (Maa- ja Ruumiamet, 2026c) (tabel 4). Aktiivset tarbevaru nimetatakse maavaravaruks, mida on lubatud kaevandada ning mille kasutamine on kaevandus- ja keskkonnatingimuste järgi võimalik ning aktiivne reservvaru on samuti kaevandamiseks lubatav reservvaru, mille geoloogiline uuritus võimaldab hinnata maavara edasisi kasutusvõimalusi (Nurme, 2025).

Tabel 4. Ess-soo turbamaardla plokkide iseloomustus ja varud (Maa- ja Ruumiamet, 2026c; täiendatud Ramst jt., 2008 andmetel).

Ploki nimi	Kasutusala	Uuringuviis	Ploki liik	Varu suurus (tuh t)	Asukoht
1 plokk	Hästilagunenud turvas	2005. a määrus nr 44	aT	175	Ess-soo soo-ala
2 plokk	Vähelagunenud turvas	2005. a määrus nr 44	aT	398	Ess-soo soo-ala
3 plokk	Vähelagunenud turvas	2005. a määrus nr 44	aT	229.7	Mahajäetud turbatootmisala
4 plokk	-	-	-	-	Mahajäetud turbatootmisala
5 plokk	Vähelagunenud turvas	2005. a määrus nr 44	aR	102	Ess-soo soo-ala
6 plokk	Hästilagunenud turvas	2005. a määrus nr 44	aR	150	Ess-soo soo-ala

Ala taastamisel lähtuti rabasuunalisest veerežiimi taastumisest ning selleks oli vaja luua sookooslustele vajalikud tingimused (Lode jt., 2015; Eesti Märgalade Ühing, 2025). Freesväljade ja turbakarjäärade veerežiimi taastamine eeldab kuivendussüsteemide sulgemist ning veevoolu taastamist (Lode jt., 2015). Selleks kasutati kraavide täitmist lähedalasuva turbaga ning karjäärade otstesse loodi turbapaisud (Eesti Märgalade Ühing, 2025). Kraavide kogupikkuseks Ess-soo alal on 24 km ning seejuures tuli jätta paisude kõrgusvahe 20 cm allapoole (Lode jt., 2015). Halvasti taimestunud freesväljadel rakendati turbasammalde laotamise tehnoloogiat (Lode jt., 2015).

1.4 Orgaanilise aine lagunemine

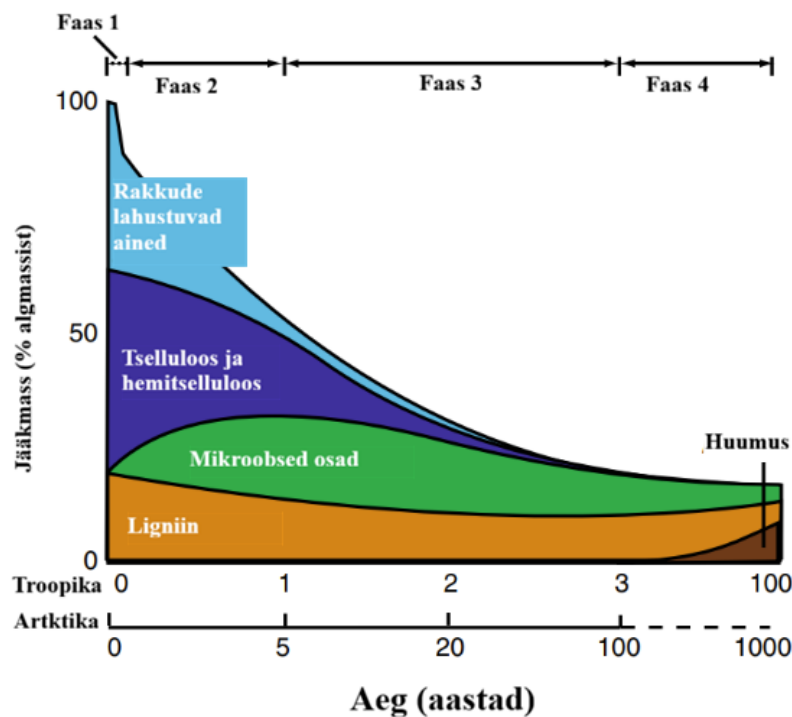
Variseks nimetatakse surnud maapealset ja maa-alust taimset massi: lehed, okkad, oksad, seemned ja juured (Jõgiste, 2021). Selle lagunemine on mulla orgaanilise aine moodustumise esimene samm ning on oluline süsiniku, toitainete ja energia liikumisel taimedelt mulda (Dong *et al.*, 2025). Mitmeaastaste rohttaimede puhul on leitud, et ligi 80% maa pealsest ja alusest biomassist sureb ja asendub igal aastal uuesti (Sun *et al.*, 2016). Puittaimedel on juurestik rohkem puitunud ning lühiealine peenjuurte (<2mm) mass moodustab <10% kogu juurestikust (Brunner & Godbold, 2007). Seega kaotavad puittaimed aasta jooksul vaid väikse osa biomassist, mis variseb lehtedena/okastena maapinnale ja peenjuurtena mulda (Berg & McClaugherty, 2008). Akumuleerunud orgaaniline materjal on omakorda ka lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC- *dissolved organic carbon*) allikaks (Moore *et al.*, 2007; Mastný *et al.*, 2018). DOC on süsiniku ja

toitainete liikumise näitaja ning reageerib keskkonnatingimuste muutustele, milleks on peamiselt mullaniiskus ja temperatuur (Clark *et al.*, 2005). Temperatuuri tõusuga suureneb ka DOC kontsentratsioon pinnases, sest sellega luuakse paremad tingimused orgaanilise aine lagunemiseks, mille käigus vabastatakse rohkem lahustuvaid süsinikuühendeid kui külmal ajal (Freeman *et al.*, 2001).

Lagunemine toimub kahe peamise protsessi mõjul: leostumine ja killustumine (Valk, 2012). Leostumise käigus kannab vesi lagumaterjalist välja lahustuvaid ühendeid (suhkrud ja aminohapped), misjärel on need mikroorganismidele kättesaadavad (Valk, 2012). Killustumise puhul toimub materjali tükeldamine ja lagundamine mikroorganismide tegevusel, kelleks on erinevad loomad, seened ja mikroobid (Chapin *et al.*, 2011). Sellist segu lagunevast materjalist ja seda lagundavatest mikroorganismidest nimetatakse detriidiks (Valk, 2012). Olulisel määral mõjutavad lagunemist ka mikrokliimaatilised tingimused, mis kujunevad väiksel alal (<100 m) ning sõltuvad eelkõige pinnamoest ja taimkattest (Bramer *et al.*, 2018; Kriiska *et al.*, 2021). Seega on peenjuurte (läbimõõt <2 mm) ja maapealse varise lagunemine mõjutatud mikrokliimaatilistest muutustest, eriti temperatuurist ja sademete hulgast (Silver & Miya, 2001). Temperatuuri hooajaline varieeruvus mõjutab mikroorganismide aktiivsust, mille kaudu muutub ka juurte lagunemise tempo (Silver & Miya, 2001). Lisaks mõjutavad protsesse veel niiskustingimused, tuul ja aurumine (Bramer *et al.*, 2018). Samas võib liigne niiskus piirata hapniku difusiooni, vähendades lagundajate aktiivsust ja pidurdades lagunemist (Zhang & Wang, 2015).

Lagundamise tulemusel mõjutatakse ka keemilisi protsesse, mis tähendab, et mikroobid eritavad rakuväliseid eksoensüüme, misjärel tekkinud osakesed metaboliseeritakse ja vabanevad CO₂ ja muud anorgaanilised toitained (Chapin *et al.*, 2011); Robertson & Paul, 2000). Taimede lagunemine sõltub olulisel määral ka nende keemilisest koostisest: valgu, kaltsiumi ja kergesti lagunevate süsivesikute rohkus kiirendab lagunemist, samas kui terpeenid, fenoolid ja teised ühendid seda pidurdavad (Raukas, 1995). Juurte lagunemise kiiruse ja hulga määravad mõnedel andmetel kaltsiumi sisaldus ning süsiniku-lämmastiku suhe (C:N) (Silver & Miya, 2001). Teistel andmetel määrab kiirema lagunemise algfaasis lämmastikuisaldus, kuid hilisemates etappides on määravamad raskesti lagundatavad ühendid ja keskkonnategurid (Dong *et al.*, 2025). Samuti mõjutab lagunemiskiirust ka juure läbimõõt, kuna peenjuured sisaldavad rohkem toitaineid ja vähem struktuurseid süsivesikuid, mistõttu lagunevad need võrreldes jämedamate juurtega

kiiremini (Silver & Miya, 2001; Zhang & Wang, 2015). Seega on välja toodud, et kiiresti lagunevas materjalis on peamiselt labiilsed ainevahetusühendid nagu suhkrud ja aminohapped, kuid hilisemas aeglasel faasis struktuuriühendid nagu ligniin ja suberiin (Chapin *et al.*, 2011) (joonis 2). Just juurte koostis määrab mikroobide juurdepääsu orgaanikale ning kliimaatilised tegurid mõjutavad lagunemise intensiivsust (Laiho *et al.*, 2004). Lagunemisprotsesse ökosüsteemis mõjutab ka selle taimestik ning taimede elutsükel, sest lühema eluajaliste liikide juured lagunevad kiiremini kui pikaealistel, mille juured on keemiliselt vastupidavamad (Silver & Miya, 2001; Laiho *et al.*, 2004).



Joonis 2. Varise ja orgaanilise aine lagunemise ajaline kulg ning orgaanilise aine kvaliteedi muutus selle käigus (Chapin *et al.*, 2011)

Suurem osa taimede ainevahetusprotsessidest toimub maapinnalähedastes mullakihtides, kus paikneb umbes 50% kogu juuremassist, samas kui 95% juurtest ulatub kuni kahe meetri sügavuseni. (Schenk & Jackson, 2002). Selline jaotus on tingitud ligipääsust põhjaveele, kus kuivades ja poolkuivades piirkondades on juured arenenud sügavamale (Fan *et al.*, 2017). Niisketel aladel, eelkõige turbaökosüsteemides, jäävad juured pinnapealseks, sest sügavamates kihtides takistab hapnikupuudus nende arengut (Laiho, 2006).

Peenjuurte biomass ja tootlikkus väheneb sügavamates kihtides, mis viitab sellele, et soodsad tingimused pinnakihi soodustavad ka kiiremat lagunemist (He *et al.*, 2025). Sügavale või horisontaalselt kaugemale maapinda ulatuvad pikad ja hargnemata külguured toimivad niiskemate ja toiteainerikkamate kohtade otsijatena ning puitununa lagunevad ka aeglasemalt oma kõrgema ligniini- ja süsiniku-lämmastiku suhte tõttu (Schenk & Jackson, 2002; Silver & Miya, 2001). Eriti suure ligniini ja lämmastiku suhte puhul võib juurte lagunemine ka peatuda, sest mikroorganismid sõltuvad olulisel määral lämmastiku kättesaadavusest ning ligniin ise on mikroorganismidele raskesti lagundatav ühend (Zhang & Wang, 2015). Keerulise ehitusega looduslik polümeer ligniin tagab mehaanilise rakuseina tugevuse kui ka biootilistele ja abiotilistele teguritele vastupidavuse (Yadav & Chattopadhyay, 2023). Juurtes moodustab see Caspariani riba (ingl *Casparian strip*), mis reguleerib vee ja toitainete liikumist, säilitab mineraalide tasakaalu, kaitseb juurt ning aitab taimel taastada barjääri kahjustuste korral (Reyt *et al.*, 2021).

1.5 Lagunemisprotsessid turbaaladel

Eraldi saab käsitleda ka turba lagunemist, mille käigus muutub turbataimede mass tihedamaks ja toitainerikkamaks ning see sõltub peamiselt rabavee tingimustest ja turba botaanilisest koostisest (Valk, 2005). Turbaaladel on orgaaniline aine peamiselt pärit turbasammaldest, aga ka soiste ja rabastuvate kasvukohtadele omaste taimeliikide varise aeglasest lagunemisest (Moore *et al.*, 2007). Juurte varisemine ja lagunemine toimub mullas ning on maismaa ökosüsteemide süsinikuringluse üks olulisimaid maa-aluseid protsesse, mille käigus vabanevad surnud orgaanikas seotud toitained mulda (He *et al.*, 2025; Silver & Miya, 2001). Sügavamate mullakihtide pikaajalise süsinikuvaru aitavad säilitada sügavemale ulatuvad juured, mis võivad murendada muuhulgas ka mineraalset aluspõhja (Fan *et al.*, 2017; Fahey *et al.*, 2024). Kliimategurid, milleks on peamiselt keskmine aastane temperatuur, keskmine aastane sademete hulk ning tegelik aastane aurumise määr, omavad väiksemat mõju juurte lagunemisele ning see ilmneb kuivematel aladel ja jämedamatele juurtele (Zhang & Wang, 2015).

He *et al.* (2025) näitasid, et kuivendatud turbaaladel toimub peenjuurte lagunemine sügavamates kihtides aeglasemalt, eriti 10–20 cm sügavusel ja sügavamal, kus veetase piirab aeroobset lagunemist. Samas oli lagunemine kiirem toitainerikkastes turbaaladel, viidates sellele, et veetase ja toitainete kättesaadavus koos määravad ära lagunemistingimused (He *et al.*, 2025). Samuti

võivad taimed toitainerikastel aladel olla väiksema juurdekasvuga, sest suurem biomass annab eelduse aeglasemale juurekäibe ja paremale toitainete kättesaadavusele (Schenk & Jackson, 2002). Lisaks mõjutab taimede juurdumissügavus turbaökosüsteemides vee ja hapniku liikumist, mis määrab lagunemise intensiivsuse (Laiho, 2006). Kui veetase langeb, muutub mulla hapnikurežiim, võimaldades aeroobset lagunemist sügavamal, kuid samas hoiab veetase lagunemise aeglasena ja süsiniku rohkem seotuna (He *et al.*, 2025). Seega saab öelda, et süsinikuringe on seotud hüdroloogiliste protsessidega ning kõik muutused veetasemetes võivad viia süsiniku vood bilansist välja (Laiho, 2006).

Taastatud turbaökosüsteemides sõltub peenjuurte lagunemine oluliselt mikrokliimatilistest tingimustest. Lagunemiskiirus on suurim pinnakihi (0-10 cm) ning väheneb sügavamale liikudes, mis viitab niiskuse ja temperatuuri vertikaalsele gradiendile mullas (He *et al.*, 2025). Lisaks mõjutavad lagunemiskiirust ka varise keemilised omadused, nagu ligniin, lämmastik ja fosfor ning keskkonnategurid nagu hapnik, temperatuur ja pH (Valk, 2012). Kõrgem temperatuur soodustab mikroorganismide ja ensüümide aktiivsust, kiirendades orgaanilise aine lagunemist (Silver & Miya, 2001). Turbaalade happeline pH omakorda pärsib lagundavate organismide aktiivsust, mis vähendab ligniini lagundamist ja orgaanika saab koguneda (Berg & McClaugherty, 2008).

Veetase on sooökosüsteemides kõige olulisem struktuuri ja funktsiooni piirav tegur, kuid selle mõju on üksikult keeruline eristada, sest veetase mõjutab mulla niiskust, hapnikusisaldust ja toitainete ringlust (Schenk & Jackson, 2002). Kõrge veetase pidurdab lagunemist, säilitades süsiniku, samas kui veetaseme langus suurendab hapniku kättesaadavust ja võib kiirendada orgaanilise aine lagunemist (Laiho, 2006). Väike hapniku kogus turbaaladel aeglustab mikroobset lagunemist ning seega esineb nendel aladel peamiselt anaeroobne lagunemine ja turvas saab akumuldeeruda (Berg & McClaugherty, 2008). Samuti omab veetase suurt rolli taimede juurdumissügavusel, kus madala veetaseme korral kasvavad juured sügavamale ja kõrgema veetaseme puhul on juurestik pindmisem (Fan *et al.*, 2017).

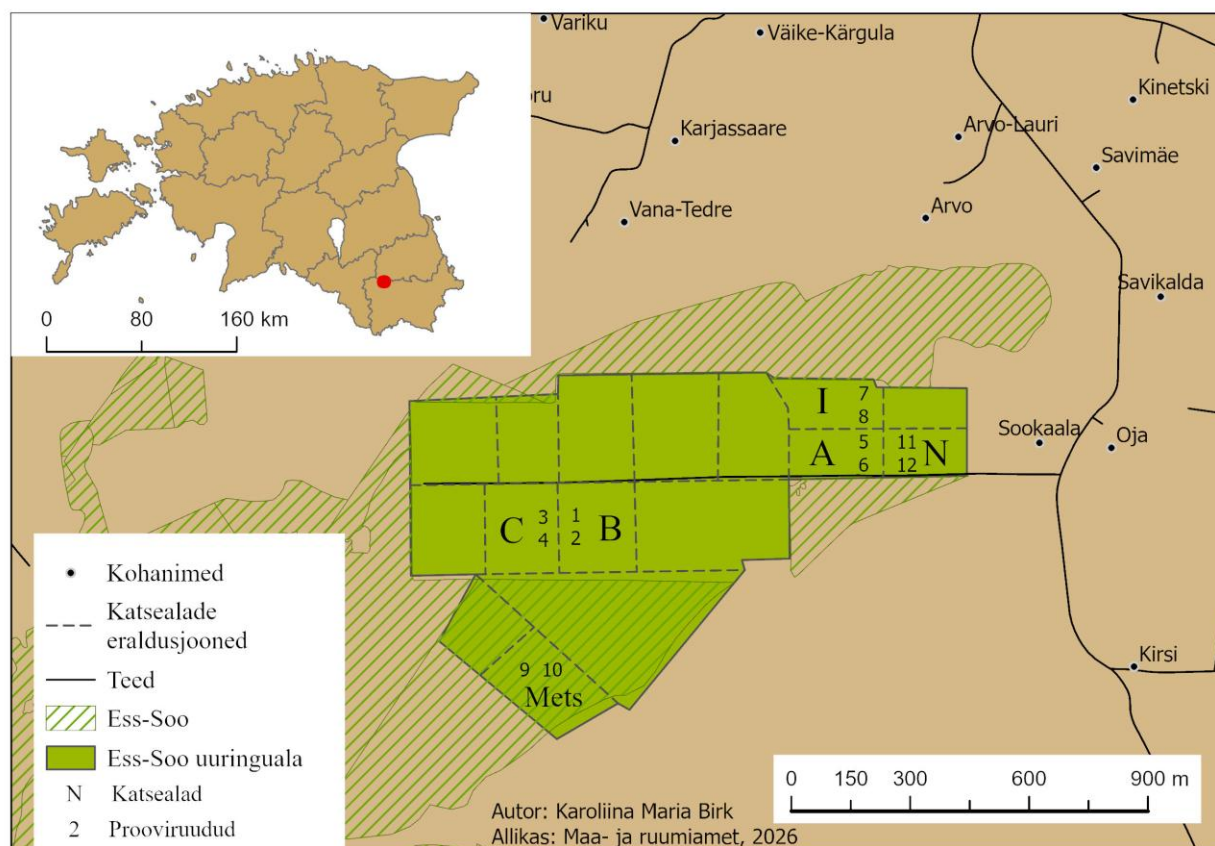
2. Andmed ja metoodika

2.1 Uurimisala kirjeldus

Ess-Soo uurimisala on endine turbakaevandusala, kus kaevandamine lõpetati 1994. aastal (REWET, (i.a)). Mahajäetud kaevandusala taastamine toimus 2021. aastal Riigimetsa Majandamise Keskuse (RMK) ning Tartu Ülikooli koostöös (Kohv, 2021). Eesti Teadusinfosüsteemi (ETIS, 2022) andmetel on Ess-Soo kaevandusala taastamise ajal seal läbi viidud mitmeid teadusprojekte (näiteks REWET projekt jt). Uuringuala suurus on 50 hektarit (Maa- ja Ruumiamet, 2026a), mis on jaotatud 16 eraldi katsealaks, kus igal on rakendatud erinevat taastamisvõtet. Nendeks on 1) kontrollalad, kus taastumine on olnud isetekkeline, 2) erineva veetasemega alad ning 3) katsealad millele on laotatud samblafragmente. 2021. aastal taastati kogu ala ning 18 hektaril kasutati sammalde laotamist freesturbaalale, mille kasvama hakkamiseks on oluline niiske pinnas (REWET, (i.a); Riigimetsa Majandamise Keskus, 2022). Samblafragmentide laotamisele eelnes puittaimestiku eemaldamine, mineraliseerunud turba koorimine ja maapinna silumine, mille käigus koondati eemaldatud pinnas hilisema kraavide sulgemise ja paisude rajamise tarvis (Vaguri, 2017). Taimefragmente koguti doonoralt ehk kasutuses olevatelt turbatootmisaladelt, misjärel laotati fragmendid niiskena freesturbaalale 5 cm paksuse kihina, ja kaeti seejärel põhuga (Vaguri, 2017). Kraavide sulgemisel on kasutatud erinevaid metoodikaid ning tööde läbiviimisel oli paigas kindel ülesannete järjestus (Vaguri, 2017). Lausaliselt täidetud kraavid on rajatud ümbritseva pinnasega samale tasemele ning paisude jaoks kasutati pinnast ilma kändude ja lamapuiduta (Vaguri, 2017). Harvendusraie puhul eemaldati sirgetüvelised puud ning säilitati kõik surnud ja muud eritunnustega puud (Vaguri, 2017).

Käesolevas töös analüüsiti kuue erineva taastamisvõtte mõju kaheksa erineva substraadi (männi (*Pinus sylvestris*), mustika-sinika (*Vaccinium myrtillus*-*Vaccinium uliginosum*), jõhvika (*Oxycoccus palustris*), kanarbiku (*Calluna vulgaris*), tuppvillpea elus ning tuppvillpea surnud juured (*Eriophorum vaginatum*), kanarbiku ning tuppvillpea lehevaris) lagunemisele (joonis 3). Aladeks olid A-kontrollala, kus on sügavam veetase ning B-kontrollala, kus on kõrgem veetase. I- ja C-ala on paisudega mõjutatud, kus vastavalt toimub looduslik uuenemine ilma samblafragmentide laotamiseta. N-alal on kraavid täidetud ning maha on laotatud samblafragmente. Metsa-alal on turbavõtuaugud ja aukudevahelised tervikud suletud paisudega

ning taastamisel on teostatud harvendusraie (tabel 5). Katsealal mõõdeti portatiivselt kord kuus ka käsitsi veetaset, õhu- ja muldtemperatuuri ning mullaniiskust (ptk 2.4).



Joonis 3. Ess-soo uuringuala paiknemine ja katsealad (Aluskaart: Maa- ja Ruumiamet, 2026a)

Tabel 5. Ess-soo katseala katsealade korrastamismeetmed ja veetasemed

Katseala	Veetase	Korrastamismeede
A	Kontrollala, kraavid on lahtised	-
B	Kontrollala, kraavid on lahtised (nõrk mõju veetaseme tõstmisel)	-
C	Pinnasepaisud	Isetaimestunud jõhvikaga
I	Pinnasepaisud (sulgemisega)	Isetaimestunud sinikaga
N	Kraavid täidetud	Samblafragmentide laotamine
Mets	Pinnasepaisud	Isetaimestumine ja osaliselt säilinud samblarinne. Harvendatud puurinne valgustingimuste parandamiseks.

Katsealade keskkonnaseisundit iseloomustavad uuritud parameetrid nagu lahustunud orgaaniline süsinik (DOC), pH ja hapniku tase mullas. Need toovad välja ilmastikuolude eripärad ja mõjutavad nii veetaset kui mulla keemilisi protsesse. Lisaks analüüsiti töö käigus mulla temperatuuri 10 cm sügavusel ning veetaseme muutusi.

2.2 Katse ettevalmistus ja korjed

Antud töö jaoks viidi läbi 3-aastane lagunduskatse Ess-soo taastatud turbakaevandusalal, perioodil 31.08.2022 – 14.10.2025. 2022. aasta 31. augustil koguti lagunduskatse jaoks Ess-Soo uuringualalt ning sellega piirnevast soometsast kahte erinevat liiki maapealset varist ja viit erinevat liiki peenjuuri: tuppvillpea maapealne varis (TV), kanarbiku varis (KV) ning tuppvillpea elusaid ja surnud juuri (ETJ, STJ), kanarbiku juuri (KJ), mustika-sinika juuri (MSJ), jõhvika juuri (JJ) ja männi juuri (MJ). Substraadid valiti piirkondades kasvavate taimede järgi ning katsealadele asetati samuti ainult neid taimi, mis seal kasvavad, et saada loomulikes tingimusest lagunemise tulemused. Tuppvillpea juured jagati elus ja surnud juurteks seoses erakordselt suure surnud juurte massiga ning elusate juurte kerge eristamise tõttu. Siiski elusate juurte proovide arv jäi liiga väikeseks, et neid kogu aja perioodi vältel kõikidel katsealadel lagundada, seega on tuppvillpea elusate juurte lagunemise andmed väga fragmentaarsed. Peale proovimaterjali korjet need kuivatati 60 kraadi juures vähemalt 48 tundi, jahutati ning seejärel kaaluti 0,5 grammisteks proovideks ja pakiti kindla augusuurusega sünteetilisest võrkriidest õmmeldud kotikestesse. Varise jaoks oli kasutusel 1 mm suuruse silmaga riie ning peenjuurte jaoks 0,5 mm suuruse silmaga riide. Kokku pakendati selliselt 772 proovi. Proovide nummerdamiseks loodi kindel süsteem, kus kõigepealt substraadi lühend ja seejärel järjekorranumber. Männi juurte numbrid olid 1 – 146, jõhvika juurtel 147 – 256, kanarbiku juurtel 257 – 352, mustika-sinika juurtel 353 – 467, tuppvillpea elus juurtel 468 – 480, tuppvillpea surnud juurtel 481 – 560, kanarbiku varisel 561 – 665 ja tuppvillpea varisel 666 – 772.

Igale proovialale tehti kaks prooviruutu ehk kordust, kuhu pandi lagunema võimalusel kõiki liiki substraate. B-alal on prooviruudud 1-2, C-alal 3-4, A-alal 5-6, I-alal 7-8, metsa-alal 9-10 ja N-alal 11-12. Lagunduskotid jagati katsealadele proportsionaalselt, aga arvestades vähemalt nelja korjekorraga (Lisa 1). Lagunduskatse kahte tüüpi proovid paigutati ridades ning iga rea lõppu ja algust tähistas grilltikk. Peenjuuri sisaldavad lagunduskotid asetati maa alla 5 kuni 10 cm

sügavusele ning varis kinnitati grilltikuga kotikestes maa peale. Mahapanekul seoti kõik proovikotid transekti tähistavalt nõörile, iga 10 cm järel (Lisa 2). Lagunduskotte jadaks ühendav nõör oli abiks nende hilisemal leidmisel. Katsealad B ja C pandi katsealale maha 7. oktoobril 2022 ning ülejäänud 19.oktoobril 2022.

Lagunduskottide korje toimus kuuel korral: 1 kuu, 6 kuu, 1 aasta, 1.5 aasta, 2 aasta ja 3 aasta möödudes (vastavalt 15.11.2022, 14.06.2023, 26.10.2023, 14.06.2024, 18.10.2024, 14.10.2025). Viimasel korjel osales ka käesoleva töö autor. Kotikesed kaevati maa seest väikeste labidatega ning katsealadelt saadud proovid pakendati eraldi. Viimasel korjel oli lagunduskottide tähistus ja ühendusena kasutatud nõör ajaga lagunenu ning maa-aluste kottide leidmine osutus kohati vaevarikkaks, mistõttu mõned proovid jäid leidmata.

2.3 Laboratoorsed tööd

Proovide analüüsimine laboris algas esmalt nende kuivama panemisega. Selleks jäeti need nädalaks ajaks laialilaotatuna seisma, et need saavutaksid õhkkuiva oleku. Käesoleva töö autor osales viimase korje proovide puhastamisel ja pakendamisel. Proovid puhastati käsitsi üleliigsest mullast ja taimejäänustest, mis võiksid kottide lahti lõikamisel sinna sisse sattuda. Seejärel lõigati lagunduskotid lahti ning juure- ja variseproovid kallati ükshaaval petri tassidele. Selline tegevus oli vajalik, et veenduda, kas proovimaterjalis leidub muid juuri või mullaosakesi ning selle analüüsimiseks kasutati kohati ka mikroskoopi. Kui vaatlusel tuvastati mullaosakesi, siis kallati juureproov sõelale ning juureproovi kaalu mõjutav muld eraldati. Iga puhas juureproov ja puhastatud juureproov kallati petri tassilt paberist ümbrikusse, millele kirjutati peale proovi number, katseala number, katse nimi ning sissekasvu või katkise koti korral tehti ümbrikule ka vastav märge. Pakendatud proovid asetati kuivatuskappi umbes 4 päevaks ning kuivatati 60 kraadi juures konstantse kaaluni. Seejärel võeti kuivatuskapist kolme kaupa välja, et säiliks saavutatud kuivuse tase, misjärel alustati kaalumise. Selleks kasutati elektroonilist kaalu, mille täpsus on 0,001 g. Kaalumisel saadud tulemused kirjutati proovi numbri järgi tabelisse.

3. aasta massikadusid analüüsides selgus, et C- ja metsa-ala proovidel oli selge sissekasv muude taimejuurte näol, seega võeti pisteliselt ka alamproove. Kokku võeti neid 8 ning 6 neist olid metsa-alalt ja 2 C-alalt. Selleks võeti väike proovist väike kogus juuri ning mikroskoobi all eraldati pintsettidega muud taimejuured katses analüüsitavatest juurtest. Kahte sorti juured pakendati

eraldi ümbrikutesse, millele kirjutati peale proovi number, katseala number ja eraldatud osa nimetus. Ümbrikud asetati kuivatuskappi 48 tunniks, misjärel need kaaluti. Selleks kasutati kahte kaalu, millest esimene oli täpsusega 0,00001 g ja teine 0,001 g. Esimest kasutati sissekasvanud juurte kaalumiseks ning teist katsetaimede juurte kaalumiseks. Algselt saadud lagunemisprotsenti oleks pidanud muutma juhul, kui muude juurte sissekasv oleks ületanud 5%, kuid antud juhul jäid alamproovide tulemused alla 5%.

2.4 Keskkonnaandmed

Orgaanilisele aine lagunemisele avalduva keskkonnamõju analüüsimiseks kasutati töös gaasimõõtmiste päevaldel mõõdetud ilmastikuandmeid. Temperatuuri mõõdeti Comet logeriga ning niiskust Decogon/Meter ProChech GS3/Terros12 aparatuuriga. Mullatemperatuuride (°C) andmed 10 cm sügavuselt on kogutud kõikidelt aladelt ning veetasemete (cm) andmed puuduvad ainult metsa-ala kohta. Lisaks on A- ja B- kontrollaladelt kogutud veel andmereal pH, hapnikutaseme (%) ning mullas lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) (mgC/l) kohta. Mulla pH määrati vastavalt standardmetoodikale EN 10390, kasutades pH-meetrit WTW3110. Ekstraheerunud mullasüsinik (DOC) on määratud vastavalt standardmetoodikale EN 1484, kasutades Vario TOC aparatuuri (Elementar GmbH, Germany).

Keskkonnaseisundi iseloomustamiseks on töösse kaasatud DOC, hapniku ja pH andmereal perioodil 2021-2026 ning temperatuuri ja veetaseme andmed lagunduskatse läbiviimisperioodi kohta. Keskkonnaparameetrite mõõtmised on teostatud sagedusega korra kuus.

2.5 Andmeanalüüs

Massikadude analüüsimiseks valiti lagunduskottide korjetest kolmas (26.10.2023), viies (18.10.2024) ning kuues (14.10.2025). Seega moodustus kolm aastat: 15.11.2022 - 26.10.2023 (katse esimene aasta), 27.10.2023 - 18.10.2024 (katse teine aasta), 19.10.2024 - 14.10.2025 (katse kolmas aasta). Massikadude leidmiseks arvutati Excel programmiga esmalt välja iga proovi massikadu grammides ja protsentides. Seejärel keskmistati katsealade kaupa kõik substraadid, kasutades selleks massikao protsenti. Iga leitud keskmise väärtuse kohta arvutati standardviga. Katsealade vaheliste massikao väärtuste erinevuse leidmiseks kasutati mitmest

dispersioonianalüüsi, mille jaoks kontrolliti esmalt iga substraadi aastase massikao mõõtmiste normaaljaotust Kolmogorov-Smirnovi testiga. Statistiliselt oluliste erinevuste tuvastamisel katsealade massikadude vahel kasutati keskmiste võrdlemiseks Tukey HSD testi, kus olulisuse nivoo oli $p < 0,05$. Saadud tulemused koondati tabelisse, olulisused märgiti ülatähtedega. Seejärel kasutati visualiseerimiseks Excel'i programmi, kus tabelisse koondatud massikadude protsendid arvutati ümber allesjäänud massiks (jääkmass (%)), ning kõik substraadid kanti eraldi joonistele alade kaupa. Kolmanda aastal substraatide keskmiste massikadude olulisuse võrdlemiseks aladel teostati Tukey HSD (The Unequal N HSD test) test, kus olulisuse nivoo oli $p < 0,05$. Tulemused visualiseeriti vabavara R 4.5.3 R-Stuudio keskkonnas tulpdiagrammidena, kuhu kanti peale ka olulisust tähistavad tähed.

Lagunemiskiiruse analüüsimiseks valiti proovid alates teisest korjest, jättes välja esimese kuu lagunemise. Lagunemiskiirus (k) oli kirjeldatav eksponentsiaalse lagunemise mudeli järgi (Olson, 1963). Valem k -väärtuste arvutamiseks oli järgmine:

$$k = \frac{-\ln\left(\frac{M_t}{M_0}\right)}{t}$$

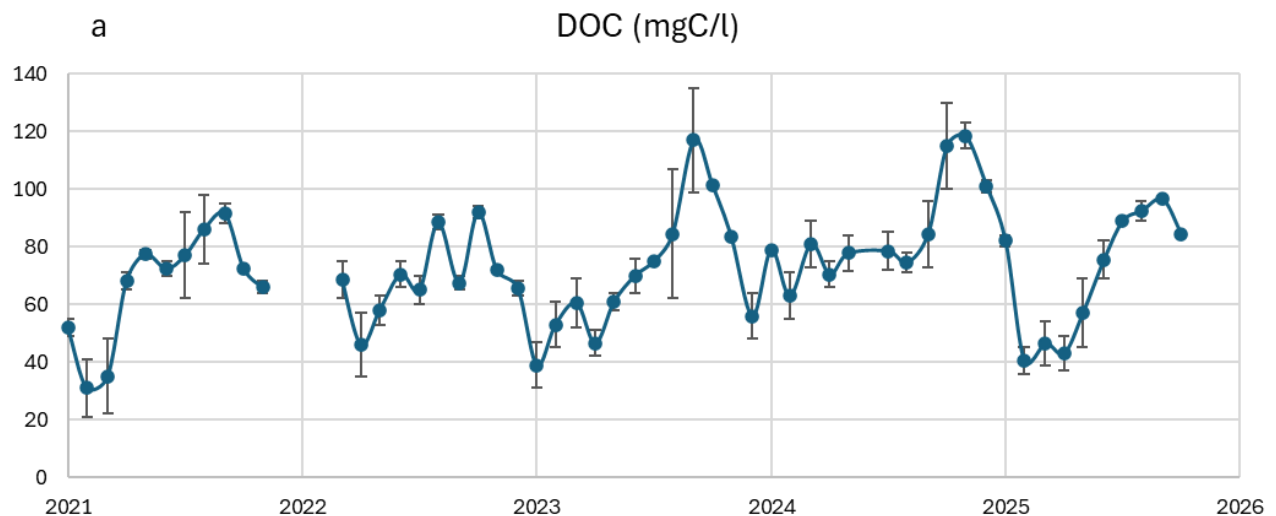
kus k on lagunemiskiirus, t on aeg aastates, M_t on mass (g) ajahetkel t ja M_0 on algmass (g). R-Stuudio keskkonnas arvutati andmete põhjal regressioonvõrrandid, determinatsioonikordaja (R^2) ja statistilise olulisuse tasemed (p -väärtus). Lisaks kasutati R-Stuudio keskkonda visualiseerimiseks, koostades graafikud, mis kujutasid substraatide massikao muutusi erinevate alade lõikes.

Keskkonnaandmete korrastamiseks ja visualiseerimiseks kasutati Excel'i programmi. Kuna andmed on kogutud sagedusega korra kuus ning üksikutel juhtudel ka kahel korral kuus, siis filtreeriti andmed käsitsi, esitades väärtuse iga kuu kohta. Hapniku (O_2), pH ja lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) väärtused on esitatud kahe katseala tulemuste keskmisena. Iga andmepunkti juurde arvutati standardviga, mis on joonistel esitatud veapulkadena. Mulla temperatuuri ja veetaseme andmestik on esitatud katsealade kaupa.

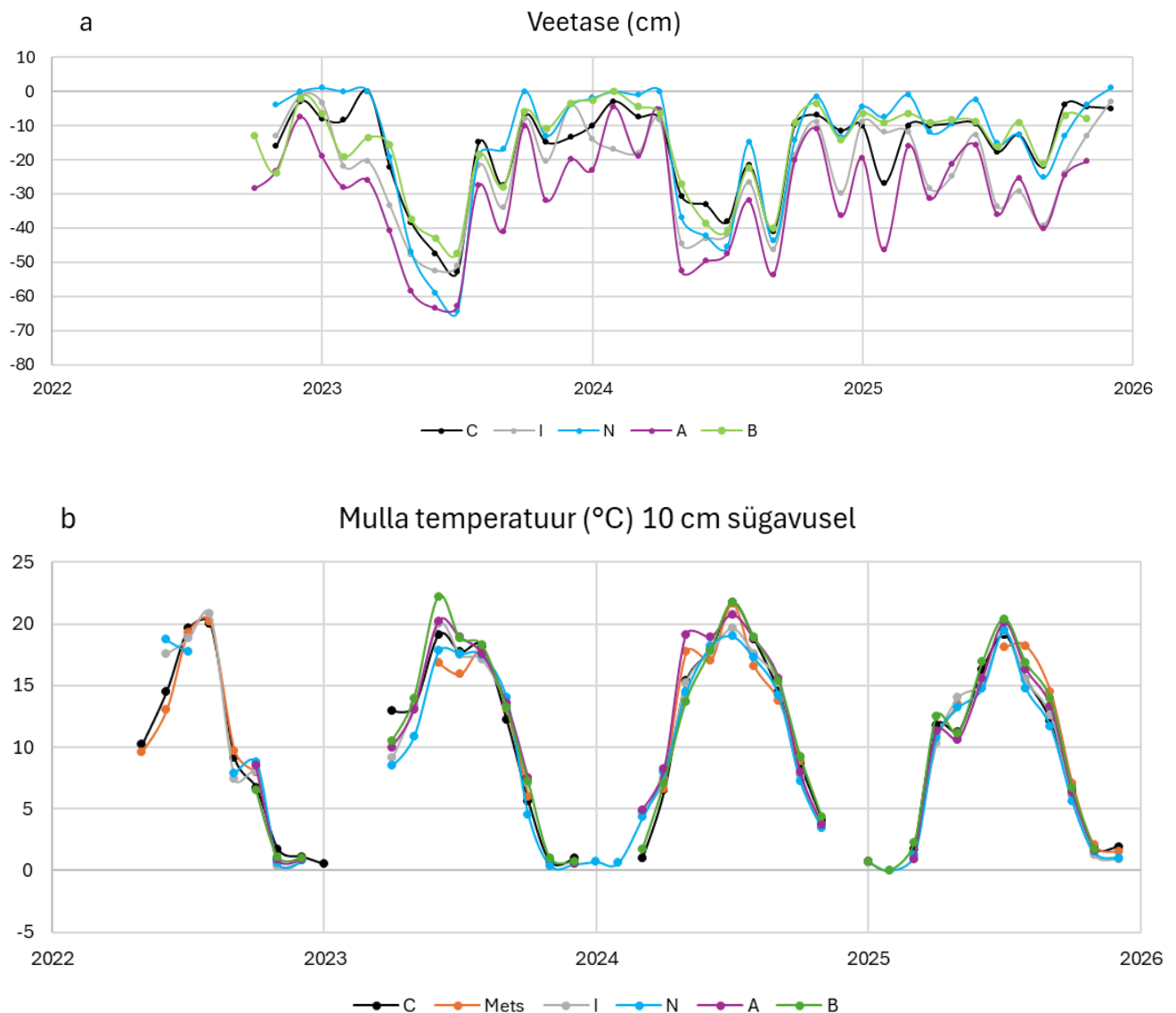
3. Tulemused

3.1 Keskkonnatingimuste varieerumine katsealal

DOC väärtused perioodil 2021 – 2026 toovad esile sesoonsed kõikumised, olles vastavalt sügisei kõrgemad ja talviti madalamad (joonis 4a). Perioodi jooksul esines ka suuremaid tõuse ja langusi, kus suurimad väärtused olid 2023. ja 2025. aasta sügisestel aegadel, mil antud näitaja oli ligi 120 mg/l. Madalaimad väärtused esinesid iga aasta alguses, kui DOC oli 30 mg/l juures. Seega mullast leostub kuni 119 m/l ja kõige vähem 31 mg/l. Katsealal on pH väärtused nõrgalt happelised, olles vahemikus pH 4 – 5 (joonis 4b). Üldiselt on näitaja ajas stabiilne, kuid esineb üksik kõrvalekalle 2022. aasta sügisel, kui pH langeb kuue juurest veidi alla kahe. Siiski stabiliseerub see mõne kuuga ja on tagasi tavapärases vahemikus. Hapniku (O_2) väärtused on peamiselt vahemikus 0 – 15%, kuid periooditi esineb ka tõususid (joonis 4c). Peamiselt on need tõusud sügise alguses, kui hapniku näitaja on vahemikus 25 – 45%, püüdes sellel tasemel ligikaudu kuu aega. Suurimad varieeruvused kahe ala tulemuste vahel on samuti perioodidel, kui keskmine hapnikutase mullas on kõrge. Kõige suurem varieeruvus on 2025. aasta alguses, kui kahe ala tulemused varieerusid ligi 12 korda. Madalamate hapnikutasemete korral on varieeruvus samuti väike ning need perioodid on peamiselt kevade lõpus ja suvel. Kõikides andmeridades esinevad ka andmelüngad, kuid need ei mõjuta katseala keskkonnategurite mõju analüüsi lagunemisele oluliselt.



madalamate veetasemetega kui taastatud N- ja C-ala. Mullatemperatuuri muutustes esineb selge hooajalisus, kus valdavalt suvel kõrgemad temperatuurid ja talvel madalamad (joonis 5b). Erinevused alade vahel suvekuudel on suuremad, kui 2023. aastal on kontrollalal B 22°C ja varjulisemas metsa-alas 16°C. Talvekuude iseloomustamiseks puuduvad aladel andmerekad, kuid valdavalt jäävad madalaimad temperatuurid 2°C juurde. Üldiselt on alade vahel jahedamatel perioodidel väiksem temperatuuride varieeruvus kui suvel.



Joonis 5. Veetase (a) ja mullatemperatuur (10 cm sügavusel) (b) 2022-2026 katsealadel

3.2 Lehevarise ja peenjuurte massikadu

Tuppvillpea lehevarise massikadu oli kanarbiku varise massikadudest suurem igal aastal. Kanarbiku lehevarise keskmine massikadu oli esimesel aastal $17,3 \pm 1,4\%$ (tabel 6) ning kolme aasta lõpuks 40,6%. Seega oli kolmanda aasta lõpuks alles jäänud veidi üle poole materjalist (ligikaudu 60%) (lisa 3). Tuppvillpea lehevaris kaotas esimesel aastal massist ligi kolmandiku ($33 \pm 1,6\%$) ning kolme aasta lõpuks oli tuppvillpea lehevaris kaotanud veidi üle poole oma algsest massist ($56,6 \pm 5,1\%$). Kolmanda aasta lõpuks oli tuppvillpea lehevarise jääkmass aladel 24-54% (lisa 3). Siiski on aastatevaheline massikadu mõlema lehevarise tüübi puhul sarnaste suurusjärgudega. Kanarbiku lehevarisel suurenes massikadu esimeselt aastalt teisele 15 protsendipunkti ning tuppvillpeal 16 protsendipunkti. Teise ja kolmanda aasta vahel on sama näitaja vastavalt 8 ja 7 protsendipunkti (tabel 6).

Kanarbiku lehevarise massikadudes ei ilmnenu esimesel ja teisel aastal aladevahelisi statistiliselt olulisi erinevusi. Kolmandal aastal on alade vaheline erinevus oluline ning enim eristub metsa-ala, kus massikadu on $61,8 \pm 2,8\%$ ning teiste alade puhul jääb antud näitaja alla 40% (tabel 6). Tuppvillpea lehevarise massikadude puhul pole samuti esimesel aastal olulisi aladevahelisi erinevusi, kuid teisel ja kolmandal aastal on suurimad massikaod metsa-alal (vastavalt 62% ning 76%).

Peenjuurtest lagunesid esimesel ja teisel aastal enim männi juured, kuid kolmandal aastal mustika-sinika juured (29%) (tabel 6). Männi juurteil oli kolmanda aasta keskmine massikadu 28%. Tuppvillpea surnud juured lagunesid kolme aasta jooksul kõikidest juuresubstraatidest kõige vähem (aastate kaupa: 7%, 13% ja 10%). Seega jäi männi juurtest kolmanda aasta lõpuks alles veel 72%, mustika-sinika juurtest 71% ja tuppvillpea surnud juurtest 90% (Lisa 3). Jõhvika ja kanarbiku juurte keskmine massikadu esimesel aastal oli 12% juures ning teisel aastal 20% juures. Kolmandal aastal kaotasid kanarbiku juured vähem massi kui jõhvika juured. Elusa tuppvillpea massikadu suurenes esimese aasta oli 13,5%-lt teisel aastal 23,2%-ni. Kolmanda aasta kohta proovid puuduvad.

Männi juurte esimese aasta massikadu oli vahemikus 17,4% (A-ala) kuni 28,3% (N-ala) (tabel 6). A-alal jäi seega männi juurtest kaheks järgmiseks aastaks alles ligikaudu 80% ning N-alal 70% massist. Teisel aastal esines suurim massikadu metsa-alal (42,6%) ning teistel aladel jäi massikadu 30% juurde. Kolmandal aastal kaotasid männi juured enim massist N-alal ($36 \pm 1,5\%$). Mustika-

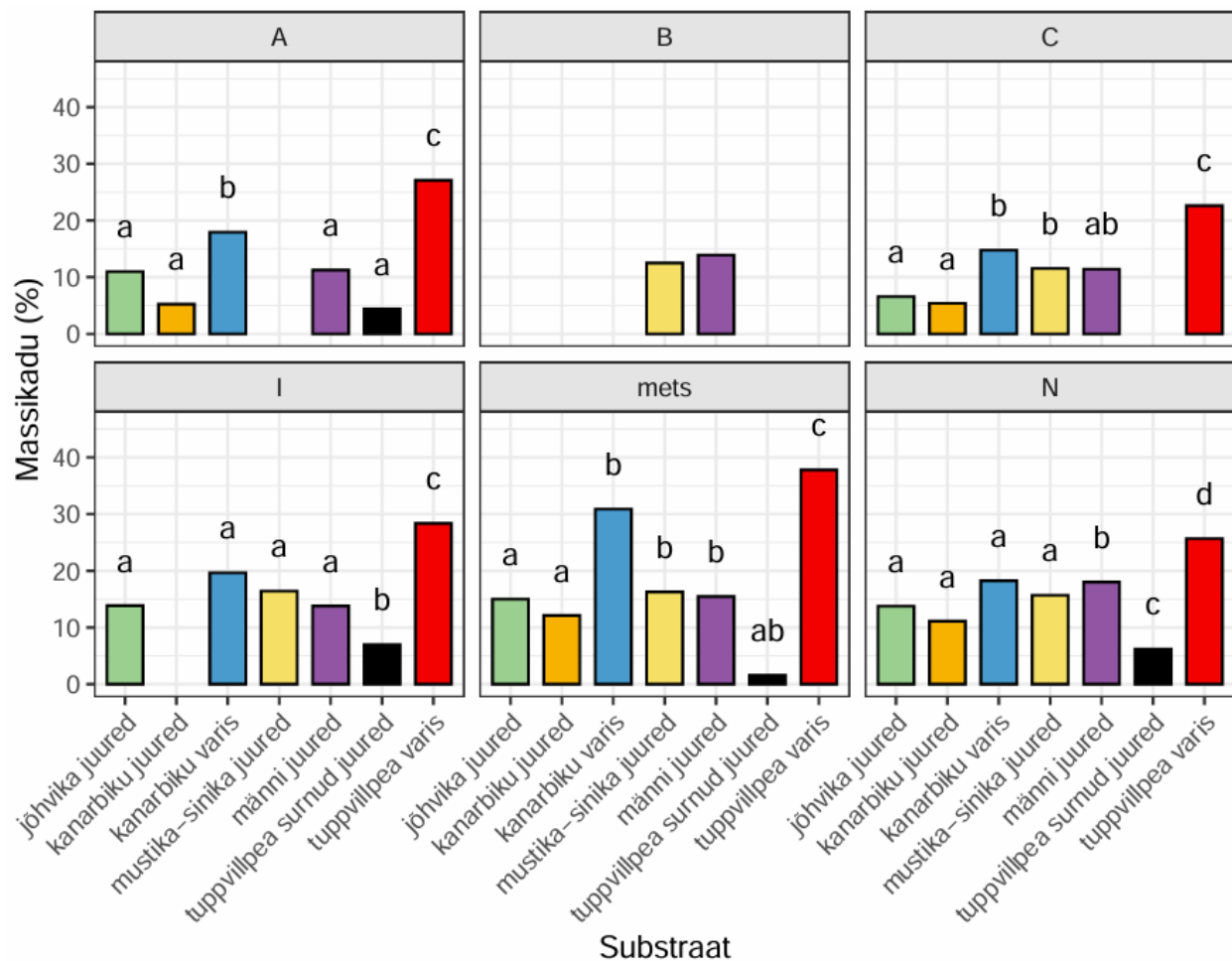
sinika juurtel ei ilmnenud ühelgi aastal statistiliselt olulisi massikao erinevusi alade vahel. Jõhvika juurtel ei olnud esimesel aastal alade vahel olulisi massikadude erinevusi, kuid teisel aastal olid suurima massikaoga A-ala ($27,8\%$) ning teistel aladel jäid massikaod 20% juurde. Kolmandal aastal olid suurima massikaoga I-, N-, ja metsa-ala (vastavalt $27,7 \pm 2,3\%$, $27,5 \pm 1,7\%$ ning $30 \pm 3,3\%$) ning väikseim massikadu oli $13,1\%$ (C-ala). Seega oli jõhvika juurtest katse lõpuks alles ligikaudu 70% kuni 90% . Kanarbiku juurtel puhul ei erinenud massikadu statistiliselt ühelgi alal. Tuppvillpea surnud juurte suurimad massikaod esimesel aastal olid väga sarnased nii I-, N- ja metsa-alal (vastavalt $8,3 \pm 1,2\%$, $8,8 \pm 0,7\%$ ning $8,9 \pm 3,1\%$). Teisel ja kolmandal aastal olulisi erinevusi ei esinenud. Tuppvillpea elusatel juurtel ei esinenud samuti statistiliselt olulisi erinevusi alade vahel.

Tabel 6. Lagundatavate substraatide massikadu ($\% \pm$ standardviga) aastate ja alade kaupa. Tähed a, ab, b, c tähistavad olulisi erinevusi erinevate taastamismetoditega alade vahel ühe substraadi ja vastava aasta piires.

Männi juured				Mustika-sinika juured			
	1. aasta	2. aasta	3. aasta		1. aasta	2. aasta	3. aasta
A	$17,4 \pm 1,3^a$	$28,4 \pm 0,4^a$	$22,5 \pm 2,5^a$	A	-	-	-
B	$27,3 \pm 0,9^b$	$30 \pm 0,4^a$	$27,8 \pm 1,3^a$	B	$18,5 \pm 1,9$	$25,4 \pm 1,6$	$25 \pm 0,7$
C	$22,9 \pm 1,9^{ab}$	$29,1 \pm 2,5^a$	$22,8 \pm 2,3^a$	C	$16,1 \pm 1,2$	$27,4 \pm 0,7$	$23,1 \pm 1,5$
I	$24,5 \pm 2,3^b$	$29,47 \pm 1,1^a$	$27,6 \pm 2,4^a$	I	$21,6 \pm 0,9$	$35,5 \pm 4,7$	$32,9 \pm 0,6$
N	$28,3 \pm 0,9^b$	$30,4 \pm 0,8^a$	$36 \pm 1,5^b$	N	$22 \pm 0,7$	$26,9 \pm 1,3$	$31,3 \pm 1,3$
Mets	$25,4 \pm 1,2^b$	$42,6 \pm 1^b$	$31 \pm 2,4^{ab}$	Mets	20 ± 2	$29,2 \pm 5,8$	$32,5 \pm 4,2$
Keskmine	$24,3 \pm 1,6$	$31,6 \pm 2,2$	$28 \pm 2,1$	Keskmine	$19,6 \pm 1,1$	$28,9 \pm 1,8$	29 ± 2

Jõhvika juured				Kanarbiku juured			
	1. aasta	2. aasta	3. aasta		1. aasta	2. aasta	3. aasta
A	10,1 ± 1,2	27,8 ± 0,5 ^b	22 ± 1,9 ^{ab}	A	11,6 ± 2,3	22,3 ± 1,1	10,5 ± 1,8
B	-	-	-	B	-	-	-
C	11 ± 1,1	19,8 ± 0,9 ^a	13,1 ± 2,1 ^a	C	8,2 ± 1,6	17,9 ± 1,4	10,8
I	15,7 ± 0,9	23,7 ± 1 ^{ab}	27,7 ± 2,3 ^b	I	14,4 ± 1,1	20,4	-
N	15,6 ± 0,6	22,3 ± 1,4 ^a	27,5 ± 1,7 ^b	N	15,1 ± 2,1	17,2 ± 1	22,2
Mets	11,6 ± 1,8	21,6 ± 1,8 ^a	30 ± 3,3 ^b	Mets	10,6 ± 1,1	21,3 ± 2,6	24,2 ± 8,8
Keskmine	12,8 ± 1,2	23 ± 1,4	24,1 ± 3	Keskmine	12 ± 1,3	19,8 ± 1	17 ± 3,7
Kanarbiku varis				Tuppvillpea varis			
	1. aasta	2. aasta	3. aasta		1. aasta	2. aasta	3. aasta
A	16,3 ± 5,6	29 ± 1,7	35,9 ± 4,6 ^a	A	37,7 ± 3,5	48,2 ± 5 ^a	54,2 ± 2 ^a
B	-	-	-	B	-	-	-
C	17,8 ± 1,0	30,3 ± 2,5	29,5 ± 3,3 ^a	C	30,7 ± 0,6	44,5 ± 0,8 ^a	45,2 ± 4,5 ^a
I	13 ± 1,2	29,6 ± 3	39,3 ± 20,1 ^{ab}	I	31,4 ± 1	43,2 ± 1 ^a	56,7 ± 9,1 ^{ab}
N	21,3 ± 0,3	32,1 ± 1,3	36,5 ± 3,7 ^a	N	29,3 ± 1,2	47,5 ± 0,5 ^a	51,3 ± 1,7 ^a
Mets	18,2 ± 2	40,1 ± 6,9	61,8 ± 2,8 ^b	Mets	35,5 ± 1,5	62,4 ± 3 ^b	75,6 ± 8,7 ^b
Keskmine	17,3 ± 1,4	32,2 ± 2	40,6 ± 5,5	Keskmine	33 ± 1,6	49,2 ± 3,4	56,6 ± 5,1
Tuppvillpea elus juured				Tuppvillpea surnud juured			
	1. aasta	2. aasta	3. aasta		1. aasta	2. aasta	3. aasta
A	12,8 ± 0,8	-	-	A	0,8 ± 0,2 ^a	6,7 ± 1,7	8,7 ± 7,1
B	-	-	-	B	-	-	-
C	-	-	-	C	-	-	-
I	-	-	-	I	8,3 ± 1,2 ^b	12,5 ± 1,3	14 ± 1,4
N	14,2 ± 1,8	23,2	-	N	8,8 ± 0,7 ^b	13,1 ± 0,8	12,4 ± 1,8
Mets	-	-	-	Mets	8,9 ± 3,1 ^b	19,2 ± 14,6	3,1 ± 8,7
Keskmine	13,5 ± 0,7	23,2	-	Keskmine	6,7 ± 2	12,9 ± 2,6	9,6 ± 2,4

Kolmandal aastal ehk katse lõpuks olid substraatide massikao protsendid aladel statistiliselt olulise erinevusega, välja arvatud B-ala, kus erinevus puudus ning substraatideks olid ainult mustika-sinika ning männi peenjuured (joonis 6). Suurim substraatide massikao protsentide erinevus oli N-alal. Substraatidest eristuvad enim tuppvilipea surnud juured, mis moodustasid suure massikaoga aladel eraldi grupi. Lisaks ilmneb, et I- ja N-alal ei erine kanarbiku varise massikadu statistiliselt peenjuurte lagunemisest. Kontroll-aladel A ja B lagunenud substraadid ei erinenud teistest aladest.



Joonis 6. Kolmanda aasta massikadod (%) ja statistiliselt olulised erinevused katsealadel. Tähed a, ab, b, c, d tähistavad statistiliselt olulisi erinevusi ($p < 0,05$) substraatide vahel.

3.3 Lehevarise ja peenjuurte lagunemiskiirused

Lagunemiskiirused ajas üldiselt vähenevad substraatide ja alade puhul ning oluline aeglustumine algab teisest aastast (lisa 4). Lagunemiskiiruse k väärtused on esimesel aastal vahemikus 0,01 – 0,58, teisel aastal 0,03 – 0,5 ning kolmandal aastal 0,01 – 0,5 (tabel 7).

Kõikidel aastatel oli lehevarise materjalidest kanarbiku varise keskmine lagunemiskiirus väiksem kui tuppvillpea varisel (tabel 7). Esimesel aastal oli keskmine k -väärtus kanarbiku varisel 0,19, seevastu tuppvillpea varisel 0,42. Teiselt aastalt kolmandale vähenes tuppvillpea varise lagunemiskiirus rohkem kui kanarbiku varisel, ent kummagi lehevarise lagunemiskiiruse vähenemine ajas ei olnud enamasti tavapärase eksponentsiaalse regressioonmudeliga kirjeldatav. Tuppvillpea varise k väärtuse vähenemine ajas oli I- ja N- alal statistiliselt oluline ning jäi keskmiselt, ka kolmanda aasta lõpuks, võrreldes kanarbikuga kõrgemaks (tabel 7). Kanarbiku lehevarise lagunemisel alade lõikes toimus aeglasem lagunemine esimesel aastal I-alal ning kiirem N-alal. Teisel aastal oli lagunemiskiirus suurim metsa-alal (0,26). Kolmanda aasta lõpuks oli kanarbiku lehevarise suurim lagunemiskiirus samuti metsa-alal ja väikseim C-alal. Tuppvillpea varis oli esimesel aastal suurima lagunemiskiirusega C-alal ja väiksem samblafragmentide laotamisega korrastatud N-alal. Teisel aastal oli aeglasem lagunemine metsa-alal ja samaväärselt kiiresti lagunes tuppvillpea lehevaris I- ja C-alal (vastavalt 0,28 ja 0,29). Kolmandal aastal oli suurim tuppvillpea lehevarise lagunemiskiirus 0.5 (metsa-ala) ja väikseim 0.2 (C- ja N-ala).

Maa-alustest peenjuure materjalidest olid kõikidel aastatel väikseimate keskmiste lagunemiskiirustega tuppvillpea surnud juured (kolme aasta keskmised 0,03 – 0,07) (tabel 7). Suuremad keskmised lagunemiskiirused olid männi juurtel (0,11 – 0,25) ning mustika-sinika juuretel (0,11 – 0,21). Samuti oli aastate vahel märgatavam keskmise lagunemiskiiruse vähenemine kui enamikel teistel juurtel (jõhvika ja kanarbiku juured). Kiiremalt lagunenud substraatide vahe aeglasemalt lagunenud substraatidega on maksimaalselt kolmekordne. Lisaks ilmnes, et mitmel substraadil oli esimese aasta lagunemiskiirus teise aasta väärtusega sama (tuppvillpea surnud juured, jõhvika juured). Keskmise kiirusega lagunesid jõhvika juured, mille kolme aasta keskmised lagunemiskiirused jäid vahemikku 0,10 – 0,13, kanarbiku juured, kus vahemik 0,06 – 0,12, ning tuppvillpea elusad juured, mille kahe aasta keskmised jäid vahemikku 0,13 - 0,14. Lisaks ilmnes kanarbiku juurte puhul, et kolmandaks aastaks oli lagunemiskiirus juure substraatidest üks madalaimaid.

Männi juurte aastatevaheline lagunemiskiirus vähenes kõikidel aladel (tabel 7), kuid statistiliselt ei olnud see oluline ainult metsa-alal. Samuti on lagunemiskiirus enamasti eksponentsiaalse mudeliga kirjeldatav (lisa 4). Mustika-sinika juurtel vähenes lagunemiskiirus samuti kõikidel aladel, kuid statistiliselt oluliseks ei osutunud neist vaid sinikaga isetaimestunud I-ala. Antud substraat on samuti enamikel juhtudel kirjeldatav eksponentsiaalse regressioonimudeliga kirjeldatav. Jõhvika juurte lagunemiskiirus muutus ajas ebaühtlasemalt kui teistel substraatidel ning püsis metsa-ala puhul muutumatuna (kolmel aastal 0,12) (tabel 7). Lisaks ei olnud kõikide alade puhul vähenemine tavapärase eksponentsiaalse mudeliga kirjeldatav. Statistiliselt oluline oli jõhvika juurte lagunemiskiiruste muutus C-, I- ja N-alal. Kanarbiku juurte lagunemiskiirus vähenes ajas selgemalt N-alal, kus muutus aastate vahel oli statistiliselt oluline. Siiski ei olnud lagunemiskiiruste vähenemine ajas üldiselt eksponentsiaalselt kirjeldatav. Tuppvillpea surnud juurte puhul osutusid lagunemiskiiruste vähenemised ajas statistiliseks oluliseks I- ja N-alal ning teiste alade puhul esines hoopis kiiruste tõus ning lagunemine ei olnud kõikide alade puhul kirjeldatav eksponentsiaalse mudeliga.

Kontrollalal A lagunesid aeglaseimalt tuppvillpea surnud juured ning kiiremini männi juured (tabel 7). Kontrollalal B olid aeglasemini lagunevad mustika-sinika juurte võrrelduna männijuurtega ja seda igal aastal. Jõhvikaga isetaimestunud C-alal olid kõikidel aastatel aeglasemate näitajatega kanarbiku juured, seevastu sinikaga isetaimestunud I-alal oli selliseks substraadiks tuppvillpea surnud juured. Viimased lagunesid aeglasemalt ka samblafragmentide laotamisega taastatud N-alal ning metsa-alal. Lisaks esineb metsa-alal üle substraatide kõige suurem lagunemiskiiruste varieeruvus (lisa 4), samas N-ala soodustab klassikalise lagunemiskiiruse ajas vähenemise mudelit kõige paremini (tabel 7). Alade keskmiste lagunemiskiiruste järgi lagunesid substraadid kiiremini metsa-alal (0,20) ning aeglasemalt A-alal (0,15). Märkimisväärne on ka see, et esimesel aastal on substraatide lagunemiskiirus alade lõikes varieeruvam kui järgnevatel aastatel.

Tabel 7. Erinevate substraatide lagunemiskiirused (k) aastate ja alade lõikes.

	A (kontroll)	B (kontroll)	C (jõhvikas)	I (sinikas)	N (külvi)	Mets	KESK-MINE
MJ							
1	0,19	0,30	0,25	0,27	0,32	0,29	0,25
2	0,17	0,17	0,17	0,17	0,18	0,28	0,19
3	0,08	0,11	0,08	0,11	0,15	0,12	0,11
MSJ							
1	-	0,19	0,17	0,24	0,24	0,22	0,21
2	-	0,14	0,16	0,22	0,16	0,17	0,20
3	-	0,09	0,08	0,13	0,12	0,13	0,11
JJ							
1	0,10	-	0,11	0,17	0,15	0,12	0,13
2	0,16	-	0,11	0,14	0,13	0,12	0,13
3	0,08	-	0,05	0,11	0,10	0,12	0,10
KJ							
1	0,12	-	0,08	0,15	0,16	0,11	0,12
2	0,11	-	0,10	0,11	0,09	0,12	0,11
3	0,04	-	0,04	-	0,08	0,09	0,06
KV							
1	0,17	-	0,19	0,14	0,24	0,20	0,19
2	0,17	-	0,18	0,18	0,19	0,26	0,19
3	0,15	-	0,11	0,16	0,15	0,32	0,18
TV							
1	0,46	-	0,58	0,37	0,30	0,40	0,42
2	0,33	-	0,29	0,28	0,30	0,50	0,4
3	0,26	-	0,20	0,27	0,20	0,50	0,29
ETJ							
1	0,13	-	-	-	0,15	-	0,14
2	-	-	-	-	0,13	-	0,13
3	-	-	-	-	-	-	-
STJ							
1	0,01	-	-	0,08	0,09	0,09	0,07
2	0,03	-	-	0,07	0,07	0,11	0,07
3	0,03	-	-	0,05	0,04	0,01	0,03
KESK-MINE	0,15	0,17	0,16	0,17	0,16	0,20	

Tumedad k-väärtused näitavad substraatide lagunemiskiiruse olulist vähenemist ajas (lisa 4).

4. Arutelu

4.1 Lehevarise ja peenjuurte massikadu

Töö tulemustest selgub, et orgaanilise aine lagunemine Ess-soo taastatud turbaalal on substraadipõhine. Enim lagunes maapealne lehevaris, mis antud töös oli lagunenu kolmanda aasta lõpuks 40-57%, ning vähem juurematerjal (9,6 – 29% kolmanda aasta lõpuks). Sarnase seaduspärasuse leidsid Eestis Kriiska *et al.* (2021) männi ja kuuse okkavarise lagunduskatses, kus okkavaris lagunes kolmanda aasta lõpuks 66% ning peenjuured 23%. Lehevarisest oli Ess-soos suuremate massikadudega tuppvillpea ja väiksem kanarbik. Kirde-Šotimaal tehtud uuringus leiti, et kanarbiku varise lagunev mass kaotas 18 kuu jooksul 40% süsinikku ning tuppvillpea 30%, kuid oluline statistiline erinevus neil puudus (Trinder *et al.*, 2008). Siiski ilmnes Põhja-Inglismaa soos tehtud uuringus, et tuppvillpea varis lagunes kahe aastaga kanarbiku varisest rohkem, vastavalt 26% ja 20% (Ward *et al.*, 2015). Selline erinevus on tingitud taimeliikide erinevast keemilisest koostisest. Lõikheinalised, nagu näiteks tuppvillpea, sisaldavad rohkem kergemini lagunevaid ühendeid, mis soodustavad suuremat massikadu (Zhang *et al.*, 2020). Samas puhmad, nagu kanarbik, sisaldavad rohkem raskemini lagunevaid fenoolseid ühendeid, mis pärsivad mikroobset aktiivsust ja seeläbi ka lagunemist (Chepel *et al.*, 2020).

Maa-alustest peenjuurte substraatidest lagunesid enim männi ning mustika-sinika juured, veidi vähem jõhvika ja kanarbiku juured. Kuigi jõhvikas, mustikas ja kanarbik kuuluvad kanarbikuliste sugukonda, ei lagune nende peenjuured samamoodi, sest on siiski erineva keemilise koostisega. Näiteks on leitud, et kanarbikuliste, pohla ja mustika, fenoolsete ühendite sisaldus erineb ligikaudu 2 korda (Kaškonienė *et al.*, 2020). Kõige vähem (massikadu 10%) lagunesid tuppvillpea surnud juured, mida võib seletada sellega, et kergemini lagunev materjal oli lagunenu juba enne katse läbi viimist. Tuppvillpea elusate ja surnud juurte erinev massikadu viitab ka juurtega tehtavate lagunemiskatsete ühele kitsaskohale, et enamasti pannakse lagunema elusana korjatud juured, mille keemiline koostis (suuremad lämmastiku ja suhkrute sisaldused) erineb loomulikult mullas lagunenu surnud juurtest, mille suures koguses kogumine kogumine lagunemiskatse läbiviimiseks ei ole tänaseni võimalik (Silver & Miya, 2001; Xia *et al.*, 2017). Männi juurte keskmine massikadu esimesel aastal oli 24% ning sarnase massikao (ligikaudu 22%) põllumaale rajatud istanduses leidsid valgeli männil ka Fahey *et al.* (2024). Seega saab öelda, et männi juurte lagunemine on sarnane erinevates kasvutingimustes ning sõltub pigem juurematerjali keemilisest

koostisest ja vähem keskkonnast. Juurte lagunemisdünaamikat mõjutab ka nende paiknemine maa all, kus on võrreldes maapealse varise lagunemiskohaga piiratumad hapnikutingimused (Berg & McClaugherty, 2008).

Mullas lagunev orgaaniline aine, antud töös erinevate taimeliikide juured, on atraktiivne toitaineid sisaldav substraat elusatele juurtele ja seenehüüfidele, mis kasvavad sageli lagunduskottidesse sisse (Prescott & Vesterdahl, 2021). Sissekasvanud juured (Lisa 5) võivad omakorda suurendada mikroobset aktiivsust, kuna nad lisavad lagunevasse substraati uut orgaanilist materjali. Osa nendest värsketest juurtest ning nendega seotud mikroobikooslusest hukkub, rikastades seeläbi lagunevat materjali täiendava orgaanilise aine ja mikroobse biomassiga. Värske juurte sissekasvu võis tuvastada ka antud katses. Jääkmassid tõusid sissekasvavate juurte tõttu pisut kolmandaks aastaks männi ja tuppvillpea surnud juurtele, võrrelduna teise aasta väärtustega. Suurim oli muutus metsa-alal, kus on taimeliikide mitmekesisuse ja juurte suurema hulga tõttu sissekasv tõenäolisem (lisa 3). Seega oli raske eristada, mis on lagunema pandud materjal ning mis on juurde kasvanud.

Analüüsitud keskkonnaandmetest on DOC kontsentratsioonid sügisel kõrgemad (üle 100 mgC/l) ning talvel ja kevadel madalamad (keskmiselt 60 mgC/l), mis vastab sellele, et lagunemine toimub peamiselt soojal perioodil ja külmal ajal pidurdub. Ka Freeman *et al.* (2001) on oma uuringus leidnud, et soojemal ajal suurenevad DOC kontsentratsioonid mullavees ehk lagunemine on intensiivsem. Esimese aasta madal veetase Ess-soos (suvel –45 kuni –65 cm), ent piisav mullaniiskus soojal perioodil võis omakorda suurendada esimese aasta massikadu lisaks üldisele dünaamikale, et lagunemise algfaasis on massikadu suurem (Deckmyn *et al.*, 2020). Seega oli mullas hapniku kättesaadavus suur ja paremad tingimused aeroobseks lagunemiseks (Berg & McClaugherty, 2008). Sarnased tulemused ilmneseid ka teistes Eesti soodes (Maima, Kõima, Laiuse) standardiseeritud meetodil läbi viidud lagunduskatses, kus suurem massikadu toimus esimesel aastal ning on seotud algse leostumisfaasiga, samas kui veetase ja taimestik mõjutasid lagunemist oluliselt (Jääksoode veerežiimi taastamise kompleksuuringu lõpparuanne, 2024). Siiski ei ole veetaseme muutused lagunemisele alati ühesuguse mõjuga. Laiho (2006) toob välja, et veetaseme langus suurendab lagunemist lühiajaliselt, kuid pikaajaliselt sõltuvad muutused ökosüsteemi kohastumisest.

4.2 Lehevarise ja peenjuurte lagunemiskiirus

Lagunemiskiirused Ess-soo katsealal vähenesid ajas ning sõltusid peamiselt substraadist, seega on lagunemise algfaasis substraatide vaheliste lagunemiskiiruste varieeruvus suurem ning kolme aasta möödudes on kiirused pigem samaväärsed. Katseperioodi esimese kuu väärtused ei ole ülejäänud katseperioodi tulemustega võrreldavad, sest tegemist on labiilse lagunemise faasiga (Chapin *et al.*, 2011), mida iseloomustab kergesti lagunevate ühendite kiire kadu ning mikroobse biomassi aktiivne juurdekasv (Prescott & Vesterdahl, 2021).

Ess-soo katse tulemustest selgub, et maapealsed lehevarised lagunevad üldiselt kiiremini kui maa-alused peenjuured. Sarnane tendents selgus ka Eesti metsas läbi viidud uuringus (Kriiska *et al.*, 2021), kus selgus, et okkavaris laguneb kiiremini kui peenjuured. Lisaks ilmneb, et uuritud Ess-soo jääksoo-alal on lagunemiskiirused üldiselt väiksemad kui mineraalsetel muldadel metsade puhul. Seda seletab männi juurte keskmiste lagunemiskiiruste võrdlus, kus Ess-soos on väärtused vahemikus 0,11-0,25 ning Kriiska *et al.* (2021) läbi viidud uuringus on suurim vahemik 0,13-0,31. Siiski on leitud, et lagunemiskiirus ei erine soode ja metsade puhul alati selliselt, vaid sõltuvad pigem substraadist ja keskkonnast, mis tähendab et lagunemiskiirused võivad olla ünsa sarnased või soo-aladel isegi suuremad (Moore *et al.*, 2005).

Peenjuurte lagunemiskiirused olid esimesel aastal madalad ning seda eelkõige tuppvillpea surnud juurtel (0,01). Ülejäänud peenjuured olid suuremate lagunemiskiirustega. Alates teisest aastast hakkavad substraatide lagunemiskiirused ühtlustuma jõudes kolmanda aasta lõpuks samale tasemele (alla 0,11), mis on kooskõlas üldise lagunemise seaduspäraga (Chapin *et al.*, 2011). Lagunemiskiiruse aeglustumine viitab sellele, et juurtes olevad kergesti lahustuvad ühendid on lagundatud ning alles on jäänud raskemini lagunevad ühendid ning edaspidi määrab lagunemise substraadi keemiline koostis (Kriiska *et al.*, 2021). Lisaks toetab sellist lagunemisdünaamikat Silver ja Miya (2001) uuring, kus leiti et juurte lagunemist selgitasid enim lagunevate juurte keemilised näitajad, eelkõige C:N suhe ja kaltsiumisisaldus, mis määras ära enam kui 90% lagunemiskiiruse varieeruvusest. Samas ei olnud kliimaatilised tegurid olulise mõjuga, mis toetab ka antud bakalaureusetöö tulemusi, et Ess-soo katsealadel määrasid lagunemiskiiruse peamiselt substraadi omadused ning kõikide substraatide jaoks üheselt efektiivseid taastamisvõtteid orgaanilise aine lagunemiskiiruse vähenemise osas välja ei joonistunud.

Mikrokliimaatiliste tingimuste roll lagunemiskiirusele tuleb välja eelkõige kontroll-alade ja metsa-ala võrdluses. Metsa-alal olid valdavalt madalamad temperatuurid kui lagedatel kontroll-aladel (suveperioodil mullatemperatuuride erinevus ligi 5°C). Üle substraatide olid lagunemiskiirused vastavalt metsa-alal suuremad (0,20) ja kontroll-alal A väiksemad (0,15). Varasem uuring Soome boreaalses soos toob välja, et madalam veetase ei pruugi lagunemist kiirendada, vaid põhjustab hoopis pinnakihi niiskusstressi ja piirab mikroobset lagunemist, mis on seotud näiteks kõrgema happesuse ning madalama substraadi temperatuuriga (Laiho *et al.*, 2004). Teisalt kasvukohale omane taimkate ning sellega assotsieerunud elustik kiirendavad orgaanilise aine lagunemist, kuigi toodavad seejuures ka oluliselt rohkem varist ehk orgaanilist ainet (Ward *et al.*, 2015). Seega erinevad antud töö tulemused üldisest tendentsist, et suuremad lagunemiskiirused on taastamata aladel ning näiteks elupaigasaarte ülekandmisel (ingl *Habitat translocation—direct transfer treatment*) esinevad madalamad lagunemiskiirused (Watts *et al.*, 2008).

Seega võib töö tulemuste põhjal siiski väita, et taastamisvõtted ei aeglustanud orgaanilise aine lagunemist, kuna lagunemiskiirus oli suurem metsa-alal kui taastamata A-alal. Ehkki erinevate taastamisvõtete mõju erinevate substraatide lagunemisele ei olnud üheselt eristatav, siis suurem massikadu ja lagunemiskiirus metsa-alal viitab, et seal on paremad lagundajate tegevust soodustavad tingimused. Samuti antud töös analüüsitud samblafragmentide laotamisega taastatud alal oli lagunemiskiirus vaid veidi kõrgem (0,16) kontroll-alast, mis tähendab, et pikemal ajaperioodil (katse kestvus vähemalt üle 8 aasta) võib ka see taastamisvõtte omada olulist positiivset mõju pikaajalisele süsiniku akumulatsioonile (Rochefort *et al.*, 2013).

4.3 Metoodika sobivus ja töö edasiarenduse võimalused

Antud bakalaureusetöös kasutatud lagunduskottide meetod osutus sobivaks lehevarise ja peenjuurte lagunemise võrdlemiseks, võimaldades hinnata erinevate substraatide massikadu ning lagunemiskiirust kolme aasta jooksul. Meetod aitas välja tuua substraadispetsiifilised erinevused ning selle, et taastamisvõtted mängisid väiksemat rolli substraatide lagunemises. Lisaks oli kolme aasta jooksul läbiviidud katse hea lagunemise ajalise dünaamika jälgimiseks võimaldades eristada labiilset *algfaasi* ja sellele järgnevat stabiilsemat faasi.

Siiski on lagunduskottide meetodil ka kitsaskohti, mis eelkõige ilmnes mullaorganismide piiratud ligipääsuga lagundatavale materjalile (Bradford *et al.*, 2002). Samuti esines muude taimejuurte

sissekasv lagunduskottidesse, mis mõjutas massimuutusi, raskendades lagunema pandud materjali ning lisandunud orgaanilise aine eristamist. See tähendab, et lagunduskottides mõõdetud massimuutused ei kajasta ainult orgaanilise aine lagunemist, vaid toovad samaaegselt välja nii taimse materjali lagunemise kui ka mikroobide ja mullaorganismide tegevuse tulemusel tekkivate laguproduktide akumulatsiooni, mis tähendab et tulemusi tuleks tõlgendada pigem netomassi muutusena, mitte puhta massikaona (Prescott & Vesterdahl 2021).

Kolmeaastane lagunduskatse võimaldas välja tuua ja hinnata erinevaid lagunemise faase, kuid turbaökosüsteemide kontekstis on siiski tegemist lühikese ajaga, sest aastane turba juurdekasv on keskmiselt 1 mm (Valk, 2005). Antud katse kirjeldab varajaseid lagunemise etappe ning ei anna täielikult edasi pikaajalist orgaanilise aine akumulatsioonist ja stabiliseerumist. Seega võiks edasistes uuringutes lisaks massikadudele ja lagunemiskiirustele analüüsida orgaanilise aine keemilist koostist ja sisend- ja väljundüsinikuvoogude andmeid. Praeguses töös jäi nimetatud tegurid analüüsimata oma mahukuse tõttu. Samuti võiks pikendada katse toimumise perioodi, et kõikide taastamisvõtete mõjud selgemalt välja tuleksid.

Kokkuvõte

Käesoleva töö eesmärgiks oli analüüsida lehevarise ja peenjuurte lagunemist Ees-soo taastatud turbakaevandusalal ning hinnata kuue erineva taastamisvõtte mõju kaheksa erineva substraadi lagunemisele. Kolme aasta jooksul uuriti lagunduskatsega maapealse lehevarise ja peenjuurte massikadu ning lagunemiskiirust lagunduskottide meetodil.

Töö tulemused näitasid, et substraatide lagunemine varieerus nii katsealade kui ka laguneva substraadi lõikes. Maapealsed lehevarised, milleks olid kanarbiku ja tuppvillpea lehevaris, olid suurema massikaoga, kui maa-alused peenjuured, milleks olid männi, mustika-sinika, kanarbiku, jõhvika, tuppvillpea elus ja surnud juured. Lehevaristest kaotas kanarbik 40% ja tuppvillpea 57% oma algmassist ning juurte massikadu varieerus kolmanda aasta lõpuks 10%st kuni 29%ni. Enim kaotasid massist mustika-sinika juured (29%) ning männi juured (28%). Kõige vähem kaotasid oma algsest massist tuppvillpea surnud juured, mille kumulatiivne keskmine massikadu oli vaid 10%.

Kõikide lagunema pandud substraatide keskmised lagunemiskiirused olid esimesel aastal suurimad, aeglustudes seejärel. Aeglasemalt lagunevateks osutusid maa-alused peenjuured, kus tuppvillpea surnud juurte keskmine lagunemiskiirus oli vahemikus 0,03 – 0,10. Kiiremini lagunesid maapealsed lehevarised, kus kahest varise substraadist oli suuremate lagunemiskiirustega tuppvillpea lehevaris (keskmised vahemikus 0,29 – 0,42). Lisaks ilmnas alade keskmiseid lagunemiskiirusi võrreldes, et taastamisvõtted omasid erinevat mõju lagunemisprotsessidele. Metsastunud alal oli substraatide keskmine lagunemiskiirus suurem kui taastamata kontrollalal A.

Keskkonnateguritest mõjutasid orgaanilise aine lagunemist veetase ja mullatemperatuur. Vastupidiselt levinumale seaduspärale, et kõrgem veetase pidurdab lagunemist, ilmnas antud töös, et taastatud ja mitmekesisema taimestikuga jahedamal alal oli lagunemine kiirem. Seega ilmneb, et piisav niiskus võib hoopis soodustada lagunemisintensiivsust. Antud töö tulemused kinnitavad, et lagunemine taastatud turbaalal on seotud niiskustingimustega. Edaspidi tuleks lagunemisprotsesside analüüsimisel kaasata täiendavaid andmeid ainevoogude kohta, et hinnata suhtelist orgaanilise süsiniku muutust käsitletava ökosüsteemi kontekstis. Bakalaureusetöös uuritud orgaanilise aine lagunemine on teadaolevalt esimese uuring Eestis, mis käsitleb soolade taastamisvõtete mõju looduslike materjalide lagunemisele.

Decomposition of organic matter in the restored peat cutting area of Ess-soo

Karoliina Maria Birk

Summary

Peatlands are important carbon sinks that accumulate and keep large amounts of organic carbon due to slow decomposition under waterlogged conditions. Human activities, like drainage and peat extraction, alter the hydrological regime of peatlands, increase the decomposition rate and reduce peat accumulation. Therefore, the restoration of abandoned peat mining areas is important to mitigate carbon emissions and support the recovery of peatland ecosystems.

The aim of this bachelor's thesis was to analyze the decomposition of organic matter in the restored Ess-soo peat mining area in Southeast Estonia. The study focused on how different restoration methods affect the decomposition of different plant substrates over time. The research questions addressed whether changes in water regime affect decomposition processes and whether decomposition rates vary depending on the restoration method and substrate type.

The study area was located in Ess-soo, a former peat mining area that was restored in 2021 using several restoration techniques, including ditch blocking, raising the groundwater level, and spreading peat moss fragments. The experimental area consisted of six treatment types: two control areas with open drainage ditches, areas restored with peat dams, areas restored with filled ditches and moss spreading, and an area restored with forest where the trees were partially thinned. A three-year litterbag decomposition experiment was carried out between 2022 and 2025. Eight different substrates were analyzed: aboveground litter of hare's-tail cottongrass (*Eriophorum vaginatum*) and heather (*Calluna vulgaris*), as well as fine roots of hare's-tail cottongrass, heather, cranberry (*Oxycoccus palustris*), bilberry–blueberry (*Vaccinium myrtillus*-*Vaccinium uliginosum*), and pine (*Pinus sylvestris*). The litterbags were placed on the peat surface or buried at 5–10 cm, depending on the substrate type. Samples were collected six times and, after drying and cleaning, were analyzed in the laboratory.

Mass loss and decomposition rates were calculated for each substrate and treatment area. Statistical analyses included analysis of variance (ANOVA) and Tukey HSD tests to identify significant

differences between treatments. In addition, environmental variables such as water table level, soil temperature, soil moisture, dissolved organic carbon (DOC), oxygen concentration, and pH were used to characterize site conditions.

The mass loss and decomposition rate was clearly substrate-specific. The mass loss of hare's-tail cottongrass was the lowest, while pine roots decomposed the most, probably due to their higher lignin content and more resistant structure. Decomposition was generally faster in water table restored areas than in the drier control plots. Mass loss and decomposition rate in restored plots approached to the values measured in peatland forest area.

The results show that restoration methods that affect hydrology can affect decomposition processes within a few years of restoration. The restored and cooler area showed faster decomposition and the unrestored area with low water levels showed slower decomposition. This may indicate that the lower water level in the surface layer reduces microbial activity. However, moss seeding may also have contributed to the maintenance of wetter and more acidic surface conditions and therefore slightly slower decomposition. Although the study covered only a relatively short period compared to the long-term development of peatlands, the results suggest that the restored areas of Ess-soo are able to gradually restore conditions favourable for carbon accumulation.

Tänuavaldused

Täna oma juhendajat Ivika Ostonen-Märtinit pühendunud juhendamise, väärtuslike nõuannete ning tehnoloogiliste oskuste jagamise eest. Samuti soovin tänada Gristin Rohula-Okunevi, kes aitas välitöödel süsteemselt proovide kogumisel ning juhendas laboris proovide puhastamisel ja kaalumisel.

Täna Ain Kulli, kes jagas taustinformatsiooni Ees-soo uuringuala kohta (uurimisala kirjeldust ning keskkonnaandmeid). Samuti täna keskkonnaandmete eest veel Gert Veberit ja Martin Maddisoni.

Kasutatud materjalid

- Baldwin, A. H., Hammerschlag, R. S., & Cahoon, D. R. (2019). Evaluating Restored Tidal Freshwater Wetlands. *Coastal Wetlands* (lk 889–912). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00025-3>
- Berg, B., & McClaugherty, C. (2008). *Plant litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration* (2nd ed). Springer.
- Bradford, M. A., Tordoff, G. M., Eggers, T., Jones, T. H., & Newington, J. E. (2002). Microbiota, Fauna, and Mesh Size Interactions in Litter Decomposition. *Oikos*, 99(2), 317–323. <http://www.jstor.org/stable/3547913>
- Bramer, I., Anderson, B. J., Bennie, J., Bladon, A. J., De Frenne, P., Hemming, D., Hill, R. A., Kearney, M. R., Körner, C., Korstjens, A. H., Lenoir, J., Maclean, I. M. D., Marsh, C. D., Morecroft, M. D., Ohlemüller, R., Slater, H. D., Suggitt, A. J., Zellweger, F., & Gillingham, P. K. (2018). Advances in Monitoring and Modelling Climate at Ecologically Relevant Scales. *Advances in Ecological Research* (Kd 58, lk 101–161). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2017.12.005>
- Brunner, I., & Godbold, D. L. (2007). Tree roots in a changing world. *Journal of Forest Research*, 12(2), 78–82. <https://doi.org/10.1007/s10310-006-0261-4>
- Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology* (2nd ed). Springer.
- Chepel, V., Lisun, V., & Skrypnik, L. (2020). Changes in the Content of Some Groups of Phenolic Compounds and Biological Activity of Extracts of Various Parts of Heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) at Different Growth Stages. *Plants*, 9(8), 926. <https://doi.org/10.3390/plants9080926>
- Clark, J. M., Chapman, P. J., Adamson, J. K., & Lane, S. N. (2005). Influence of drought-induced acidification on the mobility of dissolved organic carbon in peat soils. *Global Change Biology*, 11(5), 791–809. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00937.x>
- Deckmyn, G., Flores, O., Mayer, M., Domene, X., Schnepf, A., Kuka, K., Van Looy, K., Rasse, D. P., Briones, M. J. I., Barot, S., Berg, M., Vanguelova, E., Ostonen, I., Vereecken, H., Suz, L. M., Frey, B., Frossard, A., Tiunov, A., Frouz, J., ... Curiel Yuste, J. (2020). KEYLINK: Towards a more integrative soil representation for inclusion in ecosystem scale models. I. review and model concept. *PeerJ*, 8, e9750. <https://doi.org/10.7717/peerj.9750>
- Dong, L., Berg, B., Luo, Y., Zou, H., & Sun, T. (2025). Time-varying associations between absorptive fine roots and leaf litter decomposition across 23 plant species. *Soil Biology and Biochemistry*, 204, 109751. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2025.109751>

EELIS (Eesti looduse infosüsteem), Keskkonnaagentuur. (2024). <https://eelis.ee/ala/231962488> (vaadatud 04.05.2026)

Eestimaa Looduse Fond. (2021). Soode kaitse ja taastamine: projekti LIFE Mires Estonia tegevusaruanne.

Eesti Märjalade Ühing. (2015). Kaitstavate soode tegevuskava. Tellija Keskkonnaamet. <https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/Soode%20tegevuskava%20aastateks%202016-2023%20%28kinnitatud%2018.01.2016%29.pdf> (vaadatud 19.05.2026)

Eesti Märjalade Ühing. (2025). Taastamine. <https://www.soo.ee/kaitse-ja-taastamine/taastamine/> (vaadatud 02.02.2026)

Eesti Turbaliit ((i.a)a). Turvas. <https://turbaliit.ee/turvas/> (vaadatud 08.03.2026)

Ess-soo kohaliku kaitseala juhtumi kronoloogia. (2010). https://k6k.ee/files/Esssoo_kronoloogia.pdf (vaadatud 02.03.2026)

Ess-Soo maastikukaitseala. (2024). Keskkonnaportaali. <https://register.keskkonnaportaali.ee/register/protected-nature-object/-1861861945>

Ess-soo maastikukaitseala kohaliku omavalitsuse tasandil kaitse alla võtmine ja Ess-soo maastikukaitseala kaitse-eeskirja määrus, lisa 1. Vastu võetud 14.12.2010, RT IV, 28.12.2023, 32 (vaadatud 14.05.2026)

Eesti Teadusinfosüsteem (ETIS). (2022). <https://www.etis.ee/> (vaadatud 19.05.2026)

Fahey, T. J., Fahey, C., Goebel, M., Antunes, P. M., & Yavitt, J. B. (2024). Fine root decomposition and macronutrient release in temperate forests: Examining the litter bag and intact soil core approaches and their relationship with fungal community composition. *Applied Soil Ecology*, 193, 105147. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105147>

Fan, Y., Miguez-Macho, G., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B., & Otero-Casal, C. (2017). Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(40), 10572–10577. <https://doi.org/10.1073/pnas.1712381114>

Feldman, E. V., & Kettenring, K. M. (2025). Bet Hedging to Aid Seed-Based Wetland Restoration Under Hydrologic Extremes. *Wetlands*, 45(5), 52. <https://doi.org/10.1007/s13157-025-01935-7>

Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., Reynolds, B., & Fenner, N. (2001). Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412(6849), 785–785. <https://doi.org/10.1038/35090628>

González, E., & Rochefort, L. (2014). Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering*, 68, 279–290. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.051>

- He, W., Mäkiranta, P., Ojanen, P., Korrensalo, A., & Laiho, R. (2025). Dynamics of fine-root decomposition and its response to site nutrient regimes in boreal drained-peatland and mineral-soil forests. *Forest Ecology and Management*, 582, 122564. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122564>
- Ilomets, M., (2003). Mille arvel kaevandame turvast? *Eesti Loodus*, 02.03.2003. http://vana.loodusajakiri.ee/eesti_loodus/index.php?artikkel=282 (vaadatud 07.03.2026)
- Ilomets, M., (2011). Kogemusi Eestist. Paal, J. (Toim), Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine. (lk 141) Tartu: Eesti Turbaliit
- Isakar, M., (2011). Turvas. Eesti maavarad. <https://sisu.ut.ee/maavarad/turvas/> (vaadatud 10.03.2026)
- IUCN UK Peatland Programme. (2014). Peat bog ecosystems: Key definitions (Briefing Note No. 1). <https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/2024-03/Briefing%201%20Peat%20Bog%20Ecosystems%20Key%20Definitions%20%202014.pdf> (vaadatud 11.03.2026)
- Jõgiste, K., (2021). Mida peaks metsaomanik teadma oma metsa mullast ja mullakaitsest? *Sinu Mets*, 63, 6-7. https://www.eramets.ee/wp-content/uploads/2021/06/Sinu_Mets_2021_02web.pdf (vaadatud 06.04.2026)
- Jääksoode kompleksseire uuringu lõpparuanne. (2024). https://rmk.ee/wp-content/uploads/2024/11/L6pparuanne_Jaaksoode-veereziimi_taastamine.pdf (vaadatud 19.05.2026)
- Karofeld, E. (2015). Turbakaevandamisest tekkinud keskkonnakahjulike soode korrastamine vähendab kasvuhoonegaaside eraldumist. *Novaator*, 25. november. <https://novaator.err.ee/258083/turbakaevandamisest-tekkinud-keskkonnakahjulike-soode-korrastamine-vahendab-kasvuhoonegaaside-eraldumist> (vaadatud 08.03.2026)
- Kaškonienė, V., Bimbraitė-Survilienė, K., Kaškonas, P., Tiso, N., Česonienė, L., Daubaras, R., & Maruška, A. S. (2020). Changes in the biochemical compounds of *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, and forest litter collected from various forest types. *TURKISH JOURNAL OF AGRICULTURE AND FORESTRY*, 44(6), 557–566. <https://doi.org/10.3906/tar-1912-41>
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., & Hedmark, Å. (2010). Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: A Critical Review. *Wetlands*, 30(1), 111–124. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0003-4>
- Keskkonnaportaal. (i.a). Ess-soo maastikukaitseala (KLO5000015). https://register.keskkonnaportaal.ee/register/register-code/KLO5000015/register-object/PROTECTED_NATURE_OBJECT (vaadatud 22.03.2026)

Keskkonnaõiguse Keskus. (2013). Pressiteade: Ess-soo pääses kaevandamisest. <https://k6k.ee/uudised/ess-soo-paases-kaevandamisest> (02.02.2026)

Kimmel, K., (2015). Eesti sood. Varrak.

Kink, H., Andresmaa, E., Orru, M. (1999). Eesti soode hüdrogeoloogia. Tallinn: Teaduste Akadeemia Kirjastus

Kliimaministeerium (2026). Turvas. <https://kliimaministeerium.ee/energeetika-maavarad/maavarad/turvas> (vaadatud 09.03.2026)

Kohv, K. (2021). Taastame tänavu üle 3000 hektari soid. Riigimetsa Majandamise Keskus (RMK), 17. detsember. <https://rmk.ee/uudised/blogi/taastame-tanavu-ule-3000-hektari-soid/> (vaadatud 04.05.2026)

Kriiska, K., Lõhmus, K., Frey, J., Asi, E., Kabral, N., Napa, Ü., & Ostonen, I. (2021). The Dynamics of Mass Loss and Nutrient Release of Decomposing Fine Roots, Needle Litter and Standard Substrates in Hemiboreal Coniferous Forests. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 686468. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.686468>

Laiho, R. (2006). Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8), 2011–2024. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.02.017>

Laiho, R., Laine, J., Trettin, C. C., & Finér, L. (2004). Scots pine litter decomposition along drainage succession and soil nutrient gradients in peatland forests, and the effects of inter-annual weather variation. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(7), 1095–1109. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.020>

Lode, E. (2011). Karjääri-jääksoode taimestumine. Paal, J. (Toim), Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine. (lk 54-57) Tartu: Eesti Turbaliit

Lode, E., Sepp, K., Truus, L., Ilomets, M., Pajula, R. (2015). Aruanne: Korrastatavate jääksoode valik. <https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/Aruanne%20korrastatavad%20j%C3%A4%C3%A4ksood.pdf> (vaadatud 05.03.2026)

Maa- ja Ruumiamet (2026a). Maainfo. <https://xgis.maaamet.ee/xgis2/page/app/maainfo> (vaadatud 05.03.2026)

Maa- ja Ruumiamet (2026b). Ajaloolised kaardid: Eesti Vabariigi topograafiline kaart 1:50 000 (1937). <https://xgis.maaamet.ee/xgis2/page/app/ajalooline> (vaadatud 05.03.2026)

Maa- ja Ruumiamet (2026c). Maardlate kaardirakendus. <https://xgis.maaamet.ee/xgis2/page/app/maardlad> (vaadatud 05.03.2026)

Masing, V. (1992). Ökoloogialeksikon: Loodusteaduslik oskussõnastik. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.

- Mastný, J., Kaštovská, E., Bárta, J., Chroňáková, A., Borovec, J., Šantrůčková, H., Urbanová, Z., Edwards, K. R., & Pícek, T. (2018). Quality of DOC produced during litter decomposition of peatland plant dominants. *Soil Biology and Biochemistry*, 121, 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.03.018>
- Money, R. (2004a). Starting conditions for restoration following commercial peat extraction. J. Blankenburg & W. Tonniss, *Guidelines for Wetland Restoration of Peat Cutting Areas: Results of the BRIDGE-PROJECT*.
- Money, R. (2004b). End-point options for wetland restoration – habitat creation from former commercial peat workings. J. Blankenburg & W. Tonniss, *Guidelines for Wetland Restoration of Peat Cutting Areas: Results of the BRIDGE-PROJECT*.
- Moore, T. R., Trofymow, J. A., Siltanen, M., Prescott, C., & Group, C. W. (2005). Patterns of decomposition and carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics of litter in upland forest and peatland sites in central Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(1), 133–142. <https://doi.org/10.1139/x04-149>
- Moore, T. R., Bubier, J. L., & Bledzki, L. (2007). Litter Decomposition in Temperate Peatland Ecosystems: The Effect of Substrate and Site. *Ecosystems*, 10(6), 949–963. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9064-5>
- Nurme, M. (2025). *Maapõueõigus Eestis*. Tallinn: TalTech geoloogia instituut. <https://files.geocollections.info/c4bd9058-3a9b-4b5c-8b6a-af09c6a5a399.pdf> (vaadatud 22.03.2026)
- Olson, J. S. (1963). Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology*, 44(2), 322–331. <https://doi.org/10.2307/1932179>
- Orru, M., Paal, J., Niitlaan, E. (2011). *Turba kaevandamine*. Paal, J (Toim), Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine (lk 28-34). Tartu: Eesti Turbaliit
- Orru, M., Širokova, M., Veldre, M. (1992). *Eesti turbavarud*. Eesti Geoloogiakeskus.
- Paal, J., Lode, E., Triisberg, T. (2011). *Jääksoo ja turba jääklasund*. Paal, J (Toim), Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine (lk 43-48). Tartu: Eesti Turbaliit
- Paal, J., Leibak, E. (2013). *Eesti soode seisund ja kaitstus*. Tartu: AS Regio
- Paidla, A. (1975). Mis saab jääksoodest. *Eesti loodus*, 11, 617-623.
- Palo, A. (2010, uuendatud 2018). *Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend*. Kliimaministeerium. <https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-07/Metsaelupaikade%20inventeerimise%20juhend.pdf> (vaadatud 22.03.2026)

Paulus, S. (2015). Suurprojekti käigus taastatakse Eestis ligi 6000 hektarit soolasid. Novaator, 13. oktoober. <https://novaator.err.ee/257809/suurprojekti-kaigus-taastatakse-eestis-ligi-6000-hektarit-soolasid> (vaadatud 02.03.2026)

Prescott, C. E., & Vesterdal, L. (2021). Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 498, 119522. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119522>

Quinty, F., & Rochefort, L. (2003). Peatland restoration guide (Second edition). Canadian Sphagnum Peat Moss Association.

Ramsar Convention Secretariat. (2016). An introduction to the Ramsar Convention on Wetlands. Ramsar Handbooks.

Ramst, R., Orru, M., (2009). Eesti mahajäetud turbatootmisalade taastaimestumine. Eesti Põlevloodusvarad ja -jätmed, 2009, 6-7.

Ramst, R., Salo, V., Halliste, L., (2008). Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon (4. Etapp. Valga, Võru ja Põlva maakond). EGK aruanne.

Raudsepp, A. (1946). Eesti NSV turbasood. Tartu: Teaduslik Kirjandus

Raudsepp, R., Räägel, V., Savitskaja, L., Orru, M., Kattai, V., (1993). Eesti maapõuerikkusi. Tallinn: RE Eesti Geoloogiakeskus

Raukas, A. (1988). Eestimaa viimastel aastamiljonitel. Valgus. <https://dspace.ut.ee/handle/10062/24466?locale-attribute=et> (vaadatud 07.03.2026)

Raukas, A. (koost). (1995). Eesti Loodus. Valgus; Eesti Entsüklopeediakirjastus.

Reedik, H. (2003). Turba tootmine Eestis. Eesti Loodus, 02.03.2003. http://vana.loodusajakiri.ee/eesti_loodus/artikkel283_280.html (vaadatud. 08.03.2026)

Rewet. (i.a). Open Lab 4 Estonia. <https://www.rewet-he.eu/et/open-labs/ol4-estonia> (vaadatud 04.05.2026)

Reyt, G., Ramakrishna, P., Salas-González, I., Fujita, S., Love, A., Tiemessen, D., Lapierre, C., Morreel, K., Calvo-Polanco, M., Flis, P., Geldner, N., Boursiac, Y., Boerjan, W., George, M. W., Castrillo, G., & Salt, D. E. (2021). Two chemically distinct root lignin barriers control solute and water balance. *Nature Communications*, 12(1), 2320. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22550-0>

Riigimetsa Majandamise Keskus (RMK). (2022). RMK taastab tänavu ligi 2400 hektarit soid, 14. detsember. <https://rmk.ee/uudised/uudis/rmk-taastab-tanavu-ligi-2400-hektarit-soid/> (vaadatud 04.05.2026)

- Robertson, G. P., & Paul, E. A. (2000). Decomposition and Soil Organic Matter Dynamics. O. E. Sala, R. B. Jackson, H. A. Mooney, & R. W. Howarth (Toim), *Methods in Ecosystem Science* (lk 104–116). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1224-9_8
- Rocheft, L., Quinty, F., Campeau, S., Johnson, K., & Malterer, T. (2003). North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management*, 11(1–2), 3–20. <https://doi.org/10.1023/A:1022011027946>
- Rocheft, L., Isselin-Nondedeu, F., Boudreau, S., & Poulin, M. (2013). Comparing survey methods for monitoring vegetation change through time in a restored peatland. *Wetlands Ecology and Management*, 21(1), 71–85. <https://doi.org/10.1007/s11273-012-9280-4>
- Schenk, H. J., & Jackson, R. B. (2002). THE GLOBAL BIOGEOGRAPHY OF ROOTS. *Ecological Monographs*, 72(3), 311–328. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2002\)072%255B0311:TGBOR%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2002)072%255B0311:TGBOR%255D2.0.CO;2)
- Schuster, L., Taillardat, P., Macreadie, P. I., & Malerba, M. E. (2024). Freshwater wetland restoration and conservation are long-term natural climate solutions. *Science of The Total Environment*, 922, 171218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171218>
- Silver, W. L., & Miya, R. K. (2001). Global patterns in root decomposition: Comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia*, 129(3), 407–419. <https://doi.org/10.1007/s004420100740>
- Spieles, D. J. (2022). Wetland Construction, Restoration, and Integration: A Comparative Review. *Land*, 11(4), 554. <https://doi.org/10.3390/land11040554>
- Sun, K., McCormack, M. L., Li, L., Ma, Z., & Guo, D. (2016). Fast-cycling unit of root dynamics in perennial herbaceous plants. *Scientific Reports*, 6, 19698. <https://www.nature.com/articles/srep19698>
- Zhang, X., & Wang, W. (2015). The decomposition of fine and coarse roots: Their global patterns and controlling factors. *Scientific Reports*, 5(1), 9940. <https://doi.org/10.1038/srep09940>
- Zhang, X., Wang, Y., Jiang, W., & Mao, R. (2020). Effect of expanded shrub litter on decomposition of graminoid litter in a temperate freshwater marsh. *Plant and Soil*, 451(1–2), 409–418. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04536-x>
- Triisberg, T., Paal, J., Karofeld, E. (2011). Re-vegetation of block-cut and milled peatlands: an Estonian example. *Mires and Peat*, 8, 1-14.
- Triisberg, T., Karofeld, E., & Paal, J. (2013). Factors affecting the re-vegetation of abandoned extracted peatlands in Estonia: A synthesis from field and greenhouse studies; pp. 192–211. *Estonian Journal of Ecology*, 62(3), 192–211. <https://doi.org/10.3176/eco.2013.3.02>

- Trinder, C. J., Artz, R. R. E., & Johnson, D. (2008). Temporal patterns of litter production by vascular plants and its decomposition rate in cut-over peatlands. *Wetlands*, 28(1), 245–250. <https://doi.org/10.1672/07-126.1>
- Vaarmari, K., (2010). Juhtumianalüüs: Ess-soo kohalik kaitseala. SA Keskkonnaõiguse Keskus. https://media.voog.com/0000/0036/5677/files/Esssoo_juhtumianalyys.pdf (vaadatud 02.03.2026)
- Vaguri, E., (2017). Ess-soo jääksoo veerežiimi taastamistööde uurimistöö. Töö nr 17/2033. OÜ Inseneribüroo STEIGER. Tellija Riigimetsa Majandamise Keskus
- Valk, A. van der. (2012). *The biology of freshwater wetlands* (2nd ed). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199608942.001.0001>
- Valk, U., (1986). Eesti rabad ja nende kasutamise perspektiivid metsamajanduses. Valgus.
- Valk, U., (2005). Eesti rabad: ökoloogilis-metsanduslik uurimus. Halo Kirjastus.
- Vohta, A. (2025). Eesti Vabariigi 2024. aasta maavarude koondbilansid. Eesti Geoloogiateenistus. https://fond.egt.ee/fond/get-file/47389/321336/koondbilanss_2024_seletuskiri.pdf (vaadatud 04.03.2026)
- Ward, S. E., Orwin, K. H., Ostle, N. J., Briones, M. J. I., Thomson, B. C., Griffiths, R. I., Oakley, S., Quirk, H., & Bardgett, R. D. (2015). Vegetation exerts a greater control on litter decomposition than climate warming in peatlands. *Ecology*, 96(1), 113–123. <https://doi.org/10.1890/14-0292.1>
- Waterlands. (2026). Projektist Waterlands Eestis ja Euroopas: Märgalade taastamine kui võimalus siduda süsinikku, toetada inimtegevust ja elurikkust. <https://waterlands.eu/local-languages/eesti/> (vaadatud 22.03.2026)
- Watts, C. H., Vojvodic-Vukovic, M., Arnold, G. C., & Didham, R. K. (2008). A comparison of restoration techniques to accelerate recovery of litter decomposition and microbial activity in an experimental peat bog restoration trial. *Wetlands Ecology and Management*, 16(3), 199–217. <https://doi.org/10.1007/s11273-007-9068-0>
- Üldgeoloogilise uurimistöö ja maavara geoloogilise uuringu tegemise kord. Vastu võetud 26.05.2005, RTL 2005, 60, 866. Kasutatud redaktsioon RTL 2005, 60, 866. Riigi Teataja. <https://www.riigiteataja.ee/akt/905848> (vaadatud 22.03.2026)
- Xia, M., Talhelm, A. F., & Pregitzer, K. S. (2017). Chronic nitrogen deposition influences the chemical dynamics of leaf litter and fine roots during decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 112, 24–34. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.011>
- Yadav, S., & Chattopadhyay, D. (2023). Lignin: The Building Block of Defense Responses to Stress in Plants. *Journal of Plant Growth Regulation*, 42(10), 6652–6666. <https://doi.org/10.1007/s00344-023-10926-z>

LISAD

Lisa 1. Ess-soo lagunduskatse ülesehitus (N=772)

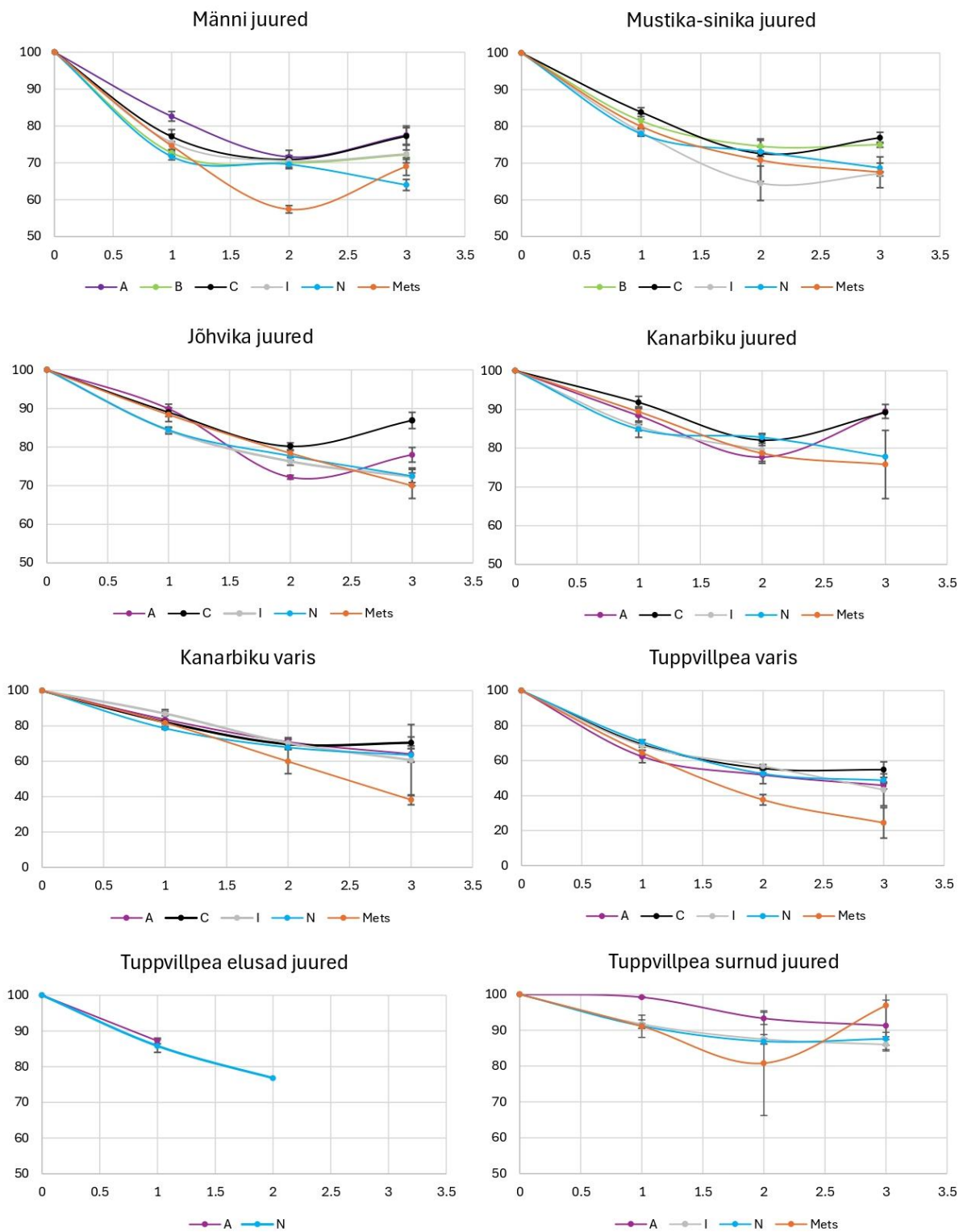
Katseala		Maa-alune						Maapealne	
		MJ	KJ	JJ	MSJ	ETJ	STJ	KV	TV
A	Ruut 5	12	12	11	-	3	10	11	11
A	Ruut 6	12	12	11	-	3	10	11	11
B	Ruut 1	12	-	-	12	-	-	-	-
B	Ruut 2	12	-	-	12	-	-	-	-
C	Ruut 3	12	10	12	12	-	-	10	11
C	Ruut 4	12	10	12	12	-	-	10	10
I	Ruut 7	11	7	10	10	-	9	9	9
I	Ruut 8	11	7	10	10	-	10	9	9
N	Ruut 11	14	7	10	10	6	8	10	11
N	Ruut 12	14	8	10	13	6	9	10	11
Mets	Ruut 9	12	12	12	12	-	9	12	12
Mets	Ruut 10	12	12	12	12	-	10	12	12

Lisa 2. Lehevarise lagunduskottide mahapanek



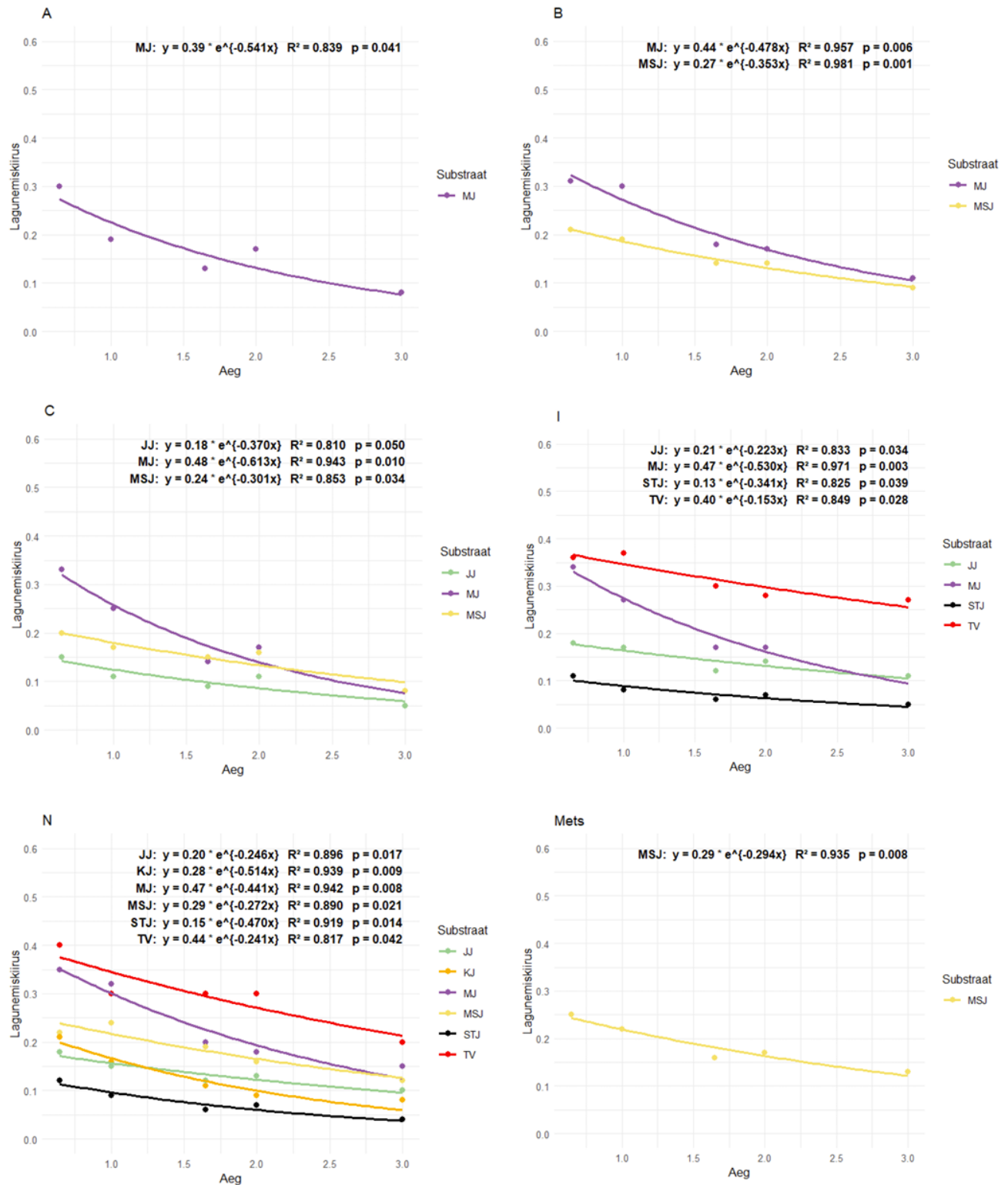
(Autor: Ivika Ostonen-Märtin, 07.10.2022)

Lisa 3. Substraatide jääkmassid (% $\pm$ standardviga)



Lisa 3. Substraatide jääkmassid erinevate taastamisvõtete puhul. Kõverad tähistavad taastamisvõtteid, vearibad standardviga.

Lisa 4. Lagunemiskiirused



Lisa 4. Substraatide lagunemiskiiruste muutus ajas katsealade kaupa. Kõveratena on esitatud statistiliselt olulised eksponentsiaalsed regressioonikõverad ($p \leq 0,05$).

Lisa 5. Lagunduskotti sissekasvanud juured



Lisa 5 joonis 1. Lagunduskotti lagundatavasse substraati (jämedad ja tumedad juured) sissekasvanud juured (peened ja heledad) (Autor: Ivika Ostonen-Märtin, 18.10.2024)



Lisa 5 joonis 2. Lehevarise lagunduskotist läbi kasvanud turbasamblad (Autor: töö autor 28.10.2025)

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Karoliina Maria Birk,

1. Annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose “Orgaanilise aine lagunemine Ess-soo taastatud turbakaevandusalal”, mille juhendaja on Ivika Ostonen-Märting, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Karoliina Maria Birk

21.05.2026