

Tartu Ülikool
Botaanika ja ökoloogia instituut
Mükoloogia õppetool

Ede Leppik

**EPIFÜÜTSETE SAMBLIKE MITMEKESISUST
MÕJUTAVAD TEGURID EESTI PUISNIITUDEL**

Magistritöö

Juhendajad: dots. Tiina Randlane,
doktorant Lauri Saag

Tartu 2007

SISUKORD

1. SISSEJUHATUS.....	4
2. MATERJAL JA METOODIKA	8
2.1. Uurimisalad	8
2.2. Välitööd.....	9
2.3. Samblike määramine	11
2.4. Koore pH mõõtmine	12
2.5. Valgustingimuste mõõtmine	12
2.6. Andmetöötlus	13
2.6.1. DCA	13
2.6.2. CCA	14
2.6.3. Indikaatorliikide analüüs.....	15
2.6.4. Dispersioonanalüüs	15
2.6.5. T-test	17
2.6.6. Regressioonanalüüs	17
3. TULEMUSED	18
3.1. Samblikuliigid, nende arv ja sagedus uuritud aladel (2004.-2006. a. andmed) 18	
3.2. Samblike liigiline mitmekesisus ja seda mõjutavad tegurid.....	20
3.2.1. Liigilise mitmekesisuse varieerumine proovialadel (2004.-2006. a. andmed)	20
3.2.2. Liigilise mitmekesisuse varieerumine puudel	21
3.2.2.1. Uuritud keskkonnaparameetrite mõju (2006. a. andmed).....	21
3.2.2.2. Puuliikide mõju (2004.-2006. a. andmed).....	25
3.2.2.3. Põhiilmakaarte mõju (2004.-2006. a. andmed)	26
3.3. Samblike keskmiste liigirikkuste, sageduste ja subjektiivsete ohtruste varieerumine	27
3.3.1. Avatud ja kinnikasvanud proovialadel kasvavad puud (2004.-2006. a. andmed)	27
3.3.2. Põõsastega ümbritsetud ja lagedal kasvavad puud (2006. a. andmed)	28
3.3.3. Erinevad puuliigid (2004.-2006. a. andmed).....	29
3.3.4. Põhiilmakaared (2004.-2006. a. andmed)	30
3.3.5. Erinevad regioonid (2004.-2006. a. andmed).....	31
3.3.6. Koore pH (2006. a. andmed).....	31

3.3.6.1. Puukoore pH varieerumine.....	31
3.3.6.2. Puukoore pH mõju	32
3.3.7. Valgustingimused (2006. a. andmed)	33
3.3.7.1. Valgustingimuste varieerumine	33
3.3.7.2. Valgustingimuste mõju	34
3.3.8. Tüve läbimõõdu mõju	35
3.4. Indikaatorliigid erinevatele tunnustele	36
4. ARUTELU.....	39
4.1. Valgustingimuste mõju samblike elustikule puisniitudel	39
4.2. Põhiilmakaarte mõju samblike elustikule puisniitudel	41
4.3. Puukoore pH mõju samblike elustikule puisniitudel	42
4.4. Substraadi (puuliigi) mõju samblike elustikule puisniitudel	43
4.5. Puisniitude samblike mitmekesisus erinevates regioonides	46
4.6. Indikaatorliigid	46
KOKKUVÕTE	48
SUMMARY: FACTORS INFLUENCING DIVERSITY OF EPIPHYTIC LICHENS IN WOODED MEADOWS OF ESTONIA	50
KASUTATUD KIRJANDUS.....	52
TÄNUAVALDUSED	59
LISAD	60

1. SISSEJUHATUS

Eesti vahelduv maastikupilt on kujunenud pika aja jooksul mitmesuguste protsesside tulemusena. Peamised pinnavormid kujunesid viimase mandriliustiku ja selle sulamisvee tegevuse tagajärjel. Looduspilti on kujundanud ka Läänemere areng, maakoore liikumised, kliimamuutused jpm. Maastike praegust ilmet, eriti aga taimkatet, on tugevasti mõjutanud inimtegevus, esmajoones põllumajandus (Rõuk 1992).

Üheks selliseks inimese ja looduse koosmõjul tekkinud ökosüsteemiks on puisniidud (Luhamaa *et al.* 2001). Puisniitu on kirjeldatud kui taimestiku mosaiikset kompleksi, mis koosneb väikestest lehtpuude gruppidest ja põõsastest, mis vahelduvad korrapäratult avatud, regulaarselt niidetava rohustuga niidulagendikega (Hæggström 1983, Kukk & Kull 1997).

Puisniidud kui pärandkooslused ehk poollooduslikud kooslused on olnud Läänemere ümbruses laialt levinud (Kukk & Kull 1997). Kui puiskarjamaad levisid pea kogu Euroopas, siis niidetavad puisniidud levisid vaid Põhja-Euroopas (Luhamaa *et al.* 2001, Paal 2004). Kesk-Euroopas, eriti mägistes piirkondades, ja Lõuna- ning Lääne-Skandinaavias esines puisniite juba enne ajaloolist aega, kuid kõige iseloomulikumad on puisniidud siiski olnud Rootsile, Lõuna-Soomele ja Eestile (Hæggström 1983). Leedus ja Lätis esines üksnes lammipuisniite suuremate jõgede kallastel (Kukk 2004).

Puisniite meenutavad kooslused hakkasid Eestis muistsete asulakohtade ümber kujunema umbes 7000-8000 aastat tagasi. Ulatuslikuma karjakasvatuse levikuga Eestisse umbes 4000 aasta eest suurenes taoliste koosluste pindala. Hilisneoliitikumis (3000-1800 a eKr) võib juba täie kindlusega kõnelda puisniidulaadsete metsakarjamaade kujunemisest (Kukk 2004).

Kuna puisniitude teke on seotud peale puude raiumise ja karjatamise ka niitmise, siis esimesed puisniidud ilmusid arvatavasti rauaajastul, kui võeti kasutusele vikat (Lindgren 2000). Eesti esimesed vikatileiud ulatuvad keskmisesse rauaaega (5. sajandi teine pool – 9. sajand). Vanemasse rauaaega (1. – 5. sajand) kuuluvad vikatileiud Lätist ja Soomest lubavad siiski oletada, et vikat võis meilgi juba varem kasutusel olla (Jaanits *et al.* 1982). Esimeste vikatite vars oli lühike, mitte üle

1m, neid kasutati nähtavasti mitte ainult heina tegemiseks, vaid ka peenema võsa raiumiseks (Tõnisson 1992) – need mõlemad tegevused on puisniitude majandamisel põhilised. Pikaajaline loomade karjatamine avaldas ümbritsevale maastikule märgatavat mõju. See mõju suurenes sedamööda, mida rohkem hakati loomadele varuma sööta heina näol. Puisniite peetakse 11. sajandi Lääne-Eesti kultuurmaastikule juba väga iseloomulikuks (Tõnisson 1992).

Kuigi eespool kirjeldatud puisniitude tekkimine laialehistest suletud metsadest intensiivse inimtegevuse tulemusena on üldine, laialt levinud arvamus, on siiski osa teadlasi väitnud teisiti. Mõned autorid (Vera 2000, Lawesson 2003, Eriksson *et al.* 2002) leiavad, et algupärased „metsad“ pidid vähemalt kohati olema avatud kasvukohad, põhjendades seda faktiga, et tamme (*Quercus* spp.) ja sarapuude (*Corylus avellana*) järelkasv on võimalik vaid avatud, valgusküllastes kasvukohtades. Ollakse arvamusel, et looduslik taimkate enne põllumajanduse arengut oli mosaiikne, koosnedes rohumaadest, põõsastest ja metsaelementidest ning see kõik tulenes suurte herbivooride tugevast mõjust maastikule. Jääajajärgset olukorda Euroopas on võrreldud Aafrika puisrohumaadega, mis on „hooldatud“ herbivooride poolt (Vera 2000, Lawesson 2003). Arvatakse, et looduslikud häiringud, nagu tormimurrud, tulekahjud, täiskasvanud puude, juveniilide ja seemnete hävitamine loomade poolt, omavad samasugust mõju kui karjatamine. Eriksson jt (2002) osutavad, et poollooduslikele kooslustele iseloomulikud liigid pidid eksisteerima looduses juba enne põllumajandusmaastike kujunemist, kuna liikide evolutsioon on olnud tunduvalt pikem protsess kui inimasustuse tekkimine. Põllumajanduse arenemine ja loomade pidamine suurendas avatud maastikega seotud liikide kasvukohti ja kindlustas nende püsijäämise (Eriksson *et al.* 2002).

Puisniitude leviku kõrgeaeg Eestis oli 18. sajand kuni 1940. aastad, nende pindala ulatus 20. sajandi alguses ligikaudu 850 000 hektarini (Kukk & Kull 1997). Puisniidualad vähenesid pärast Teist maailmasõda, mil sõjategevuse tõttu oli vähenenud loomapidamine. Tõsisema hoobi puisniitudele andis kollektiviseerimine, kolhooside ja sohvooside loomine. Peamine puisniitude vähenemise põhjus oli suurtootmisele üleminekuga kaasnenud käsitsitööst loobumine (Kukk & Kull 1997).

Kuke ja Kulli (1997) andmetel oli Eestis 1995–1997. aastal heas seisundis puisniite umbes 800 ha, samas niideti neil aastatel vaid 200 ha puisniite. Luhamaa jt. (2001) andmetel kahe põhjalikuma inventuuri (1978–1982 ja 1999–2000) tulemusi võrreldes selgub, et 20 aasta jooksul on pärandkoosluste pindala Läänemaal kahanenud kolmandiku võrra. Viimase inventuuri (1999–2000) käigus kirjeldati Läänemaalt 194 puisniiduala kogupindalaga 1869 hektarit (Luhamaa *et al.* 2001). Viimastel aastatel on Läänemaal majandatud natuke rohkem kui 300 ha puisniite, kuid kuna enamikul majandatavatel puisniitudel on ainult osa alast kasutusel, siis tegelik majandatav pind on märksa väiksem (Luhamaa *et al.* 2001). PKÜ (Pärandkoosluste Kaitse Ühing) ja Natura elupaigatüüpide andmebaasis on kokku arvele võetud ligi 9000 ha puisniite, kuid tegelikkuses on enamus neist kinnikasvanud ja niidetavaid puisniite pole Eestis arvatavasti üle 1000 hektari (Kukk 2004), mis moodustab vaid 0,1 % kunagisest puisniitude territooriumist.

Viimastel aastatel on puisniitude olulisus ja säilitamise vajadus aga üha teravamini esile tõusnud ning nende hooldamise ja taastamise eest makstakse talunikele toetusi. Üks põhjus, miks puisniite säilitada, on kindlasti nende eriliselt kõrge soontaimede liigirikkus (Kull & Zobel 1991, Meier 2002). Väikeseskaalalise liigirikkuse poolest ületavad puisniite vaid alpiniidud (Meier 2002).

Mõned puisniidud on võetud riikliku kaitse alla, osaliselt seetõttu, et nendel aladel kasvavad paljud Eestis kaitse all olevad taimeliigid. Saaremaal Kihelkonna vallas asuval Tagamõisa puisniidul on kaitseala olnud juba 1957. aastast alates.

Puisniidud pole rikkad üksnes soontaimede mitmekesisuse poolest. Suur liigirikkus ilmnes ka puudel kasvavaid samblikke uurides, näiteks leiti Loode tammiku puisniidult Saaremaal kokku 68 samblikuliiki (Leppik 2005). Eesti puisniitudelt on kokku registreeritud 192 samblikuliiki (k.a. nõrgalt lihheniseerunud ja lihhenikoolsete seente liigid) (Leppik 2005). Ka Rootsi puisniitudega võrreldes on Eesti puisniite hinnatud epifüütsete samblike poolest liigirikasteks (Thor & Nordin 1998). Suur liigirikkus Loode puisniidul võib olla tingitud paiga ajaloost, see puisniit on teadaolevalt mitusada aastat puisniiduna püsinud (Meier 2001, Meier 2002). Koosluse kauaegse püsimise olulisust epifüütsetele samblikele on näidanud paljud uurijad: Dettki ja Esseen (1998), Hedenås ja Ericson (2000), ning Jüriado jt. (2003, 2007). Puisniitude liigirikkus võib olla tingitud ka sobivatest mikroklimaatilistest tingimustest. Valgus- ja niiskustingimused on puisniitudel tänu erisugustele

puudegruppidele ebahühtlased (Kukk & Kull 1997) tekitades samblikele erinevaid kasvutingimusi, mis omakorda võimaldab rohkematel liikidel paika asustada.

Eesti puisniitude samblike mitmekesisust mõjutavad tüve läbimõõt, erinevate puuliikide arv puisniidul ja puukoore reaktsioon (Leppik 2005). Ka puisniidu asukoht on oluline, samblike elustik varieerub erinevate piirkondade vahel (Leppik 2005).

Eestis on leitud mitmed vaid puisniitudelt (nt. *Pertusaria coronata*) ja parkidest (nt. *Caloplaca citrina*) registreeritud samblikuliigid (Leppik 2005). Lõhmuse (2003) arvates võiksid vaid pargist ja puisniitudelt leitud liigid kasvada ka Eesti metsades, kui neile on oluliseks ainult sobiva substraadi olemasolu; kui oluliseks osutuvad ka spetsiaalsed mikrokliimaatilised tingimused, võiks oletada, et antud liigid on parkide ja puisniitude spetsialistid.

Hästi valgustatud kasvukohtades kasvavatel puudel on samblike liigirikkus suurem kui varjus kasvavatel puudel (Rose 1974). Selle teadmise ja samuti fakti, et enamus suursamblikke on valguslembesed (Barkman 1958), põhjal võib oletada, et puisniitudel on metsastunud alaga võrreldes eelised. Norra uurijad Moe ja Botnen (1997) on leidnud, et tänu puisniitude majandamise lõppemisele hakkas muutuma ka epifüütide elustik, kuna kasvukohad muutusid mõne aastakümne jooksul üha hämaramaks. Tõenäoliselt muutub epifüütide elustik võsastunud alade tihenedes veelgi (Moe & Botnen 1997).

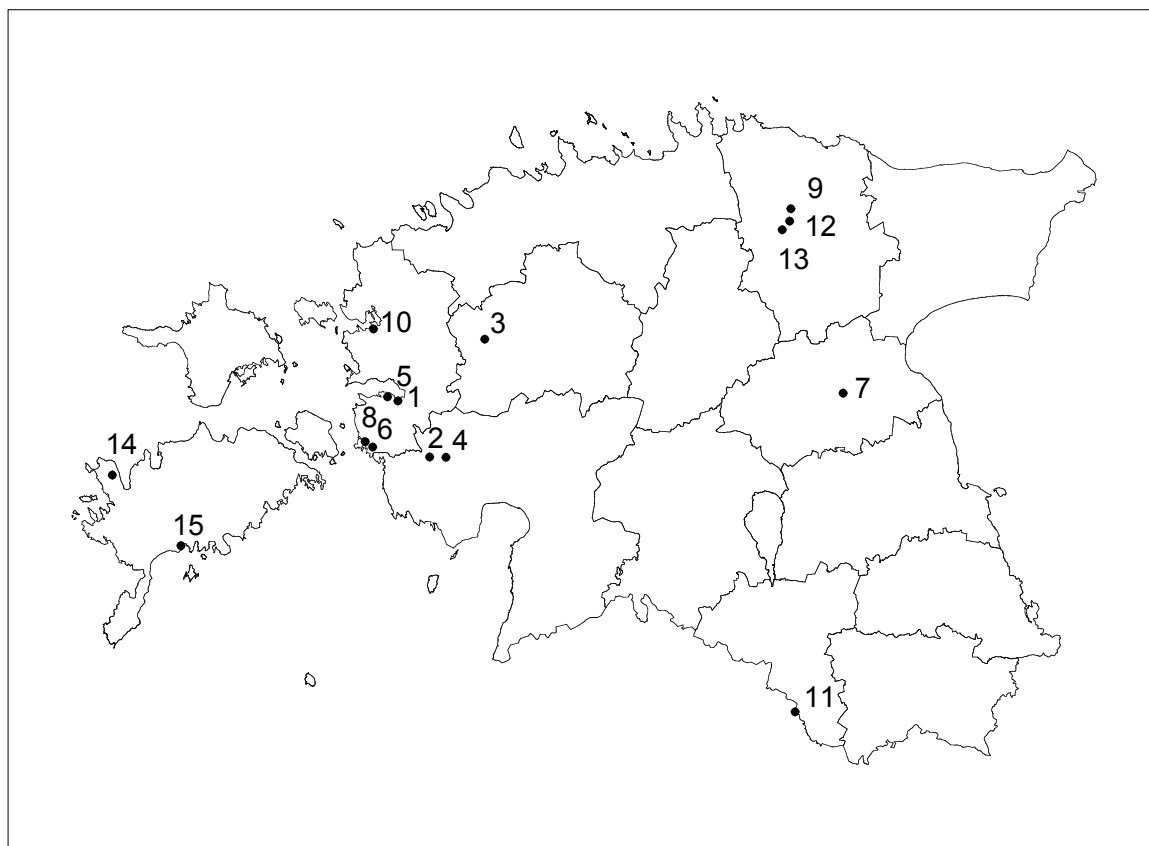
Käesolev uurimus on järg varasemale bakalaureusetööle, mis keskendus puisniitude samblike mitmekesisuse ja seda mõjutavate tegurite uurimisele (Leppik 2005, lisad 17, 18). Antud töö püüab käsitleda samblike elustikku nii avatud kui kinnikasvanud puisniidu aladel Eesti erinevates piirkondades. Seega on töö eesmärgid sõnastatud järgmiselt:

- selgitada välja erinevused avatud ja kinnikasvanud puisniitude puude samblike liigilise koosseisu, liigirikkuse, sageduse ja ohtruse vahel;
- uurida puude samblike mitmekesisust mõjutavaid erinevaid tegureid puisniitudel.

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Uurimisalad

Uuriti 15 puisniitu, mis paiknesid Eesti erinevates piirkondades – enamus (viis puisniitu) asusid Läänemaal, kolm Lääne-Virumaal, kaks Pärnu- ja Saaremaal ning üks Rapla-, Jõgeva ja Valgamaal (Joonis 1).



Joonis 1. Uuritud puisniidud. Tähisted: 1 – Allika, 2 – Peantse, 3 – Sipa, 4 – Kalli-Nedrema, 5 – Suuremõisa, 6 – Pouli, 7 – Tammemetsa, 8 – Laelatu, 9 – Mädapea, 10 – Uuemõisa, 11 – Koiva, 12 – Järni, 13 – Lasila, 14 – Tagamõisa, 15 – Loode.

Uurimisalade valikul kasutati PKÜ (Pärandkoosluste Kaitse Ühing) GIS (*Geographic Information Systems*) põhise andmebaasi, mis sisaldab erinevate projektide ja inventeerimiste andmeid (Luhamaa *et al.* 2001, Andersson 2003). Proovialade valikul kasutati ka Maainfosüsteemi avalikku kaardiserverit (Maa-amet). Proovialad valiti nii,

et nad paigutuksid puisniidu võimalikult erineva ilmega aladele või puisniidu lähedusse (tabel 1).

Tabel 1. Valitud proovialade loetelu ja kirjeldus

Klass	Prooviaala loetelu	Prooviaala kirjeldus
I	Allika_I, Peantse_I, Sipa_I, Kalli-Nedrema_I, Suuremõisa_I, Pouli_I, Tammemetsa_I, Laelatu_I, Laelatu_V, Mådapea_I, Uuemõisa_I, Koiva_I, Järni_I, Lasila_I, Loode_I, Tagamõisa_I	tüüpilised avatud puisniidud (Laelatu_V – mere ääres paiknev puisniit)
II	Allika_II, Kalli-Nedrema_II, Suuremõisa_II, Laelatu_II, Mådapea_II, Loode_II, Tagamõisa_II	kinnikasvanud puisniidud
III	Laelatu_III, Tagamõisa_III, Peantse_III	ebatüüpilised avatud puisniidud (hiljuti võsast puhastatud alad ja kinni kasvama hakkavad alad)
IV	Uuemõisa_IV, Koiva_IV, Lasila_IV	ebatüüpilised kinnikasvanud puisniidud (puud võsas või metsatukas avatud puisniidu läheduses)

Andmete töötlemisel on osadel juhtudel jaotatud proovialad avatud ja kinnikasvanud proovialadeks. Sel juhul arvatakse avatud proovialade hulka kõik esimesse klassi kuuluvad proovialad ja kinnikasvanud proovialade hulka arvatakse kõik teise ja neljandasse klassi kuuluvad proovialad. Kolmandasse klassi kuuluvad proovialad jäeti antud jaotusest välja, kuna oma avatuse astmelt ei kuulu nad ei avatud ega kinnikasvanud puisniitude hulka.

2.2. Välitööd

Välitööd viidi läbi 2004.-2006. aasta suvel. Uuriti 15 puisniitu ja 29 prooviaala. Proovialadel rakendati Scheideggeri jt. (2002) poolt välja töötatud mitmekesisuse hindamise meetoodika ühte osa, mis puudutas epifüütseid samblikke. Igal proovialal uuriti 12 puud (kokku 348 puud). Puude valikul katsetati Scheideggeri jt. (2002) poolt väljatöötatud meetodit, mis annab ühehektarilisel proovialal ette kindlad suunad ja kaugused keskpunktist, ja määrab ära, milliste omadustega (koore happelisus, tüve

läbimõõd) puu teatud punktis valida. Puisniitude puhul see meetodika ei olnud rakendatav, kuna puud asuvad puisniidul hõredalt või paiknevad üksikute gruppidega niidetaval alal, seetõttu kasutati antud meetodikat vaid Laelatu puisniidu neljal proovialal. Ülejäänud puisniitudel valiti u. ühe ha. suurusel maa-alal 12 puud subjektiivselt, arvestades puistuvalemit.

Uuritaval puul hinnati samblikuliikide esinemise sagedust 10x50 cm ruudustiku abil, mis oli omakorda jagatud viieks väiksemaks ruuduks servapikkusega 10x10 cm. Prooviruudustik asetati puul nelja põhiilmakaarde nii, et ruudustiku ülemine serv paiknes 150 cm kõrgusel maapinnast. Kokku uuriti samblikke 1392 prooviruudustikust. Samblikuliikide sagedus arvutati vastavalt liikide esinemisele ruutudes (20 = 100%). Ruudus registreeriti suursamblikuliigid, mille talluse läbimõõt oli suurem kui 0,5 cm ja kõik pisisamblikuliigid. Märjiti ära ka sammalde esinemine prooviruudustikus. Kõikide registreeritud liikide ohtrust hinnati subjektiivse skaala (1 – üksikleid, 2 – mõned eksemplariid, 3 – kohati, vähearvukas, 4 - arvukas) alusel (Jüriado 2000). Samblikud, mida välitingimustes määrata polnud võimalik, koguti kaasa hilisemaks täpsemaks määramiseks laboris (~1700 eksemplari).

Uuritaval puul registreeriti rinnakõrguselt (~120 cm) puu ümbermõõt. Võimaluse korral registreeriti prooviala keskel ala geograafilised koordinaadid (Magellan eXplorist GPS). 2006. aastal uuritud puudel mõõdeti lisaparametreid. Puudelt koguti kaasa kooreproov hilisemaks pH mõõtmiseks laboris. Sel aastal uuriti ka valgustingimusi võra all, iga prooviruudu kohal, kasutades poolsfäärilisi fotosid. Valgustingimusi hinnati ka võrastiku subjektiivse liituvuse kaudu (vt. lk. 15). Subjektiivselt hinnati veel puu korba struktuuri (vt. lk. 15). Kümne meetri raadiuses puu ümber hinnati põõsastumuse protsenti ja loendati erinevad põõsaliigid. Registreeriti ka põõsastel kasvavad samblikuliigid.

Uuritud puuliigid olid: sanglepp (*Alnus glutinosa*), hall lepp (*Alnus incana*), kask (*Betula* spp.), h. saar (*Fraxinus excelsior*), h. kuusk (*Picea abies*), h. mänd (*Pinus silvestris*), h. haab (*Populus tremula*), h. tamm (*Quercus robur*) ja h. pärn (*Tilia cordata*).

Uuritud põõsaliigid olid: h. kukerpuu (*Berberis vulgaris*), h. sarapuu (*Corylus avellana*), h. näsiniin (*Daphne mezereum*), h. kadakas (*Juniperus communis*), h. kuslapuu (*Lonicera xylosteum*), h. toomingas (*Padus avium*), sõstar (*Ribes* spp.) ja h. lodjapuu (*Viburnum opulis*).

2.3. Samblike määramine

Kaasa kogutud materjali määrati, vaadeldes samblikke stereomikroskoobi (MBS-9, OLYMPUS SZ51) ja valgusmikroskoobi (MBI-3) abil, mõõtmised tehti valgusmikroskoobis objektiivi suurendusel 40x. Lõigud preparaatide jaoks tehti žiletiga käsitsi, preparaatide valmistamiseks kasutati tavalist kraanivett, selgema pildi saamiseks voolutati preparaati kõigepealt KOH-ga ning vajadusel ka Lygoli lahusega.

Värvusreaktsioonid talluse koorkihil, südamikukihil, apoteetsiumi kettal või preparaadil tehti järgmiste reaktiividega: 10% kaaliumhüdroksiidi [KOH] vesilahus (lühend K), kaltsiumhüpokloriti [$\text{Ca}(\text{ClO})_2$] küllastatud vesilahus (C), 50% lämmastikhape [HNO_3] (N) ja parafenüleendiamiini [$\text{C}_6\text{H}_4(\text{NH}_2)_2$] ligikaudu 5% piirituselahus (P). Talluse fluorestsentsi jälgiti UV kiirguses lainepikkusel 366 nm.

Sekundaarsete samblikuainete määramine teostati õhukese kihi kromatograafia meetodil (*thin layer chromatography* e. TLC) (Culberson & Kristinsson 1970, Culberson 1972). Samblikutalluse tükke leotati atsetoonis ja saadud ekstraktid kanti peenikeste klaaskapillaaridega silkageelplaadile (Macherey-Nagel SIL G-25 UV₂₅₄ indikaatoriga). Seejärel asetati plaadid voolutisse A (tolueeni, dioksaani ja äädikhappe segu). Kuivatatud plaati vaadeldi UV-s ning pildistati lainepikkusel 254 nm ja 366 nm; fluorestseeruvad ainelaigud piiritleti, seejärel ilmutati plaadid nõrga väävelhappelahusega. Pärast ilmutamist vaadeldi plaati uuesti UV lambi all ja pildistati lainepikkusel 366 nm. Ained määrati tekkinud laikude tõusukõrguse, värvuse, UV-fluorestsentsi ja kuju järgi.

Samblikuliikide identifitseerimisel kasutati võrdlusmaterjalina Tartu Ülikooli lihhenoloogilise herbaariumi eksemplare. Samblikuliikide määramisel kasutati järgmisi kirjalikke allikaid: Foucard (1992), Hafellner (1994), Harris jt. (2000), Longán ja Gómez-Bolea (1998), Orange (1991), Purvis jt. (1992), Randlane ja Saag (2004), Saag (2002a, b), Sarv (1997), Tibell (1999), Trass ja Randlane (1994), Tønsberg (1992).

Samblike nomenklatuur järgib Randlese ja Saagi (1999) ning taimeliikide nomenklatuur Lehe (1999) poolt esitatut.

Haruldaste liikide valitud eksemplare säilitatakse Tartu Ülikooli Loodusmuuseumi herbaariumis.

2.4. Koore pH mõõtmine

Puukoore proovid koguti kaasa ja pH mõõtmised viidi läbi laboritingimustes. Mõõtmised teostati pHmeetriga Consort C535. Kooretükile tilgutati 0,5ml 0,1M KCl lahust või asetati tükk petritassile KCl tilga sisse ja hoiti üks minut, seejärel mõõdeti elektroodiga koore pinnalt pH. Igalt puult tehti kaks mõõtmist, seejärel arvutati puule keskmine pH väärtus.

2.5. Valgustingimuste mõõtmine

Valgustingimuste hindamiseks uuritud puude ümbuses võrastiku all kasutati poolsfäärilisi digitaalseid fotosi. Fotod tehti digitaalse fotoaparaadiga Nikon coolpix 950 koos Nikon kalasilma läätse konverteriga (FC-E8). Pildid tehti horisontaaltasandil (ülemine serv suunatud põhja) iga uuritud prooviruudu kohal võimalikult lähedal puutüvele. Fotode tegemiseks valiti aeg, kus päikeseketast näha polnud (päikesetõusu ja -loojangu ajal, kus päikeseketas oli väga madalal, või pilves ilmaga).

Pildid analüüsiti programmiga WinSCANOPY2001a (Regent Instruments Inc. 2001), et arvutada üldine kohafaktor ehk otsese ja hajusa kiirguse läbituleku koefitsient (TSF). Seejärel arvutati puule keskmine kiirguse läbituleku koefitsient.

Valgustingimusi hinnati ka võrastiku subjektiivse liituvuse kaudu (vt. lk. 15).

2.6. Andmetöötlus

Andmete analüüsimisel kasutati ordinatsioonimeetodeid (trendivaba vastavusanalüüs, kanooniline vastavusanalüüs ja indikaatorliikide analüüs) programmipaketis PC-ORD (McCune & Mefford 1999). Dispersioonanalüüs, t-test ja regressioonanalüüs viidi läbi programmipaketiga STATISTICA 6.0 (StatSoft. Inc. 2001).

2.6.1. DCA

Trendivaba vastavusanalüüsi (DCA) kasutati proovialade (2004.-2006. a. andmed) samblike liigilise koosseisu analüüsimiseks. DCA-d kasutati seetõttu, et telgede gradientide pikkused jäid alla 4 SD, mis näitas, et andmed olid lineaarses seoses (Ter Braak & Šmilauer 2002). DCA telgedele leiti determinatsioonikoefitsiendid (r^2) ja keskkonnaparameetrite ning ordinatsioonitelgede vaheliste seoste leidmiseks Pearsoni korrelatsioonikoefitsiendid (r). Keskkonnaparameetrite “prooviruudu põhjalaius” (N) ja “prooviruudu idapikkus” (E) koordinaadid mõõdeti prooviaala keskelt sekundilise täpsusega või võeti koordinaadid Maainfosüsteemi kaardiserverist (Maa-amet), samuti sekundilise täpsusega.

Trendivaba vastavusanalüüsi (DCA) kasutati ka erinevate puuliikide (2004-2006 andmed) samblike liigilise koosseisu analüüsimiseks. DCA telgedele leiti determinatsioonikoefitsiendid (r^2).

Trendivaba vastavusanalüüsi (DCA) kasutati veel prooviruutude ehk puu erinevate külgede (neli põhiilmakaart: N, E, S, W) liigilise koosseisu analüüsimiseks (2004.-2006. a. andmed). Andmete maht oli küllaltki suur – 1390 prooviruutu (kaks prooviruutu olid tühjad) ja pärast erindite eemaldamist analüüsiti 1374 prooviruutu. DCA telgedele leiti determinatsioonikoefitsiendid (r^2). Sama analüüsi kasutati puu erinevate külgede liigilise koosseisu analüüsimiseks avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi. Kinnikasvanud proovialade puu erinevate külgede analüüsil eemaldati analüüsist 22 erindit.

2.6.2. CCA

Kanoonilist vastavusanalüüsi (CCA) kasutati 2006. aastal uuritud puude samblike liigilise koosseisu ja keskkonnaparameetrite vaheliste seoste analüüsimiseks. CCAd kasutati seetõttu, et nn. hobuseraua efekti andmetes ei esinenud ja andmed olid unimodaalses seoses (Ter Braak & Šmilauer 2002). 2006. aastal uuriti 144 puud, pärast erindi eemaldamist jäi analüüsi 143 puud. CCA telgedele leiti omaväärtused, keskkonnaparameetrite ja liikide vaheline korrelatsioon ning Monte Carlo test seoste olulisuse hindamiseks. Nii mõõdetavaid kui rühmitavaid keskkonnaparameetreid oli seitse (tabel 2).

Tabel 2. 2006. a. puude tasemel uuritud keskkonnaparameetrite kirjeldus, tüüp ja lühend joonistel

Keskkonnaparameetri kirjeldus	Tüüp	Lühend
prooviala, kus puu kasvas	rühmitav	
prooviala avatus (subjektiivne hinnang)	rühmitav	
puuliik	rühmitav	
puu tüve läbimõõt	mõõdetav	cm
puu korba struktuur (subjektiivne hinnang)	rühmitav	
puu koore pH	mõõdetav	pH, korba pH
puuvõra liituvus (subjektiivne hinnang)	rühmitav	
otseste ja hajuse kiirguse koefitsient	mõõdetav	TSF
pH väärtuste alusel moodustatud rühmad	rühmitav	
põdsastumuse % puu ümber, r=10m	mõõdetav	ps %
põdsaste olemasolu puu ümber, r=10m	rühmitav	
erinevate põdsaliikide arv puu ümber, r=10	mõõdetav	ps liiki
põhjalaiuse koordinaat	mõõdetav	N
idapikkuse koordinaat	mõõdetav	E

Keskkonnaparameeter “prooviala, kus puu kasvas” jagunes kaheteistkümneks: 1) Laelatu_I, 2) Laelatu_II, 3) Laelatu_III, 4) Järni_I, 5) Lasila_I, 6) Lasila_IV, 7) Mädapea_II, 8) Tagamõisa_I, 9) Tagamõisa_III, 10) Tagamõisa_II, 11) Loode_I, 12) Loode_II.

Keskkonnaparameeter “prooviala avatus” jagunes nelja klassi: 1) proovialad, mis meenutasid tüüpilisi avatud puisniite, 2) kinnikasvanud puisniitu meenutavad proovialad, 3) proovialad, mis olid hiljuti võsast puhastatud või kinni kasvama

hakkavad puisniidud, 4) puud, mis kasvasid võsas või metsatukas avatud puisniidu läheduses (tabel 1).

Keskkonnaparameeter “puuliik” – 2006. aastal uuritud puud kuulusid viide liiki: h. haab, kask, h. pärn, h. saar ja h. tamm.

Keskkonnaparameeter “puu korba struktuur” jagunes kolme klassi korba paksuse alusel: 1) sile koor, 2) krobeline, paksem koor, 3) paks korp.

Keskkonnaparameeter “puuvõra liituvus” jagunes nelja klassi, kasutades Johansson ja Ehrlén (2003) poolt antud skaalat: 1) liituvus $\leq 20\%$, 2) liituvus $> 20\%$ ja $< 50\%$, 3) liituvus $> 50\%$, aga ligiduses pole alumisse puurindesse kuuluvat taimestikku, 4) liituvus $> 50\%$ ja alumine puurinne on esindatud.

Keskkonnaparameeter “pH väärtuste alusel moodustatud rühmad” jagunes nelja klassi: 1) $\text{pH} \leq 4$, 2) $4 < \text{pH} \leq 5$, 3) $5 < \text{pH} \leq 6$, 4) $\text{pH} > 6$.

Keskkonnaparameeter “põõsaste olemasolu puu ümber, $r=10\text{m}$ ” jagunes kahte klassi: 1) kümne meetri raadiuses puu ümbruses põõsaid esineb, 2) samas ulatuses põõsaid ei esine.

2.6.3. Indikaatorliikide analüüs

Indikaatorliikide analüüs (Dufrene ja Legendre meetod) (Legendre & Legendre 1998) teostati järgmistele puudegruppidele: 1) pH alusel jaotatud puudegruppidele (2006. a. andmed), 2) prooviala avatuse alusel moodustatud puudegruppidele (2004.-2006. a. andmed), 3) põõsaste olemasolu alusel moodustatud puudegruppidele (2006. a. andmed), 4) erineva korba paksusega puudegruppidele (2006. a. andmed), 5) erinevatele puuliikidele (2004.-2006. a. andmed) ja 6) eri ilmakaartes paiknevatele prooviruutudele (2004.-2006. a. andmed). Igale liigile arvutati indikatsiooniline väärtus, mis põhineb liigi ohtrusel ja esinemissagedusel ja mille olulisust hinnati Monte Carlo permutatsiooni testiga.

2.6.4. Dispersioonanalüüs

Erinevate puuliikide samblike keskmiste liigirikkkuste, sageduste ja subjektiivsete ohtruste erinevuste leidmiseks kasutati ühefaktorilist dispersioonanalüüsi (*One-way ANOVA*, 2004.-2006. aasta andmed). Dispersioonanalüüsi eeldusi kontrollides selgus, et tunnused pole normaaljaotusega, mistõttu transponeeriti tunnused logaritmimise

teel (tunnus liigirikkus logaritmiti ja võeti ruutu). Seejärel olid dispersioonanalüüsi eeldused täidetud, rühmadispersioonid olid võrdsed ja faktori mõju aditiivne (usaldusväärne seos rühmade keskmiste ja standardhälvete vahel puudus). Keskmiste võrdlemiseks kasutati Tukey testi. Uuritud puuliigid olid: h. tamm (170 puud), kask (66 puud), h. haab (42 puud), h. saar (39 puud), h. mänd (11 puud), sanglepp (9 puud), h. kuusk (5 puud), h. pärn (5 puud), hall lepp (1 puu).

Erinevate regioonide samblike keskmiste liigirikkkuste erinevuste leidmiseks kasutati samuti ühefaktorilist dispersioonanalüüsi (2004.-2006. aasta andmed). Kuna tunnus "liigirikkus" polnud normaaljaotusega, transponeeriti tunnust logaritmime ja seejärel ruutu võtmise teel. Keskmiste võrdlemiseks kasutati Tukey testi. Proovialad olid jaotatud neljaks regiooniks: 1) Saaremaa, 2) Lääne-Eesti (Lääne-, Pärnu- ja Raplamaa proovialad), 3) Ida-Eesti (Lääne-Virumaa ja Jõgevamaa proovialad), 4) Lõuna-Eesti (Valgamaa proovialad).

Erinevate puuliikide koore keskmiste pH väärtuste erinevuste leidmiseks kasutati samuti ühefaktorilist dispersioonanalüüsi ja keskmiste võrdlemiseks kasutati Tukey testi. Kuna koore pHd mõõdeti vaid 2006. aastal uuritud puudel, siis oli võimalik võrrelda vaid viit erinevat puuliiki: h. haab, kask, h. pärn, h. saar ja h. tamm.

Keskmiste valgustingimuste (otsese ja hajusa kiirguse koefitsient – STF) analüüsimiseks puu erinevatel külgedel kasutati samuti ühefaktorilist dispersioonanalüüsi ja Tukey testi. Tunnus STF polnud normaalajotusega, mistõttu tunnus logaritmiti, seejärel olid analüüsi eeldused täidetud. Sama analüüs viidi läbi avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi.

Mitteparameetrilist Kruskal-Wallise dispersioonanalüüsi astakute testi kasutati samblike keskmiste liigirikkkuste ja keskmiste sageduste võrdlemiseks erinevate puukülgede vahel (2004.-2006. aasta andmed), kuna tunnuste jaotus erines oluliselt normaaljaotusest ja kasu polnud ka andmete transponeerimisest. Duncani testi kasutati keskmiste sageduste erinevuse olulisustõenäosuste leidmiseks.

2.6.5. T-test

T-testi kasutati avatud ja kinnikasvanud proovialade puude samblike keskmiste liigirikkuste, sageduste ja subjektiivsete ohtruste hindamiseks (2004.-2006. a. andmed). Selleks, et tunnused oleksid normaalajaotusega logaritmiti tunnuseid “samblike sagedus” ja “subjektiivne ohtrus”; tunnus “samblike liigirikkus” logaritmiti ja võeti ruutu.

T-testi kasutati ka põõsaste vahel kasvavate puude ja lagedal kasvavate puude keskmiste liigirikkuste, sageduste ja subjektiivsete ohtruste hindamiseks, samuti avatud ja kinnikasvanud proovialade valgustingimuste analüüsimiseks (kõik 2006. a. andmed).

2.6.6. Regressioonanalüüs

Regressioonanalüüsi kasutati puu koore pH ja samblike liigirikkuse vahelise seose leidmiseks, samuti erinevate puuliikide koore pH ja samblike liigirikkuse vahelise seose leidmiseks. Uuritud puuliigid olid: kask, h. saar ja h. tamm. Sama analüüs viidi läbi nii avatud kui kinnikasvanud proovialadel eraldi (kõik 2006. a. andmed).

Veel kasutati regressioonanalüüsi selleks, et uurida, kas valgustingimused puu võra all mõjutavad samblike liigirikkust tüvel ja kas proovialade valgustingimused mõjutavad samblike liigirikkust proovialal (2006. a. andmed).

Regressioonanalüüsi abil uuriti veel, kas puu tüve läbimõõt mõjutab samblike liigirikkust ja sagedust tüvel (2004.-2006. a. andmed). Tunnused transponeeriti, kasutades logaritm- ja ruutfunktsioone. Sama analüüsi kasutati erinevate puuliikide tüve läbimõõdu ja samblike liigirikkuse ning ka sageduse vaheliste seoste leidmiseks. Uuritud puuliigid olid: h. haab, kask, h. saar ja h. tamm. Regressioonanalüüsi kasutati veel, et uurida, milline on tüve läbimõõdu mõju samblike liigirikkusele ja sagedusele avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi.

3. TULEMUSED

3.1. Samblikuliigid, nende arv ja sagedus uuritud aladel (2004.-2006. a. andmed)

29 proovialalt leiti kokku 179 taksonit (lisa 16), mis moodustab peaaegu viiendiku (18%) kogu Eesti territooriumilt tänaseks registreeritud liikidest (Randlane *et al.* 2006). Lisaks samblike ehk lihheniseerunud seente liikidele võeti arvesse veel viimastele süstemaatiliselt lähedased, kuid lihheniseerumata (või nõrgalt lihheniseerunud) ja lihhenikoolded seened. Edaspidi nimetatakse kõiki mainitud 179 taksonit samblikuliikideks.

Avatud puisniidul paiknevatelt proovialadelt (N=16) registreeriti 160 ja kinnikasvanud proovialadelt (N=10) 111 samblikuliiki.

Leitud samblikuliikidest kuus kuuluvad Eestis riikliku kaitse alla (lisa 16): II kaitsekategooriasse – ruske nuisamblik (*Sclerophora coniophaea*) (eRT(a)); III kaitsekategooriasse – rant-tünnsamblik (*Cyphelium inquinans*), harilik kopsusamblik (*Lobaria pulmonaria*), suur nõöpsamblik (*Megalaria grossa*), harilik neersamblik (*Nephroma parile*) ja lumi-nuisamblik (*Sclerophora nivea*) (eRT(b)).

Kõige liigirikkam samblike perekond uuritud proovialadel oli liudsamblik (*Lecanora*) 18 liigiga, järgnesid varjusamblik (*Chaenotheca*) ja lumisamblik (*Pertusaria*), kumbki kaheksa liigiga ning tähnsamblik (*Arthonia*) ja jalgsamblik (*Calicium*) kuue liigiga.

Kõik Eesti samblikud on jagatud nende leiukohtade arvu järgi sagedusklassidesse (Randlane & Saag 1999, 2004, Jüriado *et al.* 2000, Suija & Jüriado 2002). Uuritud proovialadelt registreeriti kõige rohkem Eestis väga sagedasi samblikuliike – 42% (75 liiki) ja kõige vähem registreeriti väga haruldasi samblikuliike – 4% (7 liiki: *Bactrospora dryina*, *Biatora chrysantha*, *Biatoridium delitescens*, *Cliostomum flavidulum*, *Leproloma vouauxii*, *Leucocarpia dictyospora* ja *Ochrolechia turneri*) (tabel 3).

Tabel 3. Leitud samblikuliikide jagunemine sagedusklassidesse; Sagedusklass Randlane & Saag (1999) järgi: väga haruldane – 1-2 leiukohta; haruldane – 3-5 leiukohta; üsna haruldane – 6-10 leiukohta; üsna sage – 11-20 leiukohta; sage – 21-50 leiukohta; väga sage – 51 või rohkem leiukohta

Sagedusklass	Samblikuliikide arv	Protsent liikide koguarvust
väga haruldane	7	4
haruldane	22	12
üsna haruldane	15	8
üsna sage	22	12
sage	38	22
väga sage	75	42
kokku	179	100

Kaheksalt põdsaliigilt registreeriti 33 samblikuliiki. Kõik leitud samblikuliigid olid Eestis väga sagedased ja olid esindatud ka puudel.

Ühelt puult, h. tammelt, registreeriti enim – 28 samblikuliiki. Puuliikidest esines kõige rohkem samblikuliike samuti h. tammel – 137 liiki. Samblikuliikide arvu poolest järgnesid h. saar 82 liigiga, kask 79 liigiga ja h. haab 64 liigiga.

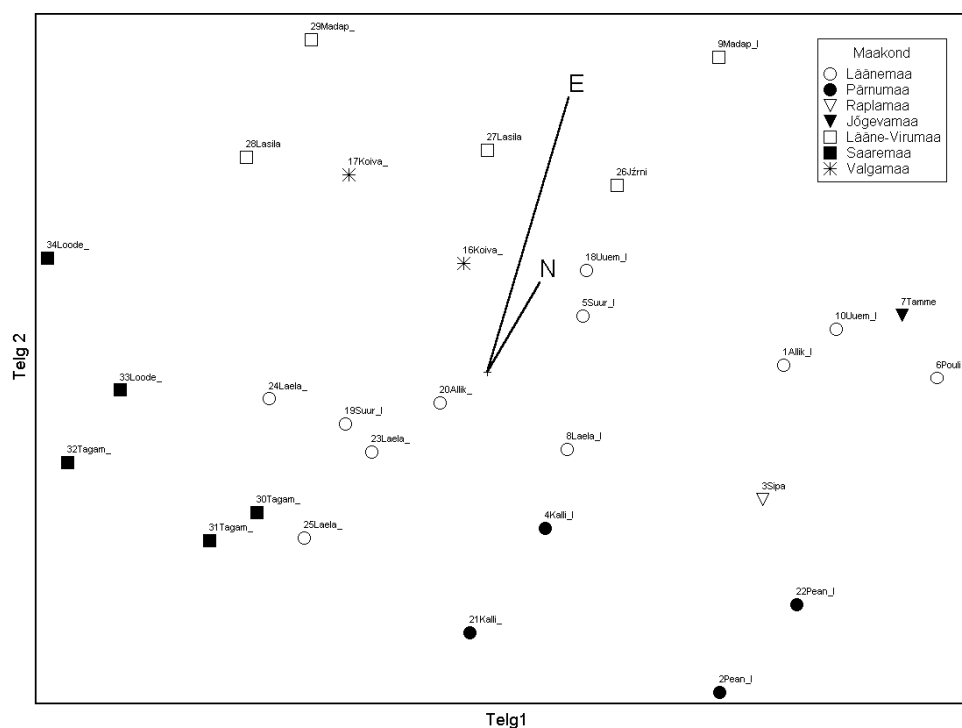
Eesti samblike nimekirja lisandus antud uurimuse jooksul kolm uut pisisamblikuliiki – *Biatoridium delitescens* (Arnold) Hafellner, *Leucocarpia dictyospora* (Orange) R. Sant. ja *Lecanora thysanophora* R. C. Harris. *Biatoridium delitescens* leiti Läänemaalt Laelatu kinnikasvanud puisniidu tammelt (2006. a.), *Leucocarpia dictyospora* Valgamaalt Koiva puisniidu ääres võsas kasvava tamme jalamilt (2005. a.) ja *Lecanora thysanophora* Lääne-Virumaalt Lasila puisniidu ääres sarapuuvõsas kasvavalt tammelt (2006. a.) (Suija *et al.* 2006, 2007). *L. thysanophora* on steriilne pisisamblik, mida Euroopas on teada vaid Kesk-Euroopast ning Eesti leiukoht on seni teadaolevalt kõige põhjapoolsem (Harris *et al.* 2000. Suija 2007). *L. dictyospora* on periteetsiumitega pisisamblik, mis on Euroopas üsna laialt levinud, leitud ka Rootsist ja Soomest samuti Põhja-Ameerikast, siiski on liigi levik ebaselge (Orange 1991, Longán & Gómez-Bolea 1998, Santesson *et al.* 2004). *B. delitescens* on väikeste helepruunide viljakehadega pisisamblik, mida on seni leitud vaid Euroopast: Kesk-Euroopast, Taani- ja Šotimaalt, Rootsist, Norrast, Soomest ja nüüd ka Eestist (Hafellner 1994, Santesson *et al.* 2004).

3.2. Samblike liigiline mitmekesisus ja seda mõjutavad tegurid

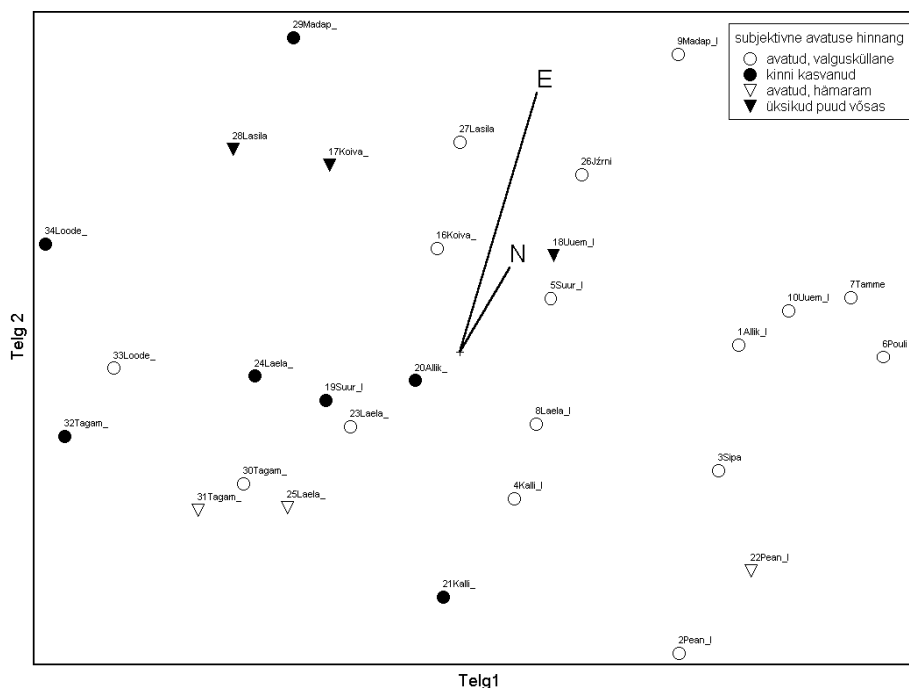
3.2.1. Liigilise mitmekesisuse varieerumine proovialadel (2004.-2006. a. andmed)

Uuriti, milline on regionaalne mõju samblike elustikule ja kuidas mõjutab samblike liigilist koosseisu prooviala avatus. Proovialade liigilise koosseisu varieerumise hindamiseks viidi läbi trendivaba vastavusanalüüs (DCA), mille esimese ja teise telje jaoks arvutatud determinatsioonikoeffitsientide (r^2) väärtused olid vastavalt 0,46 ja 0,13, kokku kahe telje poolt kirjeldatud varieeruvus oli 0,59.

Keskonnaparaameetritest kasutati analüüsis prooviala asukoha koordinaate, mis olid tugevasti seotud ordinatsiooni teise teljega. Selgus, et proovialade samblikuliikide jaotust kirjeldasid paremini idapikkuse koordinaadid (Pearsoni korrelatsioonikoeffitsient $r=0,642$) kui põhjalaiuse koordinaadid ($r=0,366$). Proovialade samblike liigiline koosseis erines erinevates Eesti osades (joonis 2). Nii esimene kui teine ordinatsioonitelg kirjeldasid ka proovialade avatust. Subjektiiivse hinnangu alusel eristatud avatud ja kinnikasvanud proovialadel samblike liigiline koosseis erines (joonis 3).



Joonis 2. Trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagramm, proovialad on grupeeritud maakondade alusel.



Joonis 3. Trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagramm, proovialad on grupeeritud subjektiivse avatuse hinnangu alusel (läbipaistvad kujundid – avatud proovialad, täidetud kujundid – kinnikasvanud proovialad).

3.2.2. Liigilise mitmekesisuse varieerumine puudel

3.2.2.1. Uuritud keskkonnaparameetrite mõju (2006. a. andmed)

Uuriti, kuidas mõjutavad puudel kasvavate samblike liigilist koosseisu puu tüve läbimõõt, koore pH, valguse läbitulek võrastikust, põdsastumuse % puu ümbruses kümne meetri raadiuses ja põdsaliikide arv puu ümbruses ning põhjalaiuse ja idapikkuse koordinaadid. Veel uuriti, kas liigiline koosseis erineb puude vahel, mida ümbritsevad põõsad ja mida põõsad ei ümbritse; kas on erinevusi prooviaala avatuse (subjektiivne hinnang) alusel moodustatud puudegruppide vahel; pH väärtuste alusel moodustatud puudegruppide vahel; erineva korba paksusega puudegruppide ja puuvõra liituvuse (subjektiivne hinnang) alusel moodustatud puudegruppide vahel ning erinevate proovialade ja puuliikide vahel.

Keskkonnaparameetrite mõju hindamiseks viidi läbi kanooniline vastavusanalüüs (CCA), mille ordinatsioonitelgede omaväärtused olid esimese, teise ja kolmanda telje jaoks vastavalt 0,460, 0,333 ja 0,221 (joonised 4, 5, 6, lisad 1, 2).

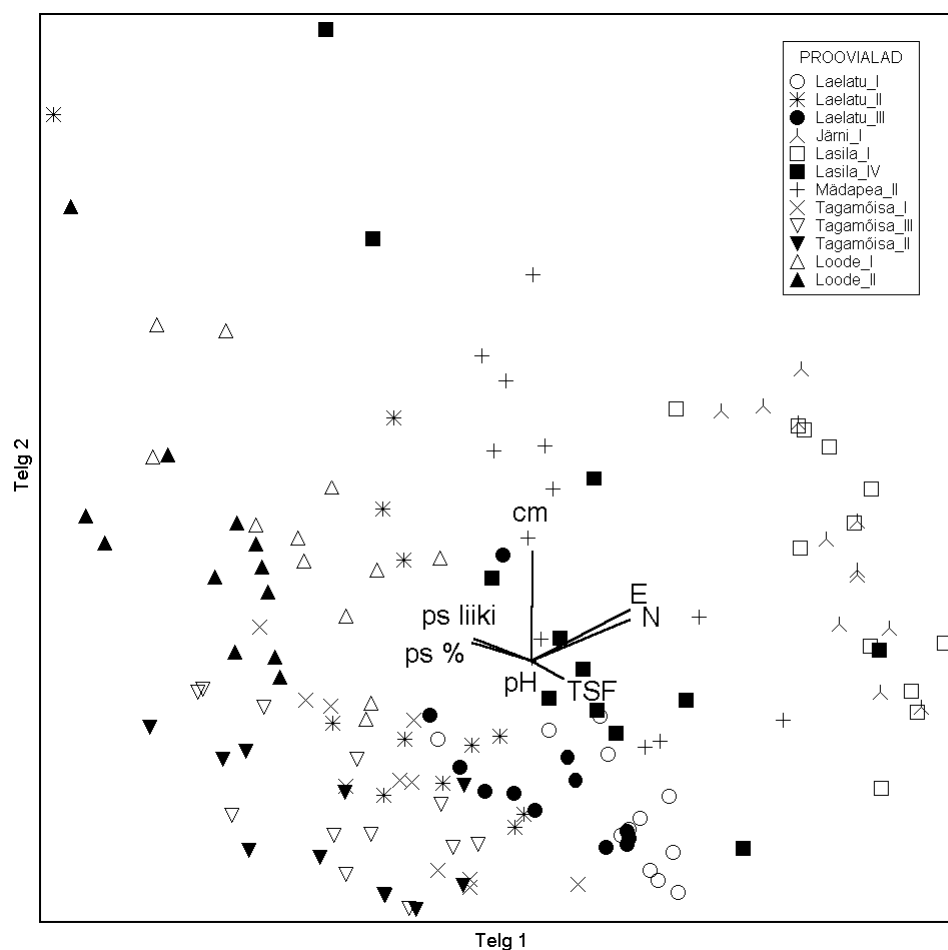
Kolm ordinatsioonitelge kirjeldasid 9,5% varieeruvusest samblikuliikide andmetes. Korrelatsioon samblikuliikide andmete ja nende samblikuliikide andmete vahel, mis olid lineaarses seoses keskkonnaparameetritega, oli 0,916, 0,859 ja 0,797, vastavalt kolmele esimesele teljele (Pearsoni korrelatsioon). Monte Carlo permutatsioonitest näitas, et seosed samblikuliikide andmete ja ordinatsioonitelgede vahel on olulised ($p=0,005$) ja samuti on olulised liikide ja keskkonnaparameetrite vahelised seosed ($p=0,005$). Ordinatsioonitelgede ja keskkonnaparameetrite vaheline lineaarne korrelatsioon on esitatud tabelis 4.

Tabel 4. CCA ordinatsioonitelje ja keskkonnaparameetri vaheline lineaarne korrelatsioon

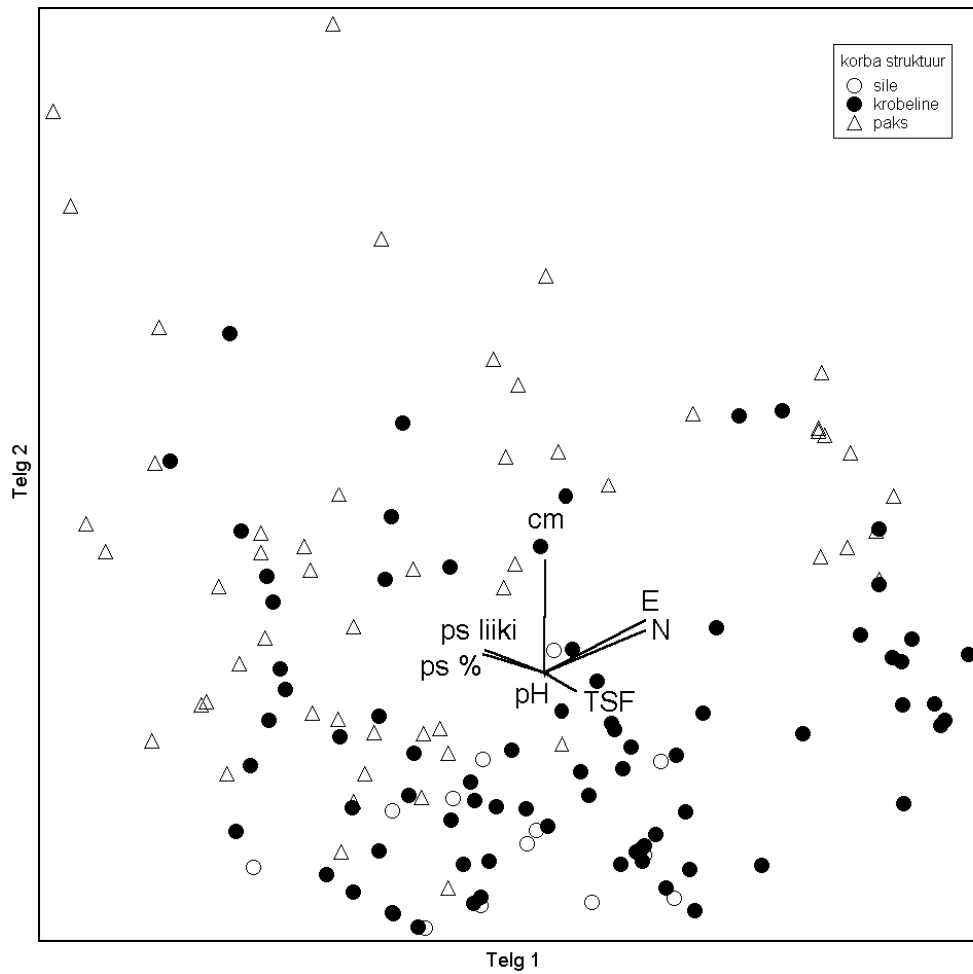
keskkonnaparameeter	Telg 1	Telg 2	Telg 3
puu tüve läbimõõt (cm)	0,004	0,814	0,108
puu koore pH (pH)	0,065	0,036	0,294
otsese ja hajuse kiirguse koefitsient (TSF)	0,240	-0,137	0,013
põdsastumuse % puu ümber, $r=10m$ (ps %)	-0,442	0,137	-0,074
erinevate põdsaliikide arv puu ümber, $r=10$ (ps liiki)	-0,426	0,163	0,032
Põhjalaiuse koordinaadid (N)	0,743	0,307	0,136
Idapikkuse koordinaadid (E)	0,741	0,383	-0,033

Enim mõjutas puudel kasvavate samblike liigilist koosseisu tüve läbimõõt, mis oli tugevalt korreleerunud ordinatsioonidiagrammi teise teljega (joonis 4, 5, tabel 4). Esimese ordinatsiooniteljega olid tugevalt korreleerunud põhjalaiuse ja idapikkuse koordinaadid (joonis 4, 5, 6, tabel 4). Veel olid esimese ordinatsiooniteljega korreleerunud otsese ja hajusa kiirguse koefitsient ja põdsastumuse protsent puu ümbruses ning põdsaliikide arv (joonis 4, 5, 6, tabel 4). Kolmanda teljega oli korreleerunud puu koore pH (joonis 6, tabel 4). Samblike liigiline koosseis erines veidi erinevate proovialade vahel piki esimese telje gradienti (joonis 4). Piki teise telje gradienti võis eristada sileda ja paksu korbaga puid (joonis 5). Piki kolmanda telje gradienti võis eristada veel puid, mille ümber kasvas põdsaid ja puid, mis kasvasid päris lagedal (joonis 6). Veel selgus, et samblike mitmekesisus ei erine prooviala avatuse (subjektiivne hinnang) alusel moodustatud puudegruppide vahel, pH väärtuste alusel moodustatud puudegruppide vahel ega puuvõra liituvuse järgi moodustatud

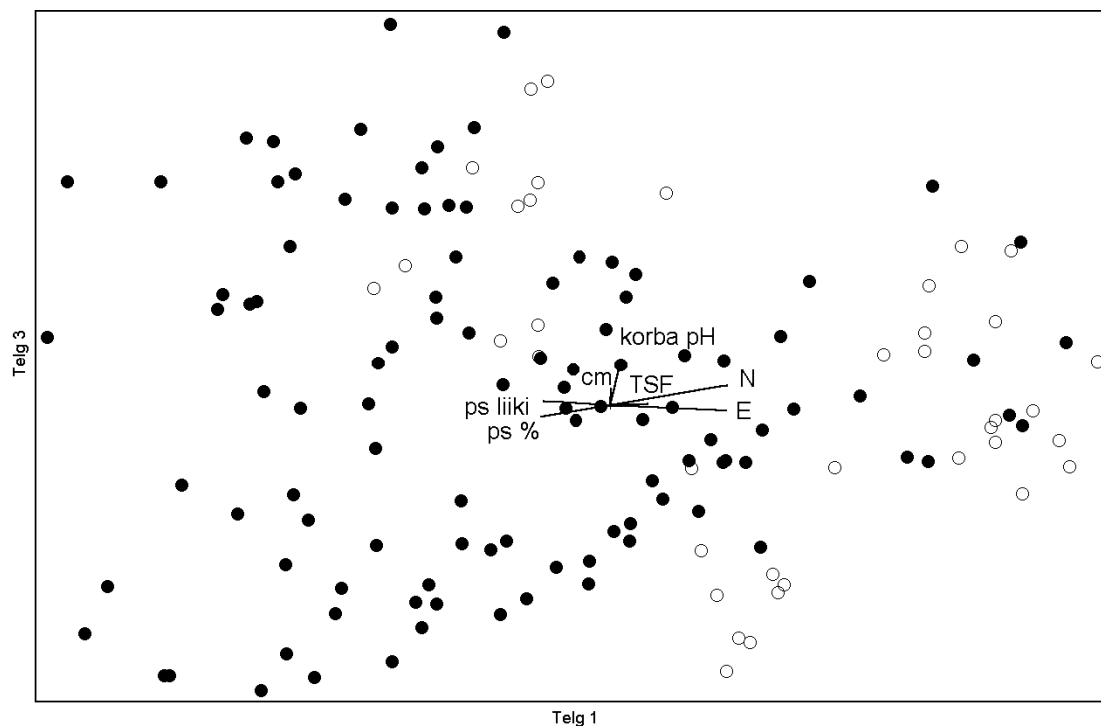
puudegruppide vahel. Erinevatesse puuliikidesse kuuluvad puud olid koondunud gruppidesse, aga need grupid olid osaliselt kattuvad.



Joonis 4. Puude ja keskkonnaparameetrite vahelised seosed kanoonilise vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagrammil, puud on grupeeritud proovialade järgi.



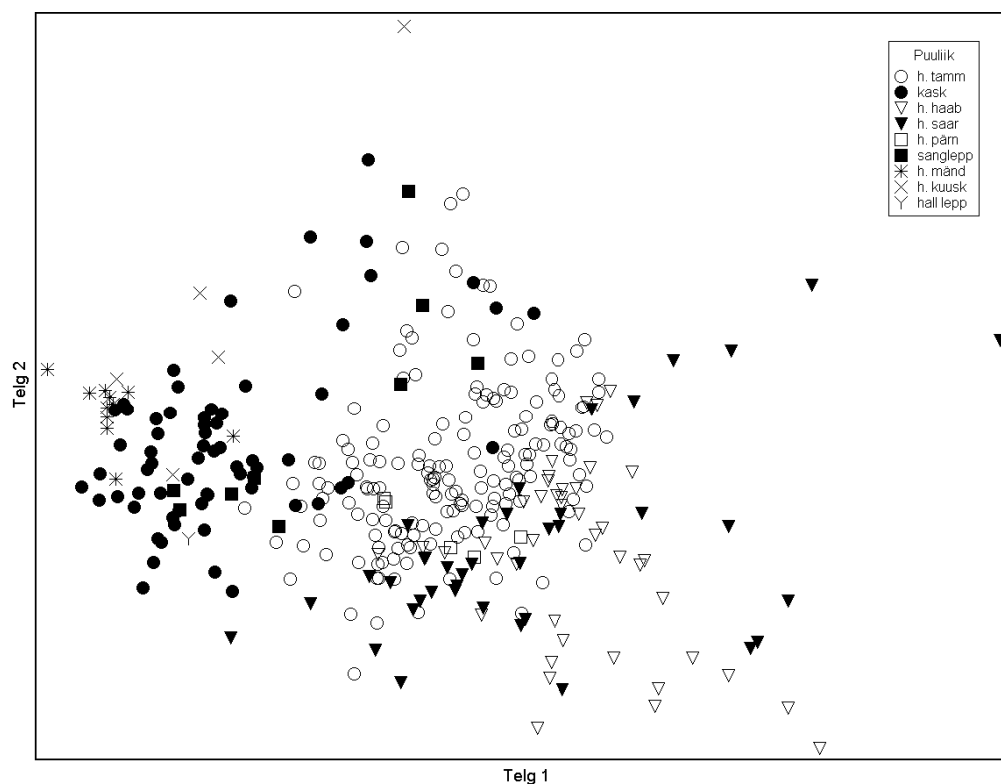
Joonis 5. Puude ja keskkonnaparametrite vahelised seosed kanoonilise vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagrammil, puud on grupeeritud korba struktuuri alusel.



Joonis 6. Puude ja keskkonnaparameetrite vahelised seosed kanoonilise vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagrammil, puud on grupeeritud põõsaste esinemise (täidetud ringid) ja mitteesinemise (läbipaistvad ringid) alusel ümber puu kümne meetri raadiuses.

3.2.2.2. Puuliikide mõju (2004.-2006. a. andmed)

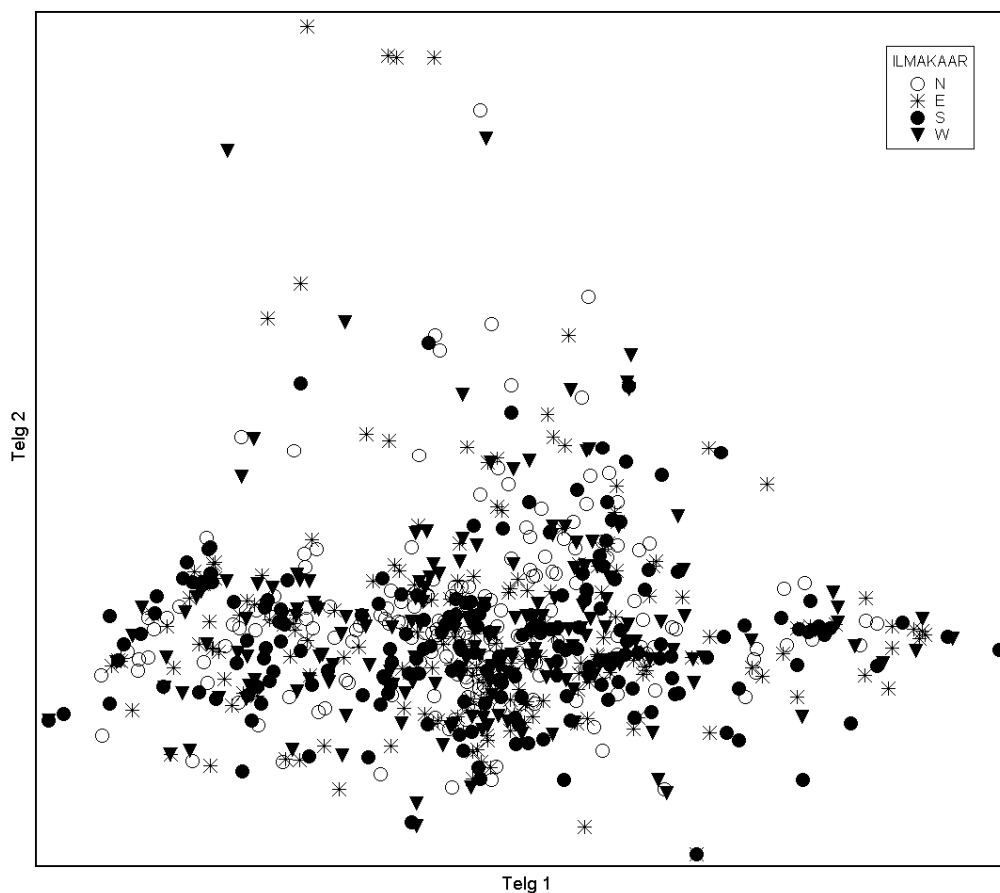
Uuriti, kas erinevatel puuliikidel kasvavate samblike liigiline koosseis on erinev. Selleks läbiviidud trendivaba vastavusanalüüsi (DCA) esimese ja teise telje jaoks arvutatud determinatsioonikoefitsientide (r^2) väärtused olid vastavalt 0,39 ja 0,13 ja kokku kahe telje poolt kirjeldatud varieeruvus oli 0,52. Selget erinevust samblike liigilises koosseisus kõikide puuliikide vahel ei ilmnenud (joonis 7). Osade puuliikide puud olid ordinatsioonidiagrammil koondunud gruppidesse, aga need grupid kattusid vaid teatud määral (joonis 7). Omaette grupi moodustasid kask ja okaspuud, erinedes selgelt saare ja haava grupist. Tammed paigutusid epifüütsete samblike järgi diagrammi keskele varem mainitud gruppide vahele ja kattusid osaliselt mõlema, nii kase-okaspuude kui saare-haava grupiga.



Joonis 7. Trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagramm, puud on grupeeritud puuliikide järgi.

3.2.2.3. Põhiilmakaarte mõju (2004.-2006. a. andmed)

Uuriti, kas puu erinevatel külgedel on mingit mõju epifüütsete samblike liigilisele koosseisule. Selleks viidi läbi trendivaba vastavusanalüüs (DCA), mille esimese ja teise telje jaoks arvatud determinatsioonikoefitsientide (r^2) väärtused olid vastavalt 0,31 ja 0,12, kokku kahe telje poolt kirjeldatud varieeruvus oli 0,43. Selgus, et liigiline koosseis puu erinevatel külgedel ei erinenud. Sama analüüs (DCA) viidi läbi avatud ($r^2=0,31$ ja 0,11) ja kinnikasvanud ($r^2=0,30$ ja 0,16) proovialadel eraldi. Ilmnes, et puu külge liigilist mitmekesisust ei mõjuta ei avatud (joonis 8) ega ka kinnikasvanud aladel.



Joonis 8. Trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagramm, avatud proovialade prooviruudud on grupeeritud põhiilmakaarte järgi.

3.3. Samblike keskmiste liigirikkuste, sageduste ja subjektiivsete ohtruste varieerumine

3.3.1. Avatud ja kinnikasvanud proovialadel kasvavad puud (2004.-2006. a. andmed)

Uuritud puude samblike keskmised liigirikkused erinesid avatud ja kinnikasvanud aladel asuvate puude vahel ($p < 0,001$, t-test). Avatud proovialadel kasvavate puude samblike liigirikkus oli suurem kui kinnikasvanud proovialadel (tabel 5). Sama täheldati samblike sageduste ($p < 0,001$) ja subjektiivsete ohtruste ($p < 0,001$) kohta (tabel 5).

Tabel 5. Avatud ja kinnikasvanud alade puude samblike kaalutud keskmised liigirikkused, sagedused ja subjektiivsed ohtrused (2004-2006 andmed)

Prooviala avatus	Samblike keskmine liigirikkus±standardhälve	Samblike keskmine sagedus±standardhälve	Samblike keskmine subjektiivne ohtrus±standardhälve
avatud prooviala	13,412±0,320	56,750±1,509	34,063±0,853
kinnikasvanud prooviala	8,875±0,274	36,400±1,060	20,691±0,605

3.3.2. Põõsastega ümbritsetud ja lagedal kasvavad puud (2006. a. andmed)

Samblike liigirikkus, sagedus ja subjektiivne ohtrus olid oluliselt erinevad puudel, mille ümber kasvasid kümne meetri raadiuses põõsad ja puudel, mille ümber põõsaid ei kasvanud (kõigil kolmel juhul $p < 0,001$, t-test). Põõsastega ümbritsetud puude vastavad näitajad olid väiksemad kui lagedal kasvavatel puudel (tabel 6). Ka avatud proovialade puude läheduses kasvas põõsaid, seetõttu sooviti teada, kas erinevused puude vahel kehtivad ka siis, kui uurida neid avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi. Avatud proovialal erinevust põõsastega ümbritsetud puude ja lagedal kasvavate puude samblike keskmiste liigirikkuste ($p=0,504$), sageduste ($p=0,471$) ega subjektiivsete ohtruste ($p=0,521$) vahel ei esinenud. Kinnikasvanud prooviala puud olid kõik kümne meetri raadiuses põõsaste ja võsa poolt ümbritsetud, mille tõttu antud testi läbi viia ei saanud.

Tabel 6. Põõsastega ümbritsetud ja lagedal kasvavate puude samblike kaalutud keskmised liigirikkused, sagedused ja subjektiivsed ohtrused

Põõsaste esinemine $r=10$ m	Uuritud puude arv	Samblike keskmine liigirikkus±standardhälve	Samblike keskmine sagedus±standardhälve	Samblike keskmine subjektiivne ohtrus±standardhälve
ei esine	38	15,079±0,781	64,105±3,524	37,447±2,042
esineb	106	11,566±0,403	48,972±1,955	28,368±0,993

3.3.3. Erinevad puuliigid (2004.-2006. a. andmed)

Erinevatel puuliikidel on samblike keskmine liigirikkus, sagedus ja subjektiivne ohtrus erinevad (kõikidel juhtudel $p < 0,001$, ühefaktoriline dispersioonanalüüs). Samblike keskmise liigirikkuse (tabel 7) poolest erines tamm kasest ja haavast ning haab omakorda saarest (lisa 3). Samblike keskmise sageduse (tabel 7) poolest erinesid tamm ja saar kasest, haavast ja kuusest ning kuusk erines veel pärnast ja sanglepast (lisa 4). Samblike keskmise subjektiivse ohtruse (tabel 7) poolest erines tamm kasest, haavast, männist ja kuusest ning saar erines kasest, haavast ja kuusest (lisa 5).

Samasugune ühefaktoriline dispersioonanalüüs viidi läbi avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi. Selgus, et avatud proovialadel samblike keskmine liigirikkus, sagedus ja subjektiivne ohtrus erinevate puuliikide vahel erinesid (kõikidel juhtudel $p < 0,001$). Samblike keskmise liigirikkuse poolest erines tamm kasest, haavast, saarest, männist ja kuusest (lisa 6). Samblike keskmise sageduse poolest erines tamm kasest, haavast, saarest, männist ja kuusest ning saar erines kuusest (lisa 7). Samblike keskmise subjektiivse ohtruse poolest oli tulemus sarnane sagedusega (lisa 8).

Kinnikasvanud proovialadel samblike keskmine liigirikkus ja subjektiivne ohtrus erinevate puuliikide vahel ei erinenud ($p = 0,401$ ja $p = 0,243$, vastavalt). Samblike keskmine sagedus erinevate puuliikide vahel oli aga erinev ($p < 0,001$): kask erines tammest ja saarest (mõlemal juhul $p < 0,001$).

Tabel 7. Uuritud puuliikidel registreeritud samblike kaalutud keskmine liigirikkus, sagedus ja subjektiivne ohtrus; N – uuritud puude arv

Puuliik	N	Samblike keskmine liigirikkus± standardhälve	Samblike keskmine sagedus± standardhälve	Samblike keskmine subjektiivne ohtrus± standardhälve
<i>Quercus robur</i> (h. tamm)	170	13,253±0,362	56,165±1,611	32,876±0,967
<i>Betula sp.</i> (kask)	66	9,985±0,470	37,030±1,737	24,606±1,240
<i>Populus tremula</i> (h. haab)	42	9,167±0,527	41,095±2,679	22,643±1,423
<i>Fraxinus excelsior</i> (h. saar)	39	11,769±0,586	55,949±3,204	30,513±1,513
<i>Pinus silvestris</i> (h. mänd)	11	9,727±0,648	39,000±2,515	20,636±1,309
<i>Alnus glutinosa</i> (sanglepp)	9	11,444±1,271	46,111±3,949	26,333±2,677
<i>Picea abies</i> (h. kuusk)	5	7,600±0,600	22,600±2,462	15,200±1,655
<i>Tilia cordata</i> (h. pärn)	5	12,800±1,068	54,800±4,224	27,600±2,768
<i>Alnus incana</i> (hall lepp)	1	10,000	56,000	23,000
kokku	348	10,638±0,691	39,176±2,596	24,823±1,694

3.3.4. Põhilmakaared (2004.-2006. a. andmed)

Samblike keskmiste liigirikuste (tabel 8) võrdlemisel puude erinevatel külgedel erinevusi ei ilmnenud ($p=0,441$, mitteparameetiline Kruskal-Wallise dispersioonanalüüs). Samblike keskmine sagedus (tabel 8) oli aga erinevatel külgedel erinev ($p=0,036$). Põhjaküljel paiknevate samblike keskmine sagedus erines oluliselt ida- ($p=0,038$, Duncani test), lõuna- ($p=0,004$) ja veidi ka lääneküljest ($p=0,048$).

Tabel 8. Samblike kaalutud keskmine sagedus ja liigirikkus prooviruudus ($n=1390$) eri ilmakaares

Ilmakaar	Keskmine sagedus prooviruudus ± standardhälve	Keskmine liikide arv prooviruudus ± standardhälve
põhi (N)	13,175±0,339	4,571±0,122
ida (E)	12,221±0,321	4,457±0,120
lõuna (S)	11,776±0,331	4,316±0,125
lääs (W)	12,216±0,310	4,451±0,121
kokku üle ilmakaarte	12,347±0,325	4,449±0,122

Sarnane samblike keskmiste liigirikuste ja sageduste võrdlus (mitteparameetiline Kruskal-Wallise dispersioonanalüüs) viidi läbi avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi. Avatud proovialadel erinevust puukülgede liigirikuste ($p=0,506$) ega

sageduste ($p=0,07$) vahel ei tuvastatud. Sama leiti ka kinnikasvanud proovialade erinevate puukülgede samblike keskmisi liigirikkuiseid ja sagedusi võrreldes ($p=0,793$ ja $p=0,438$ vastavalt).

3.3.5. Erinevad regioonid (2004.-2006. a. andmed)

Prooviti leida, kas erinevates Eesti piirkondades kasvavate puude samblike liigirikused erinevad. Ilmnes väga nõrk erinevus regioonide vahel ($p=0,048$, ühefaktoriline dispersioonanalüüs). Üksteisest erinesid Lääne-Eestis ja Ida-Eestis kasvavad puud ($p=0,036$, Tukey test). Lääne-Eestis kasvavate puude samblike liigirikkus oli veidi väiksem kui Ida-Eestis kasvavatel puudel (tabel 9).

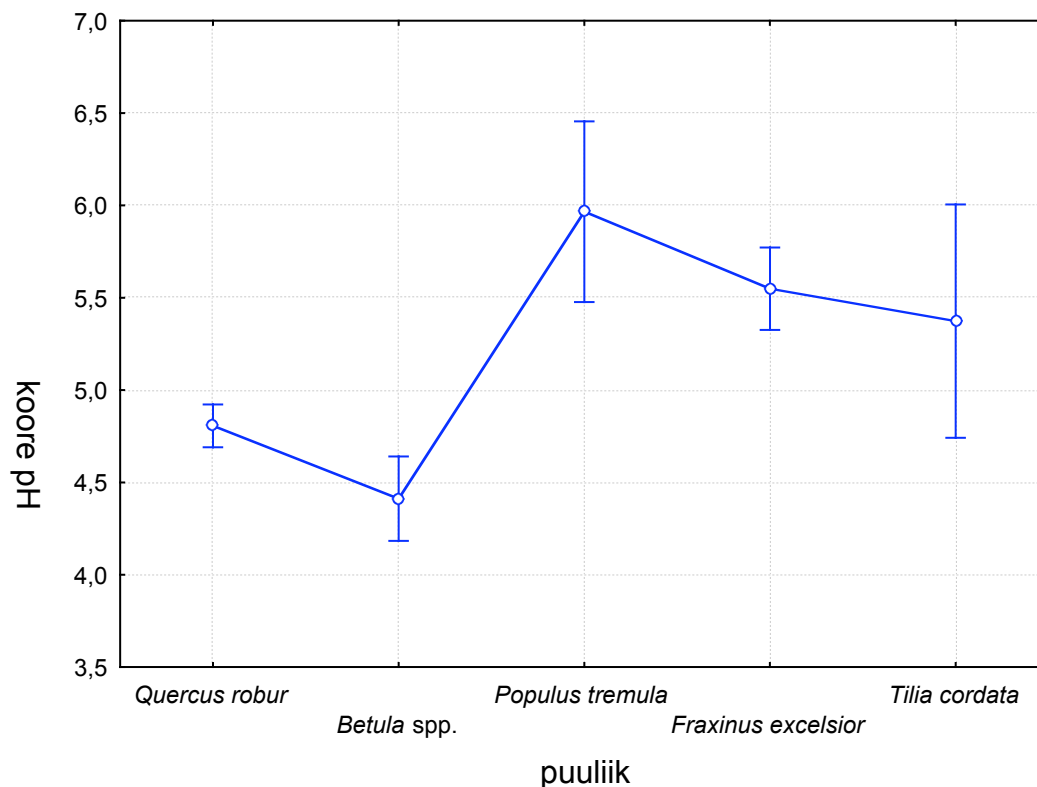
Tabel 9. Samblike kaalutud keskmine liigirikkus Eesti erinevates regioonides

Regioonid	Uuritud puude arv	Keskmine liikide arv regioonis \pm standardhälve
Saaremaa	60	11,983 \pm 0,527
Lääne-Eesti	192	11,130 \pm 0,305
Ida-Eesti	72	12,958 \pm 0,614
Lõuna-Eesti	24	12,042 \pm 0,850

3.3.6. Koore pH (2006. a. andmed)

3.3.6.1. Puukoore pH varieerumine

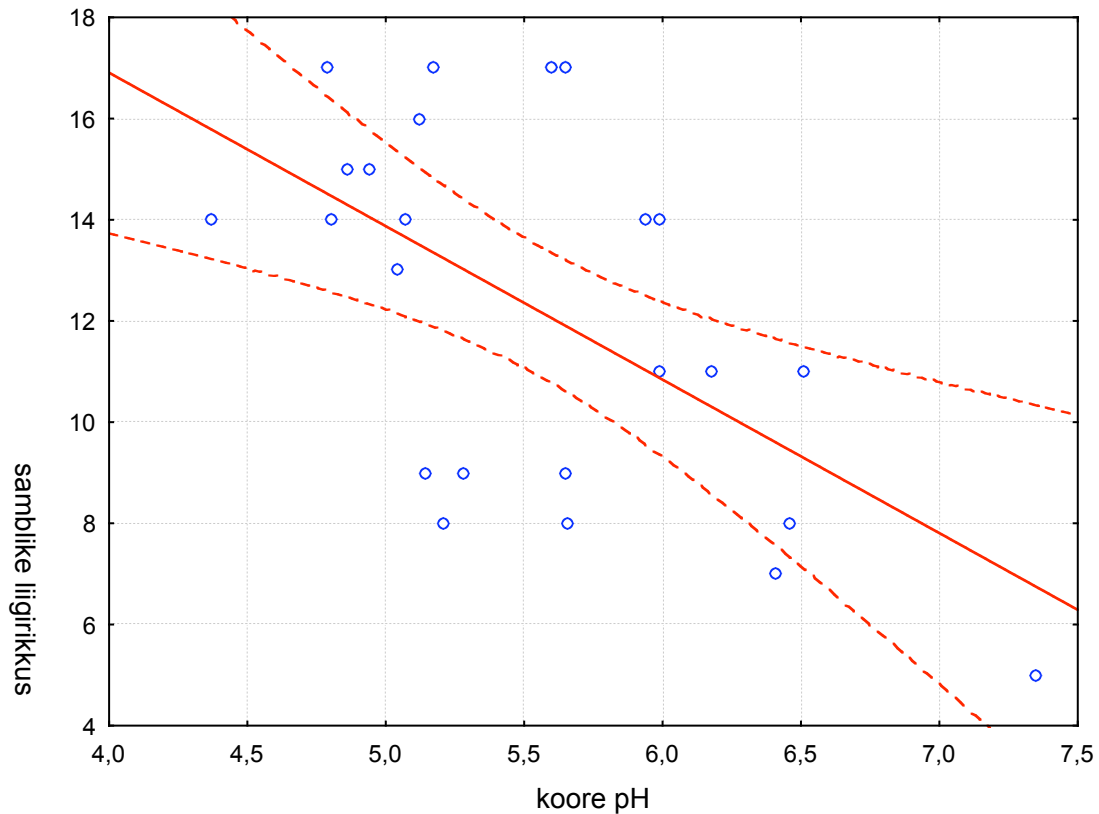
Erinevate puuliikide koore pH võimalike erinevuste väljaselgitamiseks mõõdeti viie puuliigi koore aluselisust/happelisust. Ühefaktorilisel dispersioonanalüüsil ilmnes tugev erinevus ($p<0,001$) nelja puuliigi koore vastavates näitajates. Tukey test näitas, et koore pH alusel moodustub kolm gruppi (lisa 15). PH poolest eristuvad teistest puudest selgesti kased (*Betula* spp.), olles kõige madalama pHga (joonis 9, lisa 14). Teise grupi moodustavad tammed (*Quercus robur*) ja kolmanda haavad (*Populus tremula*) ning saared (*Fraxinus excelsior*) (lisa 15). Pärnade (*Tilia cordata*) kuuluvust kuhugi gruppi ei õnnestunud tõestada (lisa 14, 15).



Joonis 9. Uuritud puuliikide koore keskmine pH ja 95% usaldusintervall.

3.3.6.2. Puukoore pH mõju

Uuriti, kas puukoore pH mõjutab samblike liigirikkust tüvel. Selleks viidi läbi regressioonanalüüs, mille tulemusena selgus, et olulist seost samblike liigirikkuse ja koore pH vahel ei esinenud ($p=0,089$). Prooviti leida, kas seosed kehtivad erinevate puuliikide koore pH ja samblike liigirikkuse vahel, selleks viidi läbi regressioonanalüüsid iga puuliigi kohta eraldi. Selgus, et ainuke oluline seos samblike liigirikkuse ja koore pH vahel esines saarepuudel ($p=0,003$). Koore pH suurenedes samblikuliikide arv vähenes (joonis 10). Kuna Almborn (Almborn 1948, Barkman 1958) on märkinud, et seos samblike liigirikkuse ja koore pH vahel esineb vaid hästi valgustatud kasvukohtades, uuriti neid seoseid avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi. Ilmnes, et oluline seos samblike liigirikkuse ja koore pH vahel saarepuudel esines vaid avatud proovialadel ($p=0,044$). Samuti leiti oluline seos avatud proovialadel kasvavate saarepuude koore pH ja samblike sageduse vahel ($p=0,024$).



Joonis 10. Saarepuudel (*Fraxinus excelsior*) kasvavate samblike liigirikkuse seos koore pHga ja 95% usalduspiirid.

3.3.7. Valgustingimused (2006. a. andmed)

3.3.7.1. Valgustingimuste varieerumine

Sooviti teada, millised on valgustingimused avatud proovialadel ja millised kinnikasvanud proovialadel. Selleks viidi läbi t-test ja selgus, et valgustingimused avatud ja kinnikasvanud proovialade vahel erinesid (tabel 10) ($p < 0,001$, t-test).

Uuriti veel, kas valgustingimused puu tüve läheduses erinevatel puukülgedel erinevad. Ilmakaarest lähtuvate valgustingimuste uurimine puul pakkus huvi ka avatud ja kinnikasvanud proovialade kohta eraldi. Ühefaktorilise dispersioonanalüüsi tulemusel selgus, et valgustingimused erinevatel puukülgedel erinesid ($p = 0,001$). Teistest ilmakaartest eristus selgelt põhjakülge (lisa 9), seal olid valgustingimused kõige kehvemad (tabel 10). Veel erinesid lääne- ning lõunakülje valgustingimused (lisa 9), kiirguse koefitsient oli lõuna küljel tunduvalt suurem (tabel 10). Sarnane analüüs viidi läbi avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi ja leiti, et avatud

proovialadel puu erinevate külgede valgustingimused erinesid ($p < 0,001$). Moodustus kolm valgustingimuste poolest teineteisest eristuvat gruppi: lõuna-, põhja- ja ida-läänekülg (lisa 10, 11). Sama analüüs kinnikasvanud proovialadel näitas, et puu erinevate külgede valgustingimused erinesid ($p < 0,001$), kuid teistest külgedest eristus vaid põhjakülg (lisa 12, 13).

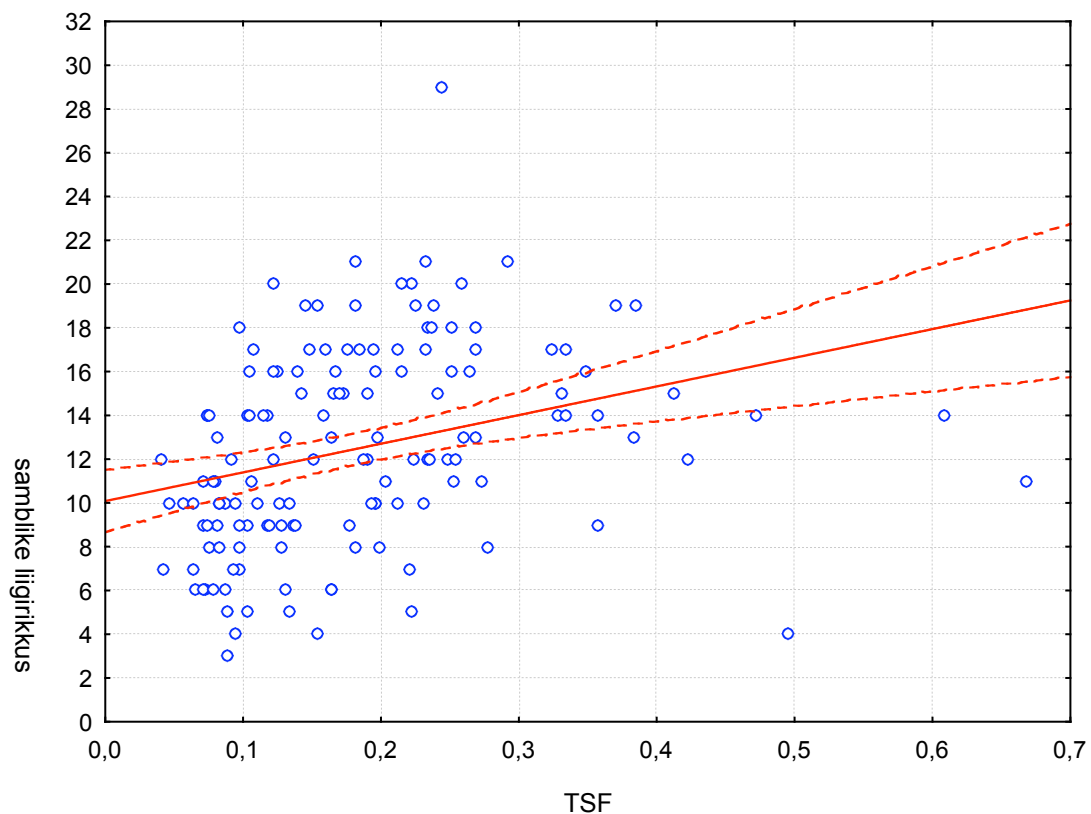
Tabel 10. Otsese ja hajusa kiirguse läbituleku kaalutud keskmine koefitsient võrastikust kõikide proovialade puude neljas erinevas küljes ning kiirguse koefitsient avatud ja kinnikasvanud proovialadel

Avatus	Ilmakaar	Otsese ja hajusa kiirguse läbitulek võrastikust \pm standardhälve
	N (põhi)	0,087 \pm 0,026
	E (ida)	0,161 \pm 0,023
	S (lõuna)	0,196 \pm 0,024
	W (lääs)	0,161 \pm 0,022
avatud prooviala		0,253 \pm 0,016
kinnikasvanud prooviala		0,122 \pm 0,007

3.3.7.2. Valgustingimuste mõju

Uuriti, kas valgustingimused puuvõra all mõjutavad samblike liigirikkust ja sagedust tüvel. Selleks viidi läbi regressioonanalüüs, mis näitas, et seos valgustingimuste ja samblike liigirikkuste vahel esineb ($p < 0,001$). Valgustingimuste paranedes samblike liigirikkus suurenes (joonis 11), samuti suurenes samblike sagedus.

Uuriti veel, kas proovialade valgustingimused mõjutavad samblike liigirikkust proovialal. Selleks viidi läbi samuti regressioonanalüüs, mille tulemusena selgus, et olulist seost proovialade valgustingimuste ja liigirikkuste vahel ei esine ($p = 0,089$).

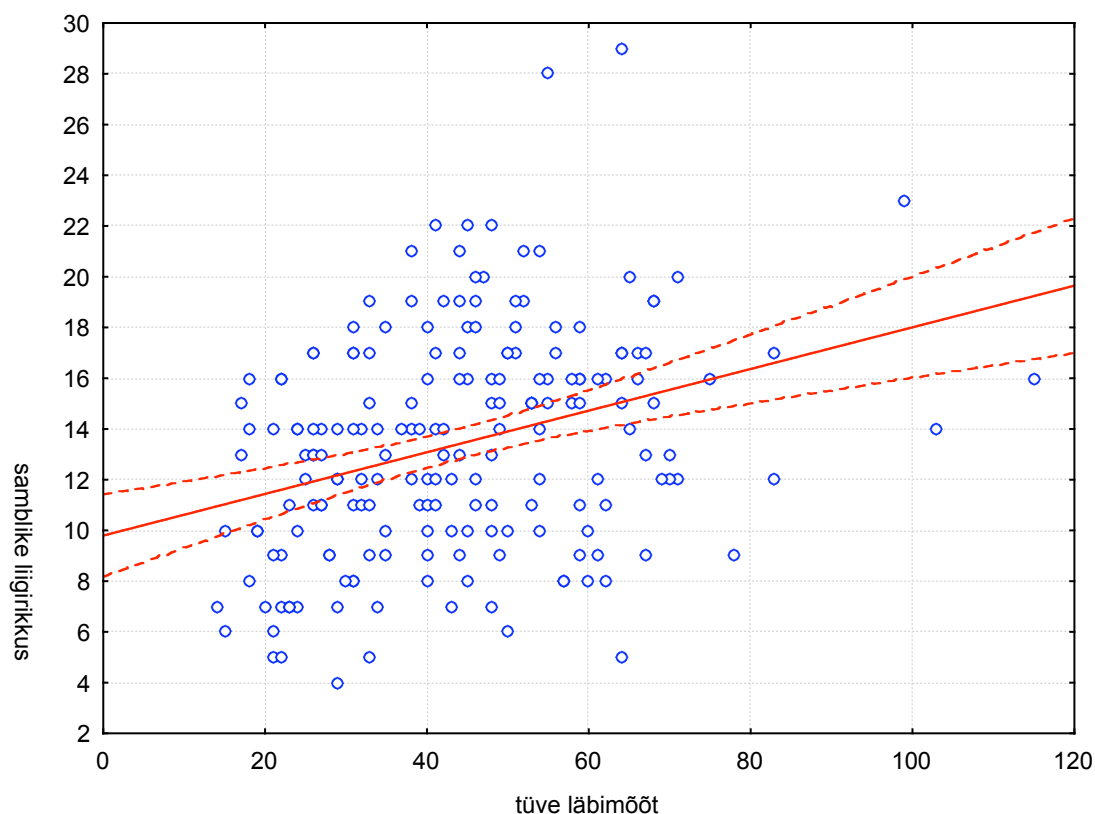


Joonis 11. Samblike liigirikkuse seos valgustingimustega (TSF – otsese ja hajusa kiirguse koefitsient) tüve läheduses ja 95% usalduspiirid.

3.3.8. Tüve läbimõõdu mõju

Uuriti, kas puutüve läbimõõt mõjutab samblike liigirikkust ja sagedust tüvel. Selleks viidi läbi regressioonanalüüs, mille tulemusena selgus, et seos samblike liigirikkuse ja tüve läbimõõdu vahel esines ($p=0,002$). Tüve jämenedes samblikuliikide arv suurenes. Samasugune seos leiti samblike sageduse ja tüve läbimõõdu vahel. Uuriti kas erinevate puuliikide tüve läbimõõt mõjutab samblikuliike erinevalt. Regressioonanalüüs tüve läbimõõdu ja samblike liigirikkuse vahel viidi läbi nelja puuliigi kohta eraldi, selgus, et tamme ja haava tüve läbimõõt samblike liigirikkust ei mõjuta. Samuti puudusid seosed samblike sageduse ja tüve läbimõõdu vahel. Kase- ja saarepuude tüve läbimõõt aga mõjutas samblike liigirikkust ($p<0,001$ ja $p=0,002$ vastavalt). Kaskedel tüve läbimõõdu suurenedes samblike liigirikkus ja sagedus suurenesid. Saartel, vastupidi, tüve jämenedes samblike liigirikkus ja ka sagedus vähenesid.

Uuriti veel, milline on tüve läbimõõdu mõju samblike liigirikkusele ja sagedusele avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi. Regressioonanalüüsi tulemusena leiti, et avatud proovialadel seos samblike liigirikkuse ja tüve läbimõõdu vahel kehtis ($p < 0,001$). Tüve jämenedes samblike liigirikkus suurenes (joonis 12), ka samblike sagedus suurenes. Kinnikasvanud aladel seos samblike liigirikkuse ja tüve läbimõõdu vahel puudus ($p = 0,322$).



Joonis 12. Samblike liigirikkuse seos tüve läbimõõduga avatud proovialadel ja 95% usalduspiirid.

3.4. Indikaatorliigid erinevatele tunnustele

Uuriti, millised samblikuliigid kasvavad oluliselt sagedamini ($p < 0,05$) mingi kindla koore pHga puudel. Selleks läbiviidud indikaatorliikide analüüs näitas, et kõrge pHga ($\text{pH} > 6$) puudel kasvas sagedamini kuus samblikuliiki: *Acrocordia gemmata*, *Bacidia fraxinea*, *B. rubella*, *Mycobilimbia sabuletorum*, *Opegrapha rufescens* ja *O. varia*. Madala pHga ($\text{pH} \leq 4$) puudel kasvas sagedamini seitse samblikuliiki: *Chaenotheca*

chrysocephala, *C. ferruginea*, *C. trichialis*, *Dimerella pineti*, *Hypogymnia physodes*, *Lepraria incana* ja *Placynthiella icmalea*. Puid, mille koore reaktsioon jäi vahemikku $5 < \text{pH} \leq 6$ eelistas kaks samblikuliiki: *Lecanora rugosella* ja *Phlyctis argena*. Puudel, mille pH jäi vahemikku $4 < \text{pH} \leq 5$ kasvanud oluliselt sagedamini ükski samblikuliik.

Uuriti, millised samblikuliigid kasvavad oluliselt sagedamini ($p < 0,05$) avatud või kinnikasvanud proovialal. Indikaatorliikide analüüsil ilmnas, et avatud proovialal kasvas sagedamini 19 samblikuliiki: *Amandinea punctata*, *Bacidia globulosa*, *Buellia griseovirens*, *Candelariella xanthostigma*, *Cliostomum griffithii*, *Evernia prunastri*, *Hypogymnia physodes*, *Lecanora carpinea*, *Lecidella euphorea*, *Lecidella flavosorediata*, *Melanelia subaurifera*, *Parmelia sulcata*, *Pertusaria coccodes*, *Phlyctis agelea*, *Physconia enteroxantha*, *Pyrrhospora querneae*, *Ramalina farinacea*, *Tephromela atra* ja *Vouauxiella lichenicola*. Kinnikasvanud proovialal kasvas sagedamini vaid neli samblikuliiki: *Arthothelium ruanum*, *Dimerella pineti*, *Lepraria incana* ja *Micarea prasina*.

Uuriti, millised samblikuliigid kasvavad oluliselt sagedamini ($p < 0,05$) puudel, mille läheduses kümne meetri raadiuses kasvab põõsaid ja puudel, mille läheduses põõsaid ei kasva. Indikaatorliikide analüüsil selgus, et puid, mille ümber põõsaid ei kasva, eelistas 21 samblikuliiki: *Amandinea punctata*, *Arthonia radiata*, *Bacidia globulosa*, *Buellia griseovirens*, *Candelariella xanthostigma*, *Evernia prunastri*, *Hypogymnia physodes*, *H. tubulosa*, *Lecanora carpinea*, *L. chlarotera*, *Lecidella elaeochroma*, *Lecidella flavosorediata*, *Melanelia subaurifera*, *Parmelia sulcata*, *Pertusaria coronata*, *Phlyctis agelea*, *Physcia tenella*, *Physconia enteroxantha*, *P. perisidiosa*, *Ramalina farinacea* ja *Vouauxiella lichenicola*. Ükski samblikuliik aga ei kasvanud oluliselt sagedamini puudel, mille läheduses kasvasid põõsad.

Uuriti, millised samblikuliigid kasvavad oluliselt sagedamini ($p < 0,05$) erineva korba struktuuriga puudel. Indikaatorliikide analüüsil selgus seitse samblikuliiki, kes eelistasid kasvada sileda koorega puudel: *Arthothelium ruanum*, *Buellia griseovirens*, *Lecanora pulicaris*, *L. symmicta*, *Lecidella elaeochroma*, *Opegrapha ruffescens* ja *Pertusaria leucostoma*. Paksu korbaga puudel leidis oluliselt sagedamini samuti seitse samblikuliiki: *Calicium salicinum*, *C. viride*, *Chaenotheca trichialis*, *Lecanora expallens*, *Lepraria incana*, *Pertusaria amara* ja *Pertusaria coccodes*. Ükski

samblikuliik aga ei kasvanud oluliselt sagedamini keskmise korba struktuuriga puudel.

Uuriti, millised samblikuliigid kasvavad oluliselt sagedamini erinevatel puuliikidel. Indikaatorliikide analüüsil ilmnes, et oluliselt sagedamini ($p < 0,05$) eelistas h. tammel kasvada kaks samblikuliiki: *Physconia enteroxantha* ja *Ramalina farinacea*. Kase liike eelistas üks samblikuliik – *Lecanora pulicaris*. H. haaval kasvasid eelistatult viis samblikuliiki: *Bacidia fraxinea*, *Caloplaca falvorubescens*, *Lecanora allophana*, *Physcia adscendens* ja *Xanthoria parietina*. H. saart eelistas üks samblikuliik – *Opegrapha rufescens*. H. pärnal kasvasid eelistatult kaheksa samblikuliiki: *Bacidia subincompta*, *Biatora helvola*, *Buellia disciformis*, *Graphis scripta*, *Haematomma ochroleucum*, *Lecanora argentata*, *Pertusaria pertusa* ja *Phlyctis argena*. Sanglepal eelistas kasvada kolm samblikuliiki: *Cladonia coniocraea*, *Hypogymnia tubulosa* ja *Lepraria incana*. H. männil kasvasid eelistatult kuus samblikuliiki: *Biatora chrysantha*, *Hypocenomyce sorophora*, *Hypogymnia physodes*, *Imshaugia aleurites*, *Lecidea nylanderii*, *Parmeliopsis ambigua* ja *Pyrrhospora quernei*. H. kuusel kasvasid eelistatult kuus samblikuliiki: *Buellia schaeereri*, *Calicium viride*, *Chaenotheca chrysocephala*, *C. ferruginea*, *Lecanora cadubriae* ja *Sarea difformis*. Hallil lepal ei kasvanud oluliselt sagedamini ükski samblikuliik.

Uuriti, millised samblikuliigid kasvavad oluliselt sagedamini ($p < 0,05$) tüve teatud küljel. Indikaatorliikide analüüsil selgus, et *Arthonia radiata*, *Arthonia vinosa*, *Cliostomum griffithii*, *Micarea prasina* ja *Pertusaria amara* esinesid oluliselt sagedamini puude põhjapoolsel küljel, ka samblad eelistasid kasvada põhjaküljel. *Candelariella xanthostigma*, *Lecidella flavosorediata*, *Parmeliopsis ambigua* ja *Physconia perisidiosa* esinesid oluliselt sagedamini puude lõunapoolsel küljel. *Chaenotheca trichialis* ja *Fuscidea pusilla* esinesid oluliselt sagedamini puude idapoolsel küljel. Puude läänepoolsel küljel ei kasvanud oluliselt sagedamini ükski samblikuliik. Avatud proovialadel leidis samuti indikaatorliike erinevatele puukülgedele, kinnikasvanud proovialadel sellised indikaatorliigid aga puudusid.

4. ARUTELU

4.1. Valgustingimuste mõju samblike elustikule puisniitudel

Antud uurimuses leiti, et samblike elustik erineb avatud ja kinnikasvanud puisniitude vahel. Suurimad erinevused leiti avatud ja kinnikasvanud puisniitude vahel võrreldes samblike liigirikkusi, sagedusi ja ohtrusi. Avatud puisniidul on vastavad näitajad palju suuremad kui kinnikasvanud puisniidul. Samasuguseid tulemusi on saanud Gustafsson ja Eriksson (1995), kes leidsid, et samblike sagedus oli valgusküllastes kasvukohtades suurem. Moe ja Botnen (2000) leidsid samuti, et epifüütide katvus saarepuude tüvel suureneb niitude ja heinamaade suunas, kus valgust on rohkem ja väheneb lehtmetsa ja kuuse istanduse suunas. Samasugused ootuspärased tulemused saadi võrreldes põõsaste läheduses ja lagedal kasvavaid puid. Põõsaste olemasolu puude ümbruses peegeldab antud juhul kinnikasvanud ala tingimusi. Ka avatud alal kasvas põõsaid, kuid need ei mõjutanud läheduses kasvavate puude liigirikkust. Johansson jt. (2007) leidsid negatiivse seose samblike liigirikkuse ja põõsarinde katvuse vahel.

Veel selgus, et märkimisväärne hulk samblikuliike kasvab oluliselt sagedamini just puisniidu avatud alal ja puudel, mille läheduses põõsaid ei leidu. Kinnikasvanud alal kasvas oluliselt sagedamini vaid mõni samblikuliik ja põõsastega ümbritsetud puudel ei kasvanud oluliselt sagedamini ükski samblikuliik. Ka Moe ja Botnen (2000) leidsid samblike hulgas mitmeid indikaatorliike just niitudel ja heinamaadel kasvavatel saarepuudel.

Tulemustest ilmnes, et valgustingimuste paranedes samblike liigirikkus ja sagedus suurenesid. Sarnase seose on leidnud Johansson jt. (2007). Järelikult eelistab enamik samblikuliike paremaid valgustingimusi. Ka Barkman (1958) leiab, et enamus leht- ja põõsassamblike on valguslembesed. Selline kohastumine võiks seletada samblike suuremat liigirikkust avatud puisniitudel.

Puisniitude võsastumisel valgustingimused muutuvad. Otsese ja hajusa kiirguse koefitsient oli avatud puisniidu alal oluliselt suurem kui kinnikasvanud alal. Ka Moe ja Botnen (1997, 2000) leidsid, et valguse hulk on suurem avatud aladel kasvavate puude läheduses kui võsastunud alal ja seda nii suvel kui varakevadel.

Leidub samblikke, mis ei talu otsest päikesevalgust (Barkman 1958). Enamus epifüüte eelistab nõ „avatud varju“ (Stoutjesdijk & Barkman 1992, Renhorn *et al.* 1997), st otseste päikesekiirgusest ja suhteliselt kõrge õhuniiskusega tingimusi. Sellist keskkonda võiks pakkuda puisniidul kasvav puu, mille tüvi on puude hõreduse tõttu piisavalt valgustatud, ning tüve ümbritsevad niiskustingimused paremad kui päris üksinda lagedal kasvaval puul. Gauslaa ja Ustvedt (2003) mõõtsid valgustingimusi Kagu-Norras männi ja kuuse enamusega metsas kasvavate üksikute haavapuude läheduses ja lagedal kasvavate haavapuude läheduses. Selgus, et nende poolt metsas ($0,129\pm 0,028$) ja lagedal mõõdetud ($0,329\pm 0,025$) kiirguse koefitsientide vahele jääb käesoleva uurimustöö käigus puisniidul mõõdetud koefitsient ($0,253\pm 0,016$), kusjuures käesolevas töös kinnikasvanud puisniidu kiirguse koefitsient ($0,122\pm 0,007$) sarnanes Gauslaa ja Ustvedti (2003) poolt metsas mõõdetuga. Mistõttu võib väita, et puisniidu valgustingimused on keskmised, pakkudes nõ „avatud varju“ tingimusi.

Samblikud on poikilohüdrilised e. kõiguniiskuselised organismid, see tähendab, et nad ei suuda oma kehas vett säilitada ja nende eluprotsessid sõltuvad õhuniiskusest. Samblike kasvu piiravaks faktoriks on pigem metaboolse aktiivsuse aeg kui ainevahetuse võime aktiivsena (Sundberg *et al.* 1997, Palmqvist & Sundberg 2000). Valguse kättesaadavuse ja läbikuivamise vahel on vaid õrn tasakaal (Palmqvist & Sundberg 2000). Näiteks harilik kopsusamblik (*Lobaria pulmonaria*) kasvab valguse hulga suurenedes kiiremini, samas suureneb ka kahjustuste oht läbikuivamisel (Palmqvist & Sundberg 2000). Gauslaa jt. (2006) on näidanud, et kui niiskust on piisavalt, kasvab kopsusamblik kõige paremini just valgusküllasemates kasvukohtades. Valguse puudus on kopsusamblikule aga tugevaks limiteerivaks faktoriks (Gauslaa *et al.* 2006). Avatud kasvukohtades saab kopsusamblik kasutada hommikust niiskust (kaste), sest siis on ohtralt hajusat valgust, aga otsest päikesevalgust veel mitte, metsas ei pruugi seda varahommikust võimalust leida, kuna valgust pole piisavalt (Gauslaa *et al.* 2006). Gauslaa jt. (2006) on täheldanud, et Skandinaavias kasvab h. kopsusamblik enamasti piki niisket läänerannikut üksikutel lehtpuudel avatud, vanadel põllumajanduslikel rohumaadel. Eestis on antud samblikuliik levinud nii vanades laialehistes metsades kui ka puisniitudel (Trass & Randlane 1994).

Samblike liigiline mitmekesisus varieerus avatud ja kinnikasvanud puisniidualade vahel. Prooviaalade ordinatsioonidiagramm kirjeldas varieeruvust paremini kui puude

vastav diagramm. Tõenäoliselt on liigilise mitmekesisuse varieeruvus samuti seotud mikrokliimaatiliste tingimuste, näiteks valgustingimuste muutumisega. Samas selgus, et otsese ja hajusa kiirguse võrast läbituleku koefitsient oli suhteliselt nõrgalt esimese teljega seotud, mistõttu võraalused valgustingimused ei kirjeldanud samblike liigilise mitmekesisuse varieeruvust puude ordinatsioonidiagrammil kõige paremini. Ka võrastiku liituvuse alusel jaotatud puude samblike liigiline koosseis ei erinenud, mis võib olla tingitud sellest, et antud subjektiivne hinnang ei iseloomustanud valgustingimusi kõige paremini. Samblike liigilise koosseisu varieeruvust kirjeldasid antud juhul paremini põdsastumise protsent ja erinevate põdsaliikide arv puu ümbruses, mis olid samuti seotud ordinatsioonidiagrammi esimese teljega, kuid seda veidi tugevamini kui kiirguse koefitsient. Seetõttu oli samblike elustike erinevused paremini näha puude vahel, mille läheduses kasvas põdsaid ja mille läheduses mitte. Oma indikaatorliigid leidsid nii avatud (nt. *Cliostomum griffithii*) kui kinnikasvanud (nt. *Micarea prasina*) aladel. Moe ja Botnen (1997) uurisid vanu saarepuid avatud, majandatavatel aladel (ka puisniitudel) ja saarepuid, mis jäid kinnikasvanud, metsastunud alale, ning leidsid samuti erinevuse nende alade puude epifüütide elustike vahel. Veel registreerisid nad (Moe ja Botnen (2000) erinevusi saarepuude epifüütide liigilises koosseisus gradiendil niidud, puudega heinamaad, laialehised metsad ja kuuse istandus. Hedenås ja Ericson (2004) leidsid, et haabade samblike liigiline koosseis erineb suuresti metsas ja põllumajandusmaastikul kasvavate haabade vahel.

4.2. Põhiilmakaarte mõju samblike elustikule puisniitudel

Antud uurimistöös leiti, et puisniidu puud pakuvad samblikele erinevaid valgustingimusi. Selgus, et valgustingimused avatud puisniidul kasvavate puude erinevates külgedes erinesid rohkem kui kinnikasvanud puisniidul. Kui avatud puisniidu puul erinesid üksteisest nii põhja, lõuna kui ka ida-lääne külgede valgustingimused, siis kinnikasvanud puisniidul erines külgede valgustingimuste poolest teistest vaid põhjakülg. Barkman (1958) väidab, et kõige ühtlasemad mikrokliimaatilised tingimused puu eri külgedel on metsas ja kõige suuremad mikrokliimaatilised erinevused puu erinevatel külgedel on avatud kasvukohtades, lagedal kasvavatel puudel.

Samblike liigiline mitmekesisus erinevate puukülgede vahel aga ei erinenud. Siiski leidis samblikuliike, mis oluliselt sagedamini eelistasid kasvada puude põhjapoolsel küljel (nt. *Arthonia radiata*) ja samblikuliike, mis eelistasid kasvada lõunapoolsel (nt. *Lecidella flavorubescens*) küljel. Paar samblikuliiki kasvas oluliselt sagedamini ka puu idaküljel (nt. *Chaenotheca trichialis*). Avatud proovialade samblike liigilise koosseisu võrdlused eri külgedel andsid sarnased tulemused: mitmekesisus erinevate külgede vahel ei erine, samas leidub samblikuliike, mis oluliselt sagedamini eelistavad kasvada puu teatud küljel. Kinnikasvanud proovialade samblike liigilist mitmekesisust analüüsid selgus samuti, et küljed ei erine, kuid antud juhul ei leidunud ka ühtegi samblikuliiki, mis oleks eelistanud kasvada mingil kindlal puuküljel. Seega mikroklimaatilised tingimused erinevatel puukülgedel puisniidu avatud proovialade puudel mõjutavad samblike elustikku tõepoolest rohkem kui kinnikasvanud alade puudel.

Erinevate külgede samblike liigirikkuste võrdlusel erinevusi ei tuvastatud ja seda ka avatud ja kinnikasvanud proovialasid eraldi analüüsid. Ilmnes aga, et samblike sagedus on suurim puu põhjaküljel. Antud tulemus on üllatav, sest eelneva põhjal võiks oletada, et sagedus on suurem lõunaküljel, kus on rohkem valgust. Tõenäoliselt pole valgustingimused ainsaks samblike elustikku mõjutavaks faktoriks erinevate puukülgede vahel. Samas avatud ja kinnikasvanud proovialadel eraldi tehtud analüüsid erinevusi puukülgede samblike sageduste vahel ei tuvastatud.

Kuigi antud töös suuri erinevusi puu eri külgede samblike elustike vahel ei leitud, on mitmed uurijad (Barkman 1958, Rose 1974, Sõmermaa 1972) tõdenud, et samblike mitmekesisus, ohtrus ning liigirikkus puu eri külgedel erinevad. Samuti on andmeid, et mikroklimaatilised tingimused puu eri külgedel on erinevad (Barkman 1958, Rose 1974, Sõmermaa 1972). Moe ja Botnen (1997, 2000) ning Jüriado jt. (2007) leidsid, et samblike elustikud erinevad mingil määral lõuna ja põhja külje vahel, samas ei erine samblike liigirikkused ega sagedused (Jüriado *et al.* 2007).

4.3. Puukoore pH mõju samblike elustikule puisniitudel

Antud töös selgus, et samblike liigirikkuse ja puukoore pH vahel esines oluline seos vaid avatud puisniitudel. Puu koore happesus ja toitaineterikkus on korreleeritud (Barkman 1958), mida suurem pH, seda toitaineterikkam on koor (muidugi mõnede

eranditega). Võiks arvata, et mida toitaineterikkam on koor, seda rohkem leidub sellel samblikke või samblikuliike (Du Rietz 1924, Barkman 1958), ometi tõdeb Barkman (1958), et sellist korrelatsiooni ei eksisteeri. Almborn (Almborn 1948, Barkman 1958) aga väidab, et korrelatsioon puukoore happesuse või toitainete rikkuse ja samblikuliikide vahel kehtib ainult hästi valgustatud kasvukohtade puhul. Antud töös leiti oluline seos koore pH ja samblike liigirikkuse vahel vaid harilikul saarel, kuid vastupidiselt Almborni väitele pH suurenedes samblikuliikide arv hoopis vähenes. Samamoodi vähenes ka samblike sagedus. Samas ka Jüriado jt. (2007) on leidnud, et koore pH suurenedes nõrgalt happelise kuni subneutraalse koorega puudel (nt. h. saar) samblike liigirikkus ja sagedus vähenesid ning mõõdukalt happelise koorega puudel (nt. h. tamm) samblike liigirikkus ja sagedus suurenesid.

Seos puudus kase ja h. tamme koore pH ja neil puudel kasvavate samblike liigirikkuste vahel. Võimalik, et koore pH muutudes vahetuvad samblikuliigid välja, mitte ei kumuleeru, nii et liigirikkus jääb üldiselt samaks.

Puukoore happesus mõjutab ka samblike liigilist mitmekesisust (Barkman 1958, Nash 1996, Kuusinen 1996, Jüriado *et al.* 2007). Antud uurimuses kirjeldas samblikufloorade paiknemist kolmanda telje sihis paremini koore pH. Kuigi moodustatud pH grupid osaliselt kattusid samblike liigilise koosseisu osas, leiti mitmed indikaatorliigid, mis oluliselt sagedamini kasvasid mingil kindlasse pH gruppi kuuluval puul. Rohkem oli neid liike, mis oluliselt sagedamini kasvasid happelisima (nt. *Chaenotheca chrysocephala*) või neutraalseima (nt. *Acrocordia gemmata*) koorega puul. Ükski samblikuliik aga ei kasvanud oluliselt sagedamini puudel, mille pH jäi vahemikku $4 < \text{pH} \leq 5$, samas oli see happesuse vahemik uuritud puudel valdav. Tõenäoliselt sobib see nõrgalt happeline pH paljudele samblikuliikidele, seda enam, et tegemist on levinuima pH vahemikuga.

4.4. Substraadi (puuliigi) mõju samblike elustikule puisniitudel

Erinevate puuliikide samblike liigirikkused, sagedused ja ohtrused erinesid. Seda on täheldanud ka Kuusinen (1996), Johansson ja Ehrlén (2003), Jüriado jt. (2003, 2007). Selgus, et tamme ja saare keskmised näitajad on suuremad kui teistel puudel – kasel, haaval, männil ja kuusel. Kui võrreldi puisniidu avatud ja kinnikasvanud alade puid eraldi, selgus, et avatud aladel erines tamm kõigist teistest puuliikidest nii oma

suurema samblike keskmise liigirikkuse kui ka suurema samblike sageduse poolest. Kinnikasvanud alade puude samblike liigirikkused ei erinenud, küll aga erinesid tamm ja saar mõlemad kasest oma suurema samblike sageduse poolest. Kuna avatud aladel kasvas rohkem samblikuliike kui kinnikasvanud aladel, leidis avatud alal ka rohkem erinevate nõudlustega samblikuliike. See võiks seletada, miks avatud puisniidul olid erinevused erinevate puuliikide vahel samblike liigirikkusi, sagedusi ja ohtrusi võrreldes palju suuremad kui kinnikasvanud aladel.

Ka samblike liigiline koosseis erines erinevate puuliikide vahel. Seda on tõdenud ka Kuusinen (1996), Jüriado (2000), Nõmm (2005), Jüriado jt. (2007). Haava ja saare samblike liigiline koosseis oli suures osas kattuv, sarnane oli ka nende puude koore happesus, veidi kattus eelpool nimetatutega ka tamme samblike elustik. Kase, männi ja kuuse samblike liigiline koosseis oli omavahel sarnasem ja erines eelpool nimetatutest. Ka Kuusinen (1996) on märkinud, et kase epifüütne elustik sarnaneb okaspuude omaga. Tõenäoliselt selgitab samblike liigilise koosseisu erinevust puuliikidel koore pH ja muude omaduste erinevused (Barkman 1958, Nash 1996, Kuusinen 1996, Jüriado *et al.* 2007). Okaspuude koor erineb lehtpuude koorest pinnastruktuuri poolest ja ka omavahel võrreldes on männi ja kuuse koor küllaltki erinevad, sellest ka erinev samblike liigiline mitmekesisus ja palju indikaatorliike kummalgi okaspuul. Leidis samblikuliike, mis oluliselt sagedamini kasvasid mingil kindlal puuliigil, kuid okaspuudel leidis selliseid indikaatorliike rohkem kui teistel uuritud puudel.

Puuliikidest leidis enim samblikuliike tammel, seejärel saarel, siis kasel ja haaval. Ka ühel puul kasvavate samblikuliikide rekord on tamme käes. Tamme suurt samblike liigirikkust on täheldanud ka Brodekova jt. (2006). Jüriado jt. (2007) leidsid lammimetsi uurides, et samblike keskmine liigirikkus on kõrgeim tammel. Samas leidsid Jüriado jt. (2007) kõige suurema samblike liigirikkuse lammimetsades saarel, siis künnapuul ja alles seejärel tammel, ning Jüriado jt. (2003) leidsid 22st erinevast metsakasvukohatüübist suurema samblike liigirikkuse haaval, kasel, hallil lepal, kuusel, männil ja saarel kui tammel. Tõenäoliselt on erinevused liigirikkustes tingitud uurimismeetodite erinevustest ja taksonoomilistest probleemidest ning seetõttu on erinevate autorite poolt pakutud tulemuste võrdlemine raske (Kuusinen 1996). Ka Rose (1974) märgib, et tammed (*Quercus robur* ja *Q. petraea*) on epifüütide poolest väga rikkad. Rose (1974) põhjendab seda sellega, et tammed olid Atlantilisel kliimaperioodil valitsevateks puudeks Euroopa laialehistes metsades. Tõenäoliselt

suurendab samblike liigirikkust tammel ka tammede kõrge eluiga. Et vanadel puudel võiks leiduda rohkem samblikuliike, seda on tõdenud ka Dettki ja Esseen (1998) ning Rose (1974). Substraadi pikk eluiga annab erinevatesse liikidesse kuuluvatele samblikele suuremad võimalused puuni levida ja seal kasvama hakata. Sillett jt. (2000) on näidanud, et mõned vana metsaga seotud samblikud võivad levida väga aeglaselt, näiteks *Lobaria oregana*. Et puu vanus mängib kujunevate samblike elustike jaoks olulist rolli, näitab ka fakt, et puu läbimõõt kirjeldas samblike elustike paiknemist ordinatsioonimaastikul kõige paremini. Ka teised uurijad on näidanud, et puu übermõõt mõjutab samblike liigirikkust ja sagedust tüvel (Dahlkild 2006, Johansson & Ehrlén 2003, Hedenås & Ericson 2004, Öckinger *et al.* 2005, Löbe *et al.* 2006, Johansson *et al.* 2007, Jüriado *et al.* 2007). Mida jämedam tüvi, seda rohkem samblikuliike, aga see seos ei kehti iga puuliigi kohta. Antud uurimuses leiti, et kasepuudel tüve läbimõõdu suurenedes samblike liigirikkus suureneb, saarepuudel aga väheneb. Dahlkild (2006) uuris põlluäärsetes puuderibades ja puisniitudel kasvavaid vahtra- ja saarepuid, ning leidis, et seos kehtib vahtrapuude, aga mitte saarepuude jaoks. Ka Jüriado jt. (2007) leidis, et saarepuude samblike liigirikkus puu läbimõõdu suurenedes väheneb. Johansson jt. (2007) leidsid, et saarepuu vanuse mõju samblike liigirikkusele oli tugevam kui tüve läbimõõdu mõju, kuni puu kasvas 65 a. vanuseks, sellest east edasi hakkas liigirikkus tasapisi vähenema. Huvitav on veel fakt, et üldine seos samblike liigirikkuse ja kõikide uuritud puude läbimõõtude vahel oli oluline vaid avatud puisniitudel. Kuna avatud aladel leidis tunduvalt rohkem samblikuliike kui kinnikasvanud aladel, olid seal ka seosed olulisemad.

On teada, et vanade puude paks korp pakub erinevate nõudlustega samblikele sobivaid kasvukohti (Moe & Botnen 1997). Leidis samblikuliike, mis oluliselt sagedamini kasvasid paksu korbaga puudel (nt. *Calicium salicinum*). Oma indikaatorliigid on aga ka sileda koorega puudel (nt. *Arthothelium ruanum*). Samuti erines samblike liigiline koosseis päris sileda ja paksu korbaga puude vahel. Gustafsson ja Eriksson (1995) leidsid, et korba paksus ja epifüütide liigirikkus on korreleeritud, mida paksem korp, seda rohkem samblikuliike.

4.5. Puisniitude samblike mitmekesisus erinevates regioonides

Proovialade samblike liigiline mitmekesisus Eesti erinevates maakondades erines. Ordinatsioonidiagrammil iseloomustas idapikkuse koordinaat proovialade paiknemist kõige paremini. Saaremaale jäävad proovialad erinesid liigilise koosseisu poolest enim Lääne-Virumaale jäävatest proovialadest. Samasugused tulemused saadi Leppiku (2005) bakalaureusetöös, kus idapikkuse koordinaadid mõjutasid samblike liigilist mitmekesisust enam kui põhjalaiuse koordinaadid. Puude ordinatsioonidiagrammil aga osutusid oluliseks mõlemad koordinaadid, ka põhjalaiuse koordinaatidel oli sambliku elustikele tugev oluline mõju. Ka Jüriado (2000) ja Jüriado jt. (2003, 2007) on täheldanud, et erinevused eri piirkondade metsade samblike elustike vahel esinevad. Jüriado (2000) leidis, et erinevus läänepoolse Pärnumaa ja idapoolse Virumaa metsade samblike liigilise koosseisu vahel on olemas, samas pole see nii drastiline kui erinevus Lääne- ja Ida-Eesti terviklike samblike elustike vahel. Antud töös ilmnes erinevus mitte ainult eri piirkondade, vaid ka eri proovialade samblike liigiliste koosseisude vahel. Konkreetse prooviaala tingimused omavad samblike elustikule olulist mõju, sama on leidnud ka Johansson jt. (2007). Uurimuses selgus veel, et Lääne- ja Ida-Eesti puude samblike keskmised liigirikkkused erinevad vähesel määral. Leitud erinevus on aga peaaegu ebaoluline, seetõttu võib erinevad regioonid liigirikkkuse poolest siiski suhteliselt sarnaseks lugeda.

4.6. Indikaatorliigid

Avatud puisniidu indikaatorliikideks osutusid selle töö andmetel enamasti Eestis laialt levinud samblikuliigid, näiteks *Evernia prunastri*, *Melanelia subaurifera* ja *Physconia enteroxantha*. Samad samblikuliigid (ja veel paljud teised Eestis väga sagedad ning antud töös avatud aladele iseloomulikud liigid) olid indikaatorliikideks ka puudele, mille läheduses põõsaid ei kasvanud. Mainitud liigid kasvavad ka meie metsades, kuid tõenäoliselt on nende sagedus suurem valgusküllasemates kasvukohtades.

Samblikuliiki *Pertusaria coronata*, mida siiani on Eestis vaid puisniitudelt leitud ja seetõttu peetud puisniitude indikaatorliigiks (Leppik 2005), registreeriti

antud töös ka puisniidu kinnikasvanud aladelt. See aga ei tähenda, et kinnikasvanud alade mikroklimaatilised tingimused antud liigile sobivad, võimalik, et ajapikku võsa tihenedes ja teiste tingimuste muutudes nimetatud liik nendest kasvukohtadest lihtsalt kaob. Antud töös leiti, et samblikuliik *Pertusaria coronata* on indikaatorliigiks puudele, mille läheduses põõsaid ei kasva. Viimane fakt kinnitab *Pertusaria coronata* seotust avatud aladega veelgi enam.

Teiseks huvitavaks liigiks puisniitudel on Eesti territooriumilt suhteliselt hiljuti (Aptroot *et al.* 2005) avastatud samblik *Lecidella flavosorediata*. Eestis pole tema leiukohti veel väga palju tuvastatud (10 leiukohta), aga praeguseni on antud liiki kõige rohkem registreeritud puisniitudelt. Veel on seda samblikuliiki leitud hästi valgustatud kasvukohtadest nagu pargid ja teeäärsed puud (Aptroot *et al.* 2005). Mainitud samblikku võib pidada avatud kasvukohtadele iseloomulikuks liigiks. Seda enam, et antud töös osutus ta indikaatorliigiks nii puisniidu avatud aladel kasvavatel puudel, kui ka puudel, mille läheduses ei kasvanud põõsaid. Selle sambliku valguselembust näitab ka fakt, et sagedamini kasvas ta puude lõunapoolsel küljel.

Antud töö põhjal võib järeldada, et avatud puisniidud on paljudele samblikuliikidele olulisemaks kasvukohaks kui kinnikasvanud puisniidud. Seetõttu on puisniitude säilitamine ja hooldamine väga oluline. Kinni kasvavast puisniidust kujuneb suktsessiooni käigus lehtmets (Kukk 1997). Tõenäoliselt kujuneb tulevases lehtmetsas oma huvitav samblike elustik, kuid suktsessiooni vahepeelses etapis on samblike mitmekesisus üsna vaene, kuna valguslembesed liigid on kadunud ja vanadele metsadele iseloomulikud liigid pole veel jõudnud seda kooslust asustada või pole nende jaoks veel sobivaid kasvutingimusi kujunenud.

Aeg-ajalt on kerkinud ka pärandkoosluste säilitamise vajalikkuse küsimus. Kuna tegemist on poollooduslike kasvukohtadega, on leitud, et säilitada võiks siiski looduslikke süsteeme. Samas ei ole selget arusaamist ka puisniitude kujunemise või nende algupära kohta. Kui pidada tõenäoliseks, et jääaja järgselt olid Euroopas valdavad puudega rohumaad, mida “hooldasid” suured herbivoorid, võib inimtegevust puisniitudel pidada hoopis abivahendiks kunagise maastiku ja sellele iseloomulike liikide säilitamisel (Vera 2000, Lawesson 2003, Eriksson *et al.* 2002).

KOKKUVÕTE

Puisniidud kui poollooduslikud kooslused olid veel 65 aastat tagasi Eesti kultuurmaastikule väga iseloomulikud taimkatteüksused. Tänapäevaks on puisniitude kõrgaegsest pindalast säilinud vaid 0.1%, mistõttu pööratakse nende uurimisele ja kaitsmisele suurt tähelepanu. Antud töö eesmärgiks oli uurida puisniitude puude samblike elustikku ja seda mõjutavaid tegureid nii puisniidu avatud kui ka kinnikasvanud alal.

Uuriti 15 puisniitu ja 29 prooviala Eesti erinevates piirkondades. Proovialad valiti nii, et nad paigutuksid puisniidu võimalikult erineva ilmega aladele või puisniidu lähedusse. Igal proovialal uuriti 12 puud (kokku 348 puud) ja igale puule paigutati nelja põhiilmakaarde prooviruudustikud (kokku 1392 prooviruudustikku). Välitööd toimusid 2004.-2006. a. suvel. Mõõdetud keskkonnaparameetrid olid: tüve läbimõõt, puukoore pH, valgustingimused iga prooviruudu kohal, põdsastumise protsent ja põdsaliikide arv kümne meetri raadiuses puu ümber ning põhjalaiuse ja idapikkuse koordinaadid proovialal. Antud parameetreid kasutati nii ordianatsiooni (DCA, CCA), dispersioonanalüüsi (One-way ANOVA), regressioonanalüüsi, indikaatorliikide analüüsi kui ka t-testi läbiviimisel.

Antud uurimuses leiti, et samblike elustik erineb avatud ja kinnikasvanud puisniitude vahel. Suurimad erinevused leiti avatud ja kinnikasvanud puisniitude vahel võrreldes samblike liigirikkusi, sagedusi ja ohtrusi. Valgustingimuste paranedes samblike liigirikkus ja sagedus suurenesid. Puisniitude võsastumisel valgustingimused muutuvad. Otsese ja hajusa kiirguse koefitsient oli avatud puisniidu alal oluliselt suurem kui kinnikasvanud alal. Samblike liigiline koosseis oli neil aladel erinev. Oma indikaatorliigid leidsid nii avatud (nt. *Cliostomum griffithii*) kui kinnikasvanud (nt. *Micarea prasina*) aladel.

Selgus, et valgustingimused avatud puisniidul kasvavate puude erinevates külgedes erinesid rohkem kui kinnikasvanud puisniidul. Samblike liigiline mitmekesisus erinevate puukülgede vahel aga ei erinenud ei avatud ega ka kinnikasvanud aladel. Erinevate külgede samblike liigirikkuste võrdlusel erinevusi ei tuvastatud ja seda ka avatud ja kinnikasvanud proovialasid eraldi analüüsides. Ilmnes aga, et samblike sagedus on suurim puu põhjaküljel.

Antud töös selgus, et samblike liigirikkuse ja puukoore pH vahel esines oluline seos vaid avatud puisniitudel kasvavatel saartel. Koore pH suurenedes samblikuliikide arv vähenes.

Erinevate puuliikide samblike liigirikkused, sagedused ja ohtrused erinesid. Selgus, et tamme ja saare keskmised näitajad on suuremad kui teistel puudel – kasel, haaval, männil ja kuusel. Ka samblike liigiline koosseis erines erinevate puuliikide vahel. Puuliikidest leidis enim samblikuliike tammel, seejärel saarel, siis kasel ja haaval. Ka ühel puul kasvavate samblikuliikide rekord on tamme käes.

Leidis samblikuliike, mis oluliselt sagedamini kasvasid paksu korbaga puudel (nt. *Calicium salicinum*). Oma indikaatorliigid on aga ka sileda koorega puudel (nt. *Arthothelium ruanum*). Samuti erines samblike liigiline koosseis päris sileda ja paksu korbaga puude vahel.

Proovialade samblike liigiline mitmekesisus Eesti erinevate maakondade vahel erines. Saaremaale jäävad proovialad erinesid liigilise koosseisu poolest enim Lääne-Virumaale jäävatest proovialadest.

Tuvastati kaks avatud puisniitudele iseloomulikku samblikuliiki: *Pertusaria coronata* ja *Lecidella flavosorediata*. Antud töö põhjal võib järeldada, et avatud puisniidud on paljudele samblikuliikidele olulisemaks kasvukohaks kui kinnikasvanud puisniidud. Seetõttu on traditsiooniliste puisniitude säilitamine ja hooldamine väga oluline.

SUMMARY: FACTORS INFLUENCING DIVERSITY OF EPIPHYTIC LICHENS IN WOODED MEADOWS OF ESTONIA

Wooded meadows as man made seminatural habitats were very characteristic of Estonian cultural landscape about 65 years ago. Today only 0,1% of the former area of wooded meadows has survived and that is the reason why much attention is paid on studying and preserving these habitats. The objectives of this study were: to describe epiphytic lichen species composition and richness in open and overgrown wooded meadows and explore the factors which influence the diversity of lichens in these communities.

15 wooded meadows and 29 study sites were investigated in different regions of Estonia. Study sites were placed in different parts of the wooded meadows (overgrown and open) or close to them. In every study site 12 trees were investigated (altogether 348 trees) and sampling plots were placed on the tree in four cardinal direction (altogether 1392 sampling plots). Field works were carried out during the summer in 2004-2006. Measured environmental parameters were: stem diameter, bark pH, light conditions near every sampling plot, percentage of bushes and the number of different bush species around the tree in the radius of ten meters, and the geographical coordinates (latitude, longitude) in study site. These variables were used in ordination (DCA, CCA), dispersion (One-way ANOVA), regression and indicator species analysis as well as t-test.

Diversity of lichens in open wooded meadows differs from that in overgrown habitats. The biggest differences were detected in species richness, frequency and abundance. Lichen species richness and frequency increased with improving light conditions. Light conditions change when open wooded meadows become overgrown. Direct and indirect radiation coefficient was higher in open than in overgrown areas. Lichen species composition varied in these areas. Indicator species were identified both for open (e.g. *Cliostomum griffithii*) and for overgrown (e.g. *Micarea prasina*) sites.

Light conditions in four cardinal directions around the tree differed more in open than in overgrown areas. Lichen species composition did not differ between different sides of the tree neither in open nor in overgrown wooded meadows. Furthermore, no differences were found in species richness between different sides of

the tree. Same results were achieved both in open and overgrown areas. Still, species frequency was highest in the northern side of the tree.

A significant correlation between bark pH and lichen species richness was detected only on ash trees in open wooded meadows. Species richness decreased whereas bark pH increased.

Lichen species richness, frequency and abundance differed among different tree species. These average indicators were higher on oak and ash trees than on birch, aspen, pine and spruce trees. Lichen species composition differed between different tree species. The number of lichen species was higher on oak trees than on ash, birch or aspen trees. The highest number of species from one tree was also found on oak.

There were lichen species, that preferred to grow more often on trees with rough bark (e.g. *Calicium salicinum*) while another species (e.g. *Arthothelium ruanum*) preferred smooth bark. Lichen species composition differed between the trees with rough and smooth bark.

Lichen species composition in whole study sites differed between different counties in Estonia. The differences were greatest between study sites in Saaremaa and in Lääne-Virumaa.

Two indicator species for open wooded meadows were detected: *Pertusaria coronata* and *Lecidella flavosorediata*. It can be concluded that open wooded meadows are more suitable for many lichen species than overgrown habitats. Therefore preserving the traditional wooded meadows is really essential.

KASUTATUD KIRJANDUS

Publikatsioonid:

- Almborn, O. 1948. Distribution and ecology of some South Scandinavian Lichens. – Bot. Not., Suppl. 1(2): 1-354.
- Andersson, L., Martverk, R., Külvik, M., Palo, A. ja Varblane, A. 2003. Vääriselupaikade inventuur Eestis 1999-2002. Regio AS, Tartu. 112 lk
- Aptroot, A., Czarnota, P., Jüriado, I., Kocourkova, J., Kukwa, M., Lõhmus, P., Palice, Z., Randlane, T., Saag, L., Sérusiaux, E., Sipman, H., Sparrius, L. B., Suija, A., Thüs, H. 2005. New or interesting lichens and lichenicolous fungi found during the 5th IAL Symposium in Estonia. – Folia Cryptog. Estonica 41: 13-22.
- Barkman, J. J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Assen, Netherlands. 628 pp.
- Brodeková, L., Gilmer, A., Dowding, P., Fox, H. & Guttova, A. 2006. An assessment of epiphytic lichen diversity and environmental quality in Knocksink wood nature reserve, Ireland. – Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy. 106B: 215-223.
- Culberson, C. F. & Kristinsson, H. D. 1970. A standardized method for the identification of lichen products. – Journal of Chromatography 46: 85-93.
- Culberson, C. F. 1972. Improved conditions and new data for the identification of lichen products by a standardized thin-layer chromatographic method. – Journal of Chromatography 72: 113-125.
- Dahlkild, Å. 2006. Phylogenetic and ecological studies in lichenology. – Doctoral Thesis in Plant Systematics at Stockholm University, Sweden.
- Dettki, H. & Esseen, P.-A. 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. – Ecography 21: 613-624.
- Du Rietz, G. E. 1924. Studien über die Vegetation der Alpen. mit derjenigen Skandinaviens verglichen. Veröff. geobot. Forsch-Institut. Rübel Zürich, 1924 (I).

- Eriksson, O., Cousins, S. A. O., Bruun, H. H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. – *J. Veg. Sci.* 13: 743-748.
- Foucard, T. 1992. Notes on the corticolous *Arthopyrenia* – species in Sweden. – *Graphis Scripta* 4: 49-60.
- Gauslaa, Y. & Ustvedt, M. 2003. Is parietin a UV-B or a blue-light screening pigment in the lichen *Xanthoria parietina*? – *Photochem. Photobiol. Sci.* 2: 424-432.
- Gauslaa, Y., Lie, M., Solhaug, K. A. & Ohlson, M. 2006. Growth and ecophysiological acclimation of the foliose lichen *Lobaria pulmonaria* in forests with contrasting light climates. – *Oecologia* 147: 406-416.
- Gustafsson, L. & Eriksson, I. 1995. Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. – *Journal of Applied Ecology* 32: 412-424.
- Hæggström, C.-A. 1983. Vegetation and soil of the wooded meadows in Nåtö, Åland. – *Acta Bot. Fennica* 120: 1-66.
- Hafellner, J. 1994. On *Biatoridium*, a resurrected genus of lichenized fungi (Ascomycotina, Lecanorales). – *Acta Bot. Fenn.* 150: 39–46.
- Harris, R. C., Brodo, I. M. & Tønsberg, T. 2000. *Lecanora thysanophora*, a common leprose lichen in eastern North America. *Bryologist* 103(4): 790–793.
- Hedenås, H & Ericson, L. 2000. Epiphytic macrolichens as conservation indicators: successional sequence in *Populus tremula* stands. – *Biol. Conserv.* 93: 43-53.
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2004. Aspen lichens in agricultural and forest landscapes: the importance of habitat quality. – *Ecography* 27: 521-531.
- Jaanits, L., Laul, S., Lõugas, V., Tõnisson, E. 1982. Eesti esiajalugu. Eesti Raamat, Tallinn, 461 lk.
- Johansson, P. & Ehrlén, J. 2003. Influence of habitat quantity, quality and isolation on the distribution and abundance of two epiphytic lichens. – *Journal of Ecology* 91: 213-221.
- Johansson, P., Rydin, H. & Thor, G. 2007. Tree age relationships with epiphytic lichen diversity and lichen life history traits on ash in southern Sweden. – *Ecoscience* 14: 81-91.

- Jüriado, I., Lõhmus, P. & Saag, L. 2000. Supplement to the second checklist of lichenized, lichenicolous and allied fungi of Estonia. – *Folia Cryptog. Estonica* 37: 21-25.
- Jüriado, I., Paal, J. & Liira, J. 2003. Epiphytic and epixylic lichen species diversity in Estonian natural forests. – *Biodiversity and Conservation* 12: 1587-1607.
- Kukk, T. & Kull, K. 1997. Puisniidud. – *Estonia Maritima* 2: 1-249.
- Kukk, T. (koost.) 2004. Pärandkooslused Õpik-käsiraamat. Pärandkoosluste kaitse ühing. Tartu. 256 lk.
- Kull, K. & Zobel, M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. – *J. Veg. Sci.* 2: 711-714.
- Kuusinen, M. 1996. Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. – *Lichenologist* 28(5): 443-463.
- Lawesson, J. E. 2003. Grazing Ecology and Forest History. Book review. – *J. Veg. Sci.* 14: 137-140.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam, Lausanne, New York, Oxford, Shannon, Singapore, Tokyo. pp. 369-371.
- Leht, M. (toim.) 1999. Eesti taimede määraja. Tartu. 447 lk.
- Lindgren, L. 2000. Island pastures. Metsähallitus. Helsinki. 232 pp
- Longán, A. & Gómez-Bolea, A. 1998. *Agonimia allobata* and *Macentina dictyospora*, two pioneer species of burnt wood. – *Lichenologist* 30: 589-591.
- Lõhmus, P. 2003. Composition and substrata of forest lichens in Estonia: a meta-analysis. – *Folia Cryptog. Estonica* 40: 19-38.
- Löbel, S., Snäll, T. & Rydin, H. 2006. Species richness patterns and metapopulation processes – evidence from epiphyte communities in boreo-nemoral forests. – *Ecography* 29: 169-182.
- Luhamaa, H., Ikonen, I., Kukk, T. 2001. Läänemaa pärandkooslused. Seminatural communities of Läänemaa County, Estonia. – *Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Tartu-Turku*, lk 96.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237 pp.

- Moe, B. & Botnen, A. 1997. A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* at Havrå, Osterøy, western Norway. – *Plant Ecology* 129: 157-177.
- Moe, B. & Botnen, A. 2000. Epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* in four different habitats at Grinde, Leikanger, western Norway. – *Plant Ecology* 151: 143-159.
- Nash, T.H. III (ed.) 1996. *Lichen biology*. Cambridge University Press.
- Orange, A 1991: *Macentina dictyospora* (*Verrucariaceae*), a new lichenized species from Sweden. – *Lichenologist* 23: 15-20.
- Paal, J. 2004. “Loodusdirektiivi” elupaigatüüpide käsiraamat. Eesti Keskkonnaministeerium. 241 lk.
- Palmqvist, K. & Sundberg, B. 2000. Light use efficiency of dry matter gain in five macrolichens: relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. – *Plant, Cell and Environment* 23: 1-14.
- Purvis, O. W., Coppins, B. J., Hawksworth, D. L., James, P. W. & Moore, D. M. (eds) 1992. *The lichen flora of Great Britain and Ireland*. Natural History Publications, London. 710 pp.
- Randlane, T. & Saag, A. (eds) 1999. Second checklist of lichenized, lichenicolous and allied fungi of Estonia. – *Folia Cryptog. Estonica* 35: 1-132.
- Randlane, T. & Saag, A. (koost.) 2004. *Eesti pisisamblikud*. Tartu Ülikool, Tartu. 582 lk.
- Regent Instruments Inc. 2001. WinSCANOPY2001a manual. Quebec, Canada.
- Renhorn, K.-E., Esseen, P.-A., Palmqvist, K. & Sundberg, B. 1997. Growth and vitality of epiphytic lichens. I. Responses to microclimate along a forest edge.interior gradient. – *Oecologia* 109: 1-9.
- Rose, F. 1974. The epiphytes of oak. – In: M. G. Morris & F. H. Perring (eds): *The British Oak*. E. W. Classey, Farringdon, pp 250-273.
- Rõuk, A.-M. 1992. Looduslikud olud hilisjäajast tänapäevani. – *Eesti talurahva ajalugu* 1, Olion, Tallinn lk 16-39.
- Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A., Tønsberg, T. & Vitikainen, O. 2004. *Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia*. Museum of Evolution, Uppsala University.
- Scheidegger, C., Groner, U., Keller, C. & Stofer, S. 2002. Biodiversity assessment tools – lichens. In: Nimis, P. L., Scheidegger, C. & Wolseley, P. A. (eds.)

- Monitoring with Lichen – Monitoring Lichens. pp. 359-365. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Sillett, S.C., McCune, B., Peck, J.E., Rambo, T.R. & Ruchty, A. 2000. Dispersal limitations of epiphytic lichens result in species dependent on old-growth forests. – *Ecological Applications* 10(3): 789-799.
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6.
- Stoutesdijk, P. H. & Barkman, J. J. 1992. Microclimate, vegetation and fauna. Opulus, Knivsta.
- Suija, A. & Jüriado, I. 2002. Lichens and lichenicolous fungi of the Hiiumaa Islets Landscape Reserve (Estonia). – *Folia Cryptog. Estonica* 39: 37-50.
- Suija, A., Jüriado, I., Leppik, E. & Randlane, T. 2006. New Estonian Records. New lichens and lichenicolous fungi. – *Folia Cryptog. Estonica* 42: 103-111.
- Sundberg, B., Palmqvist, K., Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1997. Growth and vitality of epiphytic lichens. II. Modelling of carbon gain using field and laboratory data. – *Oecologia* 109: 10-18.
- Sõmermaa, A. 1972. Ecology of epiphytic lichens in main Estonian forest types. – *Scripta Mycol.* 4: 1-117
- Ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5) Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 pp.
- Thor, G. & Nordin, A. 1998. 16 lichens new to Estonia. – *Folia Cryptog. Estonica* 32: 123-125.
- Tibell, L. 1999. Calicioid lichens and fungi. – *Nordic Lichen Flora* 1: 20-94.
- Trass, H. & Randlane, T. (koost.) 1994. Eesti suursamblikud. Tartu. 399 lk.
- Tõnisson, E. 1992. Külaühiskonna väljakujunemine. – Eesti talurahva ajalugu 1, Olion, Tallinn lk 76-126.
- Tønnsberg, T. 1992. The sorediate and isidiate, corticolous, crustose lichens in Norway. – *Sommerfeltia* 14: 1-331.
- Vera, F.W.M. 2000. Grazing ecology and forest history. CABI Publ., Wallingford, UK.
- Öckinger, E., Niklasson, M. & Nilsson, S. G. 2005. Is local distribution of epiphytic lichen *Lobaria pulmonaria* limited by dispersal capacity or habitat quality? – *Biodiversity and Conservation* 14: 759-773.

Käsikirjad:

- Jüriado, I. 2000. Erinevate metsakasvukohatüüpide lihhenofloora Kirde- ja Edela-Eestis. Magistritöö. Tartu. (Käsikiri Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituudis)
- Jüriado, I., Liira, J., Paal, J. & Suija, A. 2007. Ecological conditions influencing the diversity of epiphytic lichens on temperate broad-leaved trees in Estonian floodplain forests. –submitted manuscript
- Leppik, E. 2005. Andmeid Eesti puisniitude epifüütsest lihhenofloorast. Bakalaureusetöö. Tartu. (Käsikiri Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituudis)
- Meier, E. 2001. Lääne-Saaremaa puisniitude liigirikkuse põhjustest. Diplomitöö. Tallinn. (Käsikiri TPÜ bioloogia õppetoolis ning EPMÜ zooloogia ja botaanika instituudis)
- Meier, E. 2002. Lääne-Saaremaa, Hiiumaa ja Vormsi puisniitude taimestiku analüüs ja seosed keskkonnafaktoritega. Bakalaureusetöö. Tartu. (Käsikiri Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituudis)
- Nõmm, M. 2005. Samblike liigirikkust ja koosseisu mõjutavad tegurid angervaksa kasvukohatüübi looduslähedastes ning majandatud metsades. Lõputöö. Tartu. (Käsikiri Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituudis)
- Saag, L. 2002a. Soredioossed kooriksamblikud Eestis. Magistritöö. Tartu. (Käsikiri Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituudis)
- Saag, L. 2002b. Soredioossed kooriksamblikud Eestis. Magistritöö lisad. Tartu. (Käsikiri Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituudis)
- Sarv, M. 1997. Kooriksamblike perekonnad *Amandinea*, *Buellia*, *Diplotomma* ja *Rinodina* Eestis. Magistritöö. Tartu. (Käsikiri Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituudis)
- Suija, A., Leppik, E., Randlane, T. & Thor, G. 2007. New lichens and lichenicolous fungi. – *Folia Cryptog. Estonica* 43 (in press)

Internetiallikad:

eRT (a) – Elektrooniline Riigi Teataja. I ja II kaitsekategooriana kaitse alla võetavate liikide loetelu. Vabariigi Valitsuse 20. mai 2004. a määrus nr 195.

[<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=760301>]. 10.03.2007

eRT (b)– Elektrooniline Riigi Teataja. III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine. Keskkonnaministri 19. mai 2004. a määrus nr 51.

[<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=760308>]. 10.03.2007

Maa-amet – Maainfosüsteemi avalik kaardiserver, Natura 2000 ja looduskaitse kaardirakendus.

[http://www.maaamet.ee/index.php?lang_id=1&page_id=1&menu_id=1].

30.06.2005

Randlane, T., Saag, A. & Suija, A. 2006. Lichenized, lichenicolous and allied fungi of Estonia. Last update: April 24, 2006. [<http://www.ut.ee/lichens/fce.html>].

30.04.2007

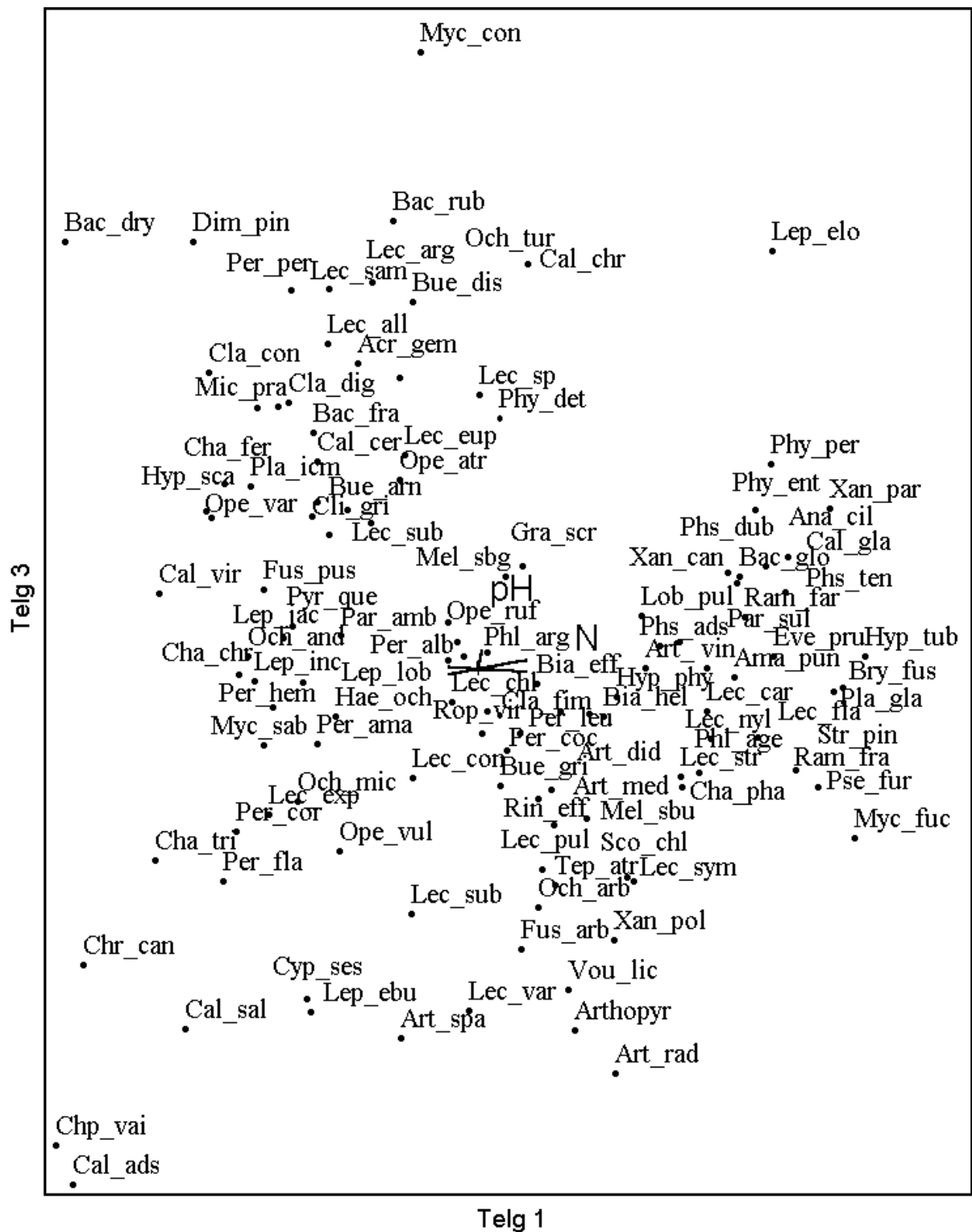
TÄNUAVALDUSED

Soovin tänada kõiki, kes antud töö valmimisele kaasa aitasid: Katrin Jürgens ja Meeli Mesipuu, kes aitasid mõnede uurimisalade valikul ja varustasid vajaliku kaardimaterjaliga; Eve Eensalu ja Ingmar Tulva, kes abistasid mind tehnilistes küsimustes; Piret Lõhmus, Lauri Saag, Ave Suija – kes aitasid mind teatud samblike määramisel; Inga Jüriado, kes andis head nõu meetodika valimisel; Thomas Gerner, Anni Kүүsvek, Sirlī Niitots, Anu Sang ja Maris Ojamets, kes olid mulle seltsiks ja abiks välitöödel; Pouli talu pererahvas ja LKK Hiiu-Lääne regioon, kes mulle välitööde ajal peavarju pakkusid; Signe Salumets, kes tegi vajalikke märkusi inglisekeelses kokkuvõttes.

Suurim tänu kuulub minu juhendajatele Tiina Randlasele ja Lauri Saagile, kelle nõu ja abiga antud uurimus läbi viidi.

LISAD

- Lisa 1. Samblikuliikide ja keskkonnaparametrite vahelised seosed kanoonilise vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagrammil (teljed 1 ja 2)
- Lisa 2. Samblikuliikide ja keskkonnaparametrite vahelised seosed kanoonilise vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagrammil (teljed 1 ja 3)
- Lisa 3. Erinevate puuliikide samblike keskmiste liigirikuste erinevuste tõenäosused
- Lisa 4. Erinevate puuliikide samblike keskmiste sageduste erinevuste tõenäosused
- Lisa 5. Erinevate puuliikide samblike keskmiste subjektiivsete ohtruste erinevuste tõenäosused
- Lisa 6. Erinevate puuliikide samblike keskmiste liigirikuste erinevuste tõenäosused avatud proovialadel
- Lisa 7. Erinevate puuliikide samblike keskmiste sageduste erinevuste tõenäosused avatud proovialadel
- Lisa 8. Erinevate puuliikide samblike keskmiste subjektiivsete ohtruste erinevuste tõenäosused avatud proovialadel
- Lisa 9. Erinevate puukülgede keskmiste valgustingimuste erinevuste tõenäosused
- Lisa 10. Erinevate puukülgede keskmiste valgustingimuste erinevuste tõenäosused avatud proovialal
- Lisa 11. Keskmised valgustingimused (TSF) avatud proovialal tüve läheduses igas põhiilmakaares ja selle alusel moodustunud grupid
- Lisa 12. Erinevate puukülgede keskmiste valgustingimuste erinevuste tõenäosused kinnikasvanud proovialal
- Lisa 13. Keskmised valgustingimused (TSF) kinnikasvanud proovialal tüve läheduses igas põhiilmakaares ja selle alusel moodustunud grupid
- Lisa 14. Erinevate puuliikide keskmiste koore pH erinevuste tõenäosused
- Lisa 15. Erinevate puuliikide keskmine koore pH ja selle alusel moodustunud grupid
- Lisa 16. Antud töö käigus registreeritud samblikud
- Lisa 17. *XVI Symposium of the Baltic Mycologists and Lichenologists of Baltic States, Latvia, Cesis, September 21-25, 2005*. Sümpoosioni toimetistes ilmunud artikkel
- Lisa 18. *XVI Symposium of the Baltic Mycologists and Lichenologists of Baltic States, Latvia, Cesis, September 21-25, 2005*. Stendiettekanne sümpoosionil



Lisa 2. Samblikuliikide ja keskkonnaparaameetrite vahelised seosed kanoonilise vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagrammil (teljed 1 ja 3). Lühendite seletus vt. lisa 16.

Lisa 3. Erinevate puuliikide samblike keskmiste liigirikkuste erinevuste tõenäosused, Tukey test.

	<i>Q. robur</i>	<i>Betula</i> spp.	<i>P. tremula</i>	<i>F. excelsior</i>	<i>T. cordata</i>	<i>A. glutinosa</i>	<i>P. silvestris</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. incana</i>
<i>Q. robur</i>		0,000017	0,000011	0,862390	1,000000	0,985199	0,407604	0,093347	0,999793
<i>Betula</i> spp.	0,000017		0,979786	0,267115	0,713323	0,965860	1,000000	0,958695	1,000000
<i>P. tremula</i>	0,000011	0,979786		0,043540	0,431773	0,756156	0,996066	0,998450	0,999980
<i>F. excelsior</i>	0,862390	0,267115	0,043540		0,999047	1,000000	0,950278	0,408076	0,999999
<i>T. cordata</i>	1,000000	0,713323	0,431773	0,999047		0,998486	0,907332	0,432978	0,999774
<i>A. glutinosa</i>	0,985199	0,965860	0,756156	1,000000	0,998486		0,997977	0,731322	1,000000
<i>P. silvestris</i>	0,407604	1,000000	0,996066	0,950278	0,907332	0,997977		0,965325	1,000000
<i>P. abies</i>	0,093347	0,958695	0,998450	0,408076	0,432978	0,731322	0,965325		0,998941
<i>A. incana</i>	0,999793	1,000000	0,999980	0,999999	0,999774	1,000000	1,000000	0,998941	

Lisa 4. Erinevate puuliikide samblike keskmiste sageduste erinevuste tõenäosused, Tukey test.

	<i>Q. robur</i>	<i>Betula</i> spp.	<i>P. tremula</i>	<i>F. excelsior</i>	<i>T. cordata</i>	<i>A. glutinosa</i>	<i>P. silvestris</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. incana</i>
<i>Q. robur</i>		0,000010	0,000120	1,000000	1,000000	0,960840	0,183109	0,000036	1,000000
<i>Betula</i> spp.	0,000010		0,876651	0,000011	0,193933	0,575669	0,994002	0,249187	0,939266
<i>P. tremula</i>	0,000120	0,876651		0,005150	0,596046	0,973047	1,000000	0,062869	0,987399
<i>F. excelsior</i>	1,000000	0,000011	0,005150		1,000000	0,963718	0,253725	0,000070	1,000000
<i>T. cordata</i>	1,000000	0,193933	0,596046	1,000000		0,992899	0,753440	0,006651	1,000000
<i>A. glutinosa</i>	0,960840	0,575669	0,973047	0,963718	0,992899		0,992648	0,027463	0,999775
<i>P. silvestris</i>	0,183109	0,994002	1,000000	0,253725	0,753440	0,992648		0,165651	0,989750
<i>P. abies</i>	0,000036	0,249187	0,062869	0,000070	0,006651	0,027463	0,165651		0,395964
<i>A. incana</i>	1,000000	0,939266	0,987399	1,000000	1,000000	0,999775	0,989750	0,395964	

Lisa 5. Erinevate puuliikide samblike keskmiste subjektiivsete ohtruste erinevuste tõenäosused, Tukey test.

	<i>Q. robur</i>	<i>Betula</i> spp.	<i>P. tremula</i>	<i>F. excelsior</i>	<i>T. cordata</i>	<i>A. glutinosa</i>	<i>P. silvestris</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. incana</i>
<i>Q. robur</i>		0,000018	0,000012	0,999512	0,999407	0,908991	0,028284	0,002338	0,998838
<i>Betula</i> spp.	0,000018		0,991454	0,041137	0,986543	0,997166	0,995734	0,361204	1,000000
<i>P. tremula</i>	0,000012	0,991454		0,006709	0,912123	0,942008	0,999999	0,657009	1,000000
<i>F. excelsior</i>	0,999512	0,041137	0,006709		0,999989	0,988487	0,157724	0,011093	0,999693
<i>T. cordata</i>	0,999407	0,986543	0,912123	0,999989		0,999997	0,912496	0,287626	0,999989
<i>A. glutinosa</i>	0,908991	0,997166	0,942008	0,988487	0,999997		0,949762	0,289307	1,000000
<i>P. silvestris</i>	0,028284	0,995734	0,999999	0,157724	0,912496	0,949762		0,880146	0,999998
<i>P. abies</i>	0,002338	0,361204	0,657009	0,011093	0,287626	0,289307	0,880146		0,985385
<i>A. incana</i>	0,998838	1,000000	1,000000	0,999693	0,999989	1,000000	0,999998	0,985385	

Lisa 6. Erinevate puuliikide samblike keskmiste liigirikkkuste erinevuste tõenäosused avatud proovialadel, Tukey test.

	<i>Q. robur</i>	<i>Betula</i> spp.	<i>P. tremula</i>	<i>F. excelsior</i>	<i>T. cordata</i>	<i>A. glutinosa</i>	<i>P. silvestris</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. incana</i>
<i>Q. robur</i>		0,000010	0,000010	0,000044	0,999979	0,859672	0,003530	0,000056	0,755797
<i>Betula</i> spp.	0,000010		1,000000	0,935326	0,763584	0,732259	0,993699	0,670461	1,000000
<i>P. tremula</i>	0,000010	1,000000		0,933426	0,750435	0,721708	0,996553	0,732201	1,000000
<i>F. excelsior</i>	0,000044	0,935326	0,933426		0,962108	0,989501	0,855726	0,281881	0,999861
<i>T. cordata</i>	0,999979	0,763584	0,750435	0,962108		0,999940	0,583863	0,227301	0,967352
<i>A. glutinosa</i>	0,859672	0,732259	0,721708	0,989501	0,999940		0,597858	0,164582	0,991833
<i>P. silvestris</i>	0,003530	0,993699	0,996553	0,855726	0,583863	0,597858		0,998875	1,000000
<i>P. abies</i>	0,000056	0,670461	0,732201	0,281881	0,227301	0,164582	0,998875		0,998924
<i>A. incana</i>	0,755797	1,000000	1,000000	0,999861	0,967352	0,991833	1,000000	0,998924	

Lisa 7. Erinevate puuliikide samblike keskmiste sageduste erinevuste tõenäosused avatud proovialadel, Tukey test.

	<i>Q. robur</i>	<i>Betula</i> spp.	<i>P. tremula</i>	<i>F. excelsior</i>	<i>T. cordata</i>	<i>A. glutinosa</i>	<i>P. silvestris</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. incana</i>
<i>Q. robur</i>		0,000010	0,000010	0,011343	0,997811	0,492463	0,013092	0,000012	0,998606
<i>Betula</i> spp.	0,000010		0,999759	0,320784	0,937041	0,974842	0,999578	0,268447	0,998109
<i>P. tremula</i>	0,000010	0,999759		0,770834	0,978822	0,997643	0,994621	0,166724	0,999624
<i>F. excelsior</i>	0,011343	0,320784	0,770834		0,999981	1,000000	0,714456	0,012996	1,000000
<i>T. cordata</i>	0,997811	0,937041	0,978822	0,999981		0,999920	0,880704	0,207130	1,000000
<i>A. glutinosa</i>	0,492463	0,974842	0,997643	1,000000	0,999920		0,943357	0,151886	1,000000
<i>P. silvestris</i>	0,013092	0,999578	0,994621	0,714456	0,880704	0,943357		0,913578	0,989092
<i>P. abies</i>	0,000012	0,268447	0,166724	0,012996	0,207130	0,151886	0,913578		0,668203
<i>A. incana</i>	0,998606	0,998109	0,999624	1,000000	1,000000	1,000000	0,989092	0,668203	

Lisa 8. Erinevate puuliikide samblike keskmiste subjektiivsete ohtruste erinevuste tõenäosused avatud proovialadel, Tukey test.

	<i>Q. robur</i>	<i>Betula</i> spp.	<i>P. tremula</i>	<i>F. excelsior</i>	<i>T. cordata</i>	<i>A. glutinosa</i>	<i>P. silvestris</i>	<i>P. abies</i>	<i>A. incana</i>
<i>Q. robur</i>		0,000010	0,000010	0,001421	0,977313	0,345715	0,000288	0,000011	0,643068
<i>Betula</i> spp.	0,000010		0,999963	0,868830	0,996231	0,999206	0,721917	0,137091	0,999913
<i>P. tremula</i>	0,000010	0,999963		0,712177	0,988571	0,994086	0,860814	0,252056	0,999989
<i>F. excelsior</i>	0,001421	0,868830	0,712177		0,999999	1,000000	0,273090	0,020744	0,994124
<i>T. cordata</i>	0,977313	0,996231	0,988571	0,999999		0,999995	0,715977	0,311002	0,993262
<i>A. glutinosa</i>	0,345715	0,999206	0,994086	1,000000	0,999995		0,657105	0,179795	0,998148
<i>P. silvestris</i>	0,000288	0,721917	0,860814	0,273090	0,715977	0,657105		0,998238	0,999990
<i>P. abies</i>	0,000011	0,137091	0,252056	0,020744	0,311002	0,179795	0,998238		0,995619
<i>A. incana</i>	0,643068	0,999913	0,999989	0,994124	0,993262	0,998148	0,999990	0,995619	

Lisa 9. Erinevate puukülgede keskmiste valgustingimuste erinevuste tõenäosused, Tukey test; N – põhi, E – ida, S – lõuna, W – lää.

	N	E	S	W
N		0,000008	0,000008	0,000008
E	0,000008		0,050098	0,999926
S	0,000008	0,050098		0,042748
W	0,000008	0,999926	0,042748	

Lisa 10. Erinevate puukülgede keskmiste valgustingimuste erinevuste tõenäosused avatud proovialal, Tukey test; N – põhi, E – ida, S – lõuna, W – lää.

	N	E	S	W
N		0,000010	0,000008	0,000014
E	0,000010		0,018293	0,997123
S	0,000008	0,018293		0,009698
W	0,000014	0,997123	0,009698	

Lisa 11. Keskmised valgustingimused (TSF) avatud proovialal tüve läheduses igas põhiilmakaares ja selle alusel moodustunud grupid, Tukey test.

	TSF	1	2	3
N	0,136	****		
W	0,221		****	
E	0,225		****	
S	0,302			****

Lisa 12. Erinevate puukülgede keskmiste valgustingimuste erinevuste tõenäosused kinnikasvanud proovialal, Tukey test; N – põhi, E – ida, S – lõuna, W – lää.

	N	E	S	W
N		0,000008	0,000008	0,000008
E	0,000008		0,470369	0,983340
S	0,000008	0,470369		0,705845
W	0,000008	0,983340	0,705845	

Lisa 13. Keskmised valgustingimused (TSF) kinnikasvanud proovialal tüve läheduses igas põhiilmakaares ja selle alusel moodustunud grupid, Tukey test.

	TSF	1	2
N	0,062	****	
E	0,121		****
W	0,126		****
S	0,142		****

Lisa 14. Erinevate puuliikide keskmiste koore pH erinevuste tõenäosused, Tukey test.

	<i>Q. robur</i>	<i>Betula</i> spp.	<i>P. tremula</i>	<i>F. excelsior</i>	<i>T. cordata</i>
<i>Q. robur</i>		0,019737	0,000066	0,000017	0,406335
<i>Betula</i> spp.	0,019737		0,000017	0,000017	0,037673
<i>P. tremula</i>	0,000066	0,000017		0,541302	0,584783
<i>F. excelsior</i>	0,000017	0,000017	0,541302		0,985589
<i>T. cordata</i>	0,406335	0,037673	0,584783	0,985589	

Lisa 15. Erinevate puuliikide keskmine koore pH ja selle alusel moodustunud grupid, Tukey test.

	korbapH	1	2	3
<i>Betula</i> spp.	4,41	****		
<i>Q. robur</i>	4,81		****	
<i>T. cordata</i>	5,37		****	****
<i>F. excelsior</i>	5,55			****
<i>P. tremula</i>	5,97			****

Lisa 16. Antud töö käigus registreeritud samblikud. Lühendid: SK – sagedusklass Randlane & Saag (1999) järgi: rr (väga haruldane) – 1-2 leiukohta; r (haruldane) – 3-5 leiukohta; st r (üsna haruldane) – 6-10 leiukohta; st fq (üsna sage) – 11-20 leiukohta; fq (sage) – 21-50 leiukohta; fqq (väga sage) – 51 või rohkem leiukohta; Uuritud proovialad: 1 – Allika_I, 2 – Peantse_I, 3 – Sipa_I, 4 – Kalli-Nedrema_I, 5 – Suuremõisa_I, 6 – Pouli_I, 7 – Tammemetsa_I, 8 – Laelatu_I, 9 – Mädapea_I, 10 – Uuemõisa_I, 11 – Koiva_I, 12 – Koiva_IV, 13 – Uuemõisa_IV, 14 – Suuremõisa_II, 15 – Allika_II, 16 – Kalli-Nedrema_II, 17 – Peantse_III, 18 – Laelatu_V, 19 – Laelatu_II, 20 – Laelatu_III, 21 – Järni_I, 22 – Lasila_I, 23 – Lasila_IV, 24 – Mädapea_II, 25 – Tagamõisa_I, 26 – Tagamõisa_III, 27 – Tagamõisa_II, 28 – Loode_I, 29 – Loode_II (vt. lk. 9, tabel 1); + - liik esineb antud proovialal; * - lihheniseerumata (ei ole sümbioosis rohevetika ega tsüanobakteriga) seen; # - lihhenikoolne (samblikel kasvav) seen; LK – riikliku kaitse all olev samblik (II, III – kaitsekategooriad).

Nr	Samblikuliik	Lühend	SK	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
1	<i>Acrocordia cavata</i>	Acr_cav	st fq																+													
2	<i>Acrocordia gemmata</i>	Acr_gem	fq	+			+							+		+	+		+			+	+	+		+	+	+	+	+	+	
3	<i>Amandinea punctata</i>	Ama_pun	fqq								+	+	+	+	+		+				+		+	+	+	+				+	+	
4	<i>Anaptychia ciliaris</i>	Ana_cil	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+			+	+								
5	<i>Arthonia didyma</i>	Art_did	r											+	+	+					+											
6	<i>Arthonia leucopellaea</i>	Art_leu	fqq												+																	
7	<i>Arthonia mediella</i>	Art_med	st fq							+	+	+	+	+		+	+				+	+	+		+							
8	<i>Arthonia radiata</i>	Art_rad	fq											+				+					+									
9	<i>Arthonia spadicea</i>	Art_spa	fq																			+	+						+		+	
10	<i>Arthonia vinosa</i>	Art_vin	st fq			+	+	+				+	+	+	+				+			+	+	+	+	+	+		+		+	
11	<i>Arthopyrenia punctiformis</i> *	Art_pun	st r																			+	+									
12	<i>Arthothelium ruanum</i>	Art_rua	fq	+																		+	+	+	+		+				+	
13	<i>Bacidia arceutina</i>	Bac_arc	fq				+																									
14	<i>Bacidia globulosa</i>	Bac_glo	st fq								+			+	+								+	+	+	+	+	+				
15	<i>Bacidia fraxinea</i>	Bac_fra	fqq	+		+	+							+		+	+	+	+			+	+						+	+		
16	<i>Bacidia rubella</i>	Bac_rub	fq	+	+	+	+						+					+	+			+		+					+			
17	<i>Bacidia subincompta</i>	Bac_sub	st fq				+	+					+																			
18	<i>Bactrospora dryina</i>	Bac_dry	rr																											+	+	
19	<i>Biatora chrysantha</i>	Bia_chr	rr																		+											
20	<i>Biatora efflorescens</i>	Bia_eff	fq	+		+								+	+			+	+			+	+	+	+	+		+	+	+	+	

Lisa 16. (järg)

Nr	Samblikuliik	Lühend	SK	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29			
21	<i>Biatora helvola</i>	Bia_hel	fq											+	+							+		+		+									
22	<i>Biatora ocelliformis</i>	Bia_oce	st fq							+	+		+			+																			
23	<i>Biatoridium delitescens</i>	Bia_del	rr																			+													
24	<i>Bryoria fuscescens</i>	Bry_fus	fqq											+											+										
25	<i>Buellia arnoldii</i>	Bue_arn	st r	+	+																												+		
26	<i>Buellia schaeereri</i>	Bue_sch	r											+	+																				
27	<i>Buellia disciformis</i>	Bue_dis	fqq										+			+																+	+		
28	<i>Buellia griseovirens</i>	Bue_gri	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
29	<i>Calicium abietinum</i>	Cal_abi	fqq										+																						
30	<i>Calicium adpersum</i>	Cal_ads	st r																															+	
31	<i>Calicium glaucellum</i>	Cal_gla	fqq				+							+												+									
32	<i>Calicium pinastri</i>	Cal_pin	r																		+														
33	<i>Calicium salicinum</i>	Cal_sal	fq									+		+								+			+			+		+	+	+	+	+	
34	<i>Calicium viride</i>	Cal_vir	fqq		+		+		+	+	+					+						+				+		+		+	+	+	+	+	
35	<i>Caloplaca cerina</i>	Cal_cer	fqq									+										+													
36	<i>Caloplaca chrysophtalama</i>	Cal_chr	r	+					+																									+	
37	<i>Caloplaca flavorubescens</i>	Cal_fla	fqq	+	+	+	+		+	+	+									+	+														
38	<i>Caloplaca lucifuga</i>	Cal_luc	r									+																						+	
39	<i>Candelariella reflexa</i>	Can_ref	st r																															+	
40	<i>Candelariella xanthostigma</i>	Can_xan	fq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+						+	+	+	+	+								+	
41	<i>Chaenotheca brachypoda</i>	Cha_bra	fq									+				+																			
42	<i>Chaenotheca chlorella</i>	Cha_chl	fq													+																			
43	<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	Cha_chr	fqq		+	+					+								+													+	+	+	
44	<i>Chaenotheca ferruginea</i>	Cha_fer	fqq		+	+								+																		+	+		
45	<i>Chaenotheca furfuracea</i>	Cha_fur	fqq									+																							
46	<i>Chaenotheca phaeocephala</i>	Cha pha	fq									+													+										
47	<i>Chaenotheca stemonea</i>	Cha ste	fq									+																					+		
48	<i>Chaenotheca tricialis</i>	Cha tri	fqq		+		+					+	+	+								+		+			+	+				+	+	+	

Lisa 16. (järg)

Nr	Samblikuliik	Lühend	SK	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	
49	<i>Chaenothecopsis pusiola</i> #	Chp_pus	st fq																			+											
50	<i>Chaenothecopsis vainioana</i> #	Chp_vai	r				+	+																	+						+	+	
51	<i>Chrysotrix candelaris</i>	Chr_can	fq									+			+		+						+							+	+	+	
52	<i>Cladonia cenotea</i>	Cla_cen	fqq	+	+	+						+										+											
53	<i>Cladonia conicraea</i>	Cla_con	fqq	+	+	+	+			+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
54	<i>Cladonia digitata</i>	Cla_dig	fqq	+	+							+										+		+						+			
55	<i>Cladonia fimbriata</i>	Cla_fim	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
56	<i>Cliostomum flavidulum</i>	Cli_fla	rr																												+		
57	<i>Cliostomum griffithii</i>	Cli_gri	st fq													+						+		+					+	+		+	+
58	<i>Cyphelium inquinans</i> LK III	Cyp_inc	st r									+																					
59	<i>Cyphelium sessile</i> #	Cyp_ses	r																				+									+	
60	<i>Dimerella pineti</i>	Dim_pin	fq												+															+	+	+	
61	<i>Evernia prunastri</i>	Eve_pru	fqq	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+						+	+						+	+	
62	<i>Fuscidea arboricola</i>	Fus_arb	r												+								+	+	+			+					
63	<i>Fuscidea praeruptorum</i>	Fus_pra	r												+								+										
64	<i>Fuscidea pusilla</i>	Fus_pus	st r	+																											+		
65	<i>Graphis scripta</i>	Gra_scr	fqq	+											+								+			+	+			+		+	
66	<i>Haematomma ochroleucum</i>	Hae_och	st fq																				+		+					+	+		+
67	<i>Hypocenomyce scalaris</i>	Hyp_sca	fqq				+	+	+	+	+	+			+		+													+	+		
68	<i>Hypocenomyce sorophora</i>	Hyp_sor	fq				+															+	+										
69	<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp_phy	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
70	<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp_tub	fqq	+		+	+	+	+	+	+	+	+												+	+							
71	<i>Imshaugia aleurites</i>	Ims_ale	fqq																				+										
72	<i>Lecania cyrtella</i>	Lec_cyr	fq														+																
73	<i>Lecania naegelii</i>	Lec_nae	fq																											+			
74	<i>Lecanora allophana</i>	Lec_all	fqq	+	+	+	+		+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
75	<i>Lecanora argentata</i>	Lec_arg	fqq				+					+										+	+	+				+	+	+			
76	<i>Lecanora cadubriae</i>	Lec_cad	st r																											+			

Lisa 16. (järg)

Nr	Samblikuliiik	Lühend	SK	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29		
77	<i>Lecanora carpinea</i>	Lec_car	fqq				+	+	+	+	+	+	+	+				+			+	+		+	+									
78	<i>Lecanora chlarotera</i>	Lec_chl	fqq	+	+	+		+	+	+	+		+			+	+	+		+	+	+	+				+	+	+	+	+			
79	<i>Lecanora conizaeoides</i>	Lec_con	st fq																		+	+				+	+		+					
80	<i>Lecanora expallens</i>	Lec_exp	fq				+	+		+	+	+	+	+	+	+					+	+	+	+	+	+	+		+	+				
81	<i>Lecanora hagenii</i>	Lec_hag	fqq						+																									
82	<i>Lecanora norvegica</i>	Lec_nor	st fq													+			+															
83	<i>Lecanora pulicaris</i>	Lec_pul	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
84	<i>Lecanora rugosella</i>	Lec_rug	fqq		+	+							+			+	+				+	+	+						+					
85	<i>Lecanora saligna</i>	Lec_sal	fq					+		+	+																							
86	<i>Lecanora sambuci</i>	Lec_sam	st fq										+									+												
87	<i>Lecanora strobilina</i>	Lec_str	st fq	+															+		+					+								
88	<i>Lecanora subintricata</i>	Lec_sub	r									+	+		+									+										
89	<i>Lecanora symmicta</i>	Lec_sym	fqq					+	+			+									+	+		+										
90	<i>Lecanora thysanophora</i>	Lec_thy	r																							+								
91	<i>Lecanora varia</i>	Lec_var	fqq									+	+									+	+		+									
92	<i>Lecidea nylanderii</i>	Lec_nyl	fqq			+	+						+	+				+	+	+				+	+		+	+						
93	<i>Lecidella elaeochroma</i>	Lec_ela	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
94	<i>Lecidella euphorea</i>	Lec_eup	fqq	+	+	+	+	+	+												+				+	+			+					
95	<i>Lecidella flavosorediata</i>	Lec_fla	r	+		+				+	+										+	+	+	+	+									
96	<i>Lecidella subviridis</i>	Lec_sub	st r									+	+			+	+	+	+	+	+	+	+					+						
97	<i>Lepraria eburnea</i>	Lep_ebu	st r													+		+			+	+			+		+	+	+	+	+	+		
98	<i>Lepraria elobata</i>	Lep_elo	st r			+	+	+		+	+	+		+	+		+	+	+		+	+	+	+	+		+	+						
99	<i>Lepraria incana</i>	Lep_inc	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
100	<i>Lepraria jackii</i>	Lep_jac	fq	+	+									+								+							+					
101	<i>Lepraria lobificans</i>	Lep_lob	fq				+			+				+		+						+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
102	<i>Lepruloma vouauxii</i>	Lep_vou	rr										+																					
103	<i>Leucocarpia dictyospora</i>	Leu_dic	rr												+																			
104	<i>Lobaria pulmonaria</i> LK III	Lob_pul	fqq									+			+											+	+	+						

Lisa 16. (järg)

Nr	Samblikutiik	Lühend	SK	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	
105	<i>Megalaria grossa</i> LK III	Meg_gro	st fq				+																										
106	<i>Melanelia exasperatula</i>	Mel_exl	fqq						+	+			+									+		+						+			
107	<i>Melanelia fuliginosa</i>	Mel_ful	fqq																			+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	
108	<i>Melanelia olivacea</i>	Mel_oli	fqq									+																					
109	<i>Melanelia subargentifera</i>	Mel_sbg	fq	+	+		+						+	+									+	+	+								
110	<i>Melanelia subaurifera</i>	Mel_sbu	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
111	<i>Micarea melanobola</i>	Mic_mel	r											+																			
112	<i>Micarea prasina</i>	Mic_pra	fqq				+						+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
113	<i>Mycobilimbia sabuletorum</i>	Myc_sab	fq															+													+	+	
114	<i>Mycomicrothelia confusa</i> *	Myc_con	r																+												+		
115	<i>Mycoblastus fucatus</i>	Myc_fuc	st fq												+								+	+									
116	<i>Nephroma parile</i> LK III	Nep_par	st fq																						+								
117	<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och_and	fqq				+	+					+	+									+	+			+	+	+	+	+	+	
118	<i>Ochrolechia arborea</i>	Och_arb	st fq	+	+	+	+		+	+	+											+		+	+								
119	<i>Ochrolechia microstictoides</i>	Och_mic	fq				+						+	+								+	+									+	
120	<i>Ochrolechia szatalaensis</i>	Och_sza	r		+																												
121	<i>Ochrolechia turneri</i>	Och_tur	rr																														+
122	<i>Opegrapha atra</i>	Ope_atr	st r									+											+										
123	<i>Opegrapha rufescens</i>	Ope_ruf	fq				+	+					+	+								+	+	+				+	+	+	+	+	
124	<i>Opegrapha varia</i>	Ope_var	fq	+			+	+		+	+	+		+								+	+			+	+	+	+	+	+	+	+
125	<i>Opegrapha vulgata</i>	Ope_vul	st fq										+	+								+	+	+									
126	<i>Pachyphiale fagicola</i>	Pac_fag	st r																					+									
127	<i>Parmelia saxatilis</i>	Par_sax	fqq																												+	+	
128	<i>Parmelia sulcata</i>	Par_sul	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
129	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par_amb	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+								+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	
130	<i>Peltigera membranacea</i>	Pel_mem	st fq																			+											
131	<i>Peltigera praetextata</i>	Pel_pra	fqq																				+										
132	<i>Pertusaria albescens</i>	Per_alb	fqq	+	+		+	+	+							+	+	+	+				+		+	+	+	+				+	

Lisa 16. (järg)

Nr	Samblikulüik	Lühend	SK	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
133	<i>Pertusaria amara</i>	Per_ama	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
134	<i>Pertusaria coccodes</i>	Per_coc	fqq	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
135	<i>Pertusaria coronata</i>	Per_cor	st r								+											+	+					+	+	+	+	
136	<i>Pertusaria flavida</i>	Per fla	r					+		+						+	+						+							+	+	
137	<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	Per_hem	st fq															+										+	+	+	+	
138	<i>Perusaria leucostoma</i>	Per_leu	st fq								+											+	+	+	+	+			+		+	
139	<i>Pertusaria pertusa</i>	Per_per	st fq					+														+						+	+	+	+	
140	<i>Phaeophyscia ciliata</i>	Pha_cil	fq										+																			
141	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	Pha_orb	fqq	+				+	+	+																						
142	<i>Phlyctis agelaea</i>	Phl_age	fq					+			+											+		+	+			+			+	
143	<i>Phlyctis argena</i>	Phl_arg	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
144	<i>Physcia adscendens</i>	Phs_ads	fqq	+	+	+		+	+	+	+	+	+			+					+	+	+	+	+							
145	<i>Physcia aipolia</i>	Phs_aip	fqq	+		+			+																							
146	<i>Physcia dubia</i>	Phs_dub	fqq													+																
147	<i>Physcia stellaris</i>	Phs_ste	fqq										+																			
148	<i>Physcia tenella</i>	Phs_ten	fq	+		+			+	+	+	+												+								
149	<i>Physconia detersa</i>	Phy_det	r																												+	
150	<i>Physconia distorta</i>	Phy_dis	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+				+						+										
151	<i>Physconia enteroxantha</i>	Phy_ent	fqq	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+						+	+	+	+					
152	<i>Physconia perisidiosa</i>	Phy_per	fq	+				+	+		+	+	+			+								+	+		+					
153	<i>Placynthiella icmalea</i>	Pla_icm	fqq								+	+																		+	+	
154	<i>Platismatia glauca</i>	Pla_gla	fqq			+			+	+	+	+	+									+		+	+							
155	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Pse_fur	fqq	+		+			+	+	+	+										+		+	+							
156	<i>Pyrrhospora quernea</i>	Pyr_que	fq		+	+	+	+	+		+					+	+					+							+	+	+	+
157	<i>Ramalina baltica</i>	Ram_bal	fq								+																					
158	<i>Ramalina farinacea</i>	Ram_far	fqq	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
159	<i>Ramalina fastigiata</i>	Ram_fas	fqq	+					+		+	+																				
160	<i>Ramalina fraxinea</i>	Ram fra	fqq						+	+	+	+												+								

SOME DATA ABOUT EPIPHYTIC LICHENS IN WOODED MEADOWS OF ESTONIA

Leppik E., Saag L.

Institute of Botany and Ecology, University of Tartu,
Lai str. 38, 51005 Tartu, Estonia.
e-mail: ede.leppik@mail.ee

Abstract

Wooded meadows as man made seminatural habitats were very characteristic to Estonian cultural landscape about 65 years ago. Today only 0,1% of the former area of wooded meadows is being maintained. For better understanding of the biodiversity of these habitats a lichen study was carried out in 15 wooded meadows in Estonia. Altogether 192 lichen species (including lichenicolous and allied fungi) were identified, that is 19% of the total number of these species in Estonia. Wooded meadows are one of the lichen richest habitats in Estonia. On average 52 epiphytic lichen species per wooded meadow were registered, the biggest number of species was 68 and the smallest 38. On average 37 lichen species per tree species were registered, while common oak was the richest in species (97). The lichen floras of wooded meadows are influenced by location of the wooded meadow, by abundance of tree species with neutral bark and by the number of different tree species. The lichen floras of the trees are also influenced by the diameter of the tree. The lichen floras of 'neutral' (e.g. ash and aspen) and 'acidic' (e.g. conifers) trees are different and there is difference also between their average species richnesses. The lichen flora of a tree is similar on every side of the tree. In general, the most important tree species for lichens in wooded meadows is common oak and the conifers are of lesser importance. The value of the wooded meadows as a habitat for lichens is high, therefore they have to be preserved.

Key words: biodiversity, seminatural community, substrate preference.

Introduction

Wooded meadow has been described as a mosaic vegetation complex which consists of small copses of deciduous trees and shrubs alternating more or less irregularly with open, regularly mowed meadow glades (Hægström, 1983; Kukk and Kull, 1997). Wooded meadows were once widespread in the countries around the Baltic Sea, especially in Sweden, South-Finland and Estonia (Hægström, 1983; Kukk and Kull, 1997). The maximum area of wooded meadows in Estonia was approximately 850 000 ha from the 18th century until the end of the Second World War. Nowadays only 0.1% of the former territory of wooded meadows has been preserved (Kukk and Kull, 1997). Wooded meadows are very rich in vascular plant species (Kull and Zobel, 1991). For better understanding of the biodiversity in wooded meadows this study on epiphytic lichens was carried out. Some lichenological studies in wooded meadows have been performed in Sweden revealing the richness of lichen flora in this habitat (Thor and Nordin, 1998). The objectives of this study were to describe the epiphytic lichen flora of the wooded meadows in Estonia and to explore the factors influencing these floras.

Materials and Methods

Study area. – Estonia is located on the eastern coast of the Baltic Sea in eastern Europe. According to I Supplement of the European Council directive on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, study sites belong to natural habitat 'Fennoscandian wooded meadows'. 15 wooded meadows were investigated, most of them were located in the western part of the country. Dominant tree species in study sites were *Quercus robur* and *Betula pendula*.

Data collection. – In every study site 12 trees were randomly selected. Sampling plots of 10 x 50 cm (frequency ladder) were placed on the tree 150 cm above ground in every cardinal direction

(Scheidegger *et al.*, 2002). Environmental parameters investigated on meadow level were: the location of the wooded meadow, the number of different tree species, the abundance of ‘neutral’ trees. Parameters investigated on tree level were: whether lichen flora was situated on ‘neutral’ or ‘acidic’ tree, tree diameter and the influence of orientation. Investigated trees were divided into two groups based on bark pH and similarity of lichen floras found in cluster analysis by Lõhmus (2003). ‘Neutral’ tree group comprises *Acer platanoides*, *Alnus incana*, *Fraxinus excelsior*, *Populus tremula*, *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia*, *Tilia cordata*, *Ulmus glabra*. ‘Acidic’ tree group comprises *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*.

Data analysis. – Canonical correspondence analysis (CCA) and detrended correspondence analysis (DCA) were used to explore main factors influencing lichen flora. For comparing average lichen species richness and overall frequency between different sides of a tree, finding differences in lichen species richnesses on different tree species and comparing lichen species richnesses in wooded meadows of three regions in Estonia one-way ANOVA (analysis of variance) was used. Also average number of lichen species was compared between ‘neutral’ and ‘acidic’ trees using t-test. Indicator species analysis was carried out to explore substrate specificity of lichen species.

Results

154 species and infraspecific taxa (including lichens, lichenicolous and allied fungi) were identified from 15 wooded meadows during this study. Four lichens that are under protection in Estonia were registered: *Cyphelium inquinans*, *Lobaria pulmonaria*, *Megalaria grossa* and *Sclerophora coniophaea*. On average 52 epiphytic lichen species per wooded meadow were registered. The biggest number of species was detected from Loode wooded meadow in Saaremaa (68 species), the smallest was detected from Uuemõisa wooded meadow in Läänemaa (38 species). On average 37 lichen species per tree species were registered, while *Quercus robur* was the richest in species (97 species). On average 11 lichen species per one tree were found, while *Quercus robur* was also the richest in species (24 taxa). 14 lichens were found to prefer certain tree species, while *Ulmus glabra* had most of these specific lichens (5). T-test showed significant difference ($p=0,00007$) in average number of lichen species compared between ‘neutral’ and ‘acidic’ trees, average species richnesses were $12\pm sd3,9$ ($n=114$) and $9,5\pm sd3,6$ ($n=60$) respectively.

The factors influencing lichen floras of wooded meadows. – CCA ordination diagram shows that the lichen floras are strongly affected by the location of the meadow (figure 1, table 1). On diagram three regions can be pointed out: meadows of the island Saaremaa, meadows of the western part and the eastern part of the mainland. One-way ANOVA shows that those regions do not differ ($p=0,5$) in average number of lichen species, average species richnesses were $42,8\pm sd8,4$ ($n=5$), $45,3\pm sd7,0$ ($n=8$) and $50,5\pm sd3,5$ ($n=2$) respectively. Lichen floras of wooded meadows are also affected by the number of different tree species and by the abundance of ‘neutral’ trees (figure 1, table 1).

Table 1.

CCA (wooded meadows, lichen species, environmental factors) linear correlation between ordination axes and environmental factor

Environmental factor	Axis 1	Axis 2
N (geographical coordinate: latitude)	0,8628	0,1703
E (geographical coordinate: longitude)	0,8702	0,1612
tree sp (number of different tree species)	-0,6747	0,5198
neutral (% of 'neutral' tree species)	-0,3061	0,8401

Table 2.

CCA (trees, lichen species, environmental factors) linear correlation between ordination axes and environmental factor

Environmental factor	Axis 1	Axis 2
neutral/ ('neutral' or 'acidic' tree)	0,8976	0,0457
N (geographical coordinate: latitude)	0,1125	0,6973
E (geographical coordinate: longitude)	0,1989	0,6193
cm (diameter of the tree)	-0,1508	0,6974

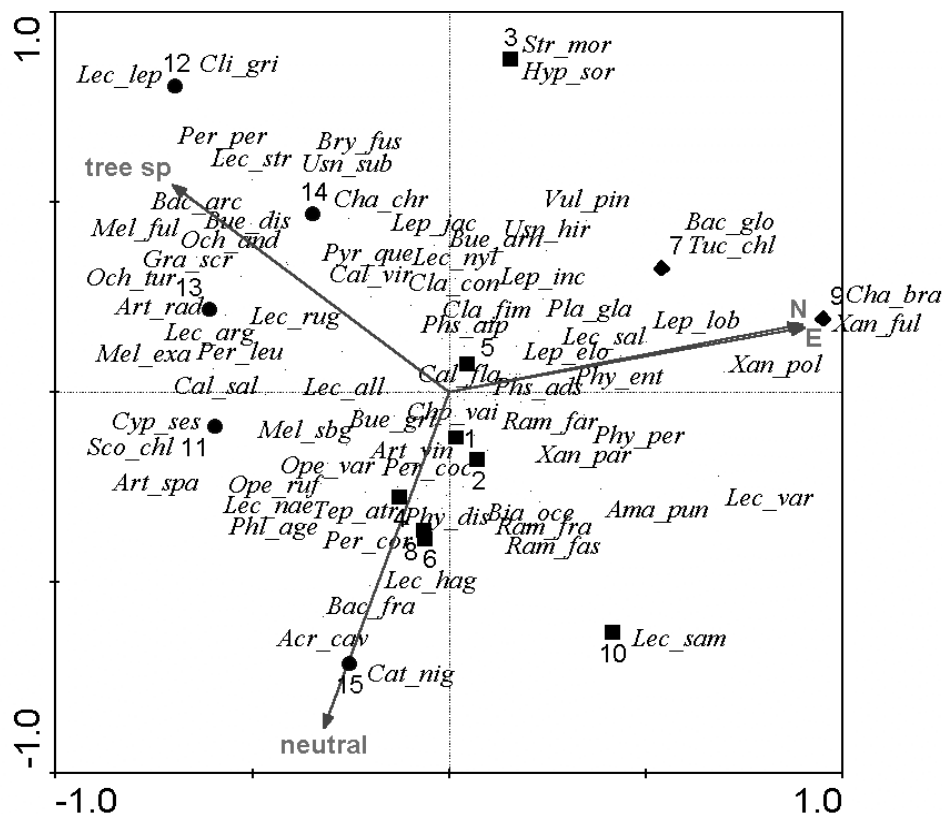


Figure 1. CCA ordination diagram. Correlation between environmental factors and studied meadows and lichen species. ● – wooded meadows of the island Saaremaa (11-15), ■ – wooded meadows of the western part of the mainland (1,2,3,4,5,6,8,10), ◆ – wooded meadows of the eastern part of the mainland (7,9)

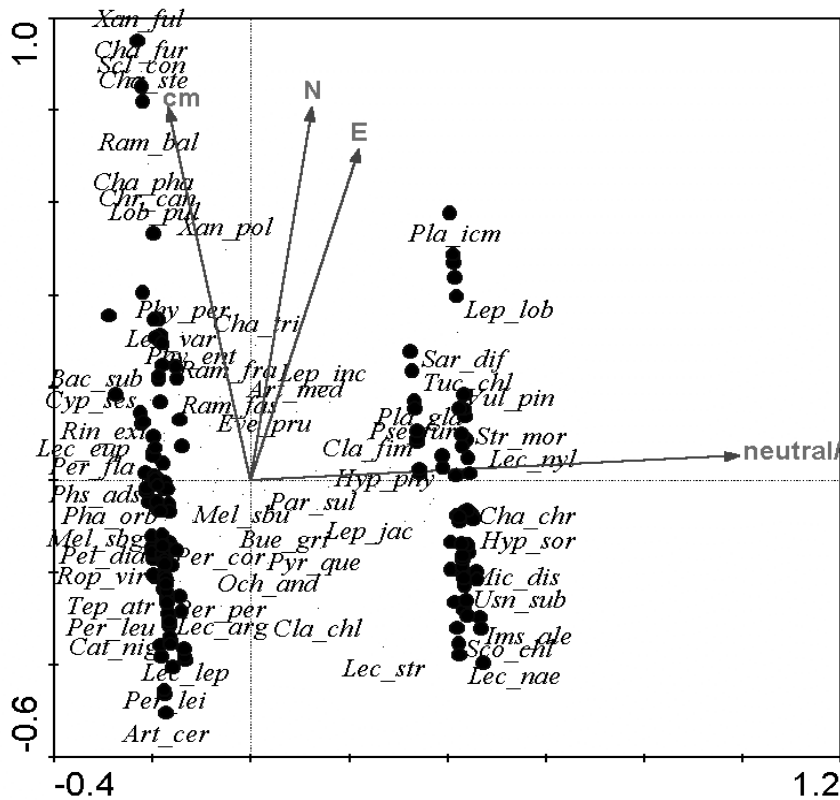


Figure 2. CCA ordination diagram. Correlation between environmental factors and studied trees and lichen species. ● – studied tree.

Table 3.

The average abundances and species richnesses in sampling plots in different cardinal direction

Cardinal direction	Average abundance ± standard deviation	Average species richness ± standard deviation
North	12,9 ± 5,8	4,6 ± 2,0
East	11,7 ± 4,8	4,4 ± 1,8
South	11,8 ± 6,2	4,4 ± 2,3
West	12,4 ± 5,3	4,6 ± 2,1
Total	12,2 ± 5,6	4,5 ± 2,0

The factors influencing lichen floras of individual trees in wooded meadows. – CCA ordination diagram shows that the lichen floras are most different between ‘neutral’ and ‘acidic’ trees (figure 2, table 2). Lichen floras of trees in wooded meadows are also affected by the location of the meadow and by the diameter of the tree (figure 2, table 2). The lichen flora of the tree is similar on every side of the tree (figure 3). One-way ANOVA showed that the average species richness and abundance between different sides of the tree do not differ significantly (p=0,8 and p=0,4 respectively). Average species richnesses and abundances are shown in the table 3.

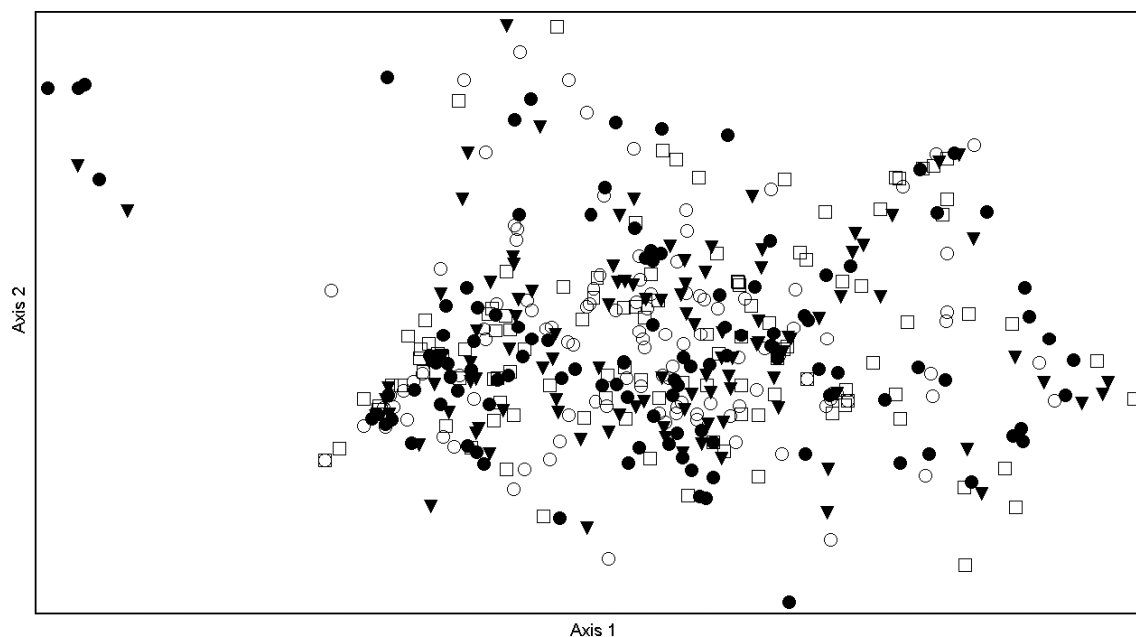


Figure 3. DCA ordination diagram. Sampling plots are grouped according to their orientation on tree.
○ – north, ● – east, □ – south, ▼ – west

Discussion

Altogether 192 lichen taxa have been found from studied meadows, including the species recorded in literature (Leppik, 2005; Aptroot *et al.*, 2005). This is relatively high number, forming 19% of the Estonian lichen flora. An average lichen species richness in wooded meadows (52 species) was also higher than it has been found with similar methodology in forests in Estonia: *Filipendula ulmaria* site type which is considered to be one of the lichen species richest among Estonian forests had an average of 43 species (Nõmm, 2005). As most epiphytes prefer an environment with ‘open shade’ (Stoutesdijk and Barkman, 1992; Renhorn *et al.*, 1997), the allocation of the trees in wooded meadows should offer favourable conditions: the trunks are lighted enough but humidity conditions are better due to bushes and other trees that screen the sunshine.

Most species found are so-called ‘forest species’ (Lõhmus, 2003). 21 species registered in wooded meadows have been found in Estonia only in parks and wooded meadows so far. Lõhmus (2003) notes that if only the availability of substrata was crucial, these species probably would inhabit forests as well and thus could simply have been overlooked. However, this may not be the case if specific microclimatic conditions (e.g. more light) are also needed.

Ordination diagrams showed that lichen floras differ a little in different regions. Jüriado (2000) also found that lichen floras of forests in different parts of Estonia have dissimilarities, but these are not so drastic as differences in the whole lichen flora between the eastern and western Estonia.

Lichen floras are also affected by the number of different tree species as the indicator species analysis demonstrated that several lichens prefer certain trees, and the influence of the species richness of trees can be seen in CCA analysis. Also Detki and Esseen (1998) found correlation between macrolichen species richness and the number of tree species.

Furthermore, lichen floras clearly differ between ‘neutral’ and ‘acidic’ trees, i.e. ‘neutral’ trees have more lichen species than ‘acidic’ trees. Bark acidity and nutrient content are correlated (Barkman, 1958). As far as lichens are concerned, correlation of acidity or nutrient content with richness in either species or individuals only holds true for living trees in well illuminated situations (Almborn 1948; Barkman 1958).

Lichen floras of the trees were affected also by the diameter of the tree. Big old trees are important substrate for epiphytic lichens, as they have rough bark and therefore different microclimatic conditions to offer. Old trees have also more lichen species (Dettki and Esseen, 1998; Rose 1974).

The study showed, that lichen flora is similar in every side of the tree, therefore we can assume that the microclimatic conditions do not differ significantly on different sides of the trees in studied wooded meadows.

The most important tree in wooded meadows is *Quercus robur*, being the richest in lichen species. It is also very abundant tree in wooded meadows. Another abundant tree *Betula pendula* is not very important for lichens; *Fraxinus excelsior* has more lichens on average and that makes it the second best in respect of lichen diversity. Conifers *Picea abies* and *Pinus sylvestris* have the least lichen taxa on average. The conifers have also historically not been favoured by maintainers of the meadows.

Acknowledgements. This study has been supported by Estonian Science Foundation grant no. 5823.

References

- Almborn, O. (1948) Distribution and ecology of some South Scandinavian Lichens. *Botaniska Notiser*, Supplement, 1(2), 1-354.
- Aptroot, A., Czarnota, P., Jüriado, I., Kocourkova, J., Kukwa, M., Lõhmus, P., Palice, Z., Randlane, T., Saag, L., Sérusiaux, E., Sipman, H., Sparrius, L. B., Suija, A., Thüs, H. (2005) New or interesting lichens and lichenicolous fungi found during the 5th IAL Symposium in Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica*, 41, 13-22.
- Barkman, J. J. (1958) Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes, Assen, Netherlands, 628 pp.
- Dettki, H. and Esseen, P.-A. (1998) Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. *Ecography*, 21, 613-624.
- Hægström, C.-A. (1983) Vegetation and soil of the wooded meadows in Nåtö, Åland. *Acta Botanica Fennica*, 120, 1-66.
- Jüriado, I. (2000) The lichen flora of different forest site types in north-eastern and south-western Estonia, MSc thesis, University of Tartu (in Estonian. Manuscript in Institute of Botany and Ecology, University of Tartu).
- Kukk, T. and Kull, K. (1997) Wooded meadows (in Estonian). *Estonia Maritima*, 2, 1-249.
- Kull, K. and Zobel, M. (1991) High species richness in an Estonian wooded meadow. *Journal of Vegetation Science*, 2, 711-714.
- Leppik, E. (2005) Some data about epiphytic lichen flora in wooded meadows of Estonia, BSc thesis, University of Tartu (in Estonian. Manuscript in Institute of Botany and Ecology, University of Tartu).
- Lõhmus, P. (2003) Composition and substrata of forest lichens in Estonia: a meta-analysis. *Folia Cryptogamica Estonica*, 40, 19-38.
- Nõmm, M. (2005) The near-natural and managed forests of *Filipendula ulmaria* site type: impact of environmental variables on species richness and composition of lichens, BSc thesis, University of Tartu (in Estonian. Manuscript in Institute of Botany and Ecology, University of Tartu.).
- Renhorn, K.-E., Esseen, P.-A., Palmqvist, K. and Sundberg, B. (1997) Growth and vitality of epiphytic lichens. I. Responses to microclimate along a forest edge-interior gradient. *Oecologia*, 109, 1-9.
- Rose, F. (1974) The epiphytes of oak. In: M. G. Morris and F. H. Perring (eds) *The British Oak*. E. W. Classey, Farringdon, pp 250-273.
- Scheidegger, C., Groner, U., Keller, C. and Stofer, S. (2002) Biodiversity assessment tools – lichens. In: Nimis, P. L., Scheidegger, C. and Wolseley, P. A. (eds.) *Monitoring with Lichen – Monitoring Lichens*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 359-365.
- Stoutesdijk, P. H. and Barkman, J. J. (1992) Microclimate, vegetation and fauna, *Opulus*, Knivsta, 216 pp.
- Thor, G. and Nordin, A. (1998) 16 lichens new to Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica*, 32, 123-125.



Epiphytic lichen flora in wooded meadows of Estonia

Ede Leppik & Lauri Saag

Institute of Botany & Ecology, University of Tartu, Lai St. 38, 51005 Tartu, Estonia

e-mail: eleppik@ut.ee

SPECIES LIST OF ESTONIAN WOODED MEADOWS (# - lichenicolous, * - non-lichenized)



Figure 3. Schoolchildren burning brushwood in Tagamõisa wooded meadow. Photo by Estonian Seminarsal Community Conservation Association.

INTRODUCTION

Wooded meadow has been described as a mosaic vegetation complex which consists of small copses of deciduous trees and shrubs alternating more or less irregularly with open, regularly mowed meadow glades (Hægström, 1983; Kukkk and Kull, 1997) (Fig. 1, 2).

For preserving that cultural legacy human activity for maintenance is crucial. Without human care these meadows soon turn into deciduous forests (Fig. 3).

Wooded meadows were once widespread in the countries around the Baltic Sea, especially in Sweden, South-Finland and Estonia (Hægström, 1983; Kukkk and Kull, 1997). The maximum area of wooded meadows in Estonia was approximately 850 000 ha from the 18th century until the end of Second World War. Nowadays only 0.1% of the former territory of wooded meadows has been preserved (Kukkk and Kull, 1997).

The objectives of this study were to describe the epiphytic lichen flora of the wooded meadows in Estonia and to explore the factors influencing these floras.

STUDY AREA AND DATA COLLECTION

15 wooded meadows were investigated from the W, NE, E parts of Estonia and western island Saaremaa (Fig. 4).

In every study site 12 trees were randomly selected.

Sampling plots of 10x50 cm ('frequency ladder', Scheidegger et al., 2002) was placed on the tree 150 cm above ground in every cardinal direction.

RESULTS

Altogether 192 lichen taxa have been found from studied meadows, including the species recorded in literature (Leppik, 2005; Aptroot et al., 2005).

During the field work four lichens that are under protection in Estonia were registered: *Cyphelium inquinans* (Fig. 5), *Lobaria pulmonaria* (Fig. 6), *Megalalia grossa* (Fig. 7) and *Sclerophora coniophaea*.

On average 52 epiphytic lichen species per wooded meadow were registered.

The biggest number of species was detected from Loode wooded meadow in Saaremaa (68 species), the smallest was detected from Uuemõisa wooded meadow in Läänemaa (38 species).

Lichen floras of wooded meadows are affected by (Fig. 8):

- * the location of the meadow: vector *N* (geographical coordinate: latitude); vector *E* (geographical coordinate: longitude);
- * the number of different tree species: vector *tree sp*;
- * the abundance of trees with neutral pH of the bark: vector *neutral*.

Lichen floras of individual trees in wooded meadows are affected by (Fig. 9):

- * 'neutral' or 'acidic' (Barkman, 1958; Löhmus, 2003) bark: vector *neutral*;
- * the location of the meadow: vector *N* (geographical coordinate: latitude); vector *E* (geographical coordinate: longitude);
- * the diameter of the tree: vector *cm*.

In wooded meadows lichen flora is similar on every side of the tree (Fig. 10).

The most important tree for lichens in wooded meadows is *Quercus robur* (Fig. 11).

It was found to be:

- * predominant treespecies in wooded meadows
- * richest in species (97 species)
- * richest in species per one tree (24 species)



Figure 4. Location of the 15 studied wooded meadows in Estonia.

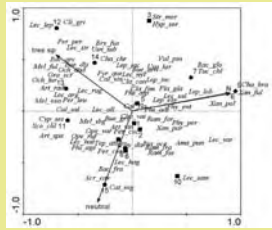


Figure 8. CCA ordination diagram. Correlation between environmental factors and studied meadows and lichen species. Circles - wooded meadows of the island Saaremaa (11-15), squares - wooded meadows of the western part of the mainland (1,2,3,4,5,6,8,10), diamonds - wooded meadows of the eastern part of the mainland (7,9).

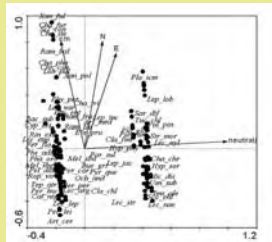


Figure 9. CCA ordination diagram. Correlation between environmental factors and studied trees and lichen species. Circles - studied trees.

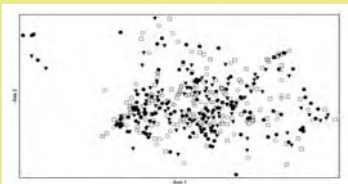


Figure 10. DCA ordination diagram. Sampling plots are grouped according to their orientation on tree. Empty circles - north, black circles - east, squares - south, triangles - west.



Figure 1. Laasmaa wooded meadow in island Saaremaa. Photo by Ede Leppik.



Figure 2. Nedrema wooded meadow in spring. Photo by Estonian Seminarsal Community Conservation Association.



Figure 5. Thallus of *Cyphelium inquinans*. Photo by Andres Saag.



Figure 6. Thallus of *Lobaria pulmonaria*. Photo by Jaan Liira.



Figure 7. Thallus of *Megalalia grossa*. Photo by Andres Saag.



Figure 11. *Quercus robur*. Photo by Toomas Bauld.

REFERENCES

- * Aptroot, A., Czarnota, P., Jürüdo, I., Kocourkova, J., Kukwa, M., Löhmus, P., Palice, Z., Randlane, T., Saag, L., Sérusiaux, E., Sipman, H., Sparriss, L. B., Sujia, A., Thüs, H. (2005) New or interesting lichens and lichenicolous fungi found during the 5th IAL Symposium in Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica*, 41, 13-22.
- * Barkman, J. J. (1958) Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Assen, Netherlands, 628 pp.
- * Hægström, C.-A. (1983) Vegetation and soil of the wooded meadows in Nätö, Åland. *Acta Botanica Fennica*, 120, 1-66.
- * Kukkk, T. and Kull, K. (1997) Wooded meadows in Estonia. *Estonia Maritima*, 2, 1-249.
- * Leppik, E. (2005) Some data about epiphytic lichen flora in wooded meadows of Estonia. BSc thesis, University of Tartu (in Estonian. Manuscript in Institute of Botany and Ecology, University of Tartu).
- * Löhmus, P. (2003) Composition and substrate of forest lichens in Estonia: a meta-analysis. *Folia Cryptogamica Estonica*, 40, 19-38.
- * Scheidegger, C., Groner, U., Keller, C. and Stöfer, S. (2002) Biodiversity assessment tools - lichens. In: Nimis, P. L., Scheidegger, C. and Wolseley, P. A. (eds.) *Monitoring with Lichens - Monitoring Lichens*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 359-365