

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Botaanika õppetool

Triin Anier

**TAIMKATTE TAASTUMISE DÜNAAMIKAST JA SEDA MÕJUTAVATEST
TEGURITEST JÄÄKSOO KORRASTAMISEL TÄSSIS**

Magistritöö

Juhendajad: vanemteadur Edgar Karofeld

vanemteadur Kai Vellak

Tartu 2014

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
1.1. Jääksood ja nende keskkonnamõju.....	3
1.2. Jääksode korrastamine sootekke taastamiseks	5
1.3. Korrastatud alade taimkatte dünaamika	6
1.4. Töö eesmärgid	8
2. Materjal ja metoodika	9
2.1. Uurimisalade üldiseloostus.....	9
2.2. Tässi jääksoo korrastamise metoodika	11
2.3. Taimestiku kirjeldamine korrastamise katsealadel.....	12
2.4. Andmetöötlus	13
2.5. Magistritöösse panused	14
3. Tulemused	16
3.1. Taimestik.....	16
3.1.1. Soosaare raba liigiline koosseis ja katvused.....	16
3.1.2. Tässi jääksoo korrastamisala liigiline koosseis ja katvused	17
3.1.3. Soosaare raba ja Tässi jääksoo korrastamisala taimestiku võrdlus	21
3.2. Keskkonningimused ja nende mõju jääksoo korrastamisele	22
3.2.1. Taimefragmentide põhuga katmine	22
3.2.2. Veetaseme sügavus ja sademed.....	24
3.3. Töötluste ning mõõdetud keskkonnaparameetrite mõju taimestikule Tässi jääksoo korrastatud alal	25
3.3.1. Taimestiku muutused vegetatsiooniperioodi jooksul	25
3.3.2. Tässi jääksoo korrastatava ala taimestiku ja keskkonnaparameetrite vahelised seosed	26
3.3.3. Veetaseme sügavuse ja taimefragmentide laotamise tiheduse mõju turbasammalde katvustele.....	27
4. Arutelu	30
Kokkuvõte	36
Summary	38
Tänuavaldused	40
Kasutatud kirjandus	40
LISA 1	45
Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks	49

1. Sissejuhatus

1.1. Jääksood ja nende keskkonnamõju

Jääksood tekivad turba kaevandamise järgselt ning sõltuvalt kaevandamise viisist võib nende taastaimestumine toimuda suhteliselt kiiresti (tükk-turba kaevandamise järgselt) või ka olla väga aeglane (frees-jääksoodel). Jääksode revisjoni andmetel on Eestis 98 jääksood üldpindalaga 9 371 ha (Ramst & Orru 2009). Neile lisandub lähiajal veel kuni 20 000 ha, kui praegu kaevandatavatel aladel ressursside ammendumisel või muudel põhjustel kaevandamine lõpeb (Paal jt 2011). Eestis on kõige halvemas seisundis frees-jääksood, kus peale kaevandamise lõppemist 20-30 ja rohkemgi aastat tagasi on veetase endiselt 50-70 cm sügavusel ja väga kõikuv ning taimestiku üldkatvus vaid 1-2 % (Triisberg *et al.* 2011).

Looduslik jääksode taastaimestumine on raskendatud kaevandamise tulemusel hävinud soodele iseloomuliku hüdroloogilise režiimi ning elujõulise seemnepanga kadumise tõttu. Lisaks on ka mitmeid teisigi taastaimestumist takistavaid faktoreid, näiteks sesoonne veetaseme kõikumine, tuuleerosioon, pinnase külmakohrutus ja turba jääklasundi keemiline koostis (Triisberg *et al.* 2014). Taimedest ilmuvad jääksoodesse enamasti esimesena kask (*Betula* spp.), harilik mänd (*Pinus sylvestris*), kanarbik (*Calluna vulgaris*) ja tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*), asustades eelkõige kuivenduskraavi kaldaid (Triisberg *et al.* 2011). Kuid enamus jääksoo pinnast jääb taimestunuks väga hõredalt ja ei kujune soole omast taimekooslust.

Kuigi jääksode pindala ei moodusta üle 1% Eesti pindalast, on siiski täheldatud, et korrastamata aladel on ümbritsevale keskkonnale negatiivne mõju. Uuringud mujal maailmas näitavad, et esmased mõjud on tekkinud turba kaevandamisel loodusliku taimkatte ja elupaikade hävitamise kaudu (Price *et al.* 2003). Näiteks on 49 putukaliigi esinemine täheldatud vaid Eesti soodes (Valk 1988), mistõttu võidakse soode hävitamisel negatiivselt mõjutada nii lokaalset kui ka piirkonna elurikkust. Samuti on rabad elupaikadeks mitmete punase raamatu liikidele, mis kasvavad vaid või peamiselt sookooslustes nagu näiteks vaevakask (*Betula nana*), sagristarn (*Carex irrigua*), Lindbergi turbasammal (*Sphagnum lindbergii*), pehme turbasammal (*Sphagnum molle*), kare kilpsammal (*Peltigera scabrosa*) ning lindudest pesitseb rabapüü (*Lagopus lagopus*) (Paal & Leibak 2011). Seega, et tagada ohustatud ja haruldaste sooliikide säilimine tuleks kaitsta ja korrastada nende elupaiku ning sel otstarbel korrastada ka jääksoid Eestis. Lisaks mõjutab elustikku jääksode tekkimisega toimuv maastiku killustumine ehk fragmenteerumine (Triisberg *et al.* 2013).

Oluline on korrastada jääksoid ka keskkonningimuste parandamiseks, näiteks vähendamaks jääksoost kasvuhoonegaaside lendumist, mille tagajärjeks võib olla kliima soojenemine. Uuringud näitavad, et jääksoid muutuvad oluliselt süsinikdioksiidi (CO₂) ja diämmastikoksiidi (N₂O) lendumise allikaks (Strack 2008; Salm *et al.* 2012). Gaaskambri mõõtmise meetodil on leitud, et CO₂ emissioon jääksoodes tõuseb võrreldes looduslike soodega kaks korda ning N₂O eraldub neli korda enam kui seda seotakse (Salm *et al.* 2012). Kuivenduskraavid võivad aga olla olulisteks metaani (CH₄) emissiooni allikaks (Minkkinen *et al.* 1997).

Väljavooluga jääksoodest jõuab ümbritsevasse keskkonda ka rohkem lahustunud orgaanilist süsinikku (DOC) (Strack 2008). Tuuleerosiooniga levib happeline turbatolm ja põhjustab läheduses asuvate koosluste hapestumist (Quinty & Rochefort 2003). Samuti esineb risk põlenguteks, sest sademetevaesel perioodil kuivav jääkturba kiht on väga kergesti süttiv (Rochefort 2000). Näiteks 2010. aastal Moskva lähistel olevate turbaväljade põlengud matsid linna suitsu ja tekkinud sudu sisse (Koppel 2011) ning turbasuits jõudis ka Eestisse. Ka Eestis on korduvalt toimunud ulatuslikud põlengud näiteks Ulila turbarabas (Jüriso 2008) ja Puhatu jääksoodes (Luts 2008).

Negatiivsed mõjud keskkonnale tingivad olukorra, kus seadusest tulenevalt on kohustuslik jääksoid korrastada (Maapõueseadus 2004). Jääksoid korrastamiseks on mitmeid võimalusi: põllu- ja karjamaaks, energiaheinamaaks ja -võserikuks, marjaistanduseks, metsamaaks, veekoguks, sooks jne (Paal jt 2011).

Lähtudes vajadusest vähendada eelnevalt kirjeldatud jääksoode negatiivseid mõjusid, tuleks eelistatult valida alade korrastamine sooks. Sooks korrastatud alal taastub aja jooksul isereguleeriv süsteem, mis toodab inimkonnale olulisi ökosüsteemi teenuseid. Nendeks on positiivne mõju kliimale, veekvaliteedile ja –varudele, reguleerivad üleujutusi, toodavad toitu ja muid materjale, võimaldavad alal soole iseloomulike liikide kasvu, turbakihi moodustumist ning aineringe toimimist. Lisaks saab korrastatud soona ala külastades nautida vaimseid ja esteetilisi väärtusi (Kimmel & Mander 2010).

Enamasti on kasutusel olnud soodsate tingimuste loomine spontaanseks sookoosluste taastumiseks. Alles hiljuti on alustatud jääksoode aktiivse korrastamisega. Spontaanseks soostumiseks tõstetakse veetase, suletakse kuivenduskraavid ja tekitatakse kohati üleujutatud alasid (Tuittila *et al.* 2000a). Sel viisil on taimestumine oluliselt aeglasem kui aktiivsel taimefragmentide külvil ehk nn Kanada meetodil. Aktiivsel taastamisel on võimalik saavutada lausaline turbasamblaga katvus juba viie aastaga (Rocheford & Lode 2006). Seega algab

kiiremini süsiniku sidumine ja väheneb kasvuhoonegaaside emisioon, mis tingib selle meetodi suurema positiivse mõju.

1.2. Jääksoode korrastamine sootekke taastamiseks

Kanadas on frees-jääksoode korrastamiseks välja töötatud „*The Moss Layer Transfer Method*“ ehk nn Kanada meetod, mille eesmärgiks on pärast kaevandamist taastada turbakihi taastekke protsess jääksoodes (Rocheft 2000). Korrastatud alade mudelsüsteemid näitavad, et selle meetodi eesmärgid täidetakse kogu alal 20 aastaga, aga edu korral algab orgaanilise materjali ladestumine juba kaheksandal aastal (Lucchesea *et al.* 2010). Taastub sammalde domineerimisega taimkate ning veetase tõuseb, mille koosmõjul taastuvad ka teised sooökosüsteemi funktsioonid, näiteks taastuvad soole iseloomulik taimestik ja biokeemiline tsükkel, tõuseb vastupanuvõime invasiivsete liikide sissetungile (Gorham & Rocheft 2003). Jääksoo korrastamine „*The Moss Layer Transfer*” meetodil toimub järgmistes põhietappides (Quinty & Rocheft 2003):

1. Pinnase ettevalmistamine
2. Taimefragmentide reintrodutseerimine (laotamine)
3. Põhuga katmine
4. Veetaseme tõstmine kraavide sulgemisega

Korrastataval alal võiks olla vähemalt 50 cm jääkturvast, et tagada mineraalpinnase piisav sügavus ning seeläbi takistada mineraalainete imbumist vette, pH tõusu ja sellest tingitud soole mitteiseloomulike taimeliikide kasvama hakkamist. Esmalt alustatakse pinnase ettevalmistamisega, mille käigus eemaldatakse pealmine külmakohrutustega oksüdeerunud turbakiht, millest tehtud < 0,5 m kõrgusega vallidega jaotatakse korrastatav ala vajadusel väiksemateks osadeks. Pindmise turbakihi koorimine on vajalik, et suurendada taimede kontakti pinnasega, tagada veetaseme ühtlane jaotumine ja paremad niiskustingimused taimedele. Eemaldatud jääkturba kihti võib kasutada viimases etapis kuivenduskraavide sulgemiseks (Quinty & Rocheft 2003).

Taimefragmente kogutakse doonoralt, mille turbasammalde katvus ületab 50 %, kas varakevadel või hilissügisel. Edukamad liigid on jääksoode korrastamisel mätastel kasvavad samblad, sest need liigid suudavad kasvada kuivemates tingimustes, näiteks punane turbasammal (*Sphagnum rubellum*), pruun turbasammal (*S. fuscum*), lillakas turbasammal (*S. magellanicum*) ja kitsalehine turbasammal (*S. angustifolium*). Doonoralt kogutud turbasammalde fragmentide pikkuseks soovitatakse kuni 10 cm, sest nende kasvamamineku

võime väheneb doonormaterjali kogumisel sügavamast kihist (Rochefort *et al.* 2003). Doonorala 1 m²-lt kogutud taimefragmente on võimalik kasutada 10-15 m² jääksoo korrastamiseks. Doonoralt vaid pindmise kihi eemaldamisel taastub taimeistik 4-5 aastaga ning seetõttu on sama doonorala võimalik ka korduvalt kasutada. Korrastatavale alale taimefragmente laotades tuleb jälgida, et need oleksid ühtlaselt jaotunud ning võimalikult tihedas kontaktis turbaga. Võimalusel tuleks doonoraladena kasutada mitte looduslikke soid, vaid turba kaevandamisala laiendamiseks ettevalmistatavaid alasid. Taimefragmentide külv on oluline, kuna jääksoo iseeneslik taimestumine ja sookoosluse funktsioonide taastumine on väga aeglane (Triisberg *et al.* 2011). Kui turbasammalde katvus on taastunud, ei ole teisi soodele iseloomulikke taimeliike vaja eraldi reintrodutseerida, kuna paljud neist levivad alale levisepanga kaudu või läheduses asuvatest soodest (Rochefort & Lode 2006). Sageli levivad puud korrastatavale alale spontaanselt suurendades seeläbi evapotranspiratsiooni (Fay & Lavoie 2009). Seega tuleks suuremad puud korrastatavalt alalt eemaldada.

Pärast taimefragmentide laotamist kaetakse need koheselt põhust multšiga, et hoida taimede kasvama hakkamiseks vajalikku niiskust ja kaitsta neid nii otsese päikesekiirguse kui ka öökülmade eest. Uuringute käigus on leitud, et parimaks multšiks on osutunud põhk (Rochefort *et al.* 2003). Põhku kulub 1 hektari kohta vähemalt 3000 kg ehk *ca.* 18–20 1,5 m läbimõõduga põhurulli. Taimede kasvu kiirendab ka fosfaadiga väetamine, selleks on soovitatav kasutada 1 hektari kohta *ca.* 19,5 kg 25 % granuleeritud fosfaati (Quinty & Rochefort 2003).

Viimase etapina suletakse kuivenduskraavid. Veetase peaks tõusma vähemalt 20-30 cm sügavusele turbapinnast, mis on turbasammalde kasvama minekuks optimaalne. Kraavide sulgemiseks võib kasutada nii eemaldatud oksüdeerunud turbakihti kui ka lagunevat puitmaterjali (Quinty & Rochefort 2003).

1.3. Korrastatud alade taimkatte dünaamika

Frees-jääksoodel võimaldab „*The Moss Layer Transfer*” meetodi kasutamine taastada rabadele iseloomulikku samblakatte (Quinty & Rochefort 2003). Turbasamblakatte taastumisel muutub vee pH happelisemaks, püsib kõrge veetase, luues sellega eeldused raba tekkeks (Chirino *et al.* 2006).

Kanada tulemuste põhjal (Poulin *et al.* 2012) tõuseb esmalt kõige kiiremini soole iseloomulike taimeliikide arv, mis on tingitud sellest, et korrastatavale alale laotatakse doonoralt kogutud taimefragmente. Kuna eelistatuna kogutakse mätastelt punast ja pruuni

turbasammalt, siis just nende liikide katvused on ka esialgselt kõige suuremad. Aja jooksul pruuni turbasambla katvus suureneb ja moodustub rabale iseloomuliku mikroreljeefi. Looduslikule soole iseloomulik taimekooslus saavutatakse ligikaudu 10-20 aastaga (Pouliot *et al.* 2012). Korrastatud alal on täheldatud mõningast metsaliikide arvukuse tõusu, kuid ka looduslikes sookooslustes esinevad mitmed tavalised metsaliigid nagu harilik mänd või sookask (*Betula pubescens*). Veetaseme tõstmisega võivad korrastataval alal hakata kasvama vähesel määral ka teisi märgalade liike, näiteks Kanadas täheldati ulatusliku laialehise hundinuia (*Typha latifolia*) levikut (Poulin *et al.* 2012). Ruderaalsed taimeliigid puuduvad looduslikest soodest, kuid korrastataval alal nende arvukus võib esialgu tõusta, kuid seejärel väheneb. Soodele mitteomaste liikide arvukuse vähenemine on tingitud kasvusubstraadi pH happelisemaks muutumisest ning veetaseme tõusust (Poulin *et al.* 2012).

Edukaks peetakse korrastamist, kui turbasamblad on kasvama hakanud ja moodustavad pideva katvuse. Kanadas peetakse parimateks indikaatoriteks korrastamise edukuse määramisel punast ja pruuni turbasammalt, rabamüüliat (*Myrica anomala*), perekonna kanarbiku (*Ericaceae* spp.) esindajaid, nt hariliku jõhvikat (*Oxycoccus palustris*) (González *et al.* 2013a). Viimasel ajal on siiski leitud, et rabamüülia on edukas ka kuivemates tingimustes, mille lõpptulemuseks ei pruugi olla korrastatud soo. Lisaks kõik rabas kasvavad kanarbikulised ei pruugi näidata korrastamise positiivset kulgu, näiteks harilik kukemari (*Empetrum nigrum*), mis kasvab looduslikus soos kuivematel mätastel, kus turbasammaldel ei ole ühtlast katvust. Samuti on paljas turbapind ja samblike rohkus esmasteks indikaatoriteks selles, et korrastamise käigus on tehtud vigu (González *et al.* 2013a).

Raba-karusambla (*Polytrichum strictum*) domineerimine (keskmine katvus $60 \pm 4\%$) esimesel 10 aastal ei võimalda ennustada, kuhu suunas kujunev kooslus areneb. Seda samblaliiki on määratletud nõ amfliigina (*nursery plant species*), mis loob turbasammalde kasvuks sobivama keskkonna, kui on seda paljas turbaväli (Groeneveld *et al.* 2007). Teatud katvusest alates (üle 29%) võib raba-karusammal aga ise ressursside pärast turbasambliga võistleva hakata ja kaob amfliigi positiivne mõju (González *et al.* 2013a). Koos raba-karusambliga võib alal domineerima hakata longus pirnik (*Pohlia nutans*), mis on eelkõige põhjustatud üleväetamisest, kuna suureneb neile liikidele vajalik fosfori (P) kättesaadavus (Sottocornola *et al.* 2007). Samuti võib longus pirniku ja raba-karusambla domineerimisest järeldada, et hüdroloogiline režiim ei ole edukalt taastatud, kuna mõlemad liigid suudavad hakkama saada kuivades tingimustes (Tuittila *et al.* 2000b).

1.4. Töö eesmärgid

Käesoleva magistritöö eesmärgiks on Tässä jääksõõ korrastatud katseala taastaimestumise dünaamika alusel teha kindlaks, millised tegurid mõjutavad korrastamise edukust „*The Moss Layer Transfer Method*“ kasutamisel.

Töös otsitakse vastuseid järgmistele küsimustele:

- Kas korrastatud alal esinevad vaid doonoralt kogutud taimeliigid või on alale levinud liike ka mujalt?
- Milline erinevus/sarnasus esineb erinevate töötlusviiside vahel ning mis mõjutab taimeliikide arvu ja katvust?
- Millised on muutused korrastatava ala veetasemes pärast kraavide sulgemist ning kuidas see mõjutab taastaimestumist?
- Kuidas mõjutab põhuga katmine turbapinna temperatuuri ja taimefragmentide kasvutingimusi?

2. Materjal ja metoodika

2.1. Uurimisalade üldiseloostus

Jääksoo korrastamise katsealaks oli Tässä turbakaevandusala mahajäetud jääksoo ning doonorlaks Soosaare raba, mis kuuluvad Soosaare soostikku ning asuvad Viljandi maakonna põhjaosas. Lisaks kuuluvad soostikku veel Kolgi, Pendi, Poka, Tääksi ja Unakvere sood (Orru 1995). Soosaare soostik kuulub Eesti soode rajoneeringu järgi sisemaiste nõgude soode valdkonna Võrtsjärve nõo soode allvaldkonda (Valk 1988). Soostik jääb Võrtsjärvest põhja poole, piirkonda iseloomustab lainjas tasandik ning Kolga-Jaani ümbruses esinevad loodekagusuunalised voored. Soostiku lõunaosas olevad alad, sh Tässä ja Soosaare rabad on järvetekkelised, kuid ülejäänud soolad tekkisid mineraalma soostumisel. Madalsoolad toituvad põhja- ja valgveest, kevadel ja sügisel ka tulvaveest (Navesti ja Põltsamaa jõgi), rabad sademetest. Soostiku lääneosas on eesvooluks Navesti ja idaosas Põltsamaa jõe. Soosaare soostiku pindala on 12671 ha, sellest turbamaardlat 7788 ha (Orru 1995).

Tässä alustati turbakaevandamist ametlikult 1967. aastal, kuid käsitsi oli raba servast lõigatud tükkurvast ilmselt juba varem. Põltsamaa EPT freesis 1980. aastatel alusturvast 227 ha suurusel alal. 1994. aastal omandas tootmisala AS Kraver, kes kaevandab alal praeguseni. Vähelagunenud turvast kaevandati mäeeraldisest 2006. a. 10,2 tuhat t. Turba aktiivne tarbevaru Tässä 31.12.2006. a. seisuga oli 607,6 tuhat tonni vähelagunenud turvast (kihi keskmine paksus 2,0 m) ja 631,2 tuhat tonni hästilagunenud turvast (kihi keskmine paksus 1,6 m) (Ramst *et al.* 2007). Praeguste kaevandusmahtude korral võiks kaevandamiseks turvast jätkuda veel järgnevatks 20-30 aastaks. Tässä turbatootmisala pindala on hetkel kokku 264 ha. Selle idaosas on ligikaudu 5 ha suurune jääksooala, mis on kaevandamisest välja jäetud enam kui 30 aastat tagasi (Karofeld jt 2013).

Enne katse alustamist koostati 2012. aastal välitööde käigus jääksooala taimestiku nimekiri. Jääksoo oli taimestunud vaid vähesel määral. Esinesid üksikud männid ja kased, sammaldest esines alal vaid palu-karusammal (*Polytrichum juniperinum*). Kogu alal kasvas üksikute puhmastena tupp-villpea, mida esines vaid kraavide servades pisut ohtramalt (Karofeld jt 2013). Jääksoo pinnal esines ka mitmel pool külmakohrutusi ning kuivamisest tingitud lõhesid. Vene tüüpi turbapuuriga tehtud sondeerimisel mõõdeti jääkturbakihi paksuseks korrastamiseks planeeritud alal umbes 2,5 m, millest pealmine ligikaudu ühe meetri paksune pealmine kiht oli raba-sfagnumiturvas. Seetõttu hinnati ala rabataimestiku

taastamiseks sobivaks. Sellele alale rajati 2013. aasta kevadel 0,3 ha suurune korrastamiskatse, keskpunkti koordinaatidega 58°32'17.31", 25°51'42.75" (Joonis 1).

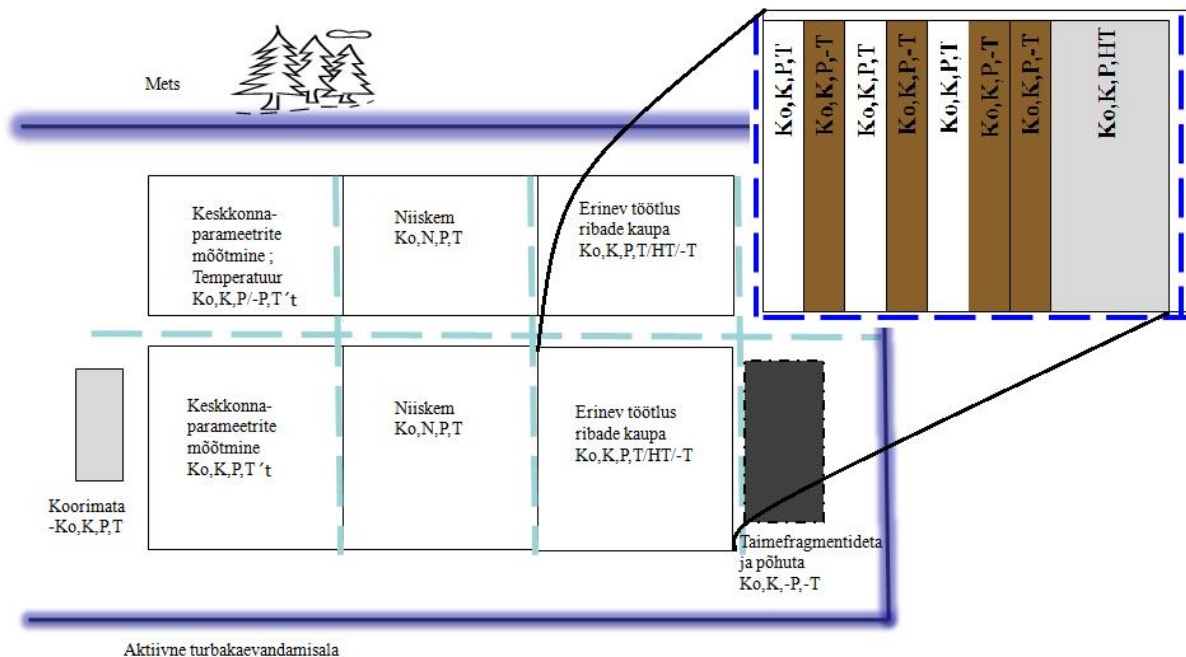


Joonis 1. Tässä jääksoo katseala ja Soosaare raba ehk doonorala asend (Hübriidkaart 2013).

Jääksoo korrastamiseks „*The Moss Layer Transfer*” meetodil vajalikud taimefragmendid koguti katsealast 5,5 km kaugusel kirdes asuvast Soosaare rabast. Soosaare raba on Soosaare soostiku suuremaid soostunud alasid, kogupindalaga 8840 ha. Selle ala põhjaosa kuulub Alam-Pedja looduskaitseala alla, kuid raba lõunaosas on AS Kraveri aktiivne turbakaevandusala, mida laiendatakse mäeeraldise piires kagu suunas. Sarnaselt Tässile koosneb Soosaare raba turbalasund ülaosas fuskumiturbast, lasundi keskosas asub siirdesoo- ning alumises osas madalsoo-puu-rohuturvas (Orru 1995). Soosaare raba kagupoolne osa on praegu veel looduslikus olekus puis-mätta-älveraba (Ramst *et al.* 2007). Mändide kõrgus alal on 3-4 m, puhmarindes kasvavad sookail (*Ledum palustre*), kanarbik (*Calluna vulgaris*), sinikas (*Vaccinium uliginosum*), harilik kukemari, küüvits (*Andromeda polifolia*) ja rabamurakas (*Rubus chamaemorus*) (Orru 1995). Doonoralt mõõtmetega ligikaudu 50 x 150 m (ala keskpunkt 58°33'30.15", 25°53'31.19") piirkonnast, mis oli planeeritud turbakaevanduse laiendamise alaks, koguti katseks vajalikke taimefragmente turbasammalde domineerimisega rabamätastelt.

2.2. Tässi jääksoo korrastamise meetodika

Tässi jääksoo katsealal kasutati sookoosluse taastamiseks nn Kanada meetodit (*The Moss Layer Transfer Method*) (Quinty & Rochefort 2003). Korrastamistööd toimusid 2012. aasta kevadel (30.04 - 3.05), mil korrastati ligikaudu 0,3 ha suurune ala. Korrastataval alal jääksoo pinna ettevalmistamisel ja ala tasandamiseks kooriti kõigepealt 10-20 cm paksune pindmine oksüdeerunud turbakiht, mis lükati traktoriga korrastatava ala ida- ja lääneserva ning tihendati. Ala jagati kuueks väljakuks, mida eraldavad kraavid. Need jäeti katseala piires avatuks veetaseme paremaks jälgimiseks ja vajadusel reguleerimiseks, kuid väljavool suleti. Doonoralt lõigati turbasammalde domineerimisega rabamätastelt 5-10 cm paksune taimekiht, taimefragmendid koguti kottidesse ja transporditi korrastamiseks ettevalmistatud alale Tässis. Suuremad ja tihedamad turbasammalde tutid harutati eelnevalt käsitsi lahti ja puistati õhukese kihina ettevalmistatud turbapinnale, kattes korruga ligikaudu 1,5 m laiuse riba, arvestades, et 1 m² suuruselt doonoralt kogutud taimefragmentidega saaks kaetud vastavalt 10 või ~15 m² ettevalmistatud jääksooala. Vastaval kasutatud meetodile kaeti taimefragmentidele paremate niiskustingimuste loomiseks ja kaitseks kuivamise eest katseala koheselt koheva põhukihiga. Pärast katseala taimefragmentide ja põhuga katmist suleti veetaseme tõstmiseks ala ümbritsevat väljavoolavad kuivenduskraavid.



Joonis 2. Tässi jääksoo korrastamise skeem.

Katsealale rajati kokku kuus erineva töötusega ala (Joonis 2), mida iseloomustavad erinevused pinnase ettevalmistuses, veetasemes, põhuga katmises ja taimefragmentide laotamise tiheduses: 1. Koorimata, põhu ja taimefragmentidega ala (lühendina -Ko,K,P,T), 2. Kooritud, põhuga ja taimefragmentidega (1/10) niiskem ala (Ko,N,P,T), 3. Kooritud, põhuga ja taimefragmentidega (1/10) kuivem ala (Ko,K,P,T), 4. Kooritud, põhuga ja hõredalt (1/15) taimefragmentidega ala (Ko,K,P,HT), 5. Kooritud, põhuga ja taimefragmentideta ala (Ko,K,P,-T), 6. Kooritud, põhuta ja taimefragmentideta ala (Ko,K,-P,-T). Lühendite tähiste tähendus: Ko kooritud, -Ko koorimata, K kuivem, N niiskem, P põhuga kaetud, -P põhuga katmata, T taimefragmentide külv 1:10 tihedusega, HT taimefragmentide külv 1:15 tihedusega ning -T taimefragmentide külvita töötus.

2.3. Taimestiku kirjeldamine korrastamise katsealadel

Tässi katsealal paigutati igale erineva töötusega väljakule taimkatte analüüsiks kümme 50x50 cm suurust tähistatud püsiruutu võimalikult eemale ala sisestest väljavooluta kraavidest, et vähendada võimalikku servaepekti. 2012. aasta sügisel taimekatet ei analüüsitud, et mitte tallata ning kahjustada taimefragmentide kinnitumist turbapinnale ja nende kasvama hakkamist. 2013. aastal analüüsiti katseväljakutel taimkatet kahel korral: kevadsuvisel perioodil (4.06) ja sügisel (17.09). Tallamise mõju vähendamiseks kasutati katsealal liikumiseks räätssid.

Tässi katseala ja Soosaare doonorala igas püsiruudus hinnati kogu taimestiku (samblad ja soontaimed) üldkatvus ning eraldi soontaimede ja sammalde üldkatvused. Järgnevalt hinnati iga sammal- ja soontaimeliigi katvused. Liikidest, mida kohapeal ei õnnestunud tuvastada võeti võimalikult väike kogus kaasa hilisemaks määramiseks. Katvused on hinnati protsentides skaalal 0,1; 0,5; 1; 2; 20; 25; 30; 100 % (Suominen 1969). Sammalde määramisel kasutati mikroskoopi CX 21 ning vajadusel värviti samblaid metüülsinisega. Taimenimed (nii eesti kui ladina keelsed) põhinevad Eesti taimemäärajatel (Ingerpuu jt 1998; Leht jt 2007 ja Vellak jt 2013). Turbasammalde määramisel kasutati ka kasutati Soome turbasammalde määrajat (Laine *et al.* 2009). Välitööde käigus prooviruutudelt kogutud taimestikuandmed on esitatud töös lisana, mis võimaldab teostada kordusanalüüsi (Lisa 1).

Lisaks taimede katvuse hindamisele registreeriti igas püsiruudus ka turbapinna muutused, nagu näiteks külmakohrutused ja lõhed turba pinnal.

Iga väljaku keskosas mõõdeti veetaseme sügavust turbapinnast igal külastuskorral aprillist oktoobrini. Selleks kasutati alumisest otsast perforeritud PVC torusid ja kohandatud

mõõdulinti. Torud suruti 1 m sügavusele turbasse nii, et torust jäi välja 30 cm, mis lahutati hiljem veesügavuse mõõtetulemusest maha.

Selgitamaks põhu mõju korrastatud jääksoo turbapinnale laotatud taimefragmentide temperatuurile ning sellest lähtuvalt ka ala niiskusrežiimile mõõdeti turbapinna temperatuuri põhuga kaetud ja katmata alal. Temperatuuri mõõtmine toimus iga 30 minuti tagant 24.04 kuni 04.10 2013. a 4-kanalise temperatuuri logeriga Comet S0141. Sensorid asusid ligikaudu 5 m raadiusega alal (joonis 2: “temperatuur“ Ko,K,P/-P,T't): kaks sensorit põhuga kaetud taimefragmentidega korrastatud alal ning kaks sensorit taimefragmentidega alal, kust põhk 1 m² ulatuses eemaldati.

Soosaare rabas doonorala rabamätastel kirjeldati taimestikku 10 juhuslikus ruudus suurusega 50x50 cm 2013. a sügisel. Ruutude valikul jälgiti taimefragmentide kogumise kohta, et võrrelda Tässiga, millised sambla- ja teised taimeliigid on kasvama hakanud ning seeläbi hinnata korrastamise edukust sootaimestiku taastamisel. Taimestiku kirjeldamine toimus sarnaselt Tässis katsealadega, määrati katvused ja liigid, mida koha peal ei olnud võimalik ära määrata koguti kaasa. Lisaks määrati igal alal veetase PVC torude ja mõõdulindi abil. Kirja pandi ka kõik teised doonorlal leitud taimeliigid, mida ei registreeritud taimeruutudes.

2.4. Andmetöötlus

Välitöödel kogutud andmed sisestati ja korrastati Microsoft Office Excel 2007 tabelis. Andmetöötluseks kasutati nii Statistica 8.0 kui ka Microsoft Office Excel 2007 programme.

Soontaimede andmete põhjal arvutati puude- ja põõsaste ning rohurinde keskmised katvused ala kohta ja arvutati standardhälve. Sammlade andmete põhjal leiti helviksammaltaimede (Div. *Marchantiophyta*), lehtsammaltaimede (Div. *Bryophyta*), sealhulgas turbasammalde (Cl. *Sphagnopsida*) ja lehtsammalde (Cl. *Bryopsida*) keskmised katvused iga uuritud ala kohta.

Töötluste mõju liigirikkuste ja katvusele analüüsiti üldistatud lineaarsete mudelite abil, kasutades ühefaktorilist dispersioonanalüüsi.

Erinevate alade taimestiku liigilise koosseisu sarnasust hinnati kasutades Czekanowski-Sørenseni sarnasuskoefitsienti:

$$K_{c-s} = \frac{2a}{2a + b + c},$$

kus a on võrreldavate töötluste ühistunnuste arv, b ja c kummagi objekti eriomaste tunnuste arv. Kooslused loeti sarnasteks kui arvutatud sarnasusindeks oli suurem kui 0,60.

Sarnasusindeksid arvutati eraldi soontaimede ja sammalde osas ning võrreldi Soosaare raba (looduslik) ja Tassi jääksoo korrastatava ala erineva töötlusega katsealade liigilisi koosseise.

Temperatuurandmete põhjal arvutati keskmised ja temperatuuriamplituudid päevade ja kuude kaupa, kasutades Microsoft Office Excel tabelitöötlust.

Veetaseme sügavuse mõõteandmed sisestati peale igat käiku Microsoft Office Excel tabelisse, kus andmete põhjal koostati ka joonis. Sademete mõju arvestamiseks koostati 2013.aastal Eesti Meteoroloogia Aastaraamatu andmete (Kallis jt 2014) põhjal joonis, millele kanti kõik Viljandis kui lähimas meteoroloogiajaamas mõõdetud iga kuu kolme dekaadi sademete hulgad (mm) aprillist oktoobrini, mil toimusid ka katsealal veetaseme sügavuse mõõtmised.

Kordusmõõtmiste dispersioonanalüüsi ehk ANOVA-t kasutati katvuste muutuste hindamiseks kahel vegetatsiooniperioodil, et jälgida, milline on taimkatte areng. Statistilist olulisust hinnati Tukey HSD testi alusel. Oluliselt erinevaks peeti väärtusi, kui $p < 0,05$.

Töötluste, perioodi, soontaimede üldkatvuse, sammalde üldkatvuse, surnud sammalde katvuse, soontaimede liikide rikkuse, sammalde liikide rikkuse ja pruuni turbasambla katvuse vahelised korrelatsioonid arvutati Spearmani K korrelatsiooni alusel. See analüüs ei eelda muutujate normaaljaotust.

Erinevate töötluste ja veetaseme, ja taimestamistiheduse mõju kolme katsealal sagedasema turbasambliigi katvusele hinnati programmis Statistica 8 mitmefaktorilise dispersioonanalüüsiga.

Statistiliseks andmetöötluseks kasutati programmpaketti Statistica 8.0. Rühmadevahelisi erinevusi hinnati Tukey HSD testi alusel. Oluliseks loeti erinevused, kui $p < 0,05$.

2.5. Magistritöösse panused

Magistritöö autor Triin Anier osales aktiivselt Tassi jääksoo katseala korrastamises ning Soosaare raba doonoralt taimefragmentide kogumises koos mitmete kolleegide ja vabatahtlikega.

Tässi prooviruutude taimkatte analüüsid viisid põhiliselt läbi Kai Vellak ja Mari Määr. Välitöödel osales ka magistratöö autor abistades analüüside tegemisel, analüüsi protokollide täitmise ja veetasemete sügavuse mõõtmistega. Soosaare doonoralt tegid taimkatte analüüsi Kai Vellak ja assisteeris Triin Anier.

Tässi jääksoo prooviruutudest kaasa kogutud taimeliigid määras, vajadusel mikroskoopi kasutades, Kai Vellak. Soosaare doonoralt väljastpoolt prooviruute kogutud taimeliigid määras töö autor, kes ka sisestas taimkatte analüüsi protokollid ning viis läbi tulemuste statistilise analüüsi.

Edgar Karofeld korraldas korrastamistöid, mõõtis veetaseme sügavust, installeeris temperatuuriandurid ja laadis logerist maha turba pinnatemperatuuri andmed, mille analüüsi tegi Triin Anier.

3. Tulemused

3.1. Taimestik

3.1.1. Soosaare raba liigiline koosseis ja katvused

Soosaare rabast mätastelt registreeriti kümnest analüüsiaruudust kokku üheksa sammaltaime ning 10 soontaimeliiki, sh võrreldes soontaimedega esines samblaid ühes ruudus pisut rohkem (Tabel 1). Doonoralt tervikuna leiti veel üheksa taimeliiki, nende hulgas oli neli soontaime- ja viis samblaliiki (Lisa 1). Seega kokku registreeriti Soosaarest 28 taimeliiki. Soosaare rabast leitud sammaldest oli neli liiki helviksammaltaimede hõimkonnast ning 10 liiki lehtsammaltaimede hõimkonnast. Viimastest kuus liiki olid turbasammalde klassist ning neli liiki lehtsammalde klassist. Soontaimede keskmine katvus prooviruutudes oli 24,5%, millest moodustasid puud ja põõsad 19% ning rohttaimed 5,9% (Tabel 1). Suurima keskmise katvusega (12,6%) oli kanarbik (Lisa 1).

Tabel 1. Soontaimede ja sammalde liikide arv ja katvused analüüsitud ruutudes Soosaare rabas ja Tässi jääksoo korrastamisalal 2013. aasta sügisel. Sulgudes on ära toodud ± standardhälve.

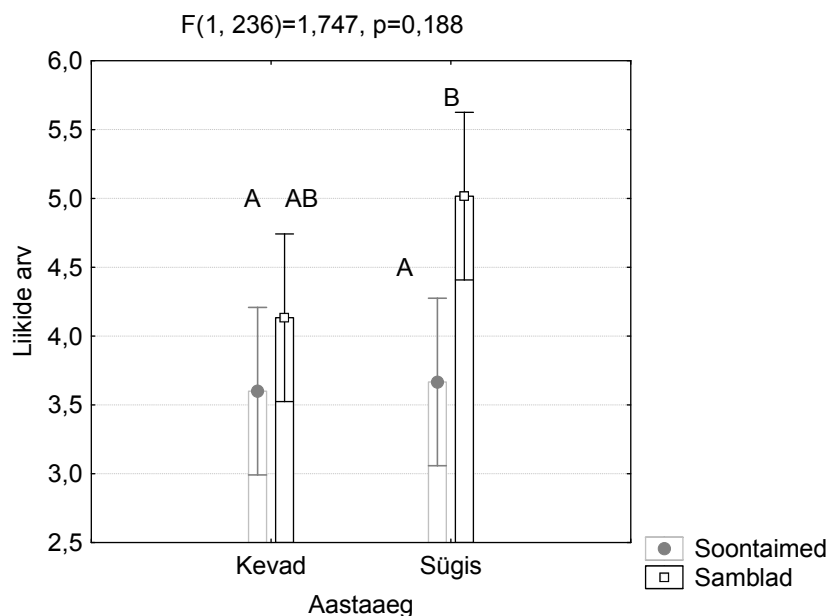
	Soosaare raba	Tässi jääksoo korrastatav ala
Liikide üldarv	19	35
sh soontaimed	10	13
samblad	9	22
Keskmine liikide arv	11,3 (± 1,5)	8,7 (± 4,4)
sh soontaimed	5,3 (± 1,2)	3,7 (± 2,1)
samblad	6,0 (± 0,8)	5,0 (± 3,0)
Soontaimede üldkatvus	24,5 (± 10,7)	3,8 (± 3,4)
Sammalde üldkatvus	91,1 (± 7,0)	38,8 (± 29,3)
Keskmine katvus	91,9 (± 6,9)	42,8 (± 4,2)
sh puud ja põõsad	19,0 (± 4,9)	2,0 (± 1,1)
rohttaimed	5,9 (± 1,6)	1,6 (± 1,1)
samblad	90,7 (± 40,2)	39,1 (± 23,7)
- turbasamblad	85,5 (± 10,3)	36,8 (± 28,9)
- teised lehtsamblad	0,8 (± 2,5)	1,6 (± 2,9)
- helviksamblad	4,5 (± 3,7)	0,7 (± 1,1)

Sammalde keskmine katvus prooviruutudes oli 90,7%, millest valdava enamuse (85,5%) moodustasid turbasamblad (Tabel 1). Suurima katvusega oli pruun turbasammal –

34%. Teiste lehtsammaltaimede osakaal oli väike ~ 0,8%, sellest valdav enamus kuulus rabakarusamblale. Helviksammaltaimede keskmine katvus oli 4,5%, neist suurima katvusega oli rabamüülia – 4,3 % (Lisa 1).

3.1.2. Tässi jääksoo korrastamisala liigiline koosseis ja katvused

Tässi jääksoo korrastatavalt kuuelt erineva töötusega alalt registreeriti kokku 13 liiki soontaimi, neist seitse liiki puittaimi (Tabel 1). Samblaid registreeriti kokku 22 liiki, sealhulgas viis turbasambla, kümme lehtsambla ja seitse helviksambla liiki. Taimkatte keskmiseks katvuseks oli 42,8%, sammalde katvus sellest oli 39,1%. Soontaimedest oli kõige suurema katvusega ümaralehine huulhein (1,1%). Kõige sagedasem oli püsiruutudes sookask, mis esines kõikidel erineva töötusega aladel, kokku 95%-l analüüsitud ruutudest, kuid tema katvus jäi väga väikeseks (0,7%). Sammaldest esines peaaegu kõikidel aladel (puududes vaid taimefragmentideta ja põhuta alalt) rabamüülia, mille katvus küündis 2013. aastal kuivemal korrastatud alal üle 1% (Lisa 1). Katsealale taimefragmentidena laotatud liikidest oli suurima katvusega pruun turbasammal (keskmine katvus 16,7%), lillakas ja punase turbasammal katvustega vastavalt 8,1% ja 8,2 %.



Joonis 3. Soontaimede ja sammalde liikide keskmine arv Tässi jääksoo korrastatava ala analüüsiruutudes 2013. a kevadel ja sügisel. Erinevad tähed tähistavad üksteisest oluliselt erinevaid väärtusi ($p < 0.05$). Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usalduspiire.

Liigirikkused Tässi jääksoo korrastamisalal tõusid nii sammalde kui ka soontaimede osas 2013. a. sügiseks, seda oluliselt sammalde osas (Joonis 3). Soontaimedest registreeriti 2013.aasta sügisel Tässi katseala viiel töötluses (v.a. taimefragmentideta alal) valge nokkhein (*Rhynchospora alba*), mida varem ei olnud registreeritud. Nelja kevadel registreeritud liiki sügisel enam ei leitud (Lisa 1). Sammalde liigirikkus oli korrastatud jääksoos teise vegetatsiooniperioodi lõpuks tõusnud peaaegu samale tasemele kui see oli looduslikus Soosaare rabas (6 liiki). Kevadega võrreldes oli lisandunud ka mõningatesse töötlustesse Soosaares esinenud väike sõrmiksammal (*Kurzia pauciflora*) ja hõre turbasammal (*Sphagnum fallax*). Lisaks leiti ka liike, mida Soosaare analüüsiruutudest ei registreeritud, nagu näiteks raba-kaksikhammas (*Dicranum bergeri*), kuuelehtine niitsammal (*Cephalozia lunulifolia*) ja longus pirnik.

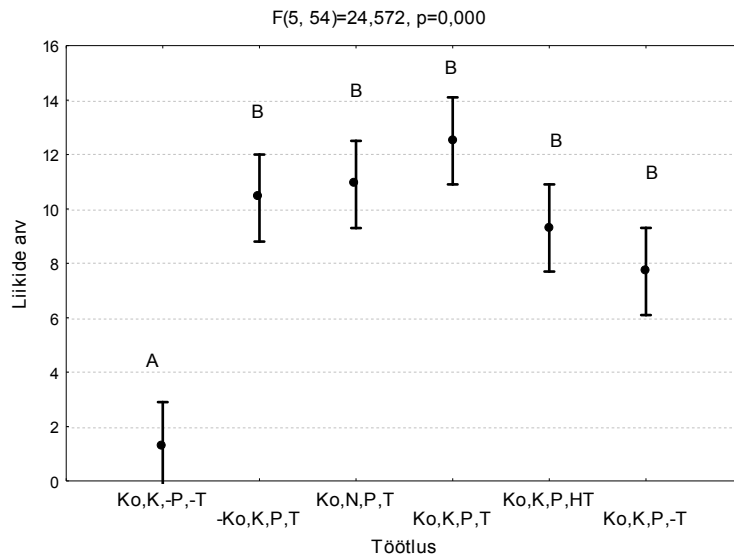
Tässi jääksoo korrastamisaladest oli teise vegetatsiooniperioodi lõpuks kõige liigirikkam kuivem korrastatud ala, kus registreeriti 24 liiki soontaimi ja 16 liiki samblaid (Tabel 2). Statistiliselt oluliselt madalam liikide arvuga oli siiski vaid katmata ja taimefragmentide laotamiseta prooviala (Joonis 4). Antud alal esines lisaks kuuele soontaimele vaid üks samblaliik (Tabel 2).

Kõige suurem taimkatte katvus – 70% oli 2013. aasta sügiseks niiskemal korrastatud alal (Tabel 2), kuid statistiliselt oluliselt madalama katvusega olid vaid need alad, millele taimefragmente ei olnud katse käigus laotatud (Joonis 5).

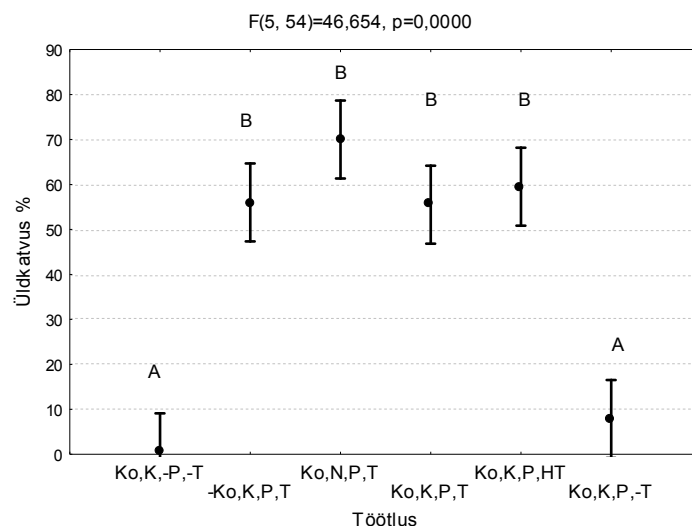
Turbasammalde ära kuivamine oli kõige sagedasem koorimata pinnakihi töötluses, ulatudes 10 ruudu keskmiselt 9%-ni (Tabel 2).

Tabel 2. Taimestiku liigirikkused ja katvused Tässä jääksoo kuuel erineva töötlusega katsealal 2013. aasta sügisel. Sulgudes on ära toodud \pm standardhälve.

Parameetrid	Põhuta ja taime-fragmentideta	Koorimata	Niiskem	Kuivem	Hõredalt	Taime-fragmentideta
Liikide üldarv alal	7	14	19	24	17	19
Soontaimed	6	7	7	8	8	3
rohttaimed	3	3	2	3	3	2
puud ja põõsad	3	4	5	5	5	1
Samblad	1	7	12	16	9	16
turbasamblad	0	3	5	4	5	5
teised lehtsamblad	1	1	3	7	2	9
helviksamblad	0	3	4	5	2	2
Üldkatvus	0,46 ($\pm 0,7$)	56,0 ($\pm 13,7$)	70,0 ($\pm 16,2$)	55,5 ($\pm 19,5$)	59,5 ($\pm 15,2$)	7,9 ($\pm 7,8$)
Soontaimede üldkatvus	0,45 ($\pm 0,7$)	6,2 ($\pm 3,0$)	4,7 ($\pm 2,2$)	7,3 ($\pm 3,5$)	3,1 ($\pm 2,4$)	1,3 ($\pm 1,5$)
Sammalde üldkatvus	0,02 ($\pm 0,04$)	46,5 ($\pm 14,3$)	67,0 ($\pm 2,2$)	53,8 ($\pm 20,4$)	58,5 ($\pm 14,5$)	7,1 ($\pm 7,7$)
Surnud sammalde katvus	0	9,0 ($\pm 4,6$)	1,3 ($\pm 2,2$)	1,0 ($\pm 2,2$)	0,2 ($\pm 0,6$)	0
Keskmine katvus	0,6 ($\pm 0,1$)	51,6 ($\pm 4,5$)	73,1 ($\pm 5,9$)	60,9 ($\pm 4,8$)	61,7 ($\pm 5,1$)	8,9 ($\pm 0,8$)
sh puud ja põõsad	0,3 ($\pm 0,2$)	2,8 ($\pm 0,7$)	1,2 ($\pm 0,3$)	4,4 ($\pm 1,4$)	2,3 ($\pm 0,7$)	1,3 ($\pm 0,6$)
rohttaimed	0,3 ($\pm 0,2$)	2,2 ($\pm 0,7$)	3,8 ($\pm 1,1$)	2,6 ($\pm 1,0$)	0,9 ($\pm 0,4$)	0,02 ($\pm 0,02$)
samblad	0,02 ($\pm 0,02$)	46,6 ($\pm 22,8$)	68,1 ($\pm 31,5$)	53,9 ($\pm 25,8$)	58,5 ($\pm 28,5$)	7,6 ($\pm 4,6$)
- turbasamblad	0	44,8 ($\pm 15,3$)	64,8 ($\pm 15,0$)	50,4 ($\pm 20,0$)	57,4 ($\pm 14,7$)	3,4 ($\pm 6,6$)
- teised lehtsamblad	0,02 ($\pm 0,04$)	1,0 ($\pm 3,2$)	1,9 ($\pm 3,6$)	2,0 ($\pm 2,4$)	0,8 ($\pm 1,1$)	3,9 ($\pm 4,1$)
- helviksamblad	0	0,8 ($\pm 0,8$)	1,4 ($\pm 1,4$)	1,5 ($\pm 1,7$)	0,3 ($\pm 0,5$)	0,3 ($\pm 0,4$)



Joonis 4. Tässi korrastatud katseala töötluste mõju prooviruudu üldisele liikide arvule 2013. aasta sügisel. Erinevad tähed tähistavad üksteisest oluliselt erinevaid väärtusi ($p < 0.05$). Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usalduspiire. Töötluste lühendite tähiste tähendus: Ko kooritud, -Ko koorimata, K kuivem, N niiskem, P põhuga kaetud, -P põhuga katmata, T taimefragmentide külv 1:10 tihedusega, HT taimefragmentide külv 1:15 tihedusega ning -T taimefragmentide külvita töötlus. Töötluste lühenditena: taimefragmentideta ja põhuta ala Ko,K,-P,-T; hõredam ala Ko,K,P,HT; taimefragmentideta ala Ko,K,P,-T; koorimata ala -Ko,K,P,T; niiskem ala Ko,N,P,T ja kuivem ala Ko,K,P,T.



Joonis 5. Tässi korrastatud katseala töötluste mõju taimeestiku üldkatvustele 2013. aasta sügisel. Erinevad tähed tähistavad üksteisest oluliselt erinevaid väärtusi ($p < 0.05$). Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usalduspiire. Lühendite seletust vaata Joonis 4 alt.

3.1.3. Soosaare raba ja Tässi jääksoo korrastamisala taimestiku võrdlus

Soosaare rabas registreeritud liikidest ei leitud Tässi korrastamisalalt kuut taimeliiki: ujuv võsusammal (*Cladopodiella fluitans*), õrn turbasammal (*S. tenellum*), pikalehine huulhein (*Drosera anglica*), sookail (*Ledum palustre*), rabamurakasja rabakas (*Scheuchzeria palustris*) (Lisa 1). Tässi korrastataval katsealal registreeriti kahe vegetatsiooni perioodi peale kokku 22 taimeliiki, mida Soosaare doonorlal ei registreeritud.

Kuna jääksoode korrastamise eesmärgiks on looduslikule kooslusele sarnase saavutamine, siis hinnati Tässi jääksoo taastamisala liigilise koosseisu sarnasust 2013. aasta sügisel Soosaare raba taimestikuga. Soosaare rabaga on sammalde pooldest kõige sarnasemad niiskem ja hõredalt taimefragmentidega korrastatud alad (Tabel 3.).

Tabel 3. Soosaare raba (looduslik) ja Tässi jääksoo erineva töötlusega korrastamisalade sammalde liigiliste koosseisude võrdlus (Czekanowski-Sørenseni sarnasuskoeffitsiendid). Rasvases trükis (üle 60%) tulemusi loeti sarnaseks.

	Looduslik	Põhuta ja taime-fragmentideta	Koorimata	Niiskem	Kuivem	Hõredalt
Looduslik						
Põhuta ja taime-fragmentideta	0,20					
Koorimata	0,50	0,00				
Niiskem	0,67	0,15	0,63			
Kuivem	0,48	0,12	0,61	0,64		
Hõredalt	0,78	0,20	0,63	0,67	0,64	
Taime-fragmentideta	0,56	0,12	0,52	0,63	0,75	0,72

Soontaimede pooldest olid aga kõik taimefragmentide laotamisega korrastatud alad liigilise koosseisu pooldest sarnased loodusliku rabaga (Tabel 4).

Tabel 4. Soosaare raba (looduslik) ja Tassi jääksoo erineva töötusega korrastamisalade soontaimede liigiliste koosseisude võrdlus (Czekanowski-Sørenseni sarnasuskoeffitsiendid). Rasvases trükis (üle 60%) tulemusi loeti sarnaseks.

	Looduslik	Põhuta ja taime-fragmentideta	Koorimata	Niiskem	Kuivem	Hõredalt
Looduslik						
Põhuta ja taime-fragmentideta	0,25					
Koorimata	0,71	0,31				
Niiskem	0,71	0,86	0,86			
Kuivem	0,67	0,67	0,67	0,80		
Hõredalt	0,67	0,80	0,80	0,93	0,75	
Taime-fragmentideta	0,15	0,20	0,20	0,40	0,36	0,55

3.2. Keskkonnatingimused ja nende mõju jääksoo korrastamisele

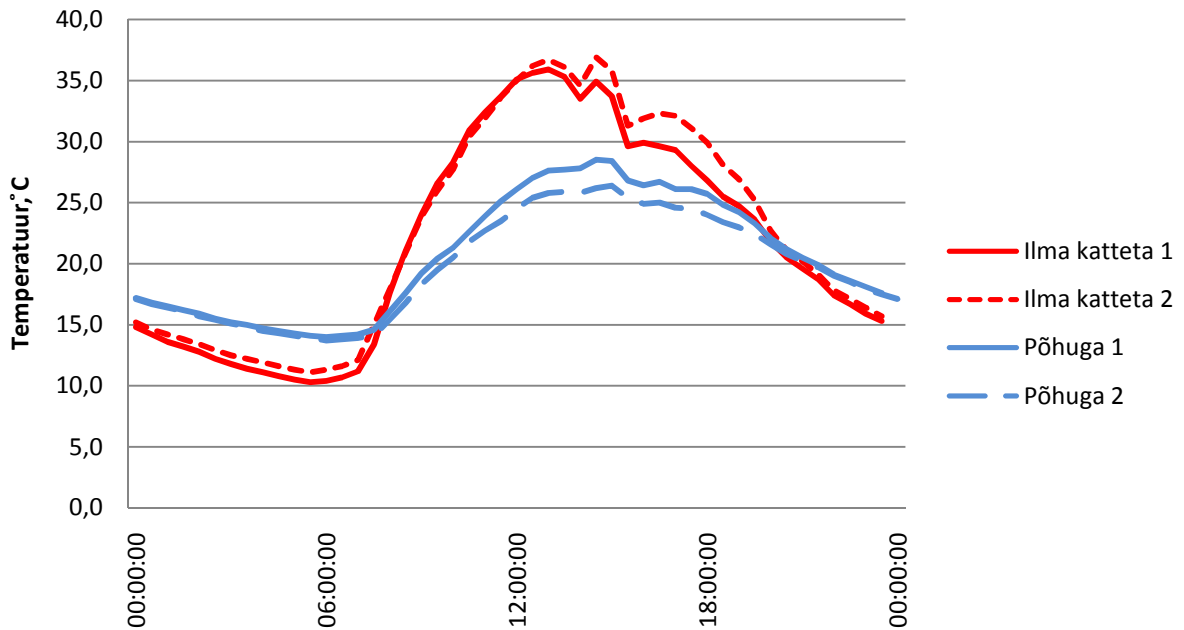
3.2.1. Taimefragmentide põhuga katmine

Võrreldes varasemate aastatega iseloomustas 2013. aastat hiline kevad, mis hilines pikaajalisest keskmisest ligikaudu kuu aega (Kallis jt 2014), ning ööpäeva keskmine õhutemperatuur tõusis püsivalt plusspoolele 8. ja 11. aprilli vahel. Samas oli suvi tavapärasest veidi soojem, Eesti keskmine õhutemperatuur oli 17,4 °C (norm 15,7 °C). Turba pinnatemperatuuri mõõtmisperioodil (24.04-04.10.2013) oli ilmavaatluste andmetel Viljandis kõige soojem kuu juuli (keskmine 17,8 °C) ja jahedam kõige kuu aprill (3,9 °C) (Kallis jt 2014).

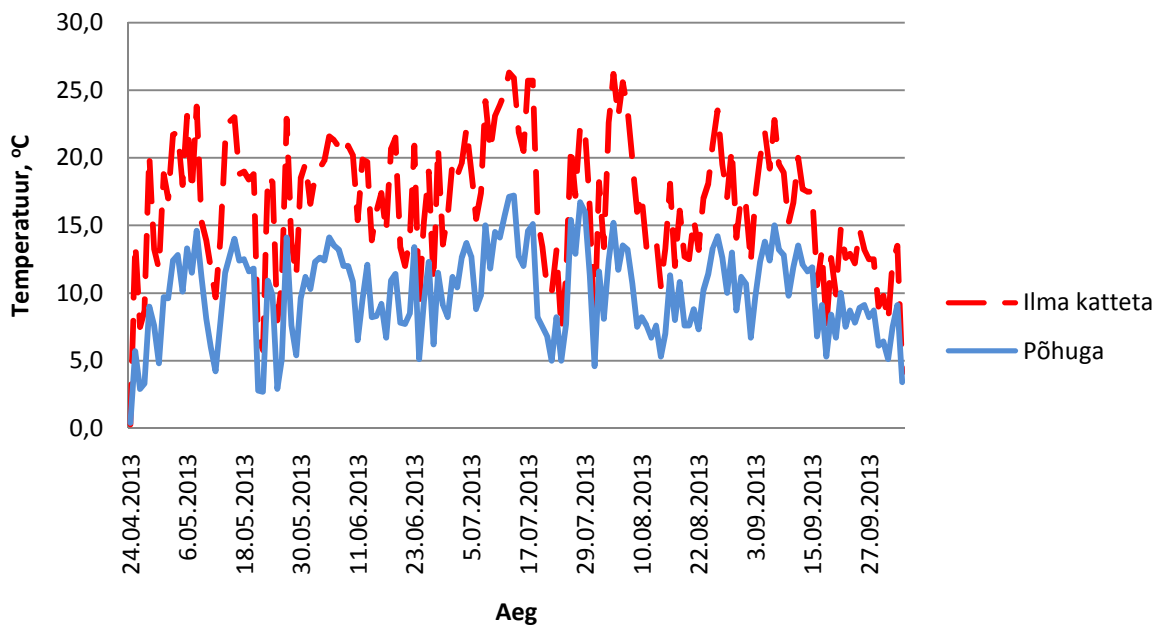
Selgitamaks põhuga katmise mõju turba pinnatemperatuurile, võrreldi Tassi jääksoos põhuga kaetud ja katmata taimefragmentidega alade temperatuurinäite. Selgus, et põhuga katmata alal olid temperatuurikõikumised suuremad ning ööpäevane keskmine temperatuur erines põhuga kaetud alaga võrreldes -0,8 kuni +3 °C. Temperatuuri maksimum põhuga kaetud alal oli 30,8 °C (14.07.13) ja katmata alal 37,6 °C (26.09.13). Mõõtmisperioodi ainukesed külmakraadid registreeriti katmata alal (28.04; 29.04 ja 26.09).

Põhuga katmata alal oli temperatuuri ööpäevane amplituud suurem ning turba pinnatemperatuur tõusis hommikul ning langes õhtul kiiremini kui põhuga kaetud alal (Joonis 6). Suurim ööpäevane temperatuurimuutus oli 6. augustil 2013a., mil põhuga alal oli temperatuuriamplituud 13,5 °C, kuid katmata alal peaaegu kaks korda suurem - 25,6 °C

(Joonis 6). Põhuga katmata alal oli keskmine ööpäevane temperatuur 4,1 °C kuni 26,3 °C, põhuga kaetud alal aga 2,7 kuni 17,2 °C (Joonis 7).



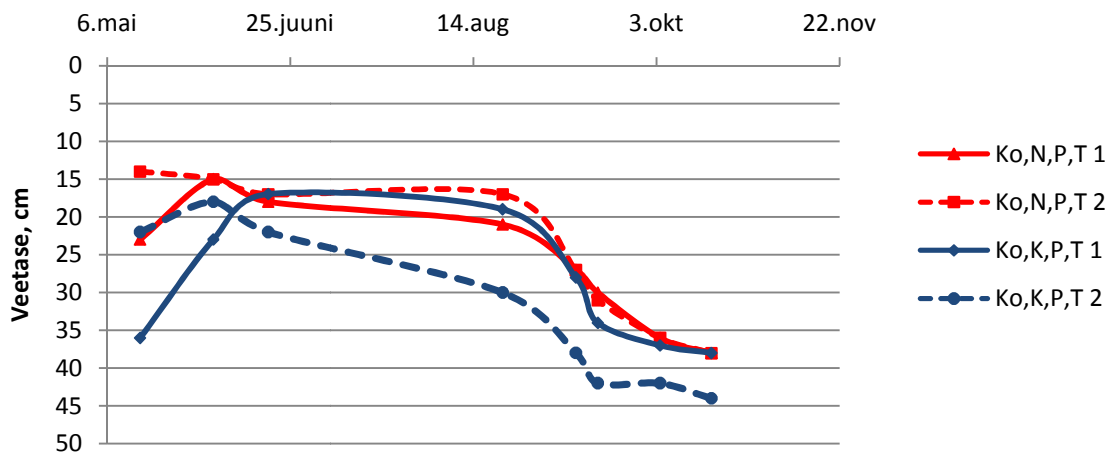
Joonis 6. Turba pinnatemperatuuri ööpäevane käik põhuga kaetud ja katmata Tässi jääksoo korrastatud alal (06.08.2013).



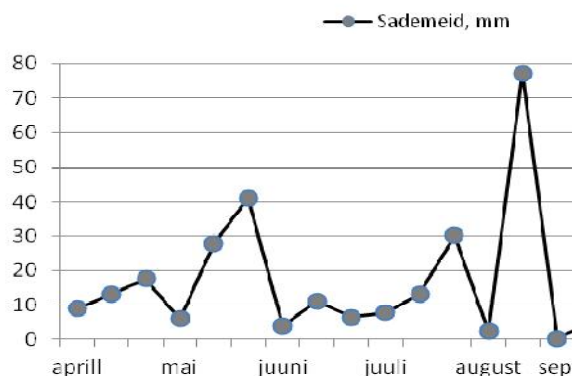
Joonis 7. Turba pinnatemperatuuri ööpäevase keskmise pinnatemperatuuri käik põhuga kaetud ja katmata Tässi jääksoo korrastatud alal perioodil 24.04. – 04.10.2013. a.

3.2.2. Veetaseme sügavus ja sademed

Tässi jääksoo korrastataval alal mõõdeti 2013. a maist oktoobrini veetaseme sügavust kokku kaheksal korral. Kevadperioodi iseloomustab veetaseme tõus ning veetase püsis enamuses mõõtepunktidest suhteliselt ühtlasena kuni augusti keskpaigani (Joonis 8). Septembris tehtud mõõtmised näitasid aga veetaseme langust kümnekonna sentimeetri võrra, ulatudes peaaegu kõigil aladel ligikaudu 40 cm sügavusele. 2013. a kevadel püsis lumikatte pikalt ning mai oli sademeterohke, samas suvi oli Eestis üks sademetevaesemaid, augusti keskel sademete hulk aga mõnevõrra tõusis (Joonis 9).



Joonis 8. Veetaseme sügavus (cm) Tässi jääksoo korrastataval alal kuues mõõtepunktis 2013 aastal. Lühendite seletus: Ko,N,P,T 1 ja Ko,N,P,T 2 asuvad niiskemal korrastatud alal, Ko,K,P,T 1 ja Ko,K,P,T 2 asuvad kuivemal, erinevate töötlustega korrastatud alal. Indeks 1 tähistab Joonisel 2. ülemist väljakut ning 2 vastavalt alumist väljakut.

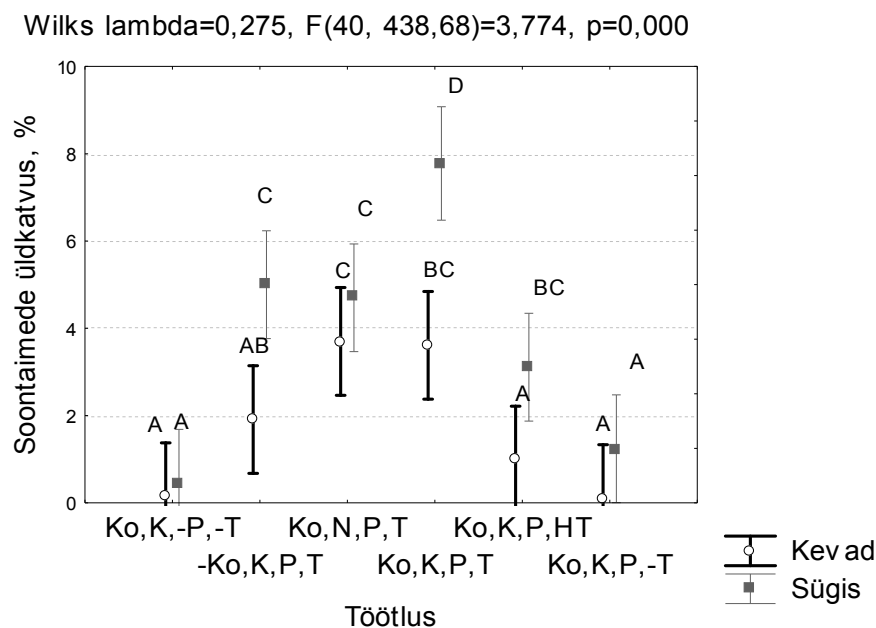


Joonis 9. Sademed (mm) Viljandis 2013.a. Eesti meteoroloogia aastaraamatu andmetel (Kallis jt 2014). Punktid näitavad kuu dekaadi sademete hulka.

3.3. Töötluste ning mõõdetud keskkonnaparameetrite mõju taimestikule Tassi jääksoo korrastatud alal

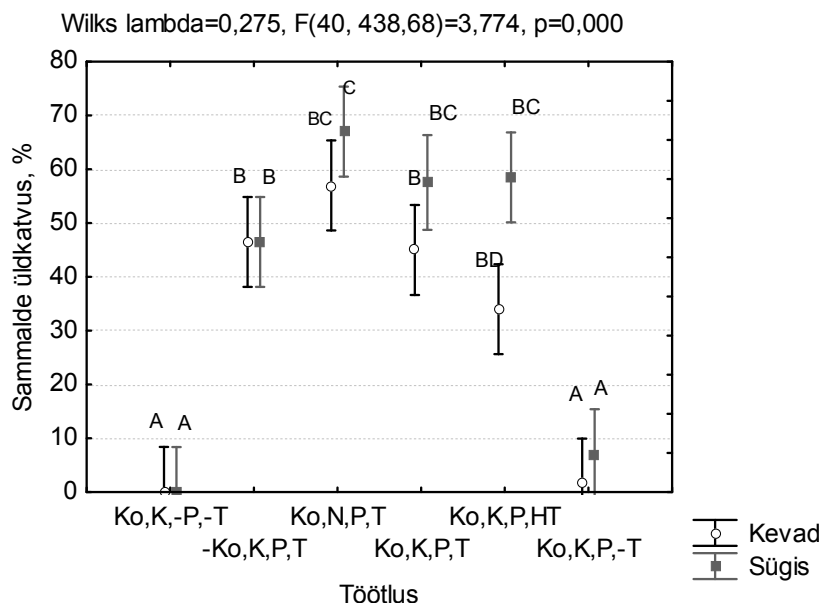
3.3.1. Taimestiku muutused vegetatsiooniperioodi jooksul

Soontaimede suurim katvuse tõus (Joonis 10) esines sügavama veetasemega korrastatud alal, kus katvused kahekordistusid peamiselt kanarbiku katvuse tõusu tõttu (Lisa 1). Soontaimede katvus oli 2013. aasta sügisel enamikes töötlustes oluliselt suurem kui kevadel (välja arvatud taimefragmentideta töötlustes, kus mingeid olulisi soontaimede katvustes muutusi uurimisaja jooksul ei täheldatud) (Joonis 10).



Tabel 10. Soontaimede katvus kevadel ja sügisel 2013. aastal Tassi töötlustes. Erinevad tähed tähistavad üksteisest oluliselt erinevaid väärtusi ($p < 0.05$). Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usalduspiire. Lühendite seletust vaata Joonis 4 alt.

Võrreldes kevadega oli suurima juurdekasvuga sammalde katvustes (Joonis 11) hõredalt taimefragmentidega korrastatud alal, kus sammalde osakaal suurenes prooviruutudes keskmiselt 25%, mis on peamiselt tingitud kolme peamise turbasambliigi katvuse suurenemisest (Lisa 1). Sammalde osakaal tõusis ka niiskemal ja kuivemal korrastatud aladel, kus peamiselt tõusis lillaka ja punase turbasambli osa (Lisa 1).



Tabel 11. Sammalde katvus 2013. a kevadel ja sügisel Tässi korrastatava ala erinevates töötlustes. Erinevad tähed tähistavad üksteisest oluliselt erinevaid väärtusi ($p < 0.05$). Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usalduspiire. Lühendite seletust vaata Joonis 4 alt.

3.3.2. Tässi jääksoo korrastatava ala taimeistiku ja keskkonnaparameetrite vahelised seosed

Korrastamise meetod on oluliselt positiivselt seotud sammalde liikide arvukusega ning ala erinevate töötluste (põhuga katmine, koorimine jne) kasutamine vähendab kuivanud või surnud sammalde katvuse protsenti (Tabel 5). Perioodi pikkus (kevad; kevad + sügis) korreleerub positiivselt soontaimede üldkatvusega, samas ka kuivanud või surnud sammalde katvusega (Tabel 5).

Soontaimede katvuse suurenemisega tõuseb Tässi korrastatud katsealal ka soontaimede liikide arv (Tabel 5). Positiivselt korreleerusid soontaimede üldkatvus ja sammalde üldkatvus ning sammalde liigirikkus ja pruuni turbasambla katvus (Tabel 5).

Sammalde üldkatvus on kõige tugevamini positiivses korrelatsioonis pruuni turbasambla katvuse tõusuga (Tabel 5). Lisaks on sammalde katvuse tõus prooviruutudes positiivselt seotud nii sammalde kui ka soontaimede liikide arvuga alal (Tabel 5).

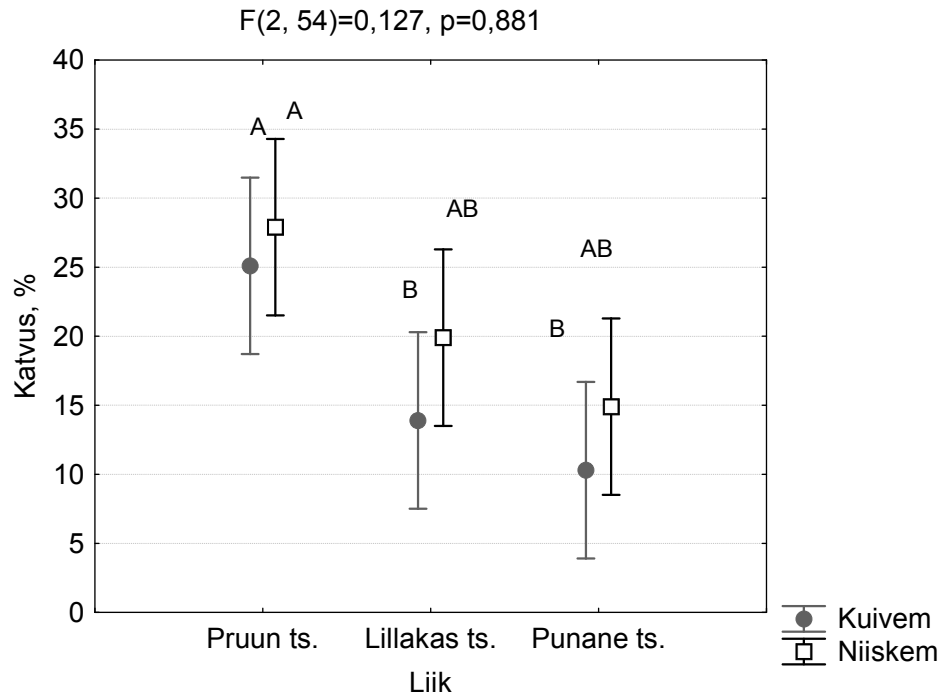
Tabel 5. Tässi korrastamisalal parameetrite omavahelise korrelatsioon. Lühendite tähistus: soon_ÜK – soontaimede üldkatvus, sam_ÜK – sammalde üldkatvus, surn_ÜK – surnud sammalde katvus, soon_LR – soontaimede liikide rikkus, sam_LR – sammalde liikide rikkus.

Märgitud korrelatsioonid on olulised (tähistatud rasvases kirjas) $p < 0,05$ N=119							
	Töötlus	Periood	soon_ÜK	sam_ÜK	surn_ÜK	soon_LR	sam_LR
Töötlus	1,00	-0,00	-0,02	0,02	-0,19	-0,02	0,44
Periood	-0,00	1,00	0,33	0,15	0,29	0,03	0,15
soon_ÜK	-0,02	0,33	1,00	0,54	0,25	0,58	0,48
sam_ÜK	0,02	0,15	0,54	1,00	0,10	0,70	0,51
surn_ÜK	-0,19	0,29	0,25	0,10	1,00	0,21	0,08
soon_LR	-0,02	0,03	0,58	0,70	0,21	1,00	0,49
sam_LR	0,44	0,15	0,48	0,51	0,08	0,49	1,00

3.3.3. Veetaseme sügavuse ja taimefragmentide laotamise tiheduse mõju turbasammalde katvustele

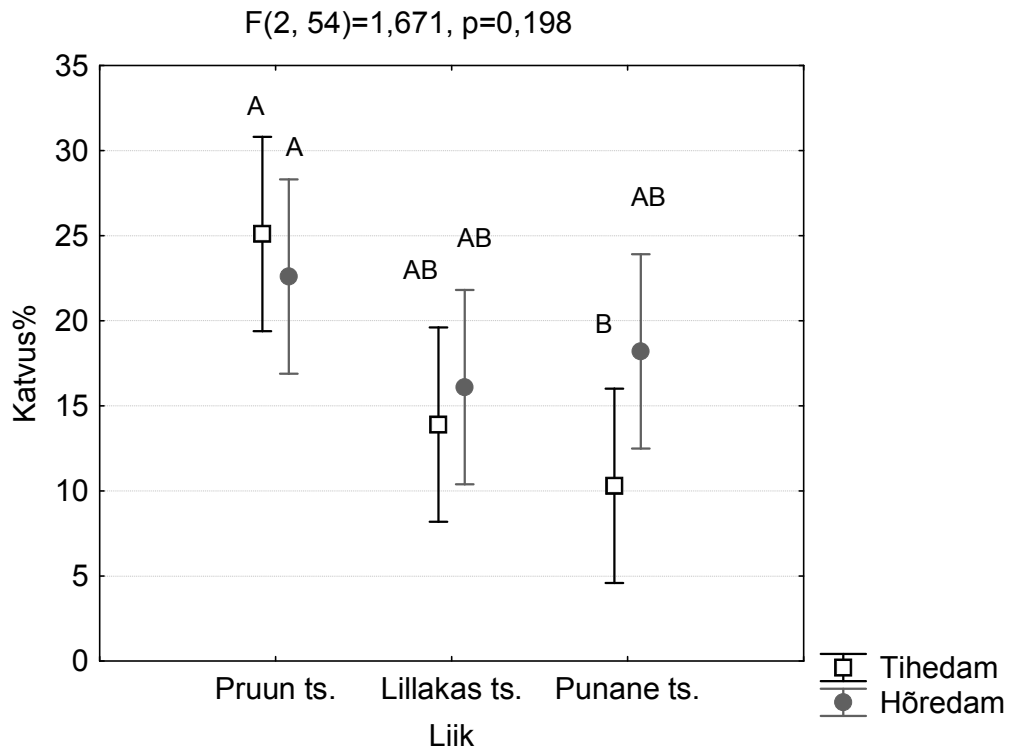
Niiskustingimuste mõju hindamiseks turbasammalde katvusele võrreldi omavahel kuivemat (ehk sügavama veetasemega) ja niiskemat (ehk kõrgema veetasemega) korrastatud ala, kus samblaid oli laotatud ühesuguse tihedusega. Kuivemal alal oli veetase mõõteperioodi jooksul keskmiselt 30,6 cm sügavusel ning niiskemal alal 25,2 cm sügavusel (Joonis 8). Soosaare raba taimeruutudes registreeritud kuuest turbasamblaliigist registreeriti sügisel niiskemal alal viis ja kuivemal alal neli liiki. Kuivemal alal puudus hõre turbasammal (Lisa 1). Korrastatud alal oli suurima katvusega pruun turbasammal, teiste turbasamblaliikide katvustes ei olnud olulisi erinevusi võrreldes niiskemat ja kuivemat ala (Joonis 12).

Võrreldes turbasammalde keskmiseid katvusi, oli see niiskemal alal 14,4% võrra suurem kui kuivema töötlusega alal (Tabel 2). Turbasamblaliikide katvuste keskmiste erinevuse tingis peamiselt lillakas turbasammal, mis oli niiskemal töötlusel 6% suurema katvusega kui kuivemal alal.



Joonis 12. Kolme turbasambliigi katvused (%) Tässi jääsoo niiskemal ja kuivemal katsealal. Erinevad tähed tähistavad üksteisest oluliselt erinevaid väärtusi $p<0,05$. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usalduspiire.

Taimefragmentide laotamise tiheduse mõju hindamiseks võrreldi kaht ala (Ko,K,P,T ja Ko,K,P,HT), millel oli sama veetase, kuid millele laotati taimefragmente erineva tihedusega (suhtes doonorala 1/10 ja 1/15). Kuigi turbasammalde keskmised katvused olid 2013. aasta sügisel pisut erinevad: hõredalt taimefragmentidega kaetud alal 57,41% ning nn tavapärase tihedusega alal 50,41% (Tabel 2), ei omanud taimefragmentide tihedus olulist mõju katvusele teise vegetatsiooniperioodi lõpus (Joonis 13). Punase ja lillaka turbasambla katvus oli pisut kõrgem hõredalt taimestaud alal, pruun turbasammal näib eelistavat pisut suuremat taimestamistihedust (Joonis 13). Punase turbasambla katvus jäi oluliselt madalamaks võrreldes pruuni turbasambla katvusega tihedamal alal, samas hõredamalt taimestunud alal polnud nende liikidekatvustes olulisi erinevusi.



Joonis 13. Turbasamblaliikide keskmised katvused (%) erineva taimefragmentide laotamise tihedusega korrastatud alal 2013. a sügisel. Tihedam töötlus toimus Ko,K,P,T alal. Erinevad tähed tähistavad üksteisest oluliselt erinevaid väärtusi ($p < 0,05$). Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usalduspiire.

4. Arutelu

Tässi jääksoo katseala korrastamine on üks esimeste seast Eestis, kus rakendati kõiki kasutatud jääksoo korrastamise nn Kanada meetodi etappe (Karofeld jt 2013). Selgitamaks korrastamise edukust mõjutavaid tegureid, sh turbapinna ettevalmistamine, taimefragmentide laotamise tihedus, veetaseme sügavus ja põhuga katmine, rajati Tässis kuue erineva töötlusega alad. Katse tulemused peaksid võimaldama muuta tulevikus tehtavad jääksoo korrastamised edukamateks ja kuluefektiivsemateks.

Magistritöös uuriti, millised taimkatte muutused on Tässi jääksoo katsealal toimunud kahe vegetatsiooniperioodi jooksul pärast korrastamist. Muutusi võib positiivseks pidada, kuna 2013. aasta sügiseks on Tässis kõigi töötluste peale prooviruutudest registreeritud kokku 35 taimeliiki ning taimefragmentide külviga aladel ulatus taimestiku üldkatvus 60-70%-ni. Taimede kõrgem arvukus ja katvus on tingitud taimestumist takistavate tegurite mõju vähendamisest, nt. veetaseme sügavus on enamuse vegetatsiooniperioodist kõrgemal kui 50 cm, põhuga kaetud aladel on pinnatemperatuurid soodsamad ja taimefragmentide laotamisega on taastumas ka seemnepank (Quinty & Rochefort 2003).

Kanada Bois-des-Bel jääksoo korrastamise tulemused näitavad, et peale kahe aasta möödumist on kogu alal 50% sammalde ning üle 20% soontaimede katvus. Kuid turbasammalde osakaal on vaid 20% ning raba-karusammal moodustab 40% (Rochefort *et al.* 2013). Tässis kuivemal ja niiskemal korrastatud aladel tehtud katsete tulemuste põhjal võiks arvata, et Tässis on turbasammalde kasvama minekuks tehtav korrastamine oma eesmärgi edukamalt saavutanud. Samas oleks sellise järelduse tegemine ennatlik, kuna Tässis tehti taimefragmentide laotamine käsitsi, mis võimaldas seda paremini kontrollida, kuid Kanadas tehti seda masinatega ja suurel pindalal (189 ha) (Rochefort *et al.* 2013). Masinatega laotatakse taimefragmentid tihedamate puntidena ning samuti ei suudeta tagada nende ühtlast jaotumist alale ja piisavalt kontakti turbapinnaga. Seega, et saada täpselt võrreldavaid tulemusi Kanadas tehtud korrastamiste tulemustega, tuleks ka suuremaid alasid korrastada mitte käsitsi, vaid masinaid kasutades. Lisaks aitab soontaimede ja raba-karusambla katvuste suurendamisele kaasa kindlasti ala fosforiga väetamine (Sottocornola *et al.* 2007), millest Tässis korrastamisel loobuti, kuid on olnud kasutusel Kanada katsetes.

Lisaks eelpool väljatoodule erinevad Eesti ja Kanada ka kliimatingimuste poolest. Kanadas on sademeid rohkem (McCarter & Price 2013), mistõttu ei saa väita, et antud meetodi edukust mõjutavad samad faktorid nii Eestis kui ka Kanadas.

2013. aasta sügisel Tässä jääksoo korrastamise alal olevatest liikidest on valdav enamus registreeritud ka Soosaare doonoralt ning ilmselt on enamik neist kasvama hakanud taimefragmentide laotamise tulemusel. Suurima katvustega olid nagu võis ka eeldada liigid, mida eelistatult koguti doonoralt katseala taimestamiseks - pruun, punane ja lillakas turbasammal. Neid liike peetakse Eesti soodes ka põhilisteks turbamoodustajateks (Vellak jt 2013). Katsealale puistati peamiselt mätastelt kogutud liike, mis kasvavad tihedalt, ühel ruutmeetril võib olla keskmiselt isegi kuni 100 000 turbasamblavõsu ning see takistab oluliselt aurustumist (Rydin *et al.* 2006). Lisaks on antud liikidel positiivne mõju mätaste vahel kasvavatele liikidele. Näiteks esineb balti (*S. balticum*) ja pruuni turbasambla vahel kommensiaalne suhe. Pruun turbasammal tõstab veetaseme kõrgemale ning nii saab balti turbasammal kasvada ka muidu kuivemates kasvukohtades (Rydin *et al.* 2006). Ent selleks kulub ilmselt 10-20 aastat, mil korrastatud alal toimub mikrotopograafia diferentseerumine ja kujunevad välja ka looduslikule soole iseloomulikud märjemad mikroelupaigad (Pouliot *et al.* 2012).

Samblafragmentide külvi tulemusel suureneb alal taimeliikide arv, ületades sageli loodusliku soo kooslustele iseloomulikke arvukusi. See on põhjustatud alale ka mujalt levivatest metsa-, märgala- või ruderaaltaimeliikidest (Poulin *et al.* 2012). Täassis on sammalde kõrgem arvukus tingitud eelkõige lehtsammalde rohkusest, samas kui looduslikus rabas on lehtsammalde osakaal väike (Valk 2005). Selliste liikide esinemine on tingitud sellest, et kujuneva koosluse iseloomulikud tunnused on varieeruvad ning aja möödudes nende liikide sagedus väheneb, sest korrastatud ala muutub sarnasemaks looduslikule kooslusele. Näiteks ulatusliku turbasamblakatte moodustamise tulemusena hakkab liigiline mitmekesisus vähenema, kuna turbasamblad hapestavad kasvukeskkonda (Poulin *et al.* 2012). Kui pH langeb 3,5-ni, siis võib väheneda rabale mitteiseloomulike taimede võime lämmastikku omastada, mis tekitab neis stressi ja takistab kasvamist (Brix *et al.* 2002).

Kõiki Soosaare doonoral prooviruutudes olnud liike Täassis ei registreeritud, puudusid mitmed niiskemate kasvukohtade liigid. Näiteks olid nendeks soontaimedest oli rabakas, sammaldest õrn turbasammal ja ujuv võsusammal, kuna need liigid eelistavad kasvada mätaste vahedes, älvastes ja laugastes (Ingerpuu jt 1998; Leht jt 2010). Seega võib nende liikide jaoks olla ala liiga kuiv ja liigid ei suuda generatiivselt (nt. eoste, seemnetega) või vegetatiivselt paljuneda. Samuti ei pruukinud antud liigid alale jõudagi, kuna eelistatult koguti taimefragmente doonoral mätastelt.

Teise vegetatsiooniperioodi lõpus oli Soosaare doonorale Tässä jääksoo korrastamisaladest sarnasemad niiskem ja hõredalt taimefragmentidega korrastatud alad.

Samas võiks hõredamalt taimefragmentide laotamise tihedusega, põhuga kaetud ning kooritud ala olla eeldatavalt sarnaselt Kanada tulemustele just aeglaselt taimestuv (Gorham & Rochefort 2003) ning seega osadel liikidel väiksem tõenäosus alal kasvama hakata. Hõredalt taimestatud ala Täassis ei erinenud turbasammalde katvuse poolest tihedalt taimestatud kuid madamala veetasemega alast. Selle tulemuse põhjuseks võib olla juhuslik erinevus või saadud tulemused ongi Kanada tulemustest erinevad peaks vastuse andma edasised analüüsid, sest osaliselt võib see olla tingitud korrastamisel osalenud inimeste raskusest taimefragmente laotada eesmärgiks seatud tihedusega võis siiski erinevatest kliimaatilistest tingimustest, mistõttu eri piirkondades taimefragmentide tihedus ei oma olulist mõju korrastamise edukusele. Käesolevad tulemustel näitasid, et hõredalt taimefragmentidega kaetud alal oli suurim sammalde katvuste tõus analüüsiperioodi jooksul. Hõredalt korrastatud ala suur turbasammalde katvuse tõus võib vaatamata kuivale suvele olla tingitud vaba substraadi olemasolust ning sellest, et turbasamblad suudavad kasvamiseks vajaliku vee säilitada erilistes veesäilitamiserakkudes (hüalotsüstide), tihedalt asetsevate võsude ja lehtede vahel ning suure pindala tõttu (Vellak jt 2013).

Soontaimede liigilise koosseisu poolest olid Tässi erineva töötlusega alad pigem sarnased loodusliku Soosaare rabaga. See on ka loomulik, kuna rabad ongi iseloomulikult liigivaesed soonataimede poolest. Lisaks esinevad mitmed soodes kasvavad soontaimed ka kuivematel mineraalainevaestel muldadel nt. harilik mänd, kanarbik, kukemari ning sookask. Nimetatud liigid eelistavad rabades kasvada kuivematel rabaosadel ja peamiselt mätastel, kus turbasammalde katvus on madalam (Valk 2005). Lisaks on jääksoodes, enamasti kraavikallastel võimelised kasvama tupp-villpea, ümaralehine huulhein, kanarbik, sookask jt liigid (Triisberg *et al.* 2011). Seega soontaimede põhjal rabale sarnasust hinnata on keeruline ning tulemus sõltub pigem antud liikide katvustest, mis võiksid saavutada aja jooksul looduslikule soole omase katvuse.

Sammalde ja soontaimede kohta leidis osaliselt kinnitust, et enamikel juhtudel on korrastatud aladel, kus on tehtud taimefragmentide laotamine, Czekanowski-Sørenseni sarnasuskoeffitsiendid kõrgemad kui 60%. Selle põhjustavad samblafragmentidega levivad ka seemned, marjad, risoomid, juured jne (Poulin *et al.* 2011). Kuid antud väite seab kahtluse alla sarnasus taimefragmentideta, kuid põhuga kaetud ja kooritud ala sarnasus kuivemale, niiskemale ning hõredalt korrastatud aladele. Seega võiks järeldada, et jääkturba pinnakihi koorimine koos põhuga katmisega võimaldab taimedele paremaid kasvutingimusi. Suure tõenäosusega ei esine seda aga suurema pindalaga jääksoo korrastamisel, kuna osa

taimefragmente võis kanduda kõrval olevatelt aladelt ning mõned neist sattusid juhuslikult puistamise ajal sellele alale.

Hinnates põhuga katmise mõju, selgus tulemuste põhjal, et põhuga katmine aitab stabiliseerida turbapinna temperatuuri. Põhuga kaetud ala pinnatemperatuurid olid sarnasemad Männikjärve rabas läbiviidud temperatuuri mõõtmiste tulemustega (Valk 2005). Seega võib järeldada, et põhk takistas otsese päikesekiirguse jõudmist maapinnale ning ei lasknud sellel ka öösel ära jahtuda, vähendades sellega nii temperatuuri ööpäevast kõikumist ning luues eeldused taimede soodsamate kasvutingimuste kujunemiseks (Quinty & Rochefort 2003). Põhk parandab pinnase niiskustingimusi ja vähendab temperatuuri ning intensiivse valguse mõju (Rochefort *et al.* 2003). Tässis ei uuritud otseselt põhu võimalikku mõju taimefragmentide kasvama hakkamisele ja taimestiku arengule, sest selle vajadust on juba teiste poolt korduvate katsetega näidatud, et põhuga kaetud aladel on oluliselt kõrgem katvus kui katmata aladel (Quinty & Rochefort 2003). Edaspidi võiks siiski ka Eesti tingimustes uurida, kuidas mõjutaks põhu mitte kasutamine taimede kasvama hakkamist ning taimestiku arengut katvuste ning liigi koosseisu kaudu, et hinnata taastamistöõde kulumahukust.

Doonor alast eristus Tässi jääksoo erinevate töötlustega aladest liigilise koosseisu võrdluses kooritud, kuid põhuga katmata ala, kust registreeriti vaid üks samblaliik. Kuigi pindmise turbakihi koorimine on vajalik, et parandada turbasammalde kontakti pinnaga (Gorham & Rochefort 2003), ei taasta see levisepanka ning selliste alade taastaimestumine on aeglane ja võimalik vaid soodsa veetaseme korral. Enamasti suudavadki paremini kasvama hakata soontaimed ning turbasammalde osakaal jääb väikseks (González *et al.* 2013b). Seega ei toimu sookoosluse taastumist ning turba akumulatsiooni.

Edukalt korrastatud ala defineeritakse soole iseloomuliku taimestiku ning süsiniku sidumise taastamise kaudu (Poulin *et al.* 2012). Mõlemad funktsioonid on otseselt seotud hüdroloogilise režiimiga. Selleks, et korrastamise põhiobjektid, turbasammalde katvus taastuksid, peaks mulla veerõhk (*soil water pressures*) olema kõrgem kui -100 mb (Price & Whitehead 2001) ning optimaalne veetase korrastamisel kuni 30 cm sügavusel turbapinnast (Quinty & Rochefort 2003). Kuni augusti keskpaigani oli Tässi katsealal niiskemal alal (Ko,N,P,T 2) veetase kuni 15 cm sügavusel turbapinnast, mille tulemusena olid alal kõrgemad taimestiku katvused ja suurem sarnasus Soosaare doonor alaga. Madalama veetasemega alal (Ko,K,P,T 2) oli veetase suvel kuni 30 cm sügavusel ning sügiseks langes isegi 45 cm sügavusele. See võimaldas alal kasvama hakata ka kuivalembelistel taimeliikidel ja saavutada kõrgema soontaimede katvuse. Veetaseme sügavuse mõju hinnati prooviruutude üldisele liikide arvule, üldkatvusele ning turbasammalde katvusele. Kuigi eeldati, et veetasemel võiks

olla erinev mõju, Tässi katsealal oli kuivemal alal oli enam taimeliike ja niiskema suuremad katvused, ent statistiliselt see erinevus oluliseks ei tulnud. Seega võib arvata, et turbasamblad saavad oma kasvuks vajaliku vee põhiliselt sademetest ning kapillaarvesi ei mõjuta hetkel veel turbasammalde kasvu, mille jaoks pindmise turbakihi koorimine läbi viidi (Quinty & Rochefort 2003). Aja jooksul, kui turbasambaid moodustavad ühtlase katvuse paraneb ka akrotelmi-katotelmi vaheline veeside.

Kanadas on uuritud veetaseme muutusi suvekuudel ning leitud, et looduslikel aladel on veetase keskmiselt $33,2 \pm 9,0$ cm sügavusel, mis oli kõrgemal kui korrastatud aladel ($42,3 \pm 14,9$ cm) ning korrastamata jääksoos oli veetase veelgi sügavamal ($42,3 \pm 20,9$ cm). Korrastatava ala veetase kõigub pärast 10 aastast korrastamisest endiselt enam kui looduslikul alal, samas oli alale kujunenud ~ 15 cm paksune turbasammalde kiht (McCarter & Price 2013). Seega on teisel vegetatsiooni perioodil Tässi korrastaval alal veetase sarnane Kanada mõõtmise tulemustele ning võib loota, et ala korrastamine osutub edukaks ka pikemas perspektiivis.

Ombrotroofne raba toitub sademetest ja see on korrastatava ala peamine veetaseme mõjutaja. Seega sõltub korrastamise edukus suuresti ka ilmastikuoludest. Positiivne mõju Tässi jääksoo taastamisala veetaseme stabiilsusele oli 2013. aastal jahedate kevadilmade tõttu pikalt püsinud lumikattel, mis kadus lõplikult alles aprilli lõpuks (Kallis jt 2014). Kuid järgnenud suvi oli sademetevaene, mille tulemusel esines mitmes Tässi töötleses kuivanud turbasamblaid. Sügisel sagesid väikese sajuhulgaga perioodid (Kallis jt 2014), mis niisutasid just hilise kasvuperioodiga samblaid ja seetõttu veetaseme suurenenud sügavus taimestiku kasvu vegetatsiooni perioodi lõpus ilmselt negatiivselt ei mõjutanud.

Teise vegetatsiooniperioodi lõpul turba pinnakihi koorimise positiivset mõju Tässi katsealal ei täheldatud, sest koorimata ja kooritud taimefragmentide ning põhuga kaetud alad ei olnud statistiliselt erinevad ei üldkatvuste ega ka liigirikkustee poolest. Kuigi koorimata alal oli kokku vaid seitse samblaliiki ning turbasammalde katvus oli võrreldes niiskema alaga 20% väiksem ning koorimata alal oli ka suurim kuivanud turbasammalde osakaal (9%). Ei saa kindlalt väita, et alal on oluline teha koorimist. Samas on Kanadas väljatöötatud meetodi juhendis öeldud (Quinty & Rochefort 2003), et pinnakihi koorimisest loobumine võib suurendada külmakergete sagedust, sageli on tekkinud halvasti vett juhtiv koorik ning oksüdeeritud turvas on väga liikuv paljastades kasvavate taimede juuri. Antud katses koorimise mõju mitte avaldusemise põhjuseks võis olla ka see, et esimene vegetatsiooni periood oli väga sademeterohke (2012) ning 2012/2013 aasta talve paks lumikate (Kallis jt 2013/2014) olid piisavalt soodsad koorimata jätmise negatiivse mõju avalduseks.

Kuna nii soonataimede kui sammalde liigirikkuste ja katvuste vahel olid positiivsed seosed võib eeldada, et taimed ei konkureeri veel vaba substraadi pärast. pH on jääksoodes mõnevõrra kõrgem kui looduslikes rabades ja kõikuvam veetase võimaldab see erineva ökoloogilise nõudlusega liikide levikut alale (González et al. 2013a), mis soodele iseloomulike turbasammalde katvuste suurenedes võiks jälle vähenema hakata.

Käesoleva töö tulemused näitasid, et Tässis tehtud jääksoo korrastamise katse on olnud seni edukas. Et tulemusi saaks võrrelda teistes maades tehtavate soode taastamistöodega tuleks ka Eestis rakendada samal meetodil ulatuslikumaid korrastamisi. Teisel vegetatsiooni perioodil ei täheldatud Tässis kuni 10 cm võrra erinevate veetasemetega ning erineva taimefragmentide laotamise tihedusega aladel koorimise mõju taimestumisele. Esines indikaatorliike nii kuivalembelistest kui ka rabale iseloomulikest liikidest, kuid hetkel on katvused veel liiga väikesed, et teha lõplikke järeldusi. Seega on „*The Moss Layer Transfer*” meetod rakendatav, kuid taimestumist mõjutavate tegurite väljaselgitamiseks tuleb teha katseid ka suuremal alal ning jälgida taimestikis toimuvaid muutusi pikema aja jooksul.

Kokkuvõte

Tässi katseala korrastamistööd nn Kanada ehk „*The Moss Layer Transfer*“ meetodil toimusid 2012. aasta kevadel, mil rajati kuus erineva töötusega ala. Taimkatte analüüsid tehti 2013. aasta kevadel ja sügisel, et uurida, milline on töötuste mõju korrastatava jääksoo taimestumisele.

Selgus, et teise vegetatsiooniperioodi lõpuks olid edukamad niiskemad ja hõredamalt laotatud taimefragmentide, põhu ning kooritud pinnaga korrastatud alad. Need alad olid Soosaare doonorale kõige sarnasemad ka Czekanowski-Sørenseni sarnasuskoeffitsiendi järgi. Niiskemalt korrastatud alal oli taimede üldkatvus 70%. Suurima liikide arvuga aga oli kuivem korrastatud ala, kus oli esindatud 24 taimeliiki. Kõige madalama sarnasusega Soosaare doonorale olid taimefragmentide laotamiseta alad, kus taimestiku katvused olid alla 10%.

Seega rakendades kõiki Kanada meetodi etappe on alade taastaimestumine kiirem ning oluline on teha doonoralt kogutud taimefragmentide laotamine, mis tõstab korrastaval alal liikide arvukust. Turbasamblad on looduslikes rabades dominantliigiks, mõjutades ka kõikide teiste organismide elu- ja kasvutingimusi. Täassis olid erinevates töötlustes esindatud viis turbasamblaliiki. Suurima katvusega Täassis olid doonoralt taimefragmentidena toodud pruun, punane ja lillakas turbasammal. Need liigid puudusid vaid taimefragmentideta ja põhuta kooritud alalt. Lisaks Soosaarest kogutud liikidele levis alale mitmeid kuivalembelisi metsa- ja sootaimeliike, mida raba prooviruutudes ei esinenud. Samas on antud liikide katvused esialgu väikesed.

Põhuga katmine võimaldab korrastataval alal stabiliseerida pinnatemperatuuride kõikumist ning muutes tingimused lähedasemaks loodusliku rabaga loob taimedele soodsamad kasvutingimused.

Veetase on katsealal endiselt kõikuv. Lumesulamise järgselt olid mõned alad ka mitu nädalat üle ujutatud, kuid langedes kuiva suve tõttu sügiseks ~40 cm sügavusele turbapinnast, mistõttu mõningates töötlustes esines kuivanud turbasamblaid. Sügisel oli katsealade turbasammalde põhiliseks niisutajaks aga vihm, mis vähendas veetaseme langemise võimalikku negatiivset mõju. Seega sõltub teise vegetatsiooniperioodi lõpul kujunenud kooslus endiselt suuresti ilmastikuoludest ning ala taimestumisele aitaks kaasa regulaarne sademete hulk.

Töö tulemustest selgus, et kahe vegetatsiooniperioodi põhjal on liiga vara täpsemalt hinnata erinevate töötuste mõju jääksoo taimestumisele. Samuti tuleks järgnevad jääksoode korrastamised teha masinatega ja suurematel pindaladel, kuna see võib esile tuua uusi

mõjufaktoreid. Euroopa Liidu toel on juba alustatud ettevalmistusi üle 2000 ha jääsoode korrastamiseks 2014.-2020. a. ning antud töö tulemuste põhjal võib öelda, et nn Kanada meetod on edukalt rakendatav ka Eesti tingimustes.

Summary

On the dynamics of vegetation recovery and its influencing factors in the restoration of extracted Tässä peatland

In extracted milled peatlands the viable seed bank is destroyed and hydrological regime is still unstable and not favourable for spontaneous re-vegetation and therefore these areas remain almost plantless even after 20-30 years since abandonment. Extracted peatlands do have negative environmental effect, for instance destruction of natural habitats, fragmentation of natural areas, high fire risk, emission of greenhouse gases from the mineralization of residual peat etc. Therefore, and according to the legislative acts all mined areas, including extracted peatlands, should be restored after the end of mining.

In spring 2012, restoration work started in Tässä milled peatland, which was abandoned more than 30 years ago. For restoration “The Moss Layer Transfer Method”, which has shown positive results in Canada, was used. The donor site for collecting plant fragments was Soosaare bog, at a distance of 5.5 km. The restoration experiment was set up on *ca* 0.3 ha with six different treatments with variations in peat surface preparation, water table depth and spreading density of plant fragments.

The main aim of current thesis was to determine, based on the dynamics of the re-vegetation of the restored experimental site in Tässä cutover peatland, which factors influence the success of restoration by using “The Moss Layer Transfer Method” in Estonia.

By the end of the second vegetation period after the restoration, the total plant cover in Tässä experimental area on sites with the spreading of plant fragments had reached ~ 60%. Majority of the total cover comes from *Sphagnum fuscum*, *S. rubellum* and *S. magellanicum*. As a result of the restoration, 35 plant species grow in areas with different treatment. This number is almost a double as compared to the number of the registered plant species in sample squares of Soosaare donor site (19 plant species).

According to the Czekanowski-Sørensen similarity index, the greatest similarity to Soosaare donor site was found in two treatments on experimental sites – a site with higher moist water table level and a site with sparsely spread plant fragments over the peeled top residual peat layer and covered with straw. The least similar sites were those where the spreading of plant fragments was not applied and the total plant coverage remained under 10%.

Covering spread plant fragments with straw enables to stabilize the fluctuation of the peat surface temperatures and thus making the conditions more similar to a natural bog and creating better moisture and growing conditions for plants.

The water level was still fluctuating in the restored area. Due to a dry summer in 2012, dried Sphagnum mosses were found in some of the experimental sites and the water level depth dropped to a ~40 cm from peat surface in August. Nevertheless, in this period frequent rain events with relatively small rain amount started which kept Sphagnum mosses moist and growing and thus reducing the possible negative effect of water level fall. Therefore, the vegetation formed by the end of the second vegetation period after restoration still greatly depends on weather conditions, and regular rainfall would contribute to the success of the re-vegetation. There were differences in the re-vegetation character (plant cover and species composition) on sites with different treatments but they appeared to be not significant.

The results showed that based on the vegetation recovery during the second vegetation period after the restoration it is still too early to assess the effect of different treatments on the success of re-vegetation of Tässä peatland. Likewise, the following restoration works should be done with machines on larger areas, since this could bring out new influencing factors. With the help of the European Union, the preparation work for restoring more than 2000 ha of extracted peatlands in 2014-2020 has already started In Estonia.

Tänuavaldused

Täna oma juhendajaid, Edgar Karofeldi ja Kai Vellakut, tänu kelle juhendamisele ja suurele toetusele antud magistritöö valmis. Samuti väga suur tänu Mari Mürile, Nele Ingerpuule, Triin Triisbergile, Kairi Seppale ning Kerli Prantsile. Samuti tänan Tassi jääksoo korrastamisel igakülgse koostöö eest Herman Oosterkampi ning turbafirmasid AS Kraver ja Kalloveen BvBa.

Kasutatud kirjandus

Ajakirjaartiklid

- Brix, H., Dyhr-Jensen, K., Lorenzen, B. 2002. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. Growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. - *Journal of Experimental Botany* 53:2441–2450.
- Chirino, C., Campeau, S., Rochefort L. 2006. *Sphagnum* establishment on bare peat: the importance of climatic variability and *Sphagnum* species richness. - *Applied Vegetation Science* 9(2): 285–294.
- Fay, E., Lavoie, C. 2009. The impact of birch seedlings on evapotranspiration from a mined peatland: an experimental study in southern Quebec, Canada. - *Mires and Peat* 5(3): 1-7.
- González, E., Rochefort, L., Boudreau, S., Hugron, S., Poulin, M. 2013a. Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? A case study with peatlands. - *Ecological Indicators* 32: 232-238.
- González, E., Henstra, S., Rochefort, L., Bradfield, G., Poulin, M. 2013b. Is rewetting enough to recover *Sphagnum* and associated peat-accumulating species in traditionally exploited bogs?. - *Wetlands Ecology and Management*:1-14.
- Gorham, E., Rochefort, L., 2003. Peatland restoration: a brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs. - *Wetlands Ecology and Management* 11: 109–119.
- Groeneveld, E. V. G., Massé, A., Rochefort, L. 2007. *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. - *Restoration Ecology* 15(4): 709-719.
- Karofeld, E., Anier, T., Vellak, K. 2013. Sammaldest Tassi jääksoo korrastataval alal. – *Samblasõber* 16: 2-7.

- Kimmel, K., Mander, Ü. 2009. Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration. - *Progress in Physical Geography* 34(4): 491–514.
- Lucchesea, M., Waddington, J.M., Poulin, M., Pouliot, R., Rochefort, L., Strack, M. 2010. Organic matter accumulation in a restored peatland: Evaluating restoration success. - *Ecological Engineering* 36: 482–488.
- McCarter, C., Price, J. S. 2013. The hydrology of the Bois-des-Bel bog peatland restoration: 10 years post-restoration. - *Ecological Engineering* 55: 73-81.
- Minkinen, K., Laine, J., Nykänen, H., Martikainen, P. J. 1997. Importance of drainage ditches in emissions of methane from mires drained for forestry. – *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 949–952.
- Poulin, M., Fontaine, N., Rochefort, L. 2011. Restoration of pool margin communities in cutover peatlands. - *Aquatic Botany* 94: 107-111.
- Poulin, M., Andersen, R., Rochefort, L. 2012. A new approach for tracking vegetation change after restoration: A case study with peatlands. - *Restoration Ecology*:1-9.
- Pouliot, R., Rochefort, L., Karofeld, E. 2012. Initiation of microtopography in re-vegetated cutover peatlands: evolution of plant species composition. - *Applied Vegetation Science* 15: 369-382.
- Price, J.S., Whitehead, G.S., 2001. Developing hydrologic thresholds for Sphagnum recolonization on an abandoned cutover bog. - *Wetlands* 21, 32–40.
- Price, J.S., Heathwaite, A.L., Baird, A.J. 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview of management approaches. - *Wetland Ecology and Management* 11: 65–83.
- Ramst, R., Orru, M. 2009. Eesti mahajäetud turbatootmisalade taastaimestumine. - *Eesti Põlevloodusvarad ja –jäätmed* 1-2: 6-7.
- Rochefort, L. 2000. Sphagnum—A Keystone Genus in Habitat Restoration. - *The Bryologist* 103(3): 503–508.
- Rochefort, L., Quinty, F., Campeau, S, Johnson, K. W., Malterer, T. J. 2003. North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. - *Wetlands Ecology and Management* 11(1-2): 3-20.
- Rochefort, 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: 71-85.

- Salm, J.O., Maddison, M., Tammik, S., Soosaar, K., Truu, J., Mander, Ü. 2011. Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from undisturbed, drained and mined peatlands in Estonia. – *Hydrobiologia* 692 (1): 41-55.
- Sottocornola, M., Boudreau, S., Rochefort, L. 2007. Peat bog restoration: Effects of phosphorus on plant re-establishment. - *Ecological Engineering* 31: 29-40.
- Suominen, J. 1969. The plant cover of Finnish railway embankments and the ecology of their species. - *Annales Botanic Fennici* 60: 183-236.
- 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. - *Estonian Journal of Ecology* 62, 3: 192-211.
- Triisberg, T., Karofeld, E., Liira, J., Orru, M., Ramst, R. and Paal, J. 2014. Microtopography and the Properties of Residual Peat Are Convenient Indicators for Restoration Planning of Abandoned Extracted Peatlands. - *Restoration Ecology* 22: 31–39.
- Tuittila, E.S., Vasander, H., Jukka L. 2000a. Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. - *Applied Vegetation Science* 3:205–212.
- Tuittila, E.S., Rita, H., Vasander, H., Jukka L. 2000b. Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. - *Canadian Journal of Botany* 78(1): 47-58.

Raamatud

- Ingerpuu, N. (toim.), Vellak, K. (toim.) Kalda, A., Kannukene, L., Krall, H., Leis, M. 1998. Eesti sammalde määraja. - Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Kallis, A., Loodla, K., Tillmann, E., Tammets, R., Pärn, R., Juust, Sepp, A., E., Jõeveer A., Pärnpuu, P., Šišova, V. 2013. Eesti meteoroloogia aastaraamat 2012. - Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut.
- Kallis, A., Loodla, K., Tillmann, E., Krabbi, M., Juust, E., Pärn, R., Jõeveer, A., Šišova, V., Pärnpuu, P. 2014. Eesti meteoroloogia aastaraamat 2013. – Keskkonnaagentuur.
- Laine, J., Harju, P., Timonen T., Laine, A., Tuittila, E.S., Minkkinen, K., Vasander, H. 2009. The intricate beauty of Sphagnum mosses : a Finnish guide for identification. - University of Helsinki Department of Forest Ecology Publications.

- Leht, M. (toim.), Krall, H., Kukk, T., Kull, T., Kuusk, V., Oja, T., Pihu, S., Reier, Ü., Zingel, H. Tuulik, T. 2010. Eesti taimede määraja. - Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Orru, M. 1995. Eesti turbasood, Teatmik. - Eesti Geoloogiakeskus.
- Paal, J., Hein, K., Heinsoo, K., Holm, B., Ilomets, M., Ivask, M., Karofeld, E., Kõpp, V., Leiner, E., Lode, E., Melts, I., Niitlaan, E., Orru, M., Pikka, J., Raadla, K., Raudsep, R., Saarmets, T., Triisberg, T. 2011. Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine. - Keskkonnainvesteeringute Keskus ja MTÜ Eesti Turbaliit, Tartu.
- Paal, J., Leibak, E. (toim) 2011. Soode looduskaitseline inventeerimine. Projekti „Eesti soode inventeerimise lõpulevimine tagamaks nende bioloogilise mitmekesisuse säilimist“ aruanne. - Eestimaa Looduse Fond, Tartu.
- Quinty, F., Rochefort, L. 2003. Peatland restoration guide, 2nd ed. . - Canadian Sphagnum Peat Moss Association et New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Québec, Québec.
- Ramst, R., Orru, M., Salo, V., Halliste, L. 2007. Eesti mahajäetud turbatootmisalade revisjon (3. etapp: Viljandi, Pärnu, Saare ja Hiiu maakond). - EGK aruanne.
- Strack, M. (ed.) 2008. Peatland and climate. - International Peat Society, Saarijärven Offset Oy, Saarijärvi, Finland.
- Valk, U (toim). 1988. Eesti sood. - Valgus, Tallinn.
- Valk, U. 2005. Eesti rabad. Ökoloogilis-metsanduslik uurimus. - OÜ Halo Kirjandus, Tartu.
- Vellak, K., Ingerpuu, N., Karofeld, E. 2013. Eesti turbasamblad. The *Sphagnum* mosses of Estonia. - Tartu Ülikooli Kirjastus.

Raamatupeatükid

- Rochefort, L., Lode, E., 2006. Restoration of degraded boreal peatlands. - In: Wieder, R.K., Vitt, D.H. (ed.), Boreal Peatlands Ecosystems. Springer-Verlag, Berlin/Germany, pp. 381–423.
- Rydin, H., Gunnarsson, U., Sundberg, S. 2006. The role of *Sphagnum* in peatland development and persistence. - In: Wieder, R.K., Vitt, D.H. (ed.), Boreal Peatlands Ecosystems. Springer-Verlag, Berlin/Germany, pp 49–65.

Internetileheküljed

Jüriso, K. (toim) 2008. Ulila turbavälja põleng on kustutatud. - ERR uudised
[<http://uudised.err.ee/v/eesti/8860fdee-e5cc-4aca-ac21-a43522558419>] 23.04.2014.

Koppel, K. (toim) 2011. Moskva seisab silmitsi järjekordse suitsu mattunud suvega. - ERR
uudised [http://uudised.err.ee/v/eesti/cc282800-e6ed-4460-b0b3-b011590becb3]
23.04.2014.

Luts, P. (toim) 2008. Puhatu rabas puhkes uus ulatuslik põleng. - ERR uudised
[<http://uudised.err.ee/v/eesti/dee1b584-96db-4a5f-a7bb-69c9ff87a371>] 23.04.2014.

Maapõueseadus, 2004. [<https://www.riigiteataja.ee/akt/1011618?leiaKehtiv>] 20.05.2014.

Kaardimaterjalid

Hübriidkaart (1:27113). 2013. Eesti Maa-amet. Kaardilehed: 54902, 491608

LISA 1

Soosaare rabast ja Tässi jääksoo erineva töötusega korrastatud alal 2013. aastal registreeritud soontaimede ja samblaliikide keskmised katvused.

Tähistus: S- sügis, K- kevad, + väljaspool prooviruutu registreeritud liik.

	Soosaare		Tässi keskmine		Põhuta ja taime-fragmentideta		Koorimata		Niiskem		Kuivem		Hõredalt		Taime-fragmentideta	
	S	K	S	K	S	K	S	K	S	K	S	K	S	K	S	
Aastaag	S	K	S	K	S	K	S	K	S	K	S	K	S	K	S	
Soontaimede üldkatvus %	24,5	1,74	3,82	0,14	0,45	1,91	6,2	3,7	4,7	3,61	7,2	0,98	3,11	0,1	1,24	
<i>Andromeda polyfolia</i>	4,21	0,06	0,14	0	0	0,1	0,33	0,14	0,32	0,08	0,17	0,02	0,04	0	0	
<i>Betula pubescens</i>	+	0,11	0,70	0,08	0,19	0,12	0,86	0,07	0,24	0,17	0,74	0,09	1,01	0,1	1,15	
<i>Calluna vulgaris</i>	12,6	0,15	0,98	0	0	0,39	1,37	0,04	0,24	0,36	3,41	0,12	0,87	0	0	
<i>Carex</i> spp.	0	0,01	0,03	0	0,1	0	0	0	0	0,05	0,1	0	0	0	0	
<i>Drosera rotundifolia</i>	1,03	1,29	1,13	0	0	1	1,36	2,81	2,22	3,46	2,35	0,48	0,82	0	0	
<i>Drosera anglica</i>	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Dryopteris</i> spp.	0	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0,01	0,01	0,03	0,02	
<i>Empetrum nigrum</i>	0,8	0,01	0,002	0	0	0	0	0	0	0,04	0,01	0	0	0	0	
<i>Eriophorum vaginatum</i>	3,91	0,15	0,002	0,03	0	0,25	0,01	0,52	0	0,06	0	0,01	0	0	0	
<i>Juncus articulatus</i>	0	0,01	0,02	0,05	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Maianthemum bifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	

<i>Oxycoccus palustris</i>	1,07	0,09	0,13	0	0	0,2	0,2	0,11	0,24	0,17	0	0,07	0,35	0	0
<i>Pinus sylvestris</i>	0,11	0,03	0,07	0,01	0,01	0	0	0,03	0,12	0,04	0,08	0,03	0,07	0,04	0,14
<i>Populus tremula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Rubus chamaemorus</i>	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ledum palustre</i>	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhynchospora alba</i>	0,67	0	0,44	0	0,1	0	0,83	0	1,6	0	0,11	0	0,02	0	0
<i>Scheuchzeria palustris</i>	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vaccinium uliginosum</i>	+	0,01	0,02	0,05	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sammalde üldkatvus %	91,1	30,52	38,81	0,04	0,02	46,5	46,5	57	67	45	53,8	33	58,5	1,6	7,06
Surnud turbas. %		0	1,92	0	0	0	9	0	1,3	0	1	1	0,2	0	0
<i>Atrichum undulatum</i>	0	0,003	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0,13
<i>Aulacomnium palustre</i>	0	0,002	0,002	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0	0	0
<i>Brachythecium salebrosum</i>	0	0,03	0,03	0	0	0	0	0	0	0,07	0,02	0,01	0	0,12	0,16
<i>Bryum</i> spp.	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Calypogeia sphagnicola</i>	0	0,01	0,002	0	0	0	0	0,02	0	0,01	0,01	0	0	0	0
<i>Cephalozia loitlesbergeri</i>	+	0,002	0,02	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0,01	0	0	0
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	0	0,01	0,10	0	0	0	0,15	0,06	0	0	0,18	0	0,01	0	0,27

<i>Cephaloziella elachista</i>	0	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Cephaloziella rubella</i>	0	0,03	0,002	0	0	0	0	0,15	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratodon purpureus</i>	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0,18	0
<i>Cladopodiella fluitans</i>	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranella heteromalla</i>	0	0,01	0,21	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0	0,02	1,25
<i>Dicranum bergeri</i>	0	0,08	0,21	0	0	0,5	1,02	0	0,21	0	0,02	0	0	0	0,01
<i>Dicranum bonjeanii</i>	+	0,002	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranum polysetum</i>	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Kurzia pauciflora</i>	+	0,16	0,21	0	0	0,95	0,53	0	0,62	0,01	0,1	0	0	0	0
<i>Lophocolea heterophylla</i>	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Marchantia polymorpha</i>	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Mylia anomala</i>	4,32	0,25	0,37	0	0	0,51	0,12	0,56	0,66	0,34	1,21	0,07	0,22	0,01	0,01
<i>Pleurozium schreberi</i>	+	0,01	0,05	0	0	0	0	0,01	0,01	0,02	0,03	0	0	0	0,27
<i>Pohlia nutans</i>	0	0,03	0,30	0	0	0	0	0	0	0,13	0,55	0	0,21	0,06	1,05
<i>Polytrichum longisetum</i>	0	0,04	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,21	0,51
<i>Polytrichum strictum</i>	0,8	0,22	0,68	0,03	0,02	0	0	0,87	1,67	0,33	1,37	0,07	0,63	0,03	0,41
<i>Sphagnum balticum</i>	4,52	0,08	0,21	0	0	0	0	0,05	0,1	0,02	1,11	0,4	0,01	0,01	0,01
<i>Sphagnum fallax</i>	0,2	0,38	0,44	0	0	0	0	2,27	2	0	0	0	0,5	0	0,12

<i>Sphagnum fuscum</i>	34	16,37	16,69	0	0	24,7	24	28,8	27,9	30,8	25,1	13,7	22,6	0,23	0,52
<i>Sphagnum magellanicum</i>	26	6,49	9,72	0	0	9,8	6,8	11,8	19,9	8,6	13,9	8,2	16,1	0,56	1,61
<i>Sphagnum rubellum</i>	19,5	6,70	9,75	0	0	10,6	14	13	14,9	5,4	10,3	10,8	18,2	0,4	1,12
<i>Sphagnum tenellum</i>	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraphis pellucida</i>	0	0,01	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0,1

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Triin Anier,

(autori nimi)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose
2. **Taimkatte taastumise dünaamikast ja seda mõjutavatest teguritest jääksoo korrastamisel Täassis,**

(lõputöö pealkiri)

mille juhendajad on Edgar Karofeld ja Kai Vellak,

(juhendaja nimi)

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **27.05.2014**