

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Anna-Liisa Šavrak

**SÄILIKPUUDE MÕJU ELURIKKUSELE
NOORTES METSADES**

Magistritöö

Juhendajad: Ph.D. Asko Lõhmus
Ph.D. Liina Remm

Peale kaitsmist on parandatud vormistuslikke vigu

TARTU 2017

Säilikpuude mõju elurikkusele noortes metsades

Inimkonna suurenemisega on proportsionaalselt kasvanud ka surve metsadele ning metsamajandusest on saanud ulatuslik tööstusharu. Seetõttu on oluline mõista, kas säästva metsanduse meetmetest piisab elurikkuse säilitamiseks metsades. Käesolevas magistritöös uuriti raiesmikele jäetud säilikpuude mõju noorte metsade elurikkusele taimestiku ja kojaga maismaatigude näitel. Töö käigus uuriti milline on säilikpuude mõju: (1) taimestikule ja mullakeemiale, (2) metsa järelkasvule ning (3) kojaga maismaatigude kooslustele. Töö käigus avastati, et säilikpuud ei oma statistiliselt olulist mõju taimestikule või mullakeemiale, neil puudub statistiliselt oluline mõju metsa järelkasvule, kuid säilikpuude läheduses on suurem tigude arvukus kui nendest eemal.

Märksõnad: säilikpuud, metsa majandamine, bioloogiline mitmekesisus, kojaga maismaateod

The effect of retention trees on biodiversity in young forest stands

With the increase of the World population pressure on the forests has increased proportionally, which has made the forest management a large scale industry. Because of that it is essential to understand if the sustainable forestry measures are enough to retain for example biodiversity in the forests. This thesis has an experimental setup that aims to investigate: (1) what effect do the retention trees have on the vegetation and soil chemistry, (2) what effect do the retention trees have on forest regeneration and (3) what effects do the retention trees have on shelled terrestrial gastropod community. The current study demonstrated that retention trees have no significant effect on vegetation, soil chemistry and forest regeneration, on the other hand shelled gastropod abundance seems to be higher beneath the retention trees rather than away from them.

Keywords: retention trees, forest management, biodiversity, shelled terrestrial gastropods

SISUKORD

Sissejuhatus	6
1.1. Säilikpuude mõiste ja olulisus	6
1.2. Säilikpuude mõju mullastikule ja järelkasvule	7
1.3. Kojaga maismaateod ja nende seos säilikpuudega	8
1.4. Magistritöö eesmärgid ja hüpoteesid	10
2. Meetodid	12
2.1. Uurimisalade ja säilikpuude valik	12
2.2. Väli- ja laboritööd	14
2.3. Admete analüüs	16
2.4. Autori roll	17
3. Tulemused	18
3.1. Taimestiku ja mullatingimuste gradiendid säilikpuude ümber	18
3.2. Säilikpuu mõju puistu järelkasvule	20
3.3. Säilikpuu mõju teokooslustele	21
4. Arutelu	25
Kokkuvõte	28
Summary	29
Tänuavaldused	31
Kasutatud kirjandus	32
Lisa 1. Parimad mudelid erinevate keskkonnateguritega tigde liigirikkuse ja arvukuse seletamiseks	39

SISSEJUHATUS

1.1. Säilikpuude mõiste ja olulisus

Metsaga on kaetud 31% (39 990 000 km²) maailma ning 50% (22 737 km²) Eesti maismaast (Keskkonnaagentuur 2014; Keenan et al. 2015). Metsa olulisust hinnatakse neljast põhilisest vaatenurgast: sotsiaalsest, kultuurilisest, majanduslikust ning ökoloogilisest (Metsaseadus 2014). Säätlikuks metsanduseks peetakse metsandust, kus võetakse arvesse kõiki neid nelja aspekti ning välistatud on ühe ökosüsteemiteenuse laastav tarbimine mõne teise arvelt. See defineeriti esmakordselt 1993. aastal Helsingis toimunud üle-euroopalisel ministrite metsakaitsekonverentsil (UN 1993). Säätvaks metsanduseks nimetatakse metsade ja metsamaade majandamist sellisel viisil ja sellises ulatuses, mis tagab nende bioloogilise mitmekesisuse, tootlikkuse, uuenemisvõime, elujõulisuse ning võime praegu ja tulevikus teisi ökosüsteeme kahjustamata täita ökoloogilisi, majanduslikke ning sotsiaalseid funktsioone kohalikul, riiklikul ja globaalsel tasandil (UN 1993).

Ülemaailmselt majandatakse hinnanguliselt ligi 12 000 000 km² metsa puidu saamise eesmärgil (FAO 2015). Valdavaks raieviisiks on lageraie, mida kasutatakse eriti laialdaselt Põhja-Ameerikas ning Euroopas (Deal 2004; Rosenvald & Lõhmus 2008; Keskkonnaagentuur 2014; Chaudhary et al. 2016). Lageraie on majanduslikult oluline, sest on tehniliselt vähekulukas, mis maksimeerib metsast saadavat tulu (Nyland 1996). Maailmas valdaval raieviisil - lageraiel on mitmeid negatiivseid omadusi: muudab metsade struktuuri, vähendab elurikkust, hävitab kultuurilisest või religioossest seisukohast tähtsad paigad või objektid, hävitab metsa kui rekreatsiooniala (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2010).

Tulenevalt lageraie põhjustatud häiringute väga suurtest mõõtmetest, üle 25 aasta tagasi võeti kasutusele raiesmikele säilikpuude jätmise praktika (Gustafsson et al. 2012). Säilikpuud on lageraie käigus langile jäetavad suured elus puud ning nende eesmärgiks on tagada elustiku mitmekesisus (Keskkonnaminister 2014). See tähendab, et säilikpuude kaudu püütakse leevendada eelkõige lageraie ökoloogilist negatiivset mõju.

Säilikpuudel on kolm peamist rolli: (1) nad aitavad metsaorganismidel üle elada periood järgmise metsapõlvkonna tekkeni (Rosenvald & Lõhmus 2008), on leitud, et “päästepaadina” on säilikpuud kõige olulisemad ektomükoriisetele seentele, epifüütsetele samblikele ja väikestele maapinnal elutsevatele loomadele (Rosenvald & Lõhmus 2008); (2) säilikpuud mängivad

levimise astmekivi rolli mitmetele organismidele, tagades maastiku ühendatuse (Franklin et al. 1997; Herrera & García 2009; Baker & Read 2011; Pinzon et al. 2012), astmekivina on säilikpuud olulised näiteks ämblikutele ja jooksiklastele (Matveinen-Huju et al. 2006; Pinzon et al. 2012); (3) säilikpuud on substraadiks liikidele mis vajavad suuri elusaid või surnud puid, samuti jämedat kõdupuitu, näiteks õõnsustest sõltuvad selgroogsed, epifüüdid ja putukad (Rosenvald & Lõhmus 2007; Rosenvald & Lõhmus 2008; Baker & Read 2011; Schroeder et al. 2011).

Lisaks tekitavad säilikpuud maapinnaelustikule olulist lehevarist (Baker & Read 2011).

1.2. Säilikpuude mõju mullastikule ja järelkasvule

Metsa Aastaramatust 2014 võib lugeda, et majanduslikult kasulikumaks peetakse raiuda ja kasvatada okaspuid: 2014. aastal metsa uuendustööde käigus istutati 48% harilikku kuuske ja 44% harilikku mändi ning 2013. aastal raiuti 40% harilikku kuuske ja 18,5% harilikku mändi koguraiemahust (Keskkonnaagentuur 2014). Seoses millega metsades võimalusel jäetakse säilikpuudena lehtpuid (Keskkonnaminister 2014).

Säilikpuudel on positiivne mõju noorendiku mullale (Barg & Edmonds 1999). On leitud, et säilikpuudega raiesmikel on mulla omadused vana metsaga sarnasemad, kui ilma säilikpuudeta raiesmikel (Barg & Edmonds 1999; Lindo & Visser 2003). Säilikpuude läheduses säilib ka suurem mikroobide biomass (Barg & Edmonds 1999). Lisaks on näidatud, et säilikpuude rühmad aitavad hoida raiesmike mullahingamist sarnasena puutumatu metsaga, mis on oluline osa süsinikuringest (Kurth et al. 2014).

Säilik-lehtpuude ja –okaspuude mõju mulla näitajatele on erinev (Lindo & Visser 2003). Nimelt on leitud, et lehtpuudel (eriti harilikul haaval (*Populus tremula*)), on võrreldes okaspuudega soodsam mõju elustikule ja mulla näitajatele: lehtpuude varis tekitab soodsama mulla pH, ei vähene rohttaimede liigirikkus (Chandler et al. 2008; Kuhn et al. 2011; McCullough et al. 2013). Selle põhjuseks võib olla see, et varise kõdunemine toimub kiiremini näiteks haava ülekaaluga puistutes kui okaspuude ülekaaluga puistutes, mis omakorda mõjutab mulla näitajaid ja taimestikku (MacLean & Wein 1978; Prescott et al. 2000).

Spekulatsioone on põhjustanud säilikpuude jätmisega kaasnev majanduslik kahju. Eesti Metsaseaduse kohaselt peab raiesmikele jätma vähemalt 5 tihumeetrit säilikpuid hektari kohta, ning suurematele kui viis hektarit raiesmikele vähemalt 10 tihumeetrit säilikpuid hektari kohta (Metsaseadus 2014). Eestis 2014. aastal teostati lageraiet kokku 9 320 hektaril ning raiemahuks

oli 10 447 234 tihumeetrit (Keskkonnaagentuur 2014). Keskmise raielangi pindala Eestis on 1,5 hektarit (Keskkonnaministeerium 2011). Sellest lähtuvalt võib järeldada, et raielankidele jäeti keskmiselt 46 600 tihumeetrit säilikpuuid, mis moodustab ligi 0,4% kogu raiemahust.

Säilikpuudeks enamasti valitakse majanduslikult vähem väärtuslikud, kuid samas elustikule väärtuslikumad (õõntega, väga suured, kõverad jms) puud.

Seni on arvatud, et säilikpuudel võiks olla negatiivne mõju metsa järelkasvule: suured elus puud on potentsiaalselt tugevad ressursside konkurendid järelkasvule, nad tekitavad varju ja levitavad oma seemneid ning võivad seeläbi viivitada järelkasvu arengut (Mitchell 2001; Palik et al. 2003). Näiteks Kanadas läbi viidud uuringus, kus puu ja puistu simulaatori (TASS) abil prognoositi säilikpuude efekti järelkasvu mustritele 80 aastat peale raiet, saadi tulemuseks, et säilikpuud vähendavad järelkasvu puude kõrgust, rinnasdiameetrit ja vähendavad järelkasvu tagavara 0-7% võrra, ning suurendavad suremust (Temesgen et al. 2006). Samas Põhja-Ameerikas läbi viidud uuringus, kus 12 aastat peale raiet mõõdeti agregeeritud säilikpuude mõju järelkasvule võrreldes seda raiumata metsaga, saadi tulemuseks, et olulist erinevust säilkpuude ja raiumata metsa mõju vahel ei ilmnenud (Curzon et al. 2017).

Säilikpuude hulk mida tuleks jätta raiesmikule on samuti tekitanud küsimusi. Uuringud üle maailma viitavad sellele, et teatud organismidele on see hulk oluline ja teistele mitte nii suurel määral (Mori & Kitagawa 2014). Nii näiteks epifüütide liigirikkus on positiivses korrelatsioonis säilikpuude arvuga, samas kui lüljalgsedel, soontaimedel ja lindudel puudus spetsiifiline seos säilikpuude arvuga (Mori & Kitagawa 2014). Seoses sellega, et liigirühmiti reaktsioon erinevatele säilikpuude hulkadele suuresti varieerub, on küllalt raske leida optimaalset säilikpuude arvu (Vanha-Majamaa & Jalonen 2001). Kuigi säilikpuude jätmise meetodika on näidanud enamasti positiivset mõju metsa elustikule (Rosensvald & Lõhmus 2008), on endiselt puudulikud meetodika praktilised suunised, mis põhineksid välitöödel kogutud andmetel (Rosensvald et al. 2008).

1.3. Kojaga maismaateod ja nende seos säilikpuudega

Käesolevas töös valiti säilikpuude elustikumõju indikaatoreiks kojaga maismaateod, sest:

1. mitmed uuringud näitavad lageraie liigirikkust ja arvukust kahandavat ning vana metsa spetsialiste tõrjuvat mõju teokooslustele (Kralka 1986; Hylander et al. 2004; McDade 2004; aga vaata Remm & Lõhmus 2016);

2. teod on väheliikuvad ja kajastavad konkreetse paiga seisukorda: arvatakse, et teod liiguvad 1 – 10 meetri ulatuses kogu oma elu jooksul (Nekola 2012);

3. säilikpuud avaldavad mõju tigude seisukohast olulistele keskkonnaaspektidele: nad tekitavad kõdu ja lamapuitu, pakuvad varju päikesekiirguse eest, on substraadiks samblikele ja seentele mis on toiduks tigudele (Corsmann 1989; Barker 2001; McDade 2004; Kappes et al. 2006; Boch et al. 2016);

4. lehtpuude varis on tigudele olulisel määral soodsam, kui okaspuude varis (Kralka 1986);

5. lehtpuud omavad otsesest või kaudset mõju mullas ja varises sisalduvale kaltsiumile ja mulla pH-le (Martin & Sommer 2004), ning on leitud, et kojaga maismaatigude arvukus ja liigirikkus on positiivses korrelatsioonis nende näitajatega (Kappes et al. 2006).

Kojaga maismaateod mängivad mitmekesist rolli metsade ökosüsteemides. Tigude kojad on sigimiseks vajaliku kaltsiumi allikaks lindudele (Bańbura et al. 2010). Peale lindude on teod oluliseks toiduobjektiks näiteks karihiirtele (*Sorex*) (Severns 2007) aga ka teistele putuktoidulistele imetajatele. Lisaks kujundavad maismaateod rohttaimekooslusi (Peters 2007) ning lagundavad varist, kuigi nende roll on selles väike võrreldes teiste organismirühmadega (Seifert & Shutov 1981). Eestis esineb vähemalt 80 liiki maismaatigusid ning esindatud on 17 sugukonda, neist kaks hõlmavad kojata tiguseid (Talvi & Mänd 2010; Kiristaja et al. 2014).

Uuringud näitavad, et maismaateod reageerivad metsa majandamisele ja selle tõttu on neid võimalik kasutada häiringute indikaatorina (Douglas et al. 2013). On leitud, et lageraie tagajärjel maismaatigude arvukus ja liigirikkus enamasti langeb lühiajalises perspektiivis (Hylander et al. 2004; Ovaska et al. 2016). Kuid uuringutest on selgunud ka seda, et tigude kooslused on võimelised taastuma mõnekümne aastaga (Ström et al. 2009; Remm & Lõhmus 2016). Arvatakse et lageraiest tingitud häiringute üle elamiseks on tigudele soodsad: raiumata metsa lähedus, taimestiku kiire taastumine ja langile jäetud kõdupuit (Moore et al. 2002). Samuti aitavad tigudel taastuda noore metsa kõrgema pH väärtusega ja ohtram lehtpuude varis (Ström et al. 2009).

Mitmetes uuringutes on täheldatud, et lehtpuude varis loob maismaatigudele märksa soodsama elukeskkonna, kui okaspuude oma (Kralka 1986; Abele et al. 2014). Näiteks Kanada boreaalsetes segametsades leiti, et lehtpuude domineerimisega metsades oli tigude arvukus ning liigirikkus suurem võrreldes teiste metsatüüpidega, enamiku teoliikidest esines oluline seos just

lehtpuudega (Abele et al. 2014) ning ka okaspuu-ülekaaluga metsades täheldati tigude arvukuse positiivset seost lehtpuude basaalpindalaga. (Abele et al. 2014).

Kojaga tigude jaoks on oluline kaltsiumi leidumine keskkonnas (Glass & Darby 2009). Maismaatigude liigirikkuse ja arvukuse positiivset seost varise või pealmise mullakihi kaltsiumi sisaldusega on täheldatud mitmetes uuringutes (nt Martin & Sommer 2004; Kappes et al. 2006; Juříčková et al. 2008), kui kaltsiumkarbonaati ei leidu mullas, omastatakse seda varisest (Juříčková et al. 2008). Olulist rolli mängib ka taimedes sisalduv kaltsium. Erinevates taimedes esineb see erinevate ühendite koosseisus ning osa neist, näiteks tsitraat, on tigudele lihtsamini omastatavad kui teised (Wäreborn 1969). On kindlaks tehtud, et hariliku haava, hariliku saare (*Fraxinus excelsior*) ja hariliku vahtra (*Acer platanoides*) lehtedes sisalduv kaltsium on tigudele lihtsamalt omastatav kui näiteks hariliku tamme (*Quercus robur*) lehtedes sisalduv oksalaadi kujul kaltsium (Wäreborn 1969).

Teod on otseselt mõjutatud varise koosseisust ja selle kogusest (Suominen et al. 2003; Kappes et al. 2009). Samuti on täheldatud tigude liigirikkuse positiivset korrelatsiooni taimestiku liigirikkusega (Barker & Mayhill 1999), mida võib põhjendada näiteks erinevate teoliikide erinevate nišsidega talvituspaikade osas (Szybiak et al. 2009), aga ka teiste teguritega, mis mõjutavad nii taimi kui ka tiguseid (näiteks mulla keemia ja niiskus). Leht-säilikpuud suurendavad varise kogust ja muudavad selle keemilisele koostisele tigudele soodsamaks (Chandler et al. 2008; Kuhn et al. 2011). Nii on hariliku haava varis tigudele soodsam, kui mõne okaspuu varis (Suominen et al. 2003)

Raiesmikele jäetavad säilikpuud on tulevikus lamapuidu — tigudele olulise elupaigakomponendi — allikaks. Selle läheduses on suurem süsiniku, lämmastiku, kaltsiumi ja kaaliumi sisaldus mullas, samuti kõrgem pH ning suurem varise akumulatsioon (Kappes et al. 2006; Kappes et al. 2009).

1.4. Magistritöö eesmärgid ja hüpoteesid

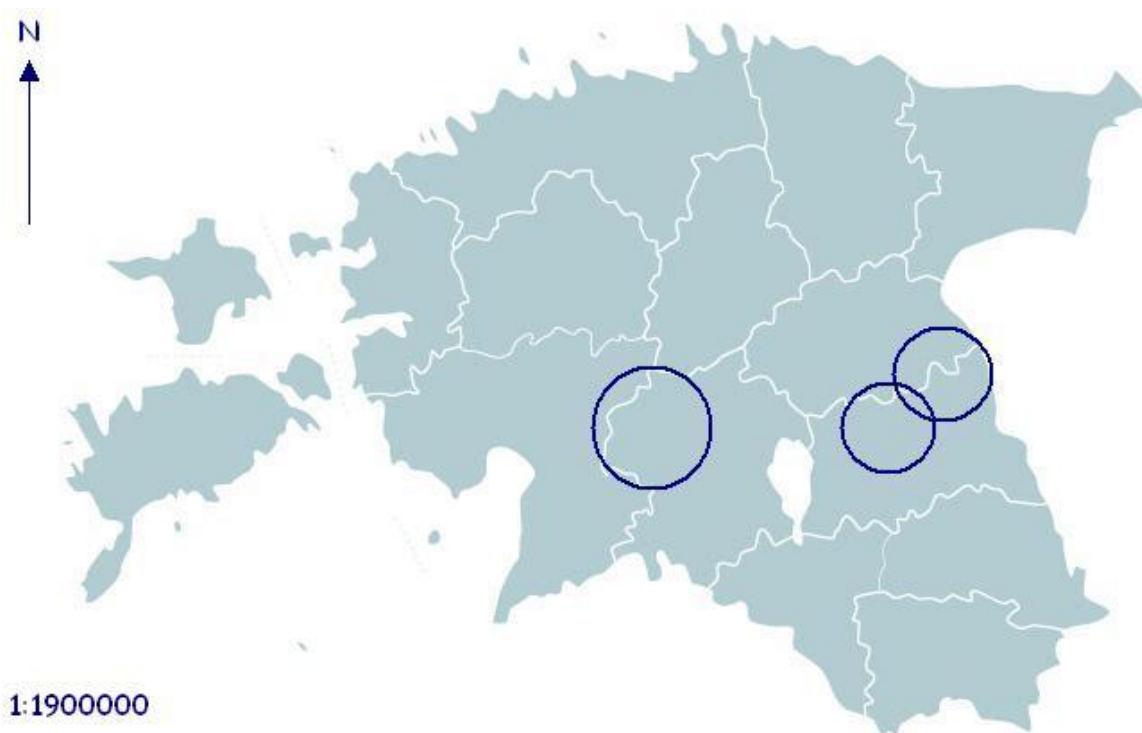
Säilikpuude mõju uurimisel on küll pööratud tähelepanu erinevatele bioloogilise mitmekesisuse aspektidele, kuid teadmistes on siiki lünki (Rosenvald & Löhmus 2008). Uuringutes on enamjaolt käsitletud värsked raiesmikke, kuid argumentatsioon käib taastuva või noore metsa kohta (Rosenvald & Löhmus 2008). Mis lisaks muule jätab õhku küsimuse, milline mõju on vanadel elus säilikpuudel noore metsa elustikule ja puistu kasvule.

Käesoleva töö eesmärgiks oli uurida leht-säilikpuude mõju taimestikule, mullomadustele, puistu järelkasvule ning tigude kooslusele ligi 15 aastastes noorendikes. Hinnati eelmainitud näitajate sõltuvust säilikpuu lähedusest ning muutujate omavahelisi seoseid. Hüpoteesideks püstitati, et: (1) mullas sisalduvate toiteelementide kontsentratsioonid kahanevad säilikpuust eemaldudes, (2) alustaimestiku katvus ja eluvormide rohkus on säilikpuu lähedal väiksem, (4) säilikpuul on negatiivne mõju puistu järelkasvule – eemaldudes säilikpuust noorte puude arvukus, liigirikkus ja rinnasdiameeter kasvavad, (5) säilikpuul on positiivne mõju tigude kooslusele – eemaldudes säilikpuust maismaatigude arvukus ja liigirikkus kahanevad.

2. MEETODID

2.1. Uurimisalade ja säilikpuude valik

Uuring viidi läbi Raul Rosenvaldi suurema uurimisprojekti aladel mis paiknevad Mandri-Eestis, Alatskivi, Laeva ning Soomaa ümbruses (Joonis 1). Praegustel noorendikel tehti lageraiet aastatel 2001-2002 ning sellest alates on alles jäetud säilikpuude seisukorda dokumenteeritud. Valimisse kaasatud noorendikud olid valdavalt naadi kasvukohatüübist (vähemal määral esines ka angervaksa, jänese kapsa, jänese kapsa-mustika ja mustika kasvukohatüüpe) ning neil oli proovivõtu ajal keskmiselt 15,9 elusat säilikpuud hektari kohta. Liikidest olid esindatud kased (*Betula spp.*; 28% isenditest), haavad (21%) ja saared (20,5%), vähemal määral leidus mände, kuuski, sangleppasid, halle leppasid, pärnasid, vahtraid, jalakaid, remmelgaid, tammesid ja pihlakaid).

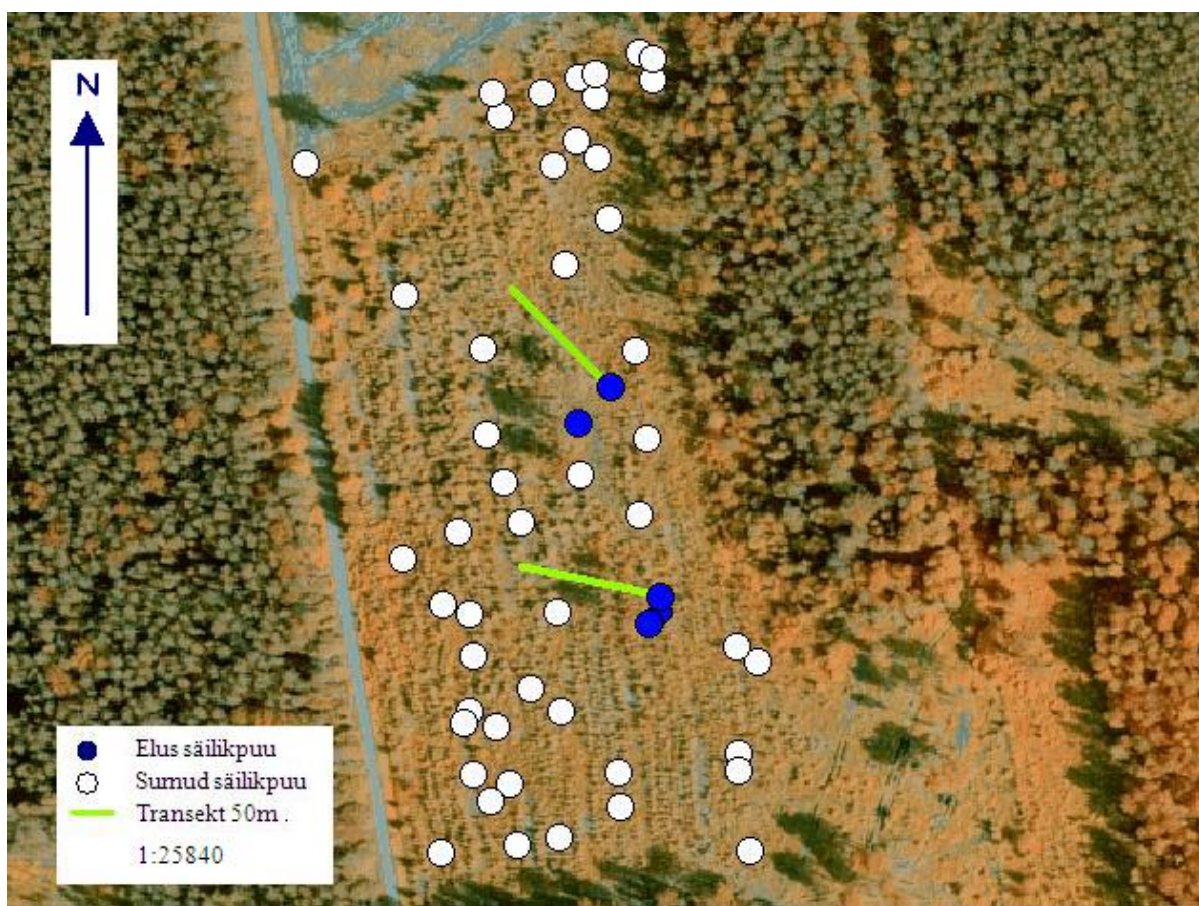


Joonis 1. Siniste ringidega on tähistatud uurimisalade paiknemine Eesti kaardil. Valgete joontega on tähistatud maakondade piirid.

Ligi 120 olemasolevast alast valisin programmi MapInfo Professional 10.0 abil 20, nendest 13 uuenevad lehtpuude ning 7 okaspuudega. Alade valikul lähtusin eeskätt võimalusest paigutada kahest puust eemalduvalt 50-meetrised transektid nii, et lähedusse ei jääks teisi säilikpuid või vana metsa; aga jälgiti ka, et transektid oleksid võimalikud homogeenne mullatüübi poolest.

Valitud aladest kolm jätsin välja välitööde käigus, sest kohapeal selgus, et need on vee all või tugevalt erinevad teistest aladest. Selliselt kujunes lõplikuks valimi suuruseks 17 noorendikku – 10 lehtpuudega uuenevat ning 7 okaspuudega uuenevat.

Valimisse kaasasin ainult lehtpuuliigid. Valisin eelkõige need puuliigid, mis on kojaga maismaatigudele kõige sobivamad lähtudes lehtedes sisalduva kaltsiumi vormist: harilik haab, harilik saar ja harilik vaher – nende puuliikide lehtedes sisalduv kaltsium on tigudele lihtsasti omastatav (Suominen et al. 2003; Juříčková et al. 2008). Lähtudes sellest, et on leitud ka, et tigude liigirikkus ja arvukus on seotud pigem lehtpuude üldosakaaluga alal (Remm & Lõhmus 2016), ning tulenevalt sellest, et aladelt ei õnnestunud leida piisavalt eriti soodsa varisega säilikpuid, kaasasin uuringusse ka teisi lehtpuuliike: harilik tamm, sanglepp ning kask. Igal alal valiti kaks sobivat säilikpuud ja 50 m transekti suund (Joonis 2). Muu hulgas kontrollisin Raul Rosenvaldi andmeid kasutades, et transekti lähedusse jäävad surnud säilikpuud olid hukkunud juba lageraie ajal.



Joonis 2. Transektide paiknemine noorendikul

2.2. Väli- ja laboritööd

Andmeid kogusin vahemikus 2. august– 3. september 2016. Säilikpuudest valitud suunas tõmbasin nõöri (Joonis 4), millest üks meeter kummalegi poole mõõdeti liikide kaupa järelkasvu arvukust ja rinnasdiameetreid. Järelkasvuks ei loetud puid, mis suure tõenäosusega ei anna puidutulu: puud kõrgusega alla 130 cm, diameetriga <1,5 cm ning harilikud toomingad (*Prunus padus*), pajud (*Salix spp.*) ja harilikud sarapuud (*Corylus avellana*).

Iga 10 meetri tagant, hindasin 1 × 1 m ruutudes erinevate taimerühmade katvust: põõsad, kõrrelised, tarnad, muud rohttaimed ning samblad (Joonis 3, Joonis 5). Põõsasteks lugesin ka puud kõrgusega alla 130 cm. Kõdu paksuse välja selgitamiseks kukutasin terasvarrast läbi toru kõrguselt 70 cm ning mõõtsin selle kõdusse tungimise sügavust (Sutherland 1996), seda tegin kolmes punktis ning analüüsiks kasutasin keskväärtust. Ruutudes suurusega 2 × 2 meetrit hindasin visuaalselt võrade liituvust.

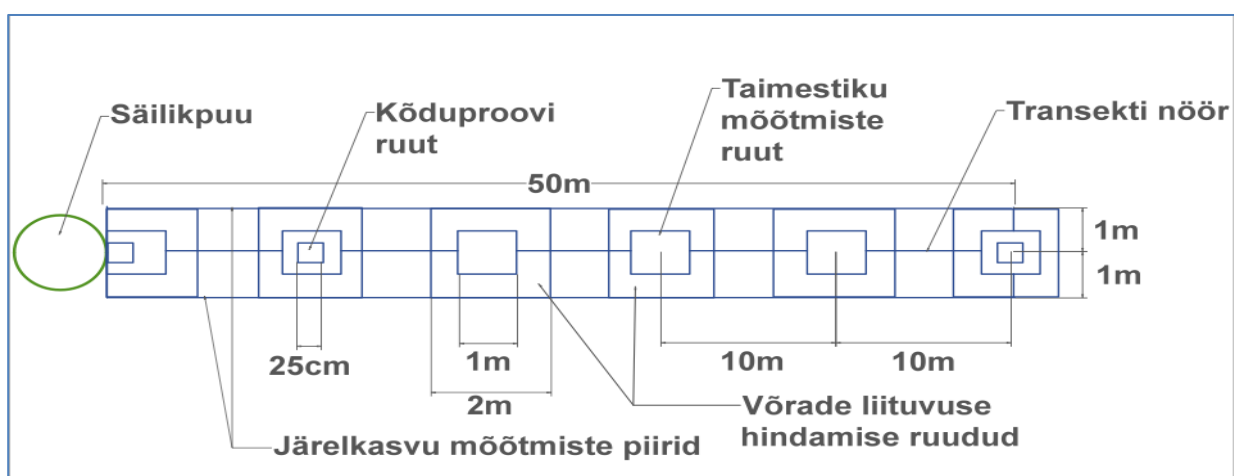


Joonis 3. Transektinõör okaspuu-noorendikul

Teokooslusi uurisin 0, 10 ja 50 m kaugusel säilikuust 25 × 25 cm ruutude kaupa. Kõdukihi (mulla pealne kobe kiht kuni mineraalse osani) kogusin kaasa ja säilitamiseks külmutasin temperatuuril -18°. Sulatatud proovidel lasin toatemperatuuril kuivada, mõõtsin kõdu mahtu, ning eraldasin 50 ml pH määramiseks. Proovid sõelusin läbi nelja erineva avasuurusega sõelamis olid ligikaudu 1 cm, 0,5 cm, 2 mm ja 0,5 mm avadega. Kõigist saadud kõdu fraktsioonidest noppisin ca 2,3-kordse suurendusega luubi all välja tigude kojad. Binokulaari all, määrasin tigude liigid ning kas isend oli elus või surnud. Surnud isenditeks loeti purunenud ja/või tugevalt luitunud kojad.



Joonis 4. Transekti nõor lehtpoo-noorendikul



Joonis 5. Transekti skeem

Kõdu pH mõõtmiseks asetasin eraldatud 50 ml segu puhtasse anumasse ning lisasin sellele 120 ml destilleeritud vett, segasin hoolikalt, ning lasin seista toatemperatuuril vähmalt pool tundi.

Mullakeemia analüüsiks koguti 2016. aasta septembris kümnelt lehtpuudega uuenevalt ning kuuel okaspuudega uuenevalt noorendikult mullaproove. Mõlema noorendikutüübi puhul kaasati valimisse 10 säilikpuud. Valitud säilikpuude seas olid esindatud harilik haab, harilik saar, kask ja harilik vaher. Mulda koguti igal kümnendal meetril alustades säilikpuust 25 x 25 cm ruutude nurkadest. Igast proovipunktist eemaldati varis ning kokku koguti kaasa ca 100 grammi mulda eraldi paberikottidesse. Kogutud proovid kuivatati samal päeval termokapis 60-90 kraadi juures. Keemilised analüüsid tegi Eesti Maaülikooli mullateaduse ja agrokeemia osakonna labor. Mullaproovide orgaanilise lämmastiku kontsentratsioon määrati Kjeldahli meetodil, üldise lämmastiku ning üldise süsiniku kontsentratsioonid määrati Dumas meetodil, fosfori ja kaaliumi kontsentratsioonide määramiseks kasutati AL-väljatõmbe meetodit, ning kaltsiumi ja magneesiumi kontsentratsioonide määramiseks kasutati NNAA meetodit.

2.3. Admete analüüs

Mulla- ja elustikugradiendite väljaselgitamiseks säilikpuude ümber koostati üldistatud lineaarsed mudelid (GLM). Taimestiku ja mullatingimuste mudelitesse kaasati võrade liituvus, alustaimestiku ohtrus taimerühmade kaupa, kõdukihi paksus ja mulla keemilised näitajad sõltuvate muutujatena, kaugus säilikpuust määrati sõltumatuks pidevaks muutujaks, noorendiku tüüp (leht- või okaspuudega uuenev) sõltumatuks kategooriliseks ja säilikpuu kategooriliseks juhuslikuks faktoriteks. Samasugused analüüsid korraldi kaasates sõltumatu muutujana kauguse säilikpuust ruudus, selgitamaks kas seos on mittelineaarne.

Järelkasvumudelites oli sõltuvate muutujatena järelkasvu arv, keskmine rinnasdiameeter, puude liigirikkus ja kuuskede arv ruutmeetri kohta. Kaugus säilikpuust oli mudelites sõltumatuks pidevaks muutujaks ning noorendik ja säilikpuu kategooriliseks juhuslikuks muutujaks. Eelmainitud analüüsid korraldi kaasates sõltumatu muutujana säilikpuu kauguse ruudus, selgitamaks kas tegemist mittelineaarse seosega.

Teokoosluste tunnustest mudeldati tigude arvukust, liigirikust ja sulgsuulaste (*Clausiliidae*) esinemist prooviruudu kohta. Selleks viidi läbi kordumõõtmistega ANOVA testid. ANOVA eelduste täitmiseks – hajuvuste ühtlustamiseks tigude arvukus ja liigirikkus logaritmiti. Oluliste mõjufaktorite kategooriate omavaheliseks võrdlemiseks kasutati Tukey testi. Noorendiku tüüp

kaasati sõltumatu kategooriliste faktorina. Selleks et testida sulgsuulaste sugukonna esinemise sõltuvust säilikpuu kaugusest viidi läbi Hii-ruut test.

Et uurida tiguude elupaigaseoseid koostati üldised lineaarsed mudelid tiguudele arvatavalt oluliste keskkonnanäitajatega (taimestiku ohtrus, mullakeemia, kõdukihi paksus ja pH). Kõikide võimalike keskkonnanäitajate kombinatsioonidega mudelite seast kõige paremini tiguude liigirikkust ja arvukust seletavate mudelite valimiseks kasutati Akaike informatsioonikriteeriumit. Võimalikud mudelid järjestati väikestele valimitele kohandatud Akaike väärtuste (AICc) alusel (Symonds & Moussalli 2011). Mudelid loeti parimaga võrdväärseteks kui nende erinevus parimast ($\Delta AICc$) oli väiksem kui 2 ühikut. Parimates mudelites sisalduvate keskkonnanäitajate seast valiti lõppmudelisse omavahel vähekorreleeruvad muutujad ($p < 0,05$ ja $r > 0,3$) ning lisaks põhiküsimusteks olnud kaugus säilikpuust ja noorendiku tüüp kategooriliste faktoritena. Automaatseks mudelivalikuks kasutati tarkvara R pakutavat paketti MuMIn ja selles sisalduvat funktsiooni dredge ning lõppmudeli koostamiseks paketi MASS funktsiooni lme. Ülejäänud andmeanalüüsiks kasutati programmi Statistica 7.

Selleks et uurida tiguude arvukuse seost liigirikkusega prooviruudu tasemel, viidi läbi samuti GLM analüüs kaasates liigirikkuse sõltuva muutujana, arvukuse pideva sõltumatu muutujana ning prooviruudu ja noorendiku kategooriliste faktoritena.

2.4. Autori roll

Käesoleva magistritöö autor juhendajate suuniste järgi viis läbi uurimisalade ja säilikpuude valiku, väli- ja laboratoorsed tööd (välja arvatud mullakeemia analüüsi jaoks proovide kogumine), andmete analüüsi ja kirjutas teksti.

3. TULEMUSED

3.1. Taimestiku ja mullatingimuste gradiendid säilikpuude ümber

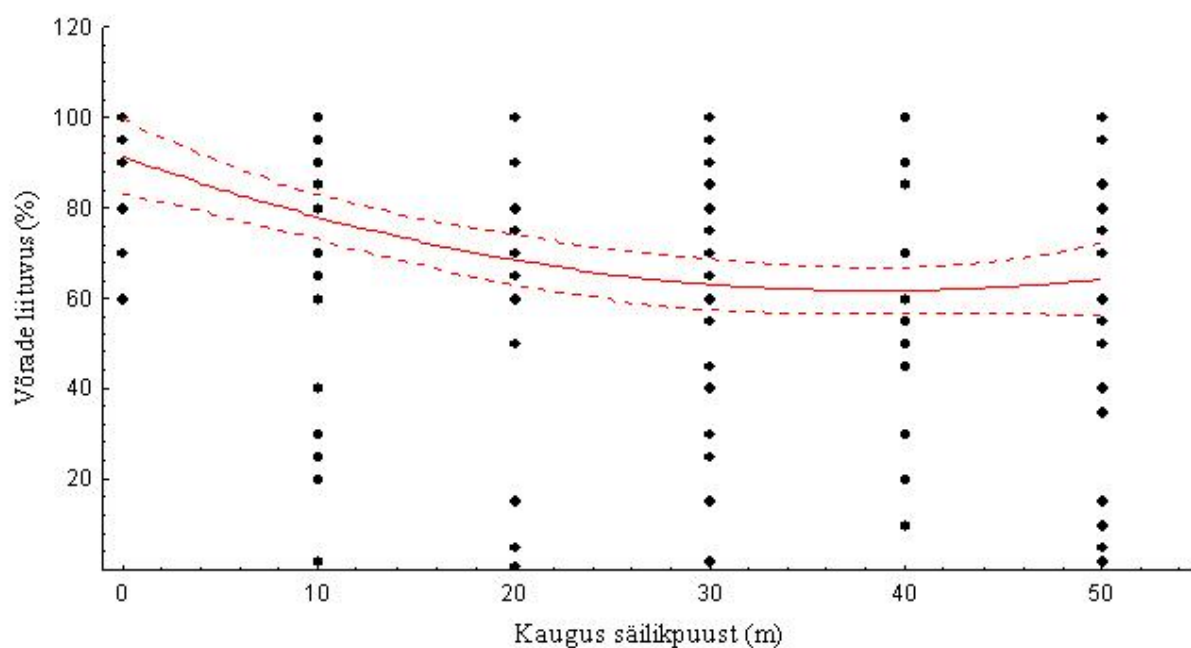
Analüüsidest erinevate taimestiku näitajate gradiente selgus, et kõrreliste, rohhtaime ja põõsaste katvusel ning kõdu paksusel gradiendid 50 m ulatuses säilikpuudest puuduvad. Oluline seos säilikpuu kaugusega ilmnes vaid võrade liituvusel (

Tabel 1). Samuti selgus, et nii võrade liituvuse kui ka muude rohhtaime protsentuaalse katvuse ja säilikpuu kauguse vaheline seos on mittelineaarne – need näitajad saavutasid oma maksimaalsed näitajad säilikpuu lähedal, sellest eemal need vähenesid (Joonis 6).

Tabel 1. Taimestiku ja kõdu paksuse kaugusgradientide regressioonanalüüsi tulemused

Valimi suurus	Tunnus	Linearseos kaugusega (m)		Mittelineaarsuse olulisus
		Koefitsent ± SE	p	p
204	Võrade liituvus (%)	-0,54 ± 0,09	<0,001	0,002
204	Kõrreliste ja tarnade katvus (%)	-0,06 ± 0,08	0,424	0,227
204	Muude rohhtaime katvus (%)	0,06 ± 0,09	0,497	0,015
204	Rohhtaime üldkatvus (%)	-0,007 ± 0,11	0,947	0,280
204	Põõsaste katvus (%)	-0,03 ± 0,08	0,661	0,759
204	Sambla katvus (%)	0,09 ± 0,07	0,201	0,336
204	Kõdu paksus (cm)	-0,0007 ± <0,01	0,783	0,342
102	Kõdu pH	-0,002 ± <0,01	0,058	0,897

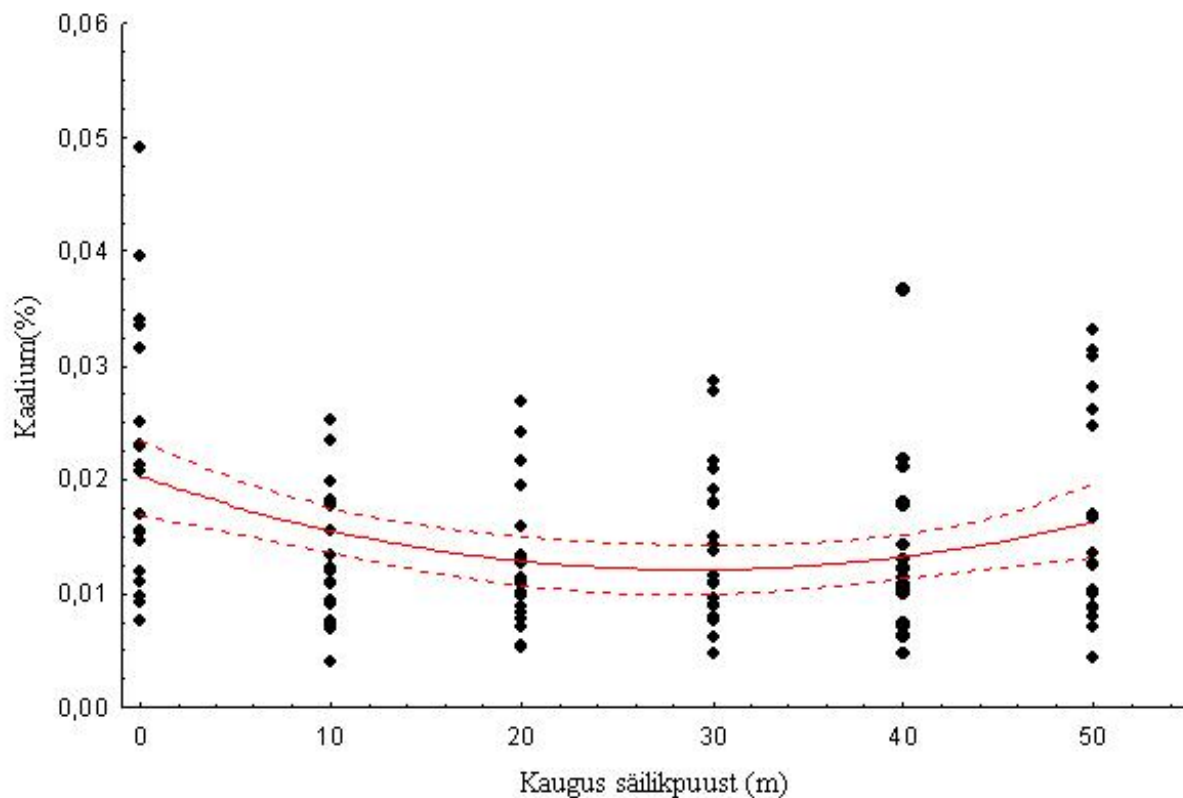
Mulla keemiliste näitajate kaugusgradientide analüüsist selgus, et neil puudub statistiliselt oluline seos säilikpuu kaugusega, seega gradiendid puuduvad (Tabel 2). Kaaliumi seos säilikpuu kaugusega osutus oluliselt mittelineaarseks (kaugus ruudus $p < 0,001$), 20-30 meetri kaugusel olid kaaliumi näitajad madalamad kui säilikpuu lähedal ja 50 meetri kaugusel. (Joonis 7).



Joonis 6. Võrade liituvuse sõltuvus säilikpuu kaugusest. Punktirjooned tähistavad 95% usalduspiire.

Tabel 2. Mulla keemiliste näitajate kaugusgradientide regressioonanalüüsi tulemused

Valimi suurus	Tunnus	Lineaarseos kaugusega (m)		Mittelineaarsuse olulisus
		Koefitsent ± SE	p	p
120	Norg (%)	-0,0009 ± <0,01	0,516	0,594
120	Nüld (%)	-0,001 ± <0,01	0,266	0,621
120	Cüld (%)	-0,002 ± 0,03	0,936	0,254
120	P (%)	-0,000009 ± <0,01	0,329	0,089
120	K (%)	-0,00007 ± <0,01	0,051	<0,001
120	Ca (%)	-0,0003 ± <0,01	0,765	0,923
120	Mg (%)	-0,0001 ± <0,01	0,398	0,667
120	pHKCl	-0,004 ± <0,01	0,200	0,816
120	CaCo3 (%)	0,001 ± <0,01	0,857	0,808
120	Porg (%)	-0,00006 ± <0,01	0,359	0,654
120	Ca kokku (%)	0,0007 ± <0,01	0,913	0,846



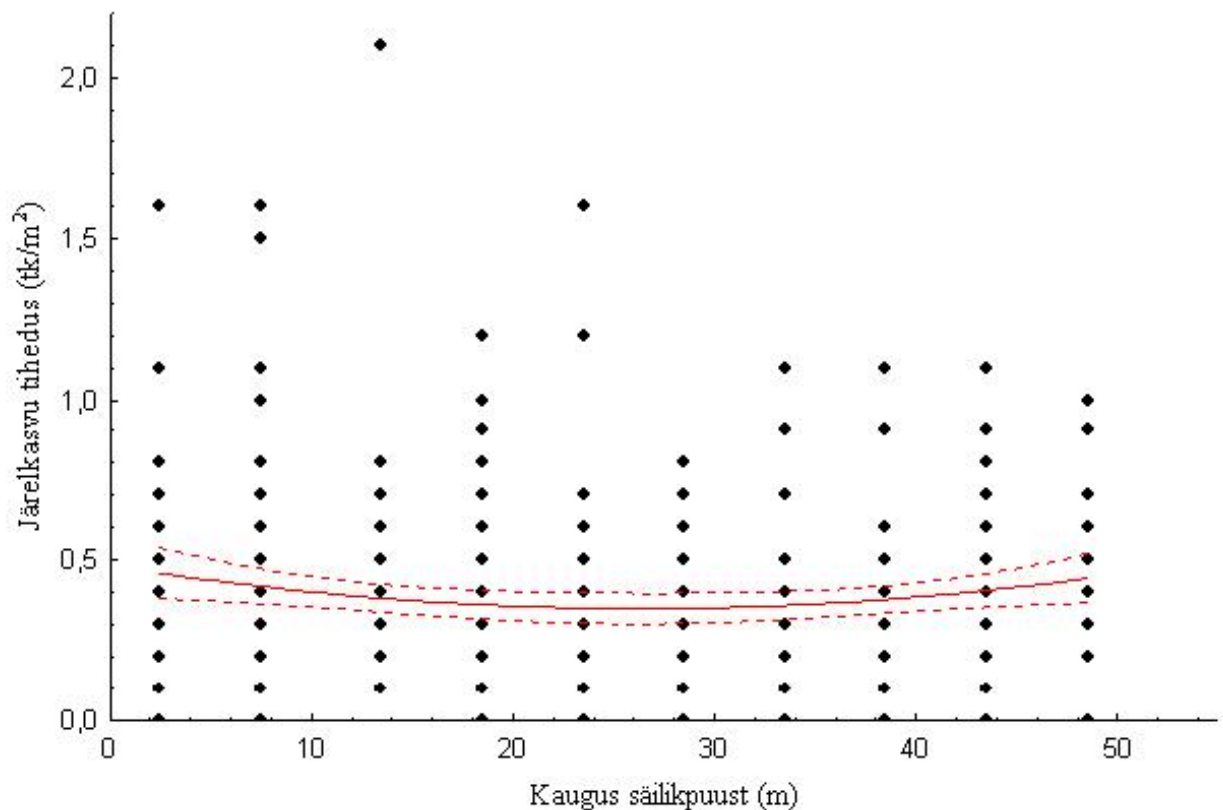
Joonis 7. Kaaliumi massiprotsent sõltuvalt kaugusest säilikpuust. Punktiirjooned tähistavad 95% usalduspiire.

3.2. Säilikpuu mõju puistu järelkasvule

Analüüsides selgus, et säilikpuudel puudus oluline mõju puistu järelkasvu arvukusele ja tagavarale (Tabel 3). Samuti puudus oluline mõju puistu järelkasvu liigirikkkusele ning kuuskede arvukusele piki transekti. Seejuures osutus oluliseks puistu järelkasvu tiheduse mittelineaarsus (Joonis 8).

Tabel 3. Järelkasvu puude arvukus, tagavara, liigirikkus ning kuuskede arvukus ruutmeetri kohta

Valimi suurus	Tunnus	Lineaarne seos kaugusega (m)		Mittelineaarsuse olulisus
		Koefitsient ± SE	p	p
34	Järelkasvu tihedus (tk/m ²)	-0,0003 ± <0,01	0,732	0,011
34	Järelkasvu tagavara (cm/m ²)	0,002 ± <0,01	0,325	0,639
34	Järelkasvu liigirikkus (liike/m ²)	0,0006 ± <0,01	0,211	0,057
18	Kuuskede arvukus (tk/m ²)	0,001 ± <0,01	0,081	0,610



Joonis 8. Järeikasvu tihedus sõltuvalt kaugusest säilikpuust. Punktiirjooned tähistavad 95% usalduspiire.

3.3. Säilikpuu mõju teokooslustele

Uuritud 34 transektil leiti kokku 1104 kojaga maismaateo elus isendit, vähemalt 39 liigist ja 17 sugukonnast. Tühjasid maismaatigude kodasid leiti 367. Ühe 25 × 25cm prooviruudu kohta leiti maksimaalselt 59 tigu. Vaid ühelt prooviruudult ei leitud ühtegi isendit. Liigini õnnestus määrata 1079 (98%), ja sugukonnani 23 (2%) isendit. Kaheldavaks jäi 2 määrangut, mida käesolevas töös liigirikkuse määramisel ei kasutatud. Peamiselt jäid liigini määramata juvenilid. Kogutud proovides domineerisid *Nesovitrea hammonis* (249 isendit), *Fruticola fruticum* (78 isendit) ja *Vitrea crystallina* (62 isendit). Sulgsuulaste sugukonda kuuluvaid isendeid oli kokku 92. Arvukuse määramisel arvestati tiguseid mis olid kogumise ajal elus. Liigirikkuse hindamisel arvestati ka tühjasid kodasid. Keskmised isendite arvukused noorendiku tüübi ja prooviruutude kaupa on toodud tabelis 4. (Tabel 4).

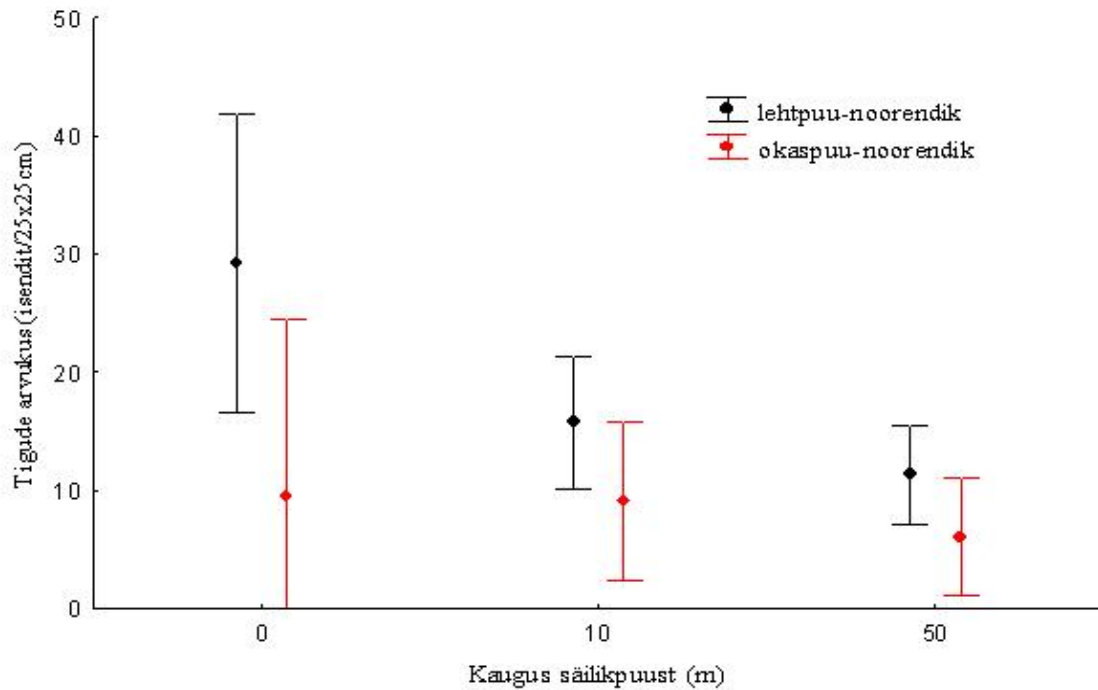
Tabel 4. Keskmised tigude arvukused noorendiku tüübi ja prooviruutude kaupa ± standardhälve

	Lehtpuu-noorendik(N=10)			Okaspuu-noorendik (N=7)		
	0m	10m	50m	0m	10m	50m
Üldarvukus	2,92±2,88	2,35±2,71	1,90±1,72	2,11±2,60	2,29±1,71	1,81±1,36
Elus isendite arv	2,11±2,24	1,80±2,49	1,4±1,36	1,68±2,21	1,79±1,51	1,45±1,33
Sulgsuulaste arvukus	3,35±4,32	0,6±0,82	0,29±0,71	0,21±0,43	0,21±0,43	0,08±0,28
Liikide arv	0,19±0,39	0,23±0,42	0,26±0,44	0,33±0,48	0,48±0,5	0,43±0,5

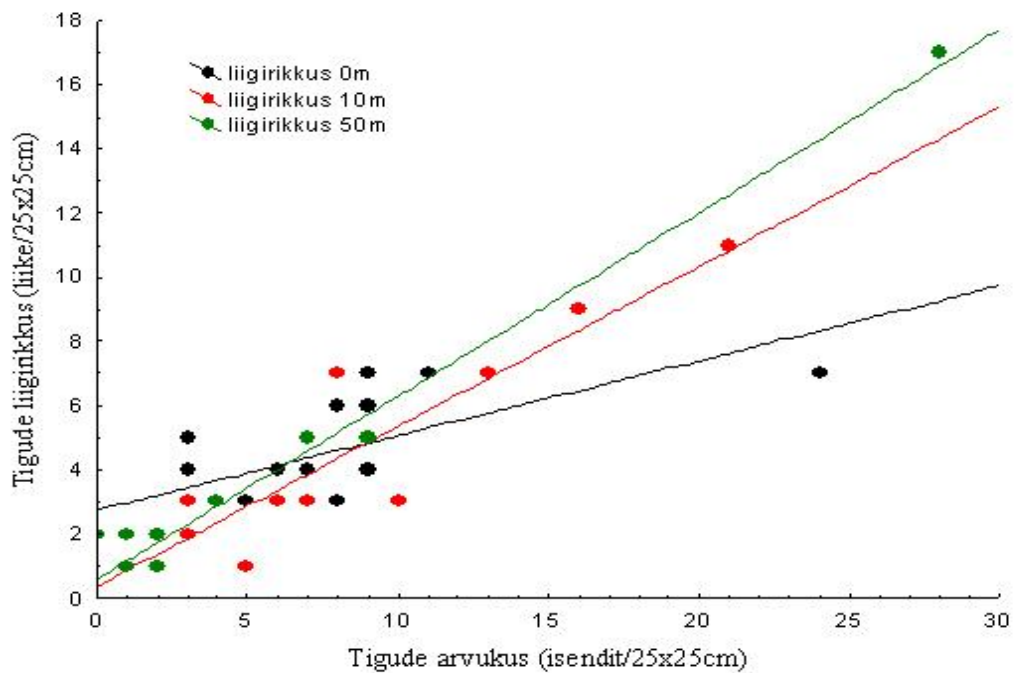
Korduvmõõtmistega ANOVA analüüsist selgus, et noorendiku tüübil on statistiliselt oluline mõju tigude liigirikkusele ($F_{df=1}=11,127$; $p=0,005$; väärtused on logaritmitud) samas kui säilikpuu kaugusel oluline mõju puudub. Nii noorendiku tüübil, kui ka säilikpuu kaugusel on statistiliselt oluline mõju tigude arvukusele (noorendiku tüüp $F_{df=1}=8,179$; $p=0,012$; kaugus säilikpuust $F_{df=2}=7,319$; $p=0,002$; väärtused on logaritmitud), seejuures Tukey test näitas, et oluline erinevus on 0m ja 50m kaugustel lehtpuu-noorendikel ($p=0,001$) (Joonis 9). Säilikpuu vahetus läheduses olid arvukuse näitajad suuremad, samal ajal 50 meetri kaugusel säilikpuust need näitajad kahanesid. Sarnane mõju on säilikpuudel ka sulgsuulaste sugukonna liikidele – säilikpuu vastas olevas ruudus leidis rohkem isendeid kui säilikpuust eemaldudes, kuigi Hii-ruut testi tulemusel ei olnud sulgsuulaste esinemise seos säilikpuu kaugusega statistiliselt oluline (Pearson Chi-square $_{df=2}=3,429$; $p=0,180$).

Parimatest mudelitest (kokku üheksal $\Delta AICc < 2$), mis seletasid tigude arvukuse sõltuvust keskkonnafaktoritest, mõnda olid kaasatud noorendiku tüüp (kaheksas mudelis), kõdu pH (seitsmes mudelis), mulla pH (viies mudelis), sambla katvus (viies mudelis). Parimatest mudelitest (kokku seitsmel $\Delta AICc < 2$), mis seletasid tigude liigirikkuse sõltuvust keskkonnafaktoritest, mõnda olid kaasatud noorendiku tüüp (seitsmes mudelis), kaugus säilikpuust (kahes mudelis), kõdu paksus (ühes mudelis), kõdu pH (kahes mudelis), mulla pH (seitsmes mudelis), sambla katvus (neljas mudelis). Lõppmudelites jäid oluliseks arvukuse puhul noorendiku tüüp ning liigirikkuse puhul noorendiku tüüp ja mull pH. Akaike informatsioonikriteeriumite alusel järjestatud tigude liigirikkust ja arvukust seletavad mudelid on toodud välja lisa 1 (Lisa1).

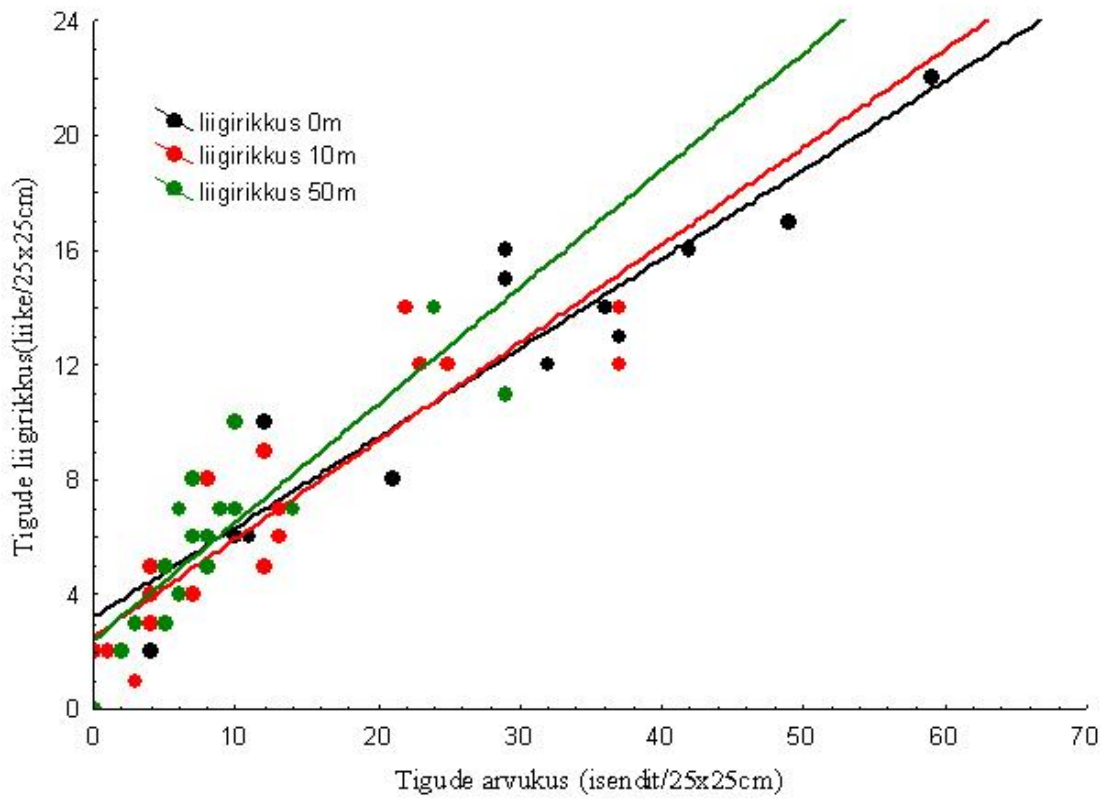
Testides tigde arvukuse seost liigirikkusega prooviruudu tasemel selgus, et tigde liigirikkusel on statistiliselt oluline seos arvukusega ($p=0,004$), seda illustreerivad joonised 10-11 (Joonis 10-Joonis 11).



Joonis 9. Tigde arvukuse seos säiliku kaugusega. Vurrud näitavad 95% usalduspiire.



Joonis 10. Tigde arvukuse seos liigirikkusega lehtpuu-noorendikel



Joonis 11. Tigude arvukuse seos liigirikkusega okaspuu-noorendikel

4. ARUTELU

Käesoleva töö käigus saadud andmed säilikpuude ja nende seoste kohta taimestiku, puistu järelkasvu ja teokooslustega on uudsed mitte ainult Eesti vaid ka maailma mastaabis ning metsamajandamises rakendatavad.

Raiesmikele jäetavatel säilikpuudel ei leitud olevat majanduslikku kahju metsatööstusele puistu järelkasvu osas – vastupidiselt levinud arusaamale, säilikpuud ei pärssinud puistu järelkasvu arvukust ega rinnasdiameetrit. Selline tulemus on vastuolus varasemate uuringutega. Kuna enamasti on leitud, et säilikpuud vähendavad järelkasvu mahtu (Temesgen et al. 2006; Curzon et al. 2017)..

Seni uuritust oleks ootuspärane, et säilikpuud parandaks mulla kaltsiumi sisaldust ja mulla pH-d (Martin & Sommer 2004), kuid käesolevas töös ei leitud säilikpuude olulist mõju mulla keemilisele koostisele.

Käesoleva töös ei leitud säilikpuude mõju taimestikule. Selline tulemus toetab varasemaid teadmisi säilikpuude mõjust taimestikule (Beese & Bryant 1999; Jalonen & Vanha-Majamaa 2001; Halpern et al. 2005) Uuringutes on enamasti täheldanud, et hajusalt asetsevad säilikpuud ei avalda olulist mõju taimestikule mille tõttu taimestiku arvukus ja liigirikkus raiesmikel langeb võrreldes raiumata metsaga. Erandiks on T. Sullivani uuring, kus leiti, et taimestiku arvukus ja liigirikkus jäi samale tasemele (Sullivan et al. 2008). Suure tõenäosusega kujuneb raiejärgne maapinna taimestik sõltuvalt häiringu tugevusest mitte sõltuvalt säilikpuude mõjust või selle puudumisest (Halpern et al. 2005).

Võrade liituvuse ja kaaliumi massiprotsendi puhul ilmnes oluline mittelineaarne seos kaugusega säilikpuust. See tulenes eelkõige nende näitajate suuremast väärtusest vahetult säilikpuu all. Sellist mittelineaarsust paistis veidi ka järelkasvu tiheduse puhul. Tuleb tõdeda, et võrdlevaid uuringuid kaaliumi ja järelkasvu kohta ei õnnestunud leida. Võrade liituvuse mittelineaarsust saab siduda säilikpuu enda mõjuga – elus säilikpuu ise moodutas pea alati 100% võrade liituvuse.

Vahetult säilikpuu kõrval oli tigude arvukus suurem, kui säilikpuudest eemal asuvas noorendiku osas. Selline tulemus toetab varasemaid teadmisi tigude seosest säilikpuudega (Corsmann 1989; Barker 2001; McDade 2004; Kappes et al. 2006; Boch et al. 2016). Kuigi üldiselt tigude arvukus korreleerus liigirikkusega — liigirikkus tulenes isendite arvukusest ja kõrget liigirikkust madala

arvukuse puhul ei esinenud — puudus oluline seos tigde liigirikkkuse ja säilikpuude kauguse vahel.

Ka sulgsuulasi esines säilikpuule lähemal arvukamalt (seejuures säilikpuule lähemal moodustasid üldarvukusest suurema osa (Tabel 4)) ning sagedamini kuigi statistiliselt mitteoluliselt. Sulgsuulasi leidub sageli kõva substraadi ja varjevõimalusi pakkuvate pragudega elupaikades – lamatüvedel, kividel ja puutüvedel, kus nad toituvad, kraapides vetikaid ja seeni (Corsmann 1989; Kappes 2005). Imselt on ka Eestis säilikpuud olulised sulgsuulaste toetamiseks majandusmetsades. Täpsemaks ja liigipõhiseks teadmiste kogumiseks oleks aga vaja edasisi uuringuid. Arvestades, et lageraie mõju avaldub just eelkõige tigde liigilisele koosseisule, mitte niivõrd üldarvukusele ja liigirikkkusele (Remm & Lõhmus 2016), oleks liigipõhised uuringud kindlasti vajalikud.

Tigde arvukus ja liigirikkus oli suurem lehtpuude all ja korreleerus positiivselt mulla pH-ga. Mulla või varise kaltsiumisisaldus oli negatiivses korrelatsioonis happelisusega, nagu on näidatud varemgi (Martin & Sommer 2004; Juříčková et al. 2008) ning see omakorda tigde liigirikkkuse ja/või arvukusega (Kappes & Topp 2014), mis tuleneb tigde kaltsiumi vajadusest ning asjaolust, et vaid vähesed liigid tolereerivad happelist keskkonda (Barker 2001; Martin & Sommer 2004; Kappes et al. 2006). Lähtuvalt sellest, et lehtpuud omavad otsest või kaudset mõju mullas ja varises sisalduvale kaltsiumile ja mulla pH-le on tigusid lehtpuude all rohkem.

Vastupidiselt püstitatud hüpoteesile ei olnud lehtsäilikpuudel suuremat mõju okaspuu-noorendikes võrreldes lehtpuu-noorendikega. Pigem oli tendents isegi vastupidine — tigde arvukus oli säilikpuu lähedal suurem ainult lehtpuu-noorendikes. Tigde arvukust ja liigirikkkust seletavates mudelites, kuhu olid kaasatud sõltumatute muutujatena arvukuse puhul sambla katvus ja mulla kaltsiumisisaldus ning liigirikkkuse puhul sambla katvus ja mulla pH, osutus oluliseks noorendiku tüüp ja peaaegu oluliseks kaugus säilikpuust. See näitab, et lehtpuud on tigdele soodsama varisega ning võimalik, et okaspuu-noorendikes oli teokooslus sedavõrd vaene, et üksik lehtpuu efekti ei loonud. Teoskoosluste vaesumist okaspuu puistutel on täheldatud ka varem mitmetes uuringutes (Wäreborn 1969; Kralka 1986; Suominen et al. 2003).

Uuringust võib järeldada, et kasvatamaks säilikpuude mõju tigudele, peaks ilmselt suurendama jäetavate säilikpuude arvu või jätma säilikpuud raiesmikele rühmiti. Kindlasti on tigude jaoks soodsamad leht-säilikpuud. Arvestades nõrka kuid positiivset mõju tigude kooslustele ning mõju puudumist metsa järelkasvule on alust suurendada raiesmikele jäetavate säilikpuude mahtu. Sellest oleks tõenäoliselt suurem kasu ökoloogilises plaanis ning see ei tooks endaga kaasa liigseid kahjusid metsatööstusele.

KOKKUVÕTE

Maailmas valdavaks raieviisiks on lageraie ning sellel on mitmeid negatiivseid omadusi: muudab metsade struktuuri, vähendab elurikkust, hävitab kultuurilisest või religioosest seisukohast tähtsad paigad või objektid, hävitab metsa kui rekreatsiooniala. Ökoloogilisest seisukohast negatiivsete mõjude maandamiseks jäetakse raiesmikele säilikpuid. Säilikpuudel on kolm peamist rolli: nad aitavad metsaorganismidel üle elada perioodi järgmise metsapõlvkonna tekkeni; mängivad levimise astmekivi rolli mitmetele organismidele, tagades maastiku ühendatuse; on substraadiks liikidele mis vajavad suuri elusaid või surnud puid, samuti jämedat kõdupuitu, näiteks õõnsustest sõltuvad selgroogsed, epifüüdid ja putukad.

Käesoleva magistr töö eesmärkideks oli uurida: (1) kas mullas sisalduvate toiteelementide kontsentratsioonid kahanevad säilikpuust eemaldudes, (2) kas alustaimestiku liigirikkus ja ohtrus on säilikpuu lähedal väiksem, (4) kas säilikpuul on negatiivne mõju puistu järelkasvule – eemaldudes säilikpuust noorte puude arvukus, liigirikkus ja rinnasdiameeter kasvavad, (5) kas säilikpuul on positiivne mõju tigude kooslusele – eemaldudes säilikpuust maismaatigude arvukus ja liigirikkus kahanevad.

Uuringu käigus teostati taimestiku, elustiku ja mulla keemiliste näitajate mõõtmisi ligikaudu 15 aasta vanustel noorendikel mis asusid Alatskivi, Soomaa ja Laeva ümbruses. Põhivalim koosnes 13 lehtpuu- ja 7 okaspuu-noorendikust ning igal noorendikul kaasati valimisse kaks leht-säilikpuud, mille juurest rihi eemalduvad uuringutransektid.

Kogutud andmete analüüsid näitasid, et taimestiku ja mulla keemiliste näitajate gradiendid 50 m ulatuses säilikpuudest puudusid, oluline positiivne seos säilikpuu lähedusega ilmnis vaid võrade liituvusel. Säilikpuudel puudus oluline mõju puistu järelkasvu arvukusele, rinnasdiameetrile, liigirikkusele ning kuuskede arvukusele. Tigude liigirikkus ja arvukus olid suuremad lehtpuu-noorendikes, samas kui säilikpuu lähedusel oli oluline ja positiivne mõju vaid tigude arvukusele.

Niisiis leiti, et: (1) mullas sisalduvate toiteelementide kontsentratsioonid ei kahane säilikpuust eemaldudes, (2) alustaimestiku liigirikkus ja ohtrus ei ole säilikpuu lähedal väiksem, (4) säilikpuul ei ole negatiivset mõju puistu järelkasvule, (5) säilikpuul on mõningane positiivne mõju tigude kooslusele – eemaldudes säilikpuust maismaatigude arvukus kahaneb.

Uuringust võib järeldada, et kasvatamaks säilikpuude mõju tigudele, peaks ilmselt suurendama jäetavate säilikpuude arvu või jätma säilikpuud raiesmikele rühmiti. Kindlasti on tigude jaoks soodsamad lehtsäilikpuud. Arvestades nõrka kuid positiivset mõju tigude kooslustele ning mõju puudumist metsa järelkasvule on alust suurendada raiesmikele jäetavate säilikpuude mahtu.

SUMMARY

Clearcutting is a dominating logging method used in the world. It has a number of negative features: it changes the forest structure, reduces biodiversity, destroys culturally or religiously important places or objects and ruins forests as a recreational area. To mitigate ecological interferences of the clearcutting green tree retention approach is applied. Retention trees have three main roles: they help forest organisms to survive the forest regeneration phase; they play a role of stepping-stone for dispersal of species by enhancing landscape connectivity; retention trees act as an important substrate for species that require large amounts of live or dead trees, as well as a coarse woody debris, for example, hollow dependent vertebrates, insects and epiphytes.

Aims of this thesis were to investigate: (1) whether soil nutrient concentrations decline moving away from the retention trees (2) if species richness and abundance of the ground vegetation is lower closer to the retention trees; (4) whether the retention trees have a negative impact on the stand regeneration (5) whether the retention trees have a positive impact on the terrestrial gastropod communities – moving away from the retention trees abundance and species richness of gastropods are shrinking.

The study was carried out at clearcuts 15 years post-harvest that were located at Alatskivi, Soomaa and Laeva. Vegetation, soil chemical parameters and terrestrial gastropod communities were sampled. The sample consisted of 13 deciduous and 7 coniferous stands, on each of them two deciduous retention trees were sampled.

Analysis of data collected indicated that the soil chemical characteristics and vegetation gradients of 50 meters from retention trees didn't have a significant effect. A significant association was seen only between the crown closure and the distance from retention tree. The analysis revealed that retention trees had no significant impact on the abundance and diameter at breast height of forest regeneration, species richness and abundance of fir trees along the transect. Snail species richness and abundance were higher at deciduous stands, while distance from retention tree had a significant impact only on the snail abundance.

It was found that: (1) soil nutrient concentrations did not decline moving away from the retention trees, (2) ground vegetation species richness and abundance are not lower near the retention trees (4), the retention trees would not have adverse effects on the stand regeneration (5), retention trees have some positive effect on the snails communities - away from the retention trees abundance of terrestrial gastropods decreases.

Based on the results of given thesis one could say that to increase effect on terrestrial gastropod community the number of retention trees should be higher or they should be aggregated at stands. Deciduous retention trees are definitely more favorable for terrestrial gastropods. Considering mild but positive effect on snail communities and non significant impact on stand regeneration there's a reason to increase number of retention trees left on clearcut sites.

TÄNUAVALDUSED

Olen kirjeldamatult tänulik oma juhendajatele Asko Lõhmusele ja Liina Remmile mind motiveerimise eest keerulistel hetkedel ning kogu pühendumuse ja abi eest.

Täna Raul Rosenvaldi hea nõu ja noorendike tutvustamise eest ning Jane Oja mullakeemia proovide kogumise eest.

Olen tänulik oma lähedastele kaasa elamise eest, Marja Liisa Šavrak ja Kirill Ševtsovile nende panuse eest teadustöö sündi, ning Sigmar Koitsaarele moraalse toe eest.

KASUTATUD KIRJANDUS

Abele SE, Macdonald SE, Spence JR. 2014. Cover type, environmental characteristics, and conservation of terrestrial gastropod diversity in boreal mixedwood forests. *Can J For Res.* 44:36–44.

Baker SC, Read SM. 2011. Variable retention silviculture in Tasmania's wet forests □: ecological rationale, adaptive management and synthesis of biodiversity benefits. *Aust For.* 74:218–232.

Bańbura M, Sulikowska-Drozd A, Kaliński A, Skwarska J, Wawrzyniak J, Kruk A, Zieliński P, Bańbura J. 2010. Egg size variation in blue tits *Cyanistes caeruleus* and great tits *Parus major* in relation to habitat differences in snail abundance. *Acta Ornithol.* 45:121–129.

Barg AK, Edmonds RL. 1999. Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. *Can J For.* 29:705–713.

Barker GM. 2001. *Biology of Terrestrial Molluscs*. Cambridge.

Barker GM, Mayhill PC. 1999. Patterns of diversity and habitat relationships in terrestrial mollusc communities of the Pukeamaru Ecological District, northeastern New Zealand. *J Biogeogr.* 26:215–238.

Beese WJ, Bryant AA. 1999. Effect of alternative silvicultural systems on vegetation and bird communities in coastal montane forests of British Columbia, Canada. *For Ecol Manage.* 115:231–242.

Boch S, Prati D, Fischer M. 2016. Gastropods slow down succession and maintain diversity in cryptogam communities. *Ecology.* 97:2184–2191.

Chandler JR, Schmidt MG, Dragicevic S. 2008. Spatial patterns of forest floor properties and litterfall amounts associated with bigleaf maple in conifer forest of southwestern British Columbia. *Can J Soil Sci.* 88:295–313.

Chaudhary A, Burivalova Z, Koh LP, Hellweg S. 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Sci Rep.* 6:23954.

mme als wichtige Habitatstrukturen für Schnecken

(Gastropoda). 17.

Curzon M, Baker S, Kern C, Palik B, D'Amato A. 2017. Influence of Mature Overstory Trees on Adjacent 12-Year Regeneration and the Woody Understory: Aggregated Retention versus Intact Forest. *Forests*. 8:31.

Deal RL. 2004. The Effects of Partial Cutting on Stand Structure and Growth, and Forest Plant Communities of Western Hemlock-Sitka Spruce Stands in Southeast Alaska. :191.

Douglas DD, Brown DR, Pederson N. 2013. Land snail diversity can reflect degrees of anthropogenic disturbance. *Ecosphere*. 4:Art. 28, 1-14.

FAO. 2015. Global Forest Resources Assessment 2015. Rome.

Franklin JF, Berg DR, Thornburgh DA, Tappeiner JC. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. *Creata For 21st century Sci Ecosyst Manag.*:111–139.

Glass NH, Darby PC. 2009. The effect of calcium and pH on Florida apple snail, *Pomacea paludosa* (Gastropoda: Ampullariidae), shell growth and crush weight. *Aquat Ecol*. 43:1085–1093.

Gustafsson L, Baker SC, Bauhus J, Beese WJ, Brodie A, Kouki J, Lindenmayer DB, Löhmus A, Pastur GM, Messier C, et al. 2012. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *Bioscience*. 62:633–645.

Halpern CB, McKenzie D, Evans SA, Maguire DA. 2005. Initial responses of forest understories to varying levels and patterns of green-tree retention. *Ecol Appl*. 15:175–195.

Herrera JM, García D. 2009. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: Being alone is not always so sad. *Biol Conserv*. 142:149–158.

Hylander K, Nilsson C, Göthner T. 2004. Effects of buffer-strip retention and clearcutting on land snails in boreal riparian forests. *Conserv Biol*. 18:1052–1062.

- Jalonen J, Vanha-Majamaa I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *For Ecol Manage.* 146:25–34.
- Juříčková L, Horsák M, Cameron R, Hylander K, Míková A, Hlaváč JČ, Rohovec J. 2008. Land snail distribution patterns within a site: The role of different calcium sources. *Eur J Soil Biol.* 44:172–179.
- Kappes H. 2005. Influence of coarse woody debris on the gastropod community of a managed calcareous beech forest in western Europe. *J Molluscan Stud.* 71:85–91.
- Kappes H, Jabin M, Kulfan J, Zach P, Topp W. 2009. Spatial patterns of litter-dwelling taxa in relation to the amounts of coarse woody debris in European temperate deciduous forests. *For Ecol Manage.* 257:1255–1260.
- Kappes H, Topp W. 2014. Responses of forest snail assemblages to soil acidity buffer system and liming. *Ecol Res.* 29:757–766.
- Kappes H, Topp W, Zach P, Kulfan J. 2006. Coarse woody debris, soil properties and snails (Mollusca: Gastropoda) in European primeval forests of different environmental conditions. *Eur J Soil Biol.* 42:139–146.
- Keenan RJ, Reams GA, Achard F, de Freitas J V., Grainger A, Lindquist E. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *For Ecol Manage.* 352:9–20.
- Keskkonnaagentuur. 2014. Aastaraamat Mets 2014. Tallinn.
- Keskkonnaministeerium. 2011. Metsade majandamisel eraldisepõhise langi pindala rakendamise mõjude analüüs.
- Keskkonnaminister. 2014. Metsa majandamise eeskiri. [place unknown].
- Kiristaja P, Ehlvest A, Remm L. 2014. Eesti kojaga maismaatigude määraja. Tallinn: MTÜ Loodusajakiri.
- Kralka RA. 1986. Population characteristics of terrestrial gastropods in boreal forest habitats. *Am Midl Nat.* 115:156–164.

- Kuhn TJ, Safford HD, Jones BE, Tate KW. 2011. Aspen (*Populus tremuloides*) stands and their contribution to plant diversity in a semiarid coniferous landscape. *Plant Ecol.* 212:1451–1463.
- Kurth VJ, Bradford JB, Slesak RA, D'Amato AW. 2014. Initial soil respiration response to biomass harvesting and green-tree retention in aspen-dominated forests of the great lakes region. *For Ecol Manage.* 328:342–352.
- Lindo Z, Visser S. 2003. Microbial biomass, nitrogen and phosphorus mineralization, and mesofauna in boreal conifer and deciduous forest floors following partial and clear-cut harvesting. *Can J For Res.* 33:1610–1620.
- MacLean DA, Wein RW. 1978. Weight loss and nutrient changes in decomposing litter and forest floor material in New Brunswick forest stands. *Can J Bot.* 56:2730–2749.
- Martin K, Sommer M. 2004. Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems. *J Biogeogr.* 31:531–545.
- Matveinen-Huju K, Niemelä J, Rita H, O'Hara RB. 2006. Retention-tree groups in clear-cuts: Do they constitute “life-boats” for spiders and carabids? *For Ecol Manage.* 230:119–135.
- McCullough SA, O'Geen AT, Whiting ML, Sarr DA, Tate KW. 2013. Quantifying the consequences of conifer succession in aspen stands: Decline in a biodiversity-supporting community. *Environ Monit Assess.* 185:5563–5576.
- McDade. 2004. Habitat relationships of small terrestrial vertebrates and invertebrates in managed forests. *Philosophy.* 855:115.
- Metsaseadus. 2014. Tallinn.
- Mitchell A. 2001. Growth limitations for conifer regeneration under alternative silvicultural systems in a coastal montane forest in British Columbia, Canada. *For Ecol Manage.* 145:129–136.
- Moore J-D, Ouimet R, Camiré C, Houle D. 2002. Effects of two silvicultural practices on soil fauna abundance in a northern hardwood forest, Quebec, Canada. *Can J soil Sci.* 82:105–113.
- Mori AS, Kitagawa R. 2014. Retention forestry as a major paradigm for safeguarding forest biodiversity in productive landscapes: A global meta-analysis. *Biol Conserv.* 175:65–73.

- Nekola JC. 2012. The impact of a utility corridor on terrestrial gastropod biodiversity. *Biodivers Conserv.* 21:781–795.
- Nyland RD. 1996. *Silviculture concepts and applications*. New York: McGraw-Hill Co. Inc.
- Ovaska K, Sopuck L, Robichaud D. 2016. Short-term Effects of Variable-Retention Logging Practices on Terrestrial Gastropods in Coastal Forests of British Columbia. *Northwest Sci.* 90:260–277.
- Palik B, Mitchell RJ, Pecot S, Battaglia M, Pu M. 2003. Spatial distribution of overstory retention influences resources and growth of longleaf pine seedlings. *13:674–686*.
- Peters HA. 2007. The significance of small herbivores in structuring annual grassland. *J Veg Sci.* 18.
- Pinzon J, Spence JR, Langor DW. 2012. Responses of ground-dwelling spiders (Araneae) to variable retention harvesting practices in the boreal forest. *For Ecol Manage.* 266:42–53.
- Prescott CE, Zabek LM, Staley CL, Kabzems R. 2000. Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Can J For Res.* 30:1742–1750.
- Remm L, Lõhmus A. 2016. Semi-naturally managed forests support diverse land snail assemblages in Estonia. *For Ecol Manage.* 363:159–168.
- Rosenvald R, Lõhmus A. 2007. Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: Tree-retention effects in relation to site type. *Forestry.* 80:503–516.
- Rosenvald R, Lõhmus A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *For Ecol Manage.* 255:1–15.
- Rosenvald R, Lõhmus A, Kiviste A. 2008. Preadaptation and spatial effects on retention-tree survival in cut areas in Estonia. *Can J For Res.* 38:2616–2625.
- Schroeder LM, Sahlin E, Paltto H. 2011. Retention of aspen (*Populus tremulae*) at final cuttings – The effect of dead wood characteristics on saproxylic beetles. *For Ecol Manage.* 262:853–862.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Montréal.

- Seifert & Shutov. 1981. The consumption of leaf litter by land molluscs. *Pedobiologia (Jena)*:159–165.
- Severns PM. 2007. Does standing water and predator presence structure a wetland terrestrial mollusc community? *Wetlands*. 27:964–971.
- Ström L, Hylander K, Dynesius M. 2009. Different long-term and short-term responses of land snails to clear-cutting of boreal stream-side forests. *Biol Conserv*. 142:1580–1587.
- Sullivan TP, Sullivan DS, Lindgren PMF. 2008. Influence of variable retention harvests on forest ecosystems: Plant and mammal responses up to 8 years post-harvest. *For Ecol Manage*. 254:239–254.
- Suominen O, Edenius L, Ericsson G, Resco de Dios V. 2003. Gastropod diversity in aspen stands in coastal northern Sweden. *For Ecol Manage*. 175:403–412.
- Sutherland WJ. 1996. *Ecological Census Techniques*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Symonds MRE, Moussalli A. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behav Ecol Sociobiol*. 65:13–21.
- Szybiak K, Bloszyk J, Koralewska-Batura E, Goldyn B. 2009. Small-scale distribution of wintering terrestrial snails in forest site: relation to habitat conditions. *Polish J Ecol*. 57:525–535.
- nd. 2010. Puhtu maismaateod. *Est Maritima*:95–115.
- Temesgen H, Martin PJ, Maguire DA, Tappeiner JC. 2006. Quantifying effects of different levels of dispersed canopy tree retention on stocking and yield of the regeneration cohort. *For Ecol Manage*. 235:44–53.
- Temesgen H, Martin PJ, Maguire DA, Tappeiner JC. 2006. Quantifying effects of different levels of dispersed canopy tree retention on stocking and yield of the regeneration cohort. *For Ecol Manage*. 235:44–53.
- UN. 1993. Resolution H1: General Guidelines for the Sustainable Management of Forests in Europe. Helsinki.

Vanha-Majamaa I, Jalonen J. 2001. Green Tree Retention in Fennoscandian Forestry. *Scand J For Res.* 16:79–90.

Wäreborn I. 1969. Land Molluscs and Their Environments in an Oligotrophic Area in Southern Sweden. *Oikos.* 20:461–479.

Lisa 1. Parimad mudelid erinevate keskkonnateguritega tigude liigirikkuse ja arvukuse seletamiseks

Sõltuv muutuja	Mudeli järk	Ca	Noorendiku tüüp	Kaugus säilikpuust	Kõdu paksus	Kõdu pH	Mulla pH	Sammal	Rohttaimede üldkatvus	AICc	$\Delta AICc$	Akaike kaal
Arvukus	1		+			0,9819				201,8	0,00	0,057
	2		+			1,0580				201,8	0,06	0,055
	3		+			0,7994	0,2287			203,0	1,18	0,032
	4		+			0,7315	0,2224	-0,010160		203,0	1,23	0,031
	5		+				0,3729	-0,011140		203,1	1,28	0,030
	6		+			0,8866		-0,010950		203,4	1,64	0,025
	7		+				0,3953			203,5	1,72	0,024
	8		+			0,9839	0,3181			203,7	1,93	0,022
	9					0,8153			-0,010950	203,8	1,98	0,021
Liigirikkus	1		+				1435	-0,02940		323,6	0,00	0,067
	2		+				1494			323,8	0,25	0,059
	3		+	+			1,440			324,4	0,85	0,044
	4		+	+			1,390	-0,02760		324,6	0,97	0,041
	5		+			0,68920		1,232	-0,3162	325,2	1,63	0,029
	6		+				1,3060	1,222		325,2	1,66	0,029
	7		+				1,1200	1,204	-0,04247	325,3	1,76	0,029

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Anna-Liisa Šavrak,

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

Säilikpuude mõju elurikkusele noortes metsades,

mille juhendajad on Asko Lõhmus ja Liina Remm,

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 24.05.2017