

TARTU ÜLIKOOL
BOTAANIKA JA ÖKOLOOGIA INSTITUUT
TAIMEÖKOLOOGIA ÕPPETOOL

OLIVER PARREST

**MAJANDUSTEGEVUSE MÕJU LOOMETSADE
STRUKTUURILE JA LIIGILISELE KOOSSEISULE**

MAGISTRITÖÖ

JUHENDAJA:
PH. D. JAAN LIIRA

TARTU
2005

Sissejuhatus	3
Majanduse mõju metsakooslusele.....	3
<i>Looduslikkuse mõiste</i>	3
<i>Looduslikud metsad</i>	4
<i>Looduslik ja inimtekkeline häiring</i>	5
<i>Majanduse mõju erinevatele rinnetele</i>	5
Loometsad.....	8
<i>Keskkonnatingimused</i>	8
<i>Ajalugu</i>	10
<i>Süstemaatika</i>	11
Eesmärk.....	13
Metoodika	14
Uurimisalad.....	14
Andmete kogumine	14
Andmeanalüüs.....	15
Majanduse intensiivsuse arvuline väljendamine.....	15
Puu- põõsa- ja rohurinde struktuuri analüüs	16
Metsade loodusväärtuse indikatsioon	18
Tulemused	19
Puu- ja põõsarinne.....	19
<i>Puistu struktuuri ordinatsioon</i>	19
<i>Puurinde struktuuritunnuste mudelid</i>	21
<i>Põõsarinde struktuuritunnuste mudelid</i>	22
Rohurinne.....	24
<i>Rohurinde koosseisu ordinatsioon</i>	24
<i>Rohurinde struktuuri määravad faktorid</i>	31
Metsade loodusväärtuse ennustamine.....	34
Arutelu	36
Puu- ja põõsarinne.....	36
Rohurinne.....	38
Metsade loodusväärtuse hindamine	42
Kokkuvõte	44
Summary	45
Tänuavaldused	46
Kasutatud kirjandus	47
Lisa 1. Proovialade kaart.....	53
Lisa 2. Välitööde käigus uuritud parameetrite nimekiri ja kirjeldused.....	54

Sissejuhatus

Majanduse mõju metsakooslusele

Looduslikkuse mõiste

Looduslikud metsad ehk põlismetsad on muutunud harvaks ja fragmenteerituks kogu Euroopas (Trass *et al.*, 1999) ja inimõjust täielikult puutumata metsi leidub selles piirkonnas harva. Eestis puuduvad sellised metsad üldse (Valk, 1974). Looduslikuks peetakse siin inimese abita tekkinud ja vähemalt ühe metsapõlvkonna jooksul inimõjust puutumata olnud metsa (Meikar *et al.*, 1999; Trass *et al.*, 1999). Valdav enamus metsi on nii Euroopas kui Eestis majandatavad. Eestis piirdub majandamine peamiselt raietega, kuna Euroopas on nelja peamise metsamõju sees ka karjatamine, kõdu korjamine ja puude pügamine (Onaindia *et al.*, 2004).

Looduslike koosluste arengu käsitluses on toimunud staatilise paradigma vahetus dünaamilise vastu (Kuuluvainen 2002). Traditsiooniline arvamus, et inimtegevusest puutumata ökosüsteemid arenevad kliimaksi poole, mis võib ilma seda vääravate häiringuteta püsida väga pikka aega, on asendunud uuega, mille kohaselt muutused ja häiringud on ökosüsteemi looduslikud osad (Bengtsson *et al.*, 2000). Kooslus funktsioneerib pidevalt korduvast liikumisest oleva sekundaarse suksessiooni tsükliks, mille käiguhoidmiseks on vaja nii uute organismide levimist vabanenud aladele, alade hõivamist, suksessiooni, kui ka väiksemaid ja suuremaid häiringuid. Esimesed kaks komponenti domineerivad koosluse arengu esimestes etappides, hiljem hakkavad valitsema taimestiku koosseisu ja ohtruse vahetava puudutavad muutused, kuni tsükkel mõne häiringu tõttu jälle algusest peale hakkab (Holling, 1992).

Seisukoht, et metsakooslused ei jõua kunagi kliimaksini, vaid varieeruvad ajas erinevate häiringute tõttu, on tänapäeval valdav (Antos & Parish, 2002). Ajalises varieeruvuses eristatakse tsüklilisi ehk pöörduvaid muutusi, mis on seotud näiteks lageraiega ja puuliikide vaheldumisega sama kasvukoha piires, ja pikaajalisi, pöördumatuid muutusi, mis on tingitud keskkonna pidevast muutumisest (näiteks põhjavee taseme muutumine ja muldade areng; Masing, 1969).

Looduslikud metsad

Looduslikele metsadele on vastavalt arvukatele kitsamatele vajadustele koostatud palju definitsioone. Enamus neist sisaldab määratlust ülemise rinde puude vanusest (Bengtsson *et al.*, 2000; Trass *et al.*, 1999), eraldise suurusest, suktsessioonifaasist, ja ökoenergeetilisest stabiilsusest (Foster *et al.*, 1996), inimtegevuse mõju suurusest eraldises ja selle ümbruses (Trass *et al.*, 1999) ja teistest eraldist iseloomustavatest omadustest. Seoses loodusliku metsaga räägitakse väga tihti ka surnud puude suurest hulgast ja kõdunemisjärkude mitmekesisusest (Kuuluvainen *et al.*, 1996; Linder *et al.*, 1997; Jonsell *et al.*, 1998; Kuusinen & Siitonen, 1998; Trass *et al.*, 1999; Bengtsson *et al.*, 2000) ning hemerfoobsete liikide rohkusest (Jonsell *et al.*, 1998; Kuusinen & Siitonen, 1998; Trass *et al.*, 1999; Onaindia *et al.*, 2004).

Loodusliku metsa struktuur ja selle mitmekesisus erineb inimese poolt häiritud metsa omast oluliselt (Roberst & Gilliam, 1995; Linder *et al.*, 1997; Bengtsson *et al.*, 2000; Lindgren & Sullivan, 2001). Kuid ka looduslik mets ei arene ilma häiringuteta (Linder *et al.*, 1997; Niemelä, 1999). Looduslike metsade definitsioonides toodud stabiilsus (Foster *et al.*, 1996; Trass *et al.*, 1999) ei ole seotud häiringute puudumisega nendes, vaid dünaamilise tasakaaluga, mis võimaldab metsaökosüsteemil ka teatud suurusega häiringute korral säilitada või taastada oma ökoloogilisi tingimusi, liigilist koosseisu ja koosluse struktuuri.

Inimtegevusest puutumata metsades on looduslikud häiringud liigilise koosseisu ja mitmekesisuse ning metsa struktuuri ja dünaamika kujundamisel suure tähtsusega (Roberts & Gilliam, 1995; Mori & Takeda, 2004). Olulisimad looduslikud häiringud on põlengud, tuuleheide, lume mehaanilised mõjutused ja loomade tegevus (Foster *et al.*, 1996; Niemelä, 1999). Tuuleheide tekitab võrastikku häilu, mis suurendab alusmetsas valguse hulka, ning põhjustab mineraalse mulla paljastumise, mida uued taimed saavad kasvukohana kasutada (Uotila *et al.*, 2002). Tuul ja suured herbivoorid tekitavad puudele ka väiksemaid mehaanilisi vigastusi, näiteks murdunud ja kooritud oksid (Bengtsson *et al.*, 2000) ja tüvesid, mis on tähtsad paljudele looduslike metsade liikidele, näiteks mitmete selgrootutele (Nilsson & Baranowski, 1997; Niemelä, 1997).

Looduslik ja inimtekkeline häiring

Paljudel juhtudel on täheldatud looduslike ja majandustegevusega kaasnevate häiringute sarnasust. Näiteks harvendusraie eemaldab puid sarnaselt tuuleheitele ning lageraie hävitab kogu puurinde sarnaselt tugevale tule- või tuulelekahjustusele (Bengtsson *et al.*, 2000). Liigid, mis on kohastunud oma metsatüübile omase looduslike häiringute ja nende režiimiga, võivad tõepoolest inimtegevusega kaasnevatest häiringutest kasu saada, kui viimane looduslike häiringuid imiteerib (Niemelä, 1999; Bengtsson *et al.*, 2000; Emborg *et al.*, 2000). Näiteks Euroopa traditsiooniline metsamajandus jäljendab metsalagendike loomisega suurte herbivooride tegevust, millega mitmed metsaliigid on kohastunud (Bengtsson *et al.*, 2000).

Mitmete uuringute tulemusena on siiski jõutud järeldusele, et majanduslikud häiringud on looduslikest paljudes aspektides oluliselt erinevad (Niemelä, 1999; Bengtsson *et al.*, 2000; Uotila *et al.*, 2002). Lageraiejärgsetes kooslustes puuduvad paljudele metsaliikidele olulised tingimused, mis iseloomustavad kooslusi pärast põlengut ja teisi looduslike häiringuid. Näiteks on pärast põlengut ja teisi looduslike häiringuid kooslustele omane põlenud puidu, kõdupuidu ja muu orgaanilise materjali olemasolu ja nende tekitatud keskkonnatingimused (Niemelä, 1999; Bengtsson *et al.*, 2000). Metsamajandusega seotud häiringutele on iseloomulik puidu ja okste äraviimine eraldisest. Erinevust metsamajanduslike ja looduslike häiringute vahel suurendab ka asjaolu, et lageraiete ajaline sagedus erineb suurte looduslike häiringute omast (Wallin *et al.*, 1996). Looduskaitse ja jätkusuutliku metsanduse seisukohast on soovitatav saavutada võimalikult suur kooskõla loodusliku metsadünaamika ja majanduslike häiringute vahel (Linder *et al.*, 1997; Niemelä, 1997; Bengtsson *et al.*, 2000).

Majanduse mõju erinevatele rinnetele

Metsamajandusega seotud häiringud mõjutavad oluliselt metsakoosluse dünaamikat, struktuuri, liigilist koosseisu ja mitmekesisust (Linder *et al.*, 1997; Niemelä, 1999; Bengtsson *et al.*, 2000; Kneeshaw *et al.*, 2000; Vanha-Majamaa & Jalonen 2001;

Ohmann & Gregory, 2002). Majandustegevus, nagu ka looduslikud häiringud, puudutab metsakoosluse kõiki rindeid. Samas mõjutavad kõik rinded endast füüsiliselt madalamale jäävaid rindeid, kuna kontrollivad nende valgustingimusi ja tugevama konkurendina ka teiste ressursside kättesaadavust.

Puu- ja põõsarinne

Võrreldes loodusliku metsaga on majandatud metsa puurindes väiksem liigiline, vanuseline ja suuruseline mitmekesisus ning väiksem surnud puude hulk (Zaricksson *et al.*, 1995; Goodburn & Lorimel, 2000; Lähde *et al.*, 2001; Crow *et al.*, 2002; Uotila *et al.*, 2002). Raietegevuse tulemusel on võrastiku liituvus väiksem ja ühtlasem. Seega on metsaeraldil suure majandusintensiivsuse korral valgusküllasem.

Majandustegevusega seotud muutused alumistes rinnetes tulevad esmajoones muidugi vastavate häiringute otsesest mõjust vastava rinde taimeestikule. Lisaks mõjutavad põõsarinde kasvutingimusi metsatöödega kaasnevad pinnasehäiringud, mis muudavad mikroreljeefi ja avavad taimedele uusi kasvukohti. Tähtsaimad põõsarinet mõjutavad tegurid on aga puurinde omadused (Kerns & Ohmann, 2004), kuna edifikaatori rollis olevad puud kontrollivad ressursside, näiteks valguse ja mullatointainete, kättesaadavust põõsastele (Oliver, 1981; Halpern, 1989; Bailey *et al.*, 1998).

Mõnede uurimuste kohaselt on põõsarinde reaktsioon häiringutele suurem kui teistel rinnetel (Onaindia *et al.*, 2004). Samas on paljudel põõsaliikidel võime keskkonningimuste muutudes oma populatsiooni struktuuri säilitada (Halpern & Spies, 1995), mistõttu põõsarinde reaktsioon häiringutele võib olla oluliselt väiksem (Kerns & Ohmann, 2004).

Põõsarinde katvus on kõige väiksem varjulistes, suure liituvusega kasvukohtades (Kerns & Ohmann, 2004). Võrastiku hõrenemine nii majandustegevuse kui ka metsa vananemise käigus puude suuremise tagajärjel võimaldab põõsastele paremaid elutingimusi, mis kajastuvad suuremas katvuses või liigirikkuses (Bailey *et al.*, 1998; Kerns & Ohmann, 2004; Onaindia *et al.*, 2004).

Käsitletud keskkonnatingimuste kõrval on põõsarinde taimestiku omadustele oluline ka ajategur. Viimane mõjub põõsaste populatsioonidünaamika ja koosluse loomuliku suktsessiooni kaudu (Oliver, 1981; Halpern, 1989; Tappeiner *et al.*, 1991; McKenzie *et al.*, 2000). Põõsarinde struktuur ja koosseis sõltub paljus sellest, millises suktsessioonifaasis mets parasjagu on või kui palju aega on möödunud viimasest raieist (Kerns & Ohmann, 2004). Näiteks häiringule järgnevad muutused alumiste rinnete omadustes võivad olla teatava ajalise nihkega. Nii on neid omadusi võimalik seletada minevikus valitsenud häiringurežiimi kaudu (Taylor *et al.*, 1996).

Rohurinne

Metsamajanduse poolt põhjustatud muutuste mõju alusmetsa taimestikule on palju uuritud (Nieppola, 1992; Bråkenhielm & Liu, 1998). Paljuski avaldub see mõju puurinde kaudu, kuna puurinde struktuur on rohurinde taimestiku koosseisule väga olulise mõjuga (Bergstedt & Milberg, 2001). Olulisemaid rohurinde taimestikku mõjutavaid keskkonnategureid, mida puurinne määrab, on valgustatus. Võrastiku avade all häiludes on liigirikkus oluliselt suurem kui tiheda võrastiku all (Økland *et al.*, 1999; 2003). Raie korral tekkib selliseid häile hulgaliselt ja rohurinde jaoks suureneb valgustatus oluliselt (Nygaard & Ødegaard, 1999; Økland *et al.*, 2003). Koos valguse hulgaga suureneb ka mulla pinnatemperatuur ning mullaniiskus ja -toitainete hulk (Foster, 1985; Zobel, 1993; Bailey *et al.*, 1998; Nygaard & Ødegaard, 1999).

Keskkonnatingimuste muutused mõjuvad erinevatele liikidele erinevalt, sõltuvalt sellest, milline keskkonnafaktor on taime jaoks olulisim ning millised on sellele taimele optimaalsed tingimused (Onaindia *et al.*, 2004). Näiteks tiheda võrastiku all kasvama kohastunud taimed sattuvad puurinde harvendamise korral ebasoodsatesse tingimustesse (Mori & Takeda, 2004), kuid enamusele liikidest mõjub see muutus soodsalt (Bailey *et al.*, 1998; Nygaard & Ødegaard, 1999; Bergstedt & Milberg, 2001; Lezberg *et al.*, 2001). See võib omakorda viia konkurentsitingimuste muutuseni, millega seoses mõned liigid võivad kooslusest välja surra (Foster, 1985; Zobel, 1993). Kui tegemist pole lageraiega, võib raiutud metsas siiski säilida elupaikade mitmekesisus (Bailey *et al.*, 1998), mis võimaldab ka varjus kasvama kohastunud taimeliikidel populatsiooni elujõulisena säilitada.

Raie korral toimuvad muutused rohurindes mõnede uurimuste järgi koheselt (Zobel, 1989; Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001; Lezberg *et al.*, 2001), kuigi vastavalt McKenzie'le (2000) võib alustaimestik raiele reageerimisel esineda ajaline nihe. Pikema aja mõõdumisel raieist mõju alustaimestikule väheneb (Bailey *et al.*, 1998; Reich *et al.*, 2001).

Loometsad

Keskkonnatingimused

Loometsade määrav keskkonnatingimus on mulla all asuv ordoviitsiumi või siluri lubjakivi (Laasimer, 1986). See võib esineda mitmel kujul – plaatja pae, räha, klibu või veerisena (Jürgenson & Tavast, 1986). Aluskivimi ja mulla vahel võib olla õhuke savikas moreenikiht (Laasimer, 1975). Aluskivim määrab veerežiimi, temperatuuri kõikumise ja keemiliste omaduste kaudu suures osas mulla omadused.

Loometsade muld kuulub karbonaat- või kamarkarbonaatmuldade hulka (Karu 1958; Laasimer, 1986). Õhukest, kuni 30cm tüsedusega mulda iseloomustavad suur viljakus, kaltsiumirohkus, suur huumusesisaldus ja enam-vähem neutraalne reaktsioon (Laasimer, 1975; Paal, 1997).

Peale Eesti leidub loometsi veel vaid Rootsi lõunaosas ja Põhja-Ameerika mandril Kanada territooriumil (Lundholm & Larson, 2003). Eesti loometsade levik on piiratud ordoviitsiumi ja siluri setete esinemisalaga. Ordoviitsiumi paekivi alusel kasvavad loometsad asuvad põhjaranniku ligidal, Loode-Eestis Raplamaal ja Hiiumaa põhjaosas. Siluri paekivi on aluseks Saaremaa, Hiiumaa lõunaosa ja Pärnumaa loometsadele. Valdav osa Eesti loometsadest asuvad Raplamaal (Kaar, 1986; Müür, 2004).

Õhuke muld mõjutab täiendavalt veerežiimi, võimaldades sellel suures ulatuses varieeruda. Kuna aluskivimi tõttu on kapillaarne kontakt aluspõhjakihtide ja huumushorisoni vahel nõrk või olematu, sõltub mullaniiskus peaaesjalikult sademeteveest (Margus & Sipelgas, 1986). Looala võib periooditi – kevadel, sügisel ja suurte sadude järel – olla üleujutatud või liigniiske, periooditi aga läbi kuivanud

(Laasimer, 1975; Margus & Sipelgas, 1986). Õhuke mullakiht ei suuda kuigi palju vett mahutada ja üleliigse vee liikuine sõltub aluskivimist. Vett läbilaskva aluskivimi puhul valgub üleliigne vesi sügavamatesse aluspinnakihtidesse, kust ta kapillaarse kontakti puudumise tõttu enam üles ei liigu (Margus & Sipelgas, 1986). Juhul, kui vesi ei suuda läbi aluskivimikihi tungida, kestab üleujutus kuni vee ära auramiseni. See osa veest, mis õhukesse mullakihti mahub ja mida taimed kasutada saavad, on aga kuivatavale päikesele ja tuulele hästi kättesaadav. Nende mullaveevaarude lõppemisel algabki lootal põud (Kaar 1959). Mere läheduses asuvate loometsade puhul on ka meretuuled kasvukoha keskkonda mõjutav oluline tegur. Näiteks kisuvad need sageli puid üles ja kuivatavad mulda (Kaar, 1986).

Metsaga kaetud lootaladel on veerežiimi kõikumised tagasihoidlikumad, kuna puud vähendavad nii vee puudust kui üleüllust (Pihelgas, 1983). Kaitstes mulda päikesekiirguse ja tuulte eest, takistab metsa taimestik vee aurumist mullast (Margus & Sipelgas, 1986; Laasimer, 1975). Liigniisketes oludes aurab vesi puude kaudu kiiremini kui maa- või veepinnalt (Bhatti *et al.*, 2000).

Mulla omapäraselt kombineeritud kuivus, niiskus, huumusrikkus ja kaltsiumirohkus võimaldab erinevatele tingimusele spetsialiseerunud liikidel koos kasvada. Alustaimestikust leidub nõmmemetsadele omaseid kserofiile, liigirikaste kuusikute või lehtmetsade mesofiile, kaltsifiile ja sobivate tingimuste puhul ka niiskustaluvaid liike (Paal, 1997). Lisaks on varieeruvad ka valgustingimused, mis võimaldab loometsa koosluses kasvada nii niidu- kui metsataimedel (Lippmaa, 1935). Üldiselt nimetatakse loometsade taimestikku ksero-mesofiilseks (Lippmaa, 1935; Paal, 1997).

Põõsarindes on peamiselt kadakas ja tüsedama mulla korral sarapuu. Lisaks neile leidub kuslapuud, paakspuud, pihlakat jt (Paal, 1997). Kõige levinumaks peapuuliigiks loometsades on mänd, talle järgneb kuusk, seejärel kask, tamm ja teised puuliigid. Tänapäevastes tingimustes peetakse kliimaskoosluseks lookuusikut (Laasimer, 1965).

Peamiselt metsade suksessiooni käiku muutvate metsaraiete tõttu ei ole kõik loometsad siiski kuusikud. Kuid inimtegevus pole selle ainuke põhjus. Lippmaa (1935) on leidnud, et männikud on levinud näiteks saartel, kus taimkatte vanus on

mandriga võrreldes väiksem. Ka säilinud looduslikes loometsades ei ole tavaliselt ühte ainuvalitsevat puuliiki (Laasimer, 1965). Looduslike metsade hulgas leiduvad ka mõned lootammikud, loopealsed männi-tamme segametsad ja peamiselt läänesaartel kasvavad lookaasikud (Laasimer, 1965).

Kuna loometsade keskkond on soodne paljudele puukahjuritele ja -haigustele, on puude kahjustused selle tüübirühma metsades väga sagedased (Laasimer, 1975; Voolma, 1986). Hea aeratsiooniga ja kergesti soojaks köetavad loomullad on soodsad enamasti kuuski kahjustavale juurepessule (Etverk 1980; Ehrpais & Ehrpais, 1986). Lubikaloo kasvukohatüübis valitsevad tingimused, näiteks suur mullaniiskus ja mätastel kasvavad puud, sobivad üraskitele (Voolma, 1986).

Puistu omadused on loometsades metsamajanduse seisukohast üsna kehvad. Puud paiknevad hõredalt, nende kasv on aeglane ja kõrgus väike. Puud on kujult jändrikud, kõverad ja okslikud (Kaar, 1986) ning ohtrate kahjurite ja seenhaiguste poolt tekitatud kahjustustega. Tootlikkuselt ületavad loometsad vaid rabametsi. (Kaar, 1986).

Ajalugu

Maa vee alt vabanemise järel valitsenud tingimustes oli paesel aluspõhjal areneva taimkatte kliimakskoosluseks lootammik või männi-tamme loomets. Kuna mere lähedusega seotud keskkonnatingimused olid laialehiste puudele ebasoodsad, võisid mereäärsete alade kliimakskooslused olla ka loomännikud või lookaasikud (Laasimer, 1986), või liiga karmide tingimuste puhul ka lagedad looalad. Tänapäeval on primaarselt lagedaid looalaid väga vähe alles jäänud. Suurem osa praegustest loometsadest ja lagedatest looaladest on tekkinud tolleaegsetest lootammikutest või tamme-männi loometsadest (Laasimer, 1986).

Enne inimtegevuse jõudmist Eesti aladele olid looalad valdavas enamuses metsaga kaetud (Laasimer, 1986). Loometsade raiumine, ale põletamine, harvendamine ja loomade karjatamine viisid sekundaarsete looalade tekkeni. Tänapäeval on primaarseid loometsi säilinud ainult түседama mullakihiga paigus, kus karjatamise kestus ja intensiivsus on olnud küllalt väikesed (Laasimer, 1975).

Enne Nõukogude okupatsiooni karjatati loomi nii lootaladel kui loometsades. Loometsades karjatamine põhjustas puude järelkasvu piiramise ja mullakihi lõhkumise kaudu metsade hõrenemist (Laasimer, 1975). Nõukogude Liidu ajal suunati kari metsast kultuurkarjamaale ja karjatamisest üle jäänud lootalasid hakati metsastama või hakkasid need ise kinni kasvama. Samal ajal hakati olemasolevates loometsades tegema lageraieid, mis mõjusid väikese taastusvõimega metsadele hävitavalt (Laasimer, 1975; Voolma, 1986).

Looalade metsastamine oli aeganõudev ja vaearikas. Äärmuslikud temperatuuri- ja niiskusolud ei võimaldanud istutatud puudel sageli ellu jääda (Margus & Sipelgas, 1986). Mullakihi tuseduse suurendamiseks ja seeläbi keskkonnatingimuste parandamiseks kasutati muuhulgas pae lõhkamist või puude jaoks aukude kaevamist paepinda (Kaar, 1986). Ettevalmistatud pinnasesse istutati männi või harvem ka mõne võõrpuuliigi, näiteks halli ebatsuuga või mägimänni istikud (Margus & Sipelgas, 1986). Sellised intensiivse pinnasehäiringu üle elanud ja monokultuurse puistuga metsad olid tunduvalt vaesema alustaimestikuga kui looduslikult taastunud metsad (Voolma, 1986; Laasimer, 1986). Looduslik taastumine võtab aga loometsade puhul rohkem aega kui paar inimiga (Laasimer, 1986).

Raiestikel viib raiejärgne taimkatte vohamine mulla vaesumiseni (Kaar, 1986; Ehrpais & Ehrpais, 1986). Uue metsa istutamine võib suure tõenäosusega ebaõnnestuda ning puistu boniteet järgmises metsapõlvkonnas on tavaliselt madalam. Liiga suurte raielankide korral kuivab muld raiestikel läbi ning uue metsa kasvamine sinna muutub äärmiselt küsitavaks. Praegusel ajal kasutatakse seetõttu loometsade raiumisel kitsamaid lanke või hoidutakse lageraiest (Kaar, 1986).

Süstemaatika

Loometsad kuuluvad arumetsade hulka. Neid on klassifitseeritud mitmeti, võttes aluseks substraadi struktuuri, domineeriva puuliigi või mulla tuseduse (Laasimer, 1965; Lõhmus, 1984). Viimati avaldatud süsteemi järgi jagunevad loometsad mullatüseduse ja niiskusrežiimi alusel kolmeks kasvukohatüübiks – leesika-, kastiku- ja lubikaloo kasvukohatüübiks (Paal, 1997).

Leesikaloo kasvukohatüüp on kõige õhema mullakihiga – kuni 10 cm. Põhjavesi pole taimedele kättesaadav ja muld kuivab kergesti läbi. Kõdukihi tusedus on 0...3 cm. Rohurinde tüüpilisi liike on leesikas (*Arctostaphylos uva-ursi*), verev kurereha (*Geranium sanguineum*) ja kassikäpp (*Antennaria dioica*). Hõredad puistud on põhiliselt männikud, vähem kuusikud ja harva kaasikud. Primaarne kooslus võib olla ka puurindeta kadastik (Paal, 1997). Leesikaloo tüüp on levinud rohkem Lääne-Eestis ja saartel, vähem Põhja-Eestis.

Kastikuloo kasvukohatüübi mullatusedus on 10...30 cm. Kuigi reljeefinõgudes võib kastikuloo tüübis ka liigniiskust leida, kuivab muld siiski sageli läbi (Paal, 1997). Rohurindes on kastikuloo tüübile iseloomulikud liigid näiteks palu-härghein (*Melampyrum pratense*), lillakas (*Rubus saxatilis*), hobumadar (*Galium verum*) jt (Paal, 1997). Puistu on kõige sagedamini männik, pisut vähem leidub kuusikuid ja harva segametsi. Tüüp on levinud nii Põhja-Eestis, Lääne-Eestis kui ka saartel.

Lubikaloo kasvukohatüübi metsad asuvad nõgudes, kus vee äravool on raskendatud. Seetõttu on kevadeti muld veega küllastunud, kuid kuivadel perioodidel võib ikkagi põhjani läbi kuivada. Mullakihi tusedus on vahemikus 5...30 cm. Alustaimestiku ilme on teistest loometsa kasvukohatüüpidest erinev, kuid tüübisiseselt üsna vähevarieeruv, peamiselt lubika (*Sesleria caerulea*) domineerimisega (Paal, 1997). Siin esineb kserofüütide kõrval ka hüdrofiilseid taimi, näiteks niiskuslembeseid tarnu. Põõsarinne on varieeruva tihedusega (Paal, 1997). Põõsaliike on võrdlemisi palju, lisaks teistes loometsatüüpides levinud liikidele kasvab siin ka harilik kibuvits (*Rosa spp.*) ja vaarikas (*Rubus idaeus*; Paal, 1997). Puistu on hõre männik, puuliikidest on esindatud ka arukaske (*Betula pendula*), kuuske (*Picea abies*), vähem saart (*Fraxinus excelsior*) ja teisi puid. Kasvukohatüüp on levinud nii Põhja-Eestis, Lääne-Eestis kui ka saartel (Paal, 1997).

Eesmärk

Käesoleva töö eesmärk on uurida kastiku- ja leesikaloometsade puu-, põõsa- ja rohurindes toimuvaid muutusi struktuuris ja koosseisus vastusena erineva intensiivsusega majandustegevusele. Need seosed võivad olla olulised lähtepunktid looduslähedase metsamajanduse ja looduskaitse korraldamisel. Samuti tuletatakse väikese majandusintensiivsusega metsade optimaalset indikatiivsete tunnuste komplekt, mida saaks kasutada metsade loodusläheduse hindamisel.

Metoodika

Uurimisalad

Uurimisalad valiti Riigimetsa Majandamise Keskuse andmestiku põhjal riigimetsa kastikuloo ja leesikaloo kasvukohatüübi eraldistest. Kriteeriumiteks oli eraldise vanus vähemalt 80 aastat ja pindala vähemalt 1ha. Lisaks pidid ümbritsevad sarnast tüüpi eraldised moodustama piisavalt suure metsamassiivi, et metsa servaepekt ei avaldaks uuritavale punktile mõju. Ühes (või kahes üksteise suhtes lähestikku asetsevas) metsamassiivis kirjeldati proovialade paar, millest üks prooviala asus intensiivsemalt majandatud metsaeraldises ja üks prooviala looduslikumas metsaeraldises.

Proovialade asukoht valiti nii, et nende abil saaks võimalikult hästi kirjeldatud kogu Eesti loometsad. Alad asusid põhiliselt Raplamaal ning Saaremaal, veel oli neid Hiiumaal, Pärnumaal, Läänemaal ja Harjumaal. Kokku kirjeldati 71 prooviala, millest kastikuloo kasvukohatüübis oli 47 ja leesikaloo kasvukohatüübis 24. Üksikutele proovialadele ei leitud sobiva majandatuse tasemega paarilist. Kastikuloo kasvukohatüübis oli selliseid proovialasid 3 (2 Saaremaal ja 1 Läänemaal) ja leesikaloo kasvukohatüübis 2 (Raplamaal; Lisa 1).

Andmete kogumine

Välitööd toimusid juulis 2003 ja juulis-augustis 2004. Aladel orienteerumiseks kasutati Eesti Maa-ameti katastrikaarte ja RMK metsaeraldiste kaarte. Proovialadelt koguti andmed puu-, põõsa- ja rohurinde ning mulla kohta. Lisaks rinnete struktuurile ja koosseisule hinnati majanduse intensiivsust eraldises ja registreeriti inimtegevuse mõjule (kändude hulk, aia, kivikuhja, prahi vms. esinemine, täpne nimekiri lisas) ja looduslikkusele (mõned samblikud ja samblad, sipelgapesad, rähni tegevusjäljed vms, täpne nimekiri lisas) viitavate indikaatoritunnuste esinemist.

Puurindes kirjeldati puude vanus, kõrgus ja liituvus. Liigilise ja suurusjärgulise koosseisu uurimiseks koostati puistu valem, kirjeldati seisvate puude rinnaspind ja määrati erinevatesse diameetriklassidesse kuuluvate puude hulk. Mõõdeti ka surnud

seisvate ja lamavate puude hulka, diameetrist struktuuri ja kõdunemisastmeid. Põõsarindes kirjeldati 5,6 m raadiusega ringis järelkasvu liigilist koosseisu, isendite arvu ja kasvusubstraati ning põõsaste liigirikkust ja katvust.

Rohurindes kirjeldati prooviruutude meetodil soontaimede liigilist koosseisu, katvust ja kõrgust ning üksikute liikide ohtrust, lisaks sellele rohurinde katvust, puistu liituvust ruudu kohal ning maapinnasammalde ja –samblike üldist katvust. Rohurinde kirjeldamiseks kasutati 10 juhusliku paiknemisega prooviruutu mõõtmatega 2x2 m.

Erinevate rinnete kohta hinnati üldine okas- ja lehtpuude katvus. Mulla omadustest uuriti kõduhorisondi ja mineraalhorisondi tusedust ja aluskivimi tüüpi ning registreeriti tule jälgede esinemine mullas. Uuritud parameetrite detailne nimekiri ja kirjeldus on lisas (Lisa 2).

Lisaks välitöödel kogutud andmetele kasutati analüüsides ka tuletatud andmeid. Puurindega seotud tunnuste hulgast uuriti ja kasutati alumiste rinnete keskkonnafaktorina puurinde keskmist liituvust ja liituvuse varieeruvust, mis arvutati rohurinde prooviruutude kirjeldamisel registreeritud liituvuste põhjal. Rohurinde suure- ja väikeseskaalalisele liigirikkusele alternatiivseks sõltuvaks tunnuseks arvutati graminoidide proportsioon, mis kujutab endast prooviruudus leiduvate graminoidide ohtruse ja summaarse ohtruse suhet protsentides. Mudelite eeldustele vastava vigade jaotuse saavutamiseks logaritmiti alusel 10 järelkasvu isendite hulk ja põõsaste katvus.

Andmeanalüüs

Majanduse intensiivsuse arvuline väljendamine

Inimtegevuse intensiivsuse arvuliseks väljendamiseks analüüsides võeti kasutusele majandusindeks, mis arvutati järgmistest eraldises toimunud inimtegevuse kohta kogutud andmetest:

- Uute kändude hulk (3/2/0)
- Vanade kändude hulk (2/1/0)

- Aed
- Kivikuhi
- Praht
- Vana talukoht
- Jalgrada
- Kattega tee
- Metsatee
- Elektriliin, siht
- Pinnase kahjustus
- Kraav
- Puuriidad
- Vaigutus, pügamine
- Muud inimõjud

Majandusindeksi arvutamisel kaaluti inimõju indikaatorite esinemist veel selle järgi, kui kaugel oli see prooviaala keskpunktist. Kõigile nimekirjas toodud inimõju liikidele anti üks punkt, kui nad esinesid 60 m raadiuses ja 2 punkti, kui nad esinesid 30 m raadiuses, välja arvatud kändud, mida loendati ainult 30 m raadiuses. Uute kändude hulga iseloomustamiseks kasutati kaalude väärtusi 0, 2 ja 3, kus 0 tähendas kändude puudumist, 2 kändude arvu 1...10 ja 3 kändude arvu >10. Vanade kändude puhul kasutati samade hulkade iseloomustamiseks vastavalt kaale 0, 1 ja 2. Uutele kändudele lisati üks punkt juhul, kui kändude arv oli üle 30. Vastavalt inimõjude arvatavale mõjule lisati nimekirjas allajoonitud väärtustele tunnuste esinemise korral veel üks punkt. Hilisemal kokkuvõtete tegemisel selgus, et inimtegevuse jälgi 'vana talukoht', 'kraav', 'puuriidad', 'vaigutus/pügamine' uuritud loometsades välitööde käigus ei registreeritud.

Puu- põõsa- ja rohurinde struktuuri analüüs

Kastikuloo ja leesikaloo kasvukohatüübi andmeid analüüsiti ühiselt. Ordinatsioonil kasutati DCA meetodikat programmpaketis PC-Ord versioon 4. Ordineeriti

alternatiivselt puistu struktuuri andmete ja rohurinde andmestiku järgi. Puistu struktuurist kasutati järgmisi andmeid:

- alla 40cm diameetriga mändide rinnaspind ($Mä < 40$)
- üle 40cm diameetriga mändide rinnaspind ($Mä > 40$)
- alla 40cm diameetriga kuuskede rinnaspind ($Ku < 40$)
- üle 40cm diameetriga kuuskede rinnaspind ($Ku > 40$)
- lamava kõdupuidu hulk (summa kõigist ankeedis kajastatud lamavatest surnud puudest; SP lama)
- seisvate surnud puude hulk (SP seis)
- diameetriklassidesse vähem kui 2cm, 2-8cm, 8-20cm ja 40-80cm kuuluvate puude hulk (vastavalt $Diam < 2$, $Diam < 8$, $Diam < 20$, $Diam < 80$)
- esindatud diameetriklasside arv (Diam kl)
- rinnete 1-4m, 4-10m ja 10-25m kogukatvused. ($Rin < 4$, $Rin < 10$, $Rin < 25$)

Grupeerivate tunnustena kasutati kasvukohatüüpi ja peapuuliiki.

Rohurinde andmestikust kasutati iga taimeliigi kohta asustatud taimeruutude arvu proovialal (0...10), kusjuures analüüsist jäeti välja liigid, mis esinesid kokku vähem kui kolmel alal.

Grupeerivate tunnustena kasutati kasvukohatüüpi, puistu peapuuliiki, geobotaanilist piirkonda (Lääne-Eesti – Pärnumaa ja Läänemaa, Põhja-Eesti – Harjumaa, Saaremaa, Hiiumaa ja Raplamaa) ning paariseseid majandusklasse 1 (looduslähedasem mets) ja 2 (rohkem majandatud mets), mis arvutati majandusindeksi järgi. Viimasel juhul jäeti analüüsist välja proovialad, millel ei olnud paarilist. Ordinatsiooniruumi telgede kirjeldavus arvutati suhtelise eukleidilise kauguse abil.

Liigilise koosseisu uurimiseks majandatud ja looduslikes metsades kasutati programmpaketi PC-Ord indikaatorliikide analüüsi. Kastikuloo ja leesikaloo kasvukohatüübi andmeid analüüsiti eraldi. Grupeerivaks faktoriks võeti majandusindeksi järgi arvutatud majandusklass tasemetega 1, 2 ja 3, kus “1” vastas

majandusindeksi väärtuste vahemikule 1...3, "2" vahemikule 4...8 ja "3" väärtusele suurem kui 8.

Kõigi rinnete uurimisel kasutati andmeanalüüsil GLM (üldine lineaarne mudel) meetodit programmpaketis Statistica 6.0. Erandina kasutati rohurindes ala liigirikkkuse uurimiseks GLZ (üldistatud lineaarne mudel) meetodit samas programmpaketis Poissoni jaotuse eeldusega ja log-linkfunktsioniga.

Metsade loodusväärtuse indikatsioon

Metsade looduslikkust indikeerivaid tunnuseid uuriti kastikuloo ja leesikaloo kasvukohatüübis eraldi. Uurimiseks kasutati GLZ meetodit binaarse veajaotusega ja logit-linkfunktsioniga. Sõltuva tunnuseks kasutati looduslikkust, mida väljendati väärtustega 0 ja 1, kus "0" vastas majanduse intensiivsuse klassidele "2" ja "3" ning "1" majanduse intensiivsuse klassile "1". Argumenttunnustena kasutati mulla tüsedust, erinevate rinnetega seotud parameetreid ja indikaatorliikide esinemise/mitteesinemise andmeid. Mudeli ennustatud ja majandusindeksi järgi arvutatud metsade looduslikkust võrreldi ristsagedustabelis.

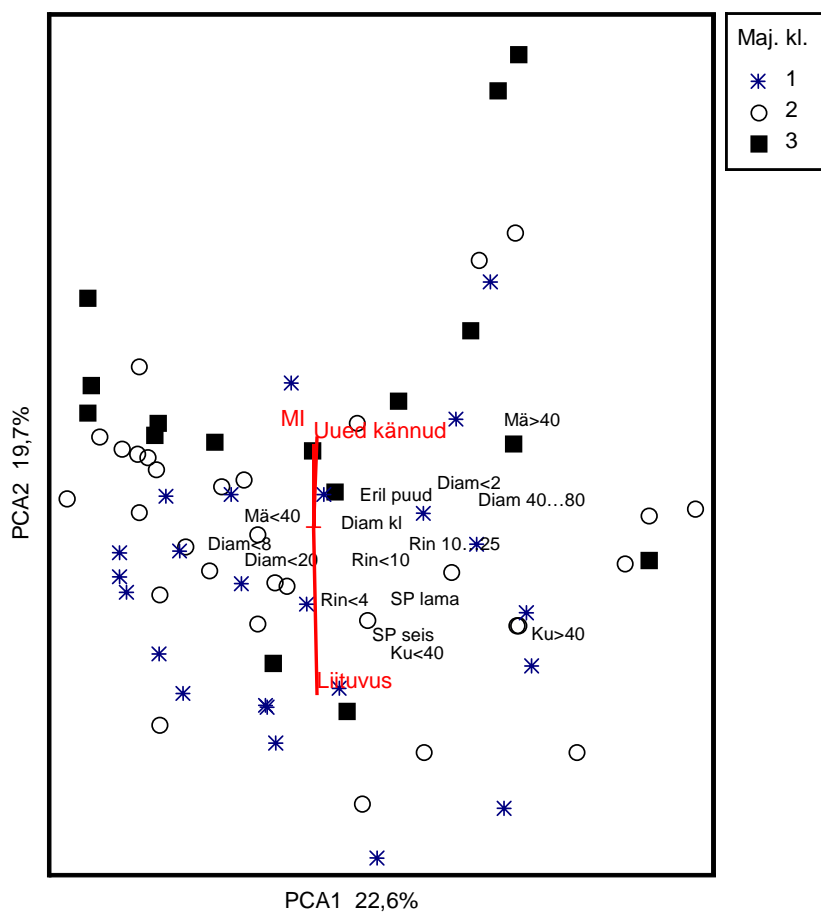
Tulemused

Puu- ja põõsarinne

Puistu struktuuri ordinatsioon

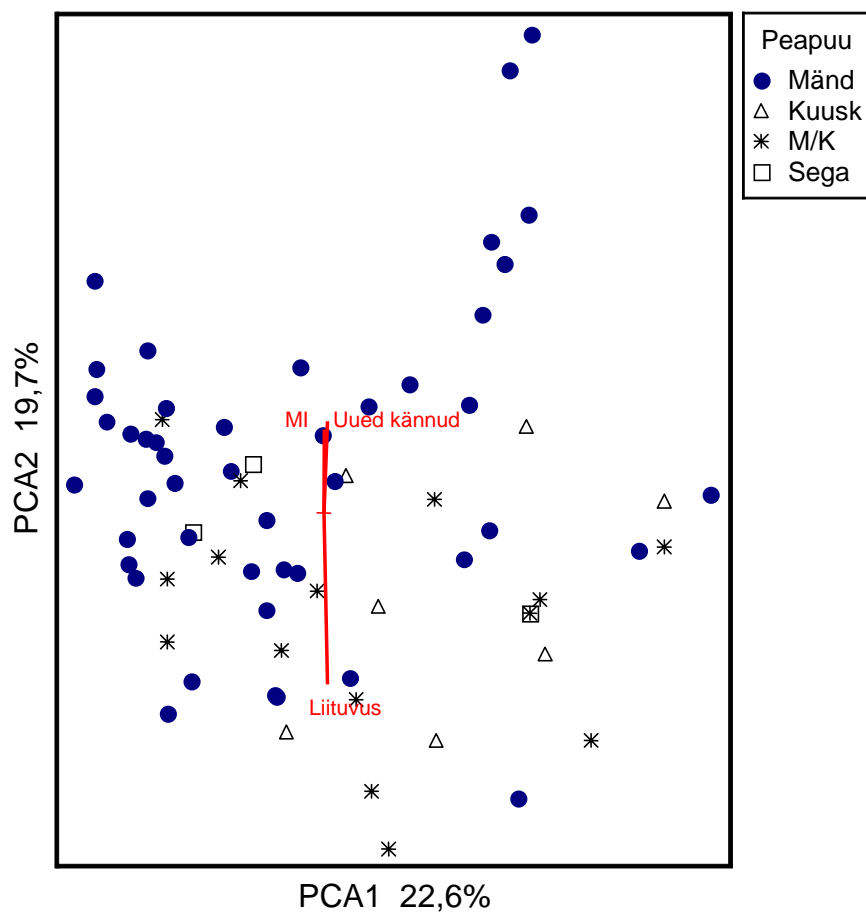
PCA analüüsil puistu struktuuri järgi kirjeldasid ordinatsiooniruumi kaks esimest telge vastavalt 22,6% ja 19,7% kogu proovialade puu- ja põõsarinde varieeruvusest. Proovialade puu- ja põõsarinnete varieeruvus on enamuse alade puhul üsna ühtlane, kuigi diagrammi vasakus osas on märgata mõnevõrra suuremat proovialade tihedust. Diagrammi ülaosas oli aga 2-6 prooviala, mis eraldusid ülejäänud rühmast. Kaks põhirühmast kaugeimat punkti olid intensiivselt majandatud, nelja põhirühmale lähema punkti seas olid esindatud kõik majandusintensiivsuse klassid (Joonis 1).

Puistu omadustest olid telgedega seotud kolm: teise teljega samasuunalised uute kändude hulk (Spearmani $R=0,41$; $p<0,01$) ja majanduse intensiivsus ($R=0,43$; $p<0,01$) ning teise telje alguse suunas suurenev liituvus ($R=-0,60$; $p<0,01$).



Joonis 1. Proovialade puu- ja põõsarinnete struktuuride jaotumine majandusklassidesse ja ordinatsioonil kasutatud puistu parameetrite paiknemine. Illustratsiooniks on esitatud vektoritena telgede korrelatsioonid olulisemate puistu tunnuste ja majandamise intensiivsuse indeksiga (MI). Parameetrite täisnimed on toodud peatükis Metoodika alapeatükis Puu- põõsa- ja rohurinde struktuuri analüüs.

Ordinatsioonidiagrammil on teatud määral näha majandusklasside eristumine üksteisest. Intensiivselt majandatud metsade esinemine oli mõnevõrra tihedam teise telje lõpu suunas, mis ühtis majandusintensiivsuse ja värskete kändude hulga suurenemise suunaga, ning teise telje alguse suunas looduslike metsade esinemine, mis ühtis liituvuse suurenemise suunaga (Joonis 1). Kuuseenamusega puistute paiknemine ordinatsioonidiagrammi all paremas osas ühtib kuuskede rinnaspinna ja liituvuse suurenemine suunaga. Samuti on kooskõlas männikute suurema tihedusega piirkonna paiknemine ja männi rinnaspinna suurenemise andmestiku variatsioonivahemiku ülemises osas (Joonised 1, 2).



Joonis 2. Proovialade puu- ja põõsarinnete struktuuri jaotumine erineva peapuuliigiga puistutesse. Illustratsiooniks telgede korrelatsioonid olulisemate puistu omadustega. Lühendid: Mä – männik; Ku – kuusk; Mä/Ku – männi-kuuse segamets; Sega – ilma domineeriva puuliigita lehtsegamets.

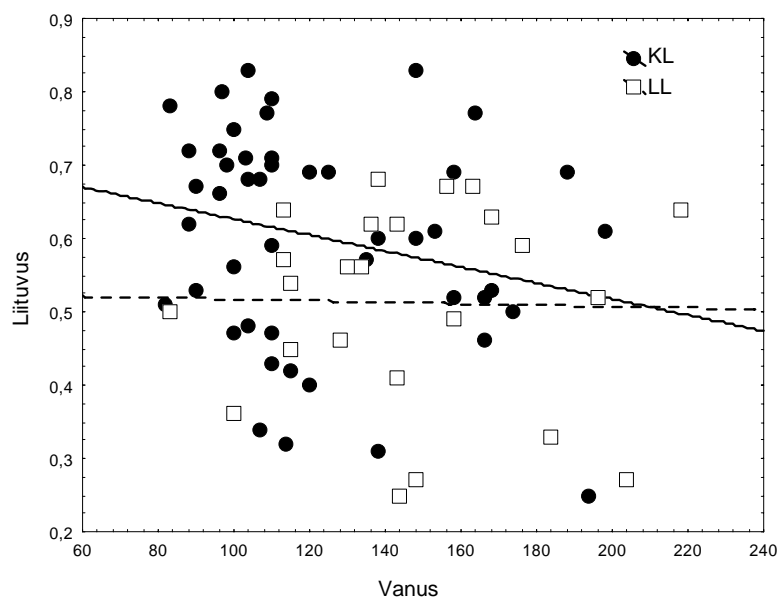
Puurinde struktuuritunnuste mudelid

Puurinde omadustest kirjeldati üldise lineaarse mudeliga puistu keskmist liituvust. Liituvus erines oluliselt kasvukohatüüpide vahel ($p=0,03$), olles kastikuloometsades suurema väärtusega.

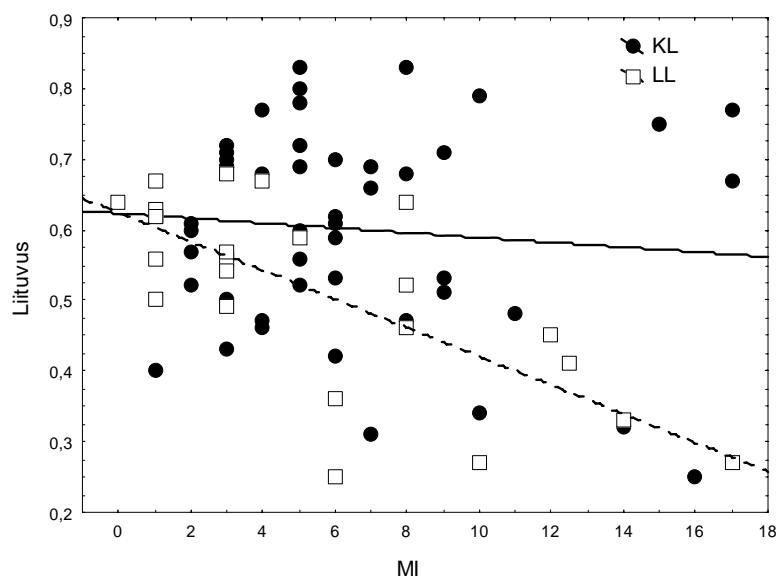
Liituvuse seos vanusega ei olnud loometsades üldiselt oluline, kuid kasvukohatüüpide vahel oli liituvuse mõju puistu vanusele erinev ($p=0,02$). Kastikuloometsades vähenes liituvus oluliselt puistu vanuse tõustes, kuid leesikaloo ei avaldanud puistu vanus liituvusele mõju (Joonis 3).

Majandusintensiivsus mõjus loometsades liituvusele negatiivselt ($p<0,01$). Mõju oli kasvukohatüüpide vahel oluliselt erinev ($p=0,01$). Leesikaloometsades vähenes

liituvus majanduse intensiivsuse tõustes oluliselt kiiremini kui kastikuloometsades (Joonis 4).



Joonis 3. Liituvuse sõltuvus puistu vanusest kastikuloos ja leesikaloo kasvukohatüübis.

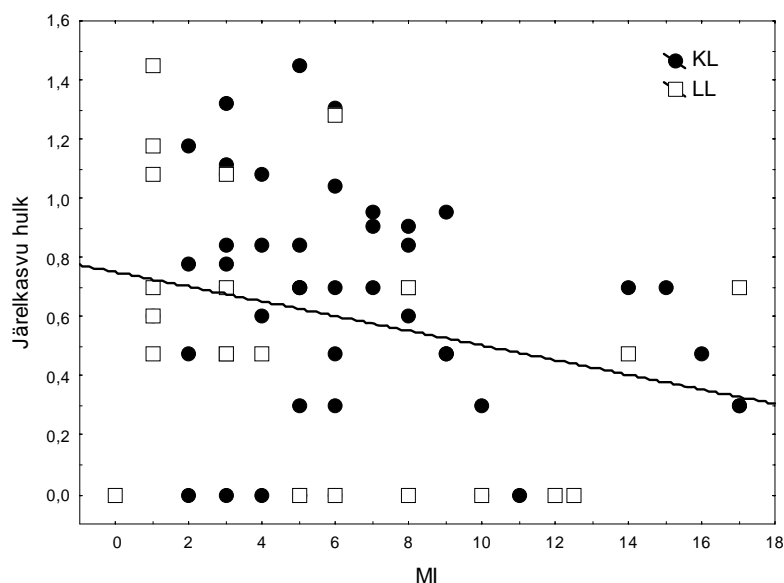


Joonis 4. Liituvuse sõltuvus majanduse intensiivsusest kastikuloos ja leesikaloo kasvukohatüübis.

Põõsarinde struktuuritunnuste mudelid

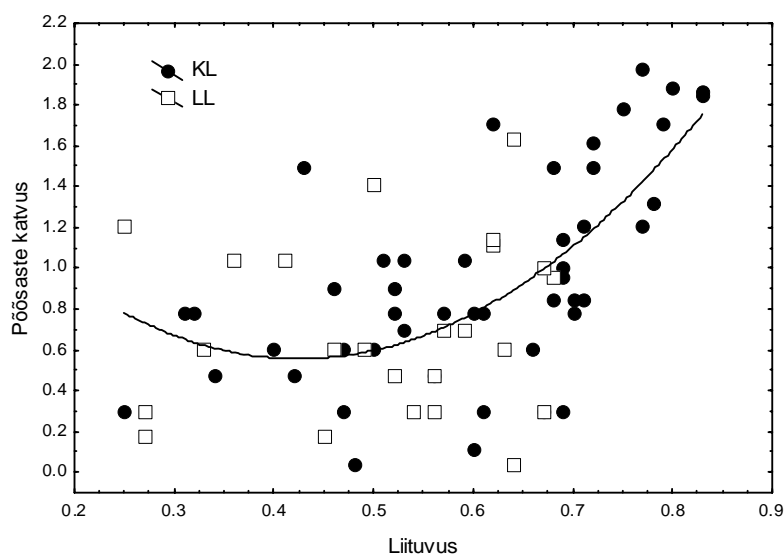
Põõsarindest uuriti mudelitega järelkasvu isendite hulga ja põõsaste katvuse sõltuvust majandusindeksist. Vastavalt mudelile mõjutas majanduse intensiivsus järelkasvu hulka kasvukohatüübiga sõltumata oluliselt ($p=0,03$). Intensiivsemalt

majandatud metsades oli isendite hulk väiksem kui looduslikemas metsaeraldistes (Joonis 5).



Joonis 5. Järeikasvu isendite hulga sõltuvus majanduse intensiivsusest.

Põõsaste katvus sõltus oluliselt puistu liituvusest ($p < 0,01$). Katvus suurenes mittelineaarselt liituvuse tõustes. Väikeste liituvuste korral ei muutunud põõsa katvus liituvuse suurenedes eriti, kuid kastikuloometsades esinenud suurte liituvuste korral tõusis järsult (Joonis 6).



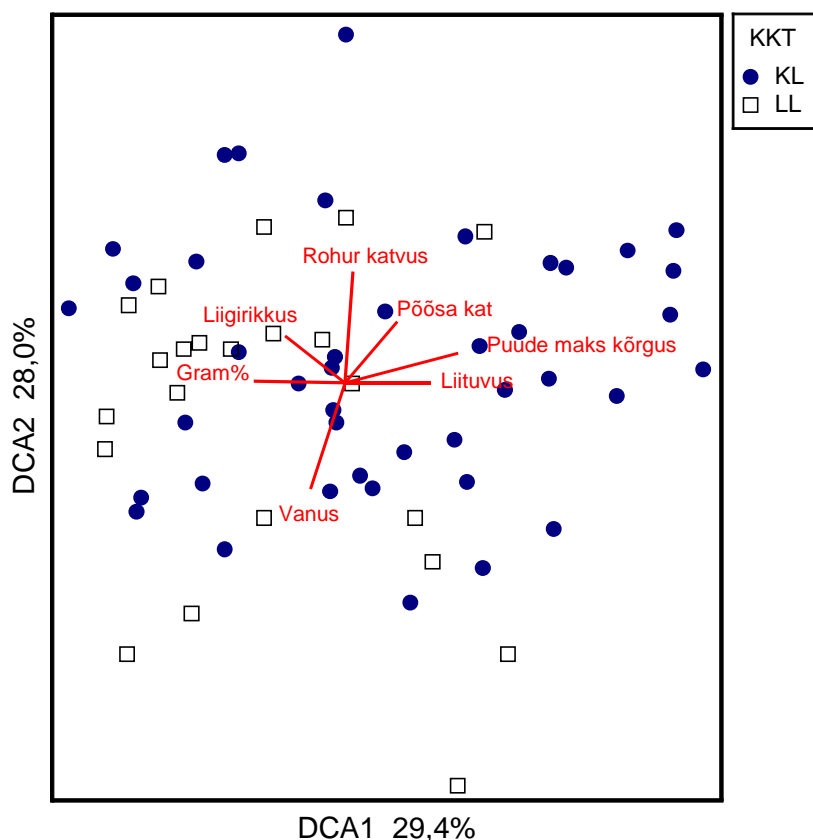
Joonis 6. Põõsaste kogukatvuse sõltuvus liituvusest kastikuloo ja leesikaloo kasvukohatüübis.

Rohurinne

Rohurinde koosseisu ordinatsioon

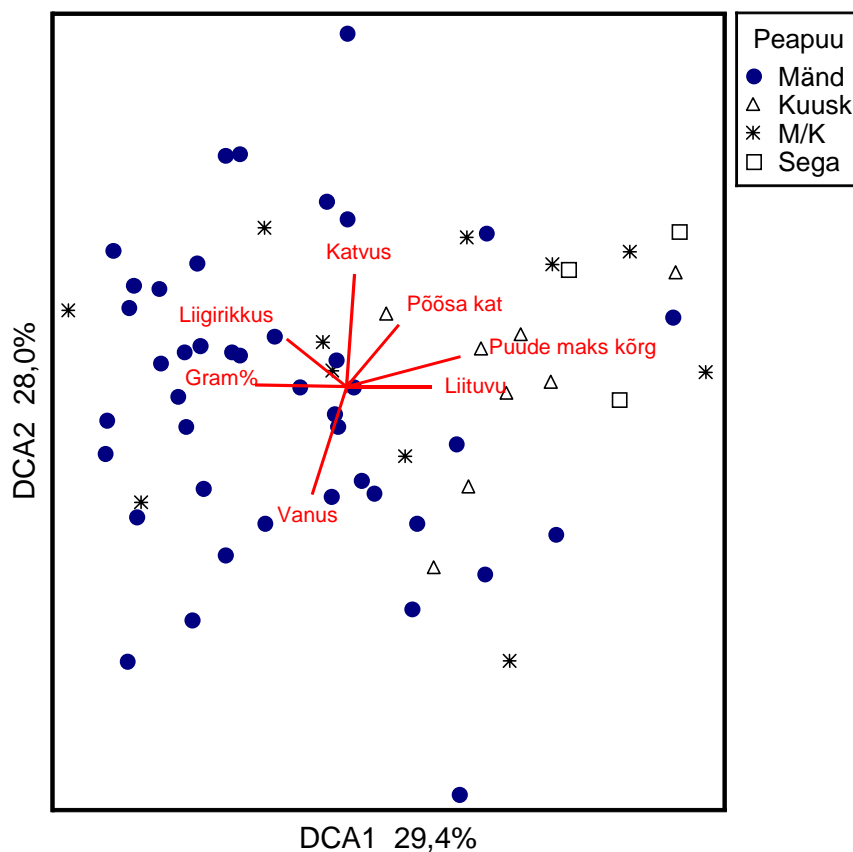
Rohurinde ordinatsioonil liigilise koosseisu ja ohtruse järgi kirjeldavad esimesed kaks telge DCA ordinatsioonil vastavalt 29,4% ja 28,0% kogu proovialade omavahelisest varieeruvusest (Joonis 7). Kasvukohatüüpide vaheline erinevus on rohurinde taimestikis märgatav leesikaloo tüübi proovialade mõnevõrra tihedama paiknemisena esimese telje alguses ja kastikuloo tüübi alade tihedama paiknemisena selle lõpu suunas. Kasvukohatüüpide varieeruvused on üksteise suhtes üsna sarnase ulatusega.

Keskonnaparametritest on esimese teljega samasihilised graminoidide proportsioon rohurindes, mis on teljega vastassuunaline (Spearmani $R = -0,48$; $p < 0,01$), puistu keskmine liituvus ja suurimate puude kõrgus, mis kulgevad esimese teljega samasuunaliselt (vastavalt $R = 0,52$; $p < 0,01$ ja $R = 0,46$; $p < 0,01$). Teise teljega olid samasihilised puistu vanus, mis suurenes teljega vastupidises suunas ($R = -0,27$; $p = 0,02$) ja rohurinde katvus, mis suurenes teljega samas suunas, kuid oluliselt oli korreleeritud hoopis kolmanda ordinatsiooni teljega ($R = 0,43$; $p < 0,01$). Väikese-skaalaline liigirikkus ja põõsaste üldkatvus asuvad telgede suhtes diagonaalselt. Mõlemad suurenevad teise telje lõpu suunas; liigirikkus on esimese telje suhtes vastassuunaline ja põõsaste katvus samasuunaline (vastavalt $R = -0,44$; $p < 0,01$ ja $R = 0,34$; $p < 0,01$; Joonis 7).



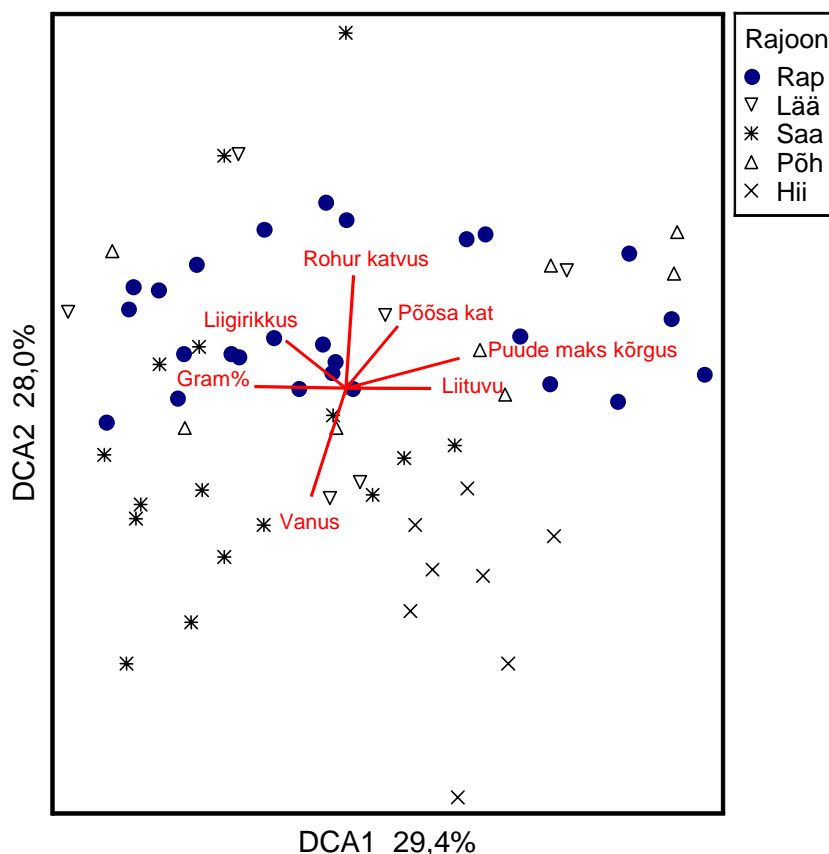
Joonis 7. Proovialade rohurinde kirjelduste paiknemine ordinatsiooniteljel ja jaotumine kasvukohatüüpide kaupa. Illustratsiooniks telgede korrelatsioonid olulisemate keskkonna ja rohurinde tunnustega.

Kasutades grupeeriva tunnusena peapuuliiki, ilmnes ordinatsioonil, et esimese telje alguses domineerisid männienamusega puistutes tehtud proovialade rohurinde kirjeldused (Joonis 8). Teise telje lõpu suunas olid enamuses proovialad, kus puurinde moodustasid kuusemetsad ja lehtsegametsad. Männi-kuuse segametsad ei moodustanud eraldiseisvat rühma, vaid varieerusid ordinatsiooniruumis ühtlaselt. Kuusikute paiknemine teljestiku paremas osas on kooskõlas liituvuse suurenemisega selles suunas. Samamoodi on seotud männikute paiknemine ja graminoidide proportsioon rohurindes.



Joonis 8. Proovialade rohurinde kirjelduste jaotumine ordinaatsioonis ruumis puistu domineeriva puuliigi järgi. Lühendid: M/K – männi-kuuse segamets; Sega – lehtsegamets.

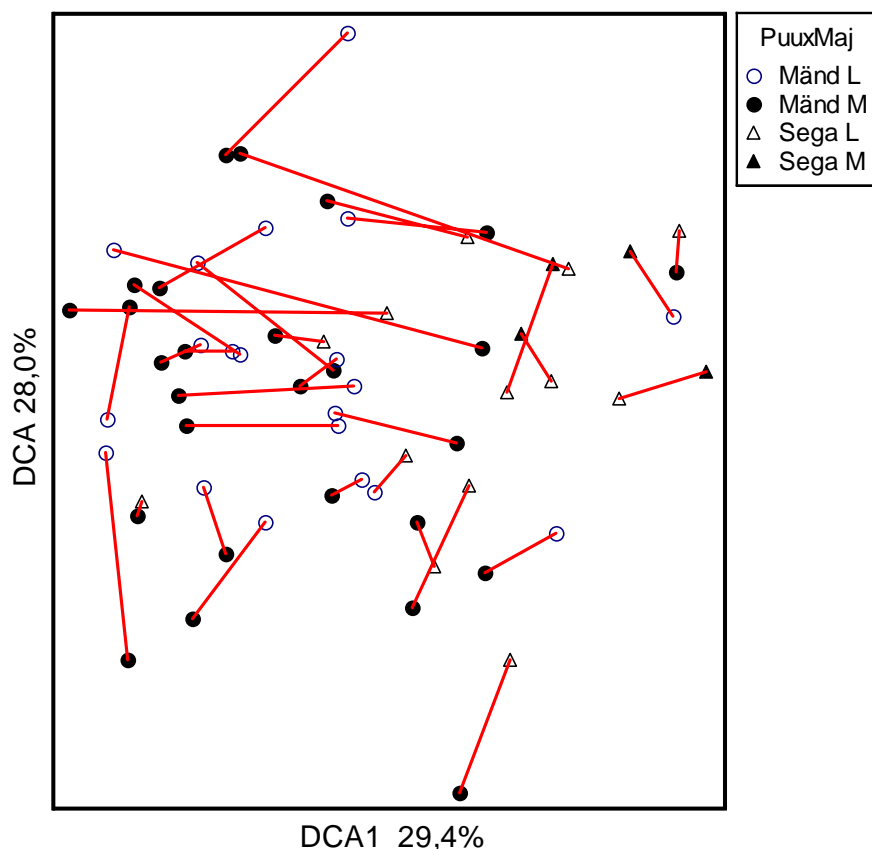
Võrreldes ordinaatsioonil omavahel erinevaid geobotaanilisi piirkondi, ilmnes, et Raplamaa proovialad moodustavad tervikliku rühma, mis on esimese telje suhtes välja venitatud. Lääne- ja Põhja-Eesti proovialad paiknevad selle rühma sees või lähiümb- ruses, näidates kogu mandri proovialade sarnasust (Joonis 9). Saaremaa ja Hiiumaa proovialad paiknevad ordinaatsioonidiagrammil enamuses mandri proovipunktide rühmast allpool ning eristuvad üksteisest selgelt esimest telge mööda. Gruppide piire hägustavad mõned Saaremaa proovialade hulgas esinevad erindid, mis sarnanevad pigem Hiiumaa või mandri proovialadele.



Joonis 9. Proovialade rohurinde kirjelduste jaotumine ordinatsiooniruumis geobotaanilistesse piirkondadesse. Lühendid: Rap – Raplammaa, Lää – Lääne-Eesti (Pärnu- ja Läänemaa); Saa – Saaremaa; Põh – Põhja-Eesti (Harjumaa); Hii – Hiiumaa.

Proovialade paarikaupa sidumisel ordinatsiooniskeemil ilmnesid majandusgradiendil männikute ja tihedama võrastikuga metsade rohurinde koosluste vahel erinevad trendid (Joonis 10). Proovialad kuuluvad majandatuse intensiivsuse alusel paaridesse nii, et igas paaris on üks intensiivselt majandatud kooslusega ja üks loodusliku kooslusega prooviala. Seega võib iga üksikut paari käsitleda lokaalse majandusgradiendina. Nii saab paarilisi ühendava joonega tähistada gradiendist põhjustatud muutuste suunda ordinatsiooniruumis. Jooniselt 10 on näha, et männikutes paikneb enamus paare esimese telje sihis, kusjuures looduslikud metsad on enamasti telje lõpu suunas, mis vastab liituvuse suurenemise suunale. Erineva suunaga on teise telje lõpu suunas asuvad Saaremaa proovialad. Nende puhul on paarid teise teljega samas sihis ja looduslik paariline asub teise telje lõpu suunas, mis ühtib rohurinde katvuse suurenemise suunaga. Pimedamates kuuse- ja segametsades paiknevad paarid aga nii mandril kui Hiiumaal teise telje sihis, loodusliku paarilisega

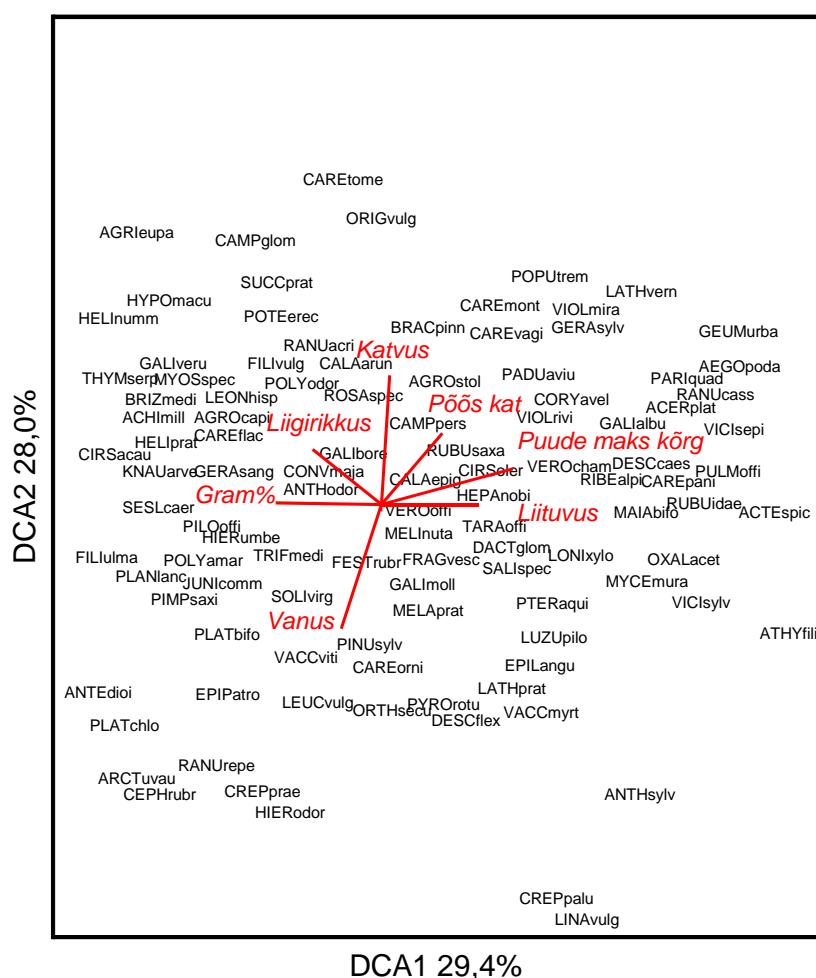
mandri proovialadel telje lõpu suunas ning Hiiumaa proovialadel telje alguse suunas, mis näitab rohurinde väiksemat katvust nendes metsades.



Joonis 10. Proovialade paaride paiknemine rohurinde DCA ordinaatsiooniskeemil. Paarisine majandamisgradiendi suund ordinaatsioonisruumis männimetsades ning kuuse- ja segametsades. Lühendid: Mänd L – looduslik männienamusega mets; Mänd M – majandatud männienamusega mets; Segal – looduslik kuuseenamusega või lehtsegamets; Segal M – majandatud kuuseenamusega või lehtsegamets.

Vastavalt liigilise koosseisu ordinaatsiooniagrammile olid suurema rohurinde katvusega seotud näiteks sulg-aruluste (*Brachypodium pinnatum*) ja metskastik (*Calamagrostis arundenacea*; Joonis 11). Kuna põõsaste katvus, puude liituvus ja nende kõrgus on ordinaatsioonisruumis lähestikku, on nendega seotud suures osas ühised liigid, näiteks maamõõl (*Geum urbanum*), harilik naat (*Aegopodium podagraria*) ja ussilakk (*Paris quadrifolia*). Puistu vanuse suurenedes muutuvad iseloomulikumaks näiteks harilik lõhnhein (*Hierochloe odorata*) ja tõmbijuureline koeratubakas (*Crepis praemorsa*). Graminoidide suurema osakaaluga on seotud näiteks lubikas (*Sesleria caerulea*) ja arukaerand (*Helictotrichon pratense*), ja mitmed rohunid, näiteks harilik äiatar (*Knautia arvensis*) ja verev kurereha (*Geranium*

sanguineum). Kuna ruudu liigirikkus suureneb vastavalt diagrammile graminoidide osakaaluga ligilähedases suunas, on paljud selles ordinatsiooniruumi osas paiknevad liigid mõlemate tunnustega seotud. Liigirikkusega on spetsiifilisemalt seotud näiteks avakoosluse liigid ahtalehine nurmikas (*Poa angustifolia*) ja harilik kuldkann (*Helianthemum nummularium*).



Joonis 11. Rohurinde liikide paiknemine ordinatsiooniruumis.

Majandusklasside indikaatorliikide analüüs näitas, et kastikuloo kasvukohatüübis oli looduslike metsadega seotud harilik kerahein (*Dactylis glomerata*), harilik pihlakas (*Sorbus aucuparia*) ja koerkannike (*Viola canina*). Kõige selgemini eristuv indikaatorvärtuste vahe oli vastavalt analüüsile keraheinal. Intensiivselt majandatud metsadele olid iseloomulikud hobumadar (*Galium verum*) ja aed-hiirehernes (*Vicia sepium*; Tabel 1).

Leesikaloo tüübis looduslike metsadega oluliselt seotud liike ei olnud. Keskmise majandusintensiivsusega metsadele oli iseloomulik tõmbijuureline koeratubakas (*Crepis praemorsa*) ning majandatud metsi kortsleht (*Alchemilla spp*), sulg-aruluste (*Brachypodium pinnatum*), metskastik (*Calamagrostis arundinacea*), mägitarn (*Carex montana*), harilik angervaks (*Filipendula ulmaria*), harilik kuldkann (*Helianthemum nummularium*), harilik käbihein (*Prunella vulgaris*) ja harilik mailane (*Veronica officinalis*; Tabel 2). Mõned liigid olid tugevate, kuid marginaalselt mitteoluliste indikaatorväärtustega. Näiteks oli sellise esinemismustriga mõlemas kasvukohatüübis looduslike metsadega seotud harilik sarapuu (*Corylus avellana*), kastikuloo tüübis looduslike metsadega seotud mets-härghein (*Melampyrum sylvestris*) ja majanduslike metsadega seotud keskmine värihein (*Briza media*). Leesikaloometsades oli looduslike metsadega seotud näiteks tedremaran (*Potentilla erecta*) ning majandatud metsadega harilik kurekell (*Aquilegia vulgaris*) ja kassisaba (*Veronica spicata*).

Tabel 1. Majandusklasside indikaatorliigid kastikuloo kasvukohatüübis. Tulbad vasakult: liik, maksimaalse indikaatorväärtusega majandusklass, liigi indikaatorväärtused majandusklassides 1, 2 ja 3, p - indikaatorväärtuste jaotumise olulisustõenäosus Monte Carlo randomisatsiooni-testi alusel.

liik	Maj. klass	1	2	3	p
Dac glo	1	32	1	6	0.03
Sor auc	1	44	22	21	0.05
Vio can	1	42	14	2	0.02
Gal ver	3	4	2	36	0.02
Vic sep	3	0	5	28	0.05
Cor ave	1	42	13	16	0.06
Mel syl	1	27	15	1	0.20
Bri med	3	4	4	25	0.16
Lat pra	3	1	11	30	0.07

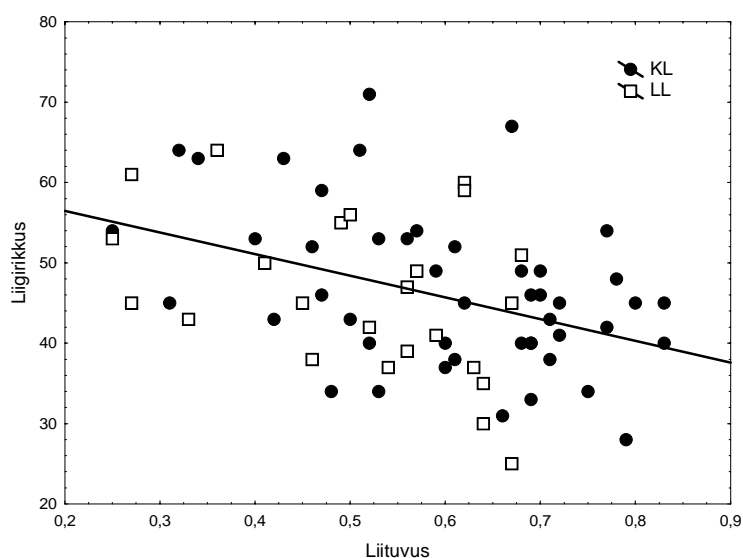
Tabel 2. Majandusklasside indikaatorliigid leesikaloo kasvukohatüübis. Tulbad vasakult: liik, maksimaalse indikaatorväärtusega majandusklass, liigi indikaatorväärtused majandusklassides 1, 2 ja 3, p - indikaatorväärtuste jaotumise olulisustõenäosus Monte Carlo randomisatsiooni-testi alusel.

liik	Maj. klass	1	2	3	p
Cre pra	2	4	44	0	0.03
Alc spe	3	3	0	66	0.01
Bra pin	3	26	8	46	0.04
Cal aru	3	38	4	45	0.03
Car mon	3	10	5	59	0.02
Fil vul	3	30	1	53	0.01
Hel num	3	0	0	60	0.01
Pru vul	3	17	1	44	0.04
Ver off	3	36	8	43	0.04
Cor ave	1	25	8	4	0.57
Pot ere	1	47	5	20	0.08
Aqu vul	3	6	2	36	0.13
Ver spi	3	1	0	33	0.08

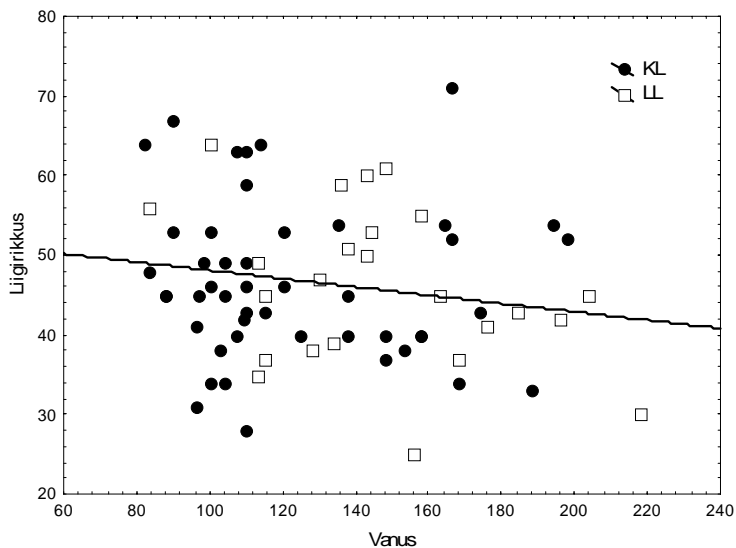
Rohurinde struktuuri määravad faktorid

Rohurindest kirjeldati kogu ala (suureskaalalist) liigirikkust ja prooviruutude keskmist (väikeskaalalist) liigirikkust ning graminoidide proportsionaalset ohtrust rohurindes.

Suureskaalaline liigirikkus sõltus loometsades puistu vanusest ($p < 0,01$) ja liituvusest ($p = 0,01$). Liigirikkuse seos liituvuse oli sõltumata kasvukohatüübiga negatiivne (Joonis 12). Liigirikkuse seos puistu vanusega oli samuti negatiivne, kuid mõnevõrra nõrgem (Joonis 13).

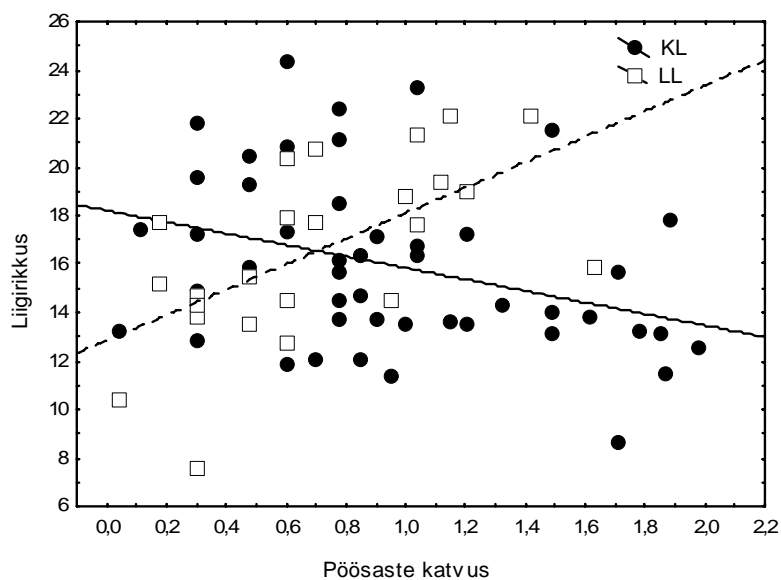


Joonis 12. Rohurinde suureskaalalise liigirikkuse sõltuvus liituvusest kastikuloo ja leesikaloo kasvukohatüübis.

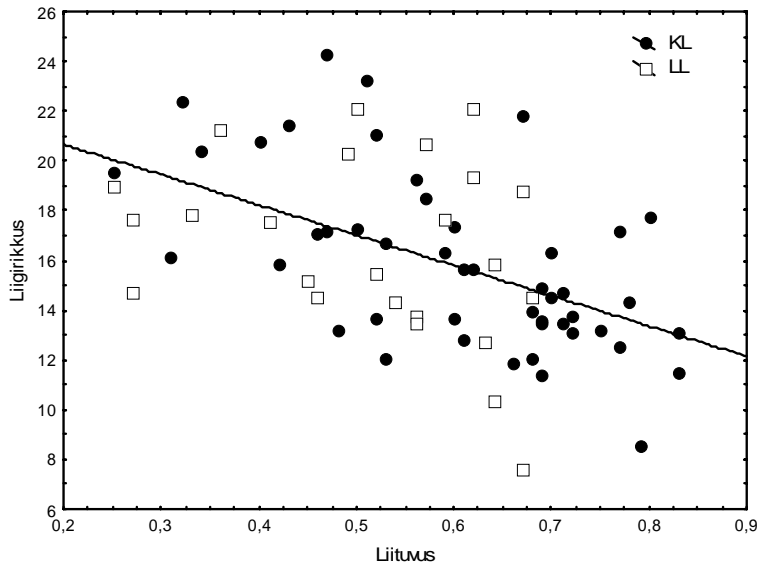


Joonis 13. Rohurinde suureskaalalise liigirikkuse sõltuvus puistu vanusest kastikuloo ja leesikaloo kasvukohatüübis.

Väikeseskaalalist liigiriklust mõjutavad olulised tegurid olid puistu liituvus ($p < 0,01$) ja põõsaste katvus ($p < 0,01$). Põõsaste katvuse mõju liigirikkusele oli kasvukohatüüpide vahel erinev ($p < 0,01$). Kui kastikuloo tüübis vähenes rohurinde liigirikkus põõsaste katvuse tõustes tugevalt, siis leesikaloo tüübis oli seos tugevalt positiivne (Joonis 14). Liituvus oli rohurinde liigirikkusele kasvukohatüübit sõltumata negatiivse mõjuga (Joonis 15).

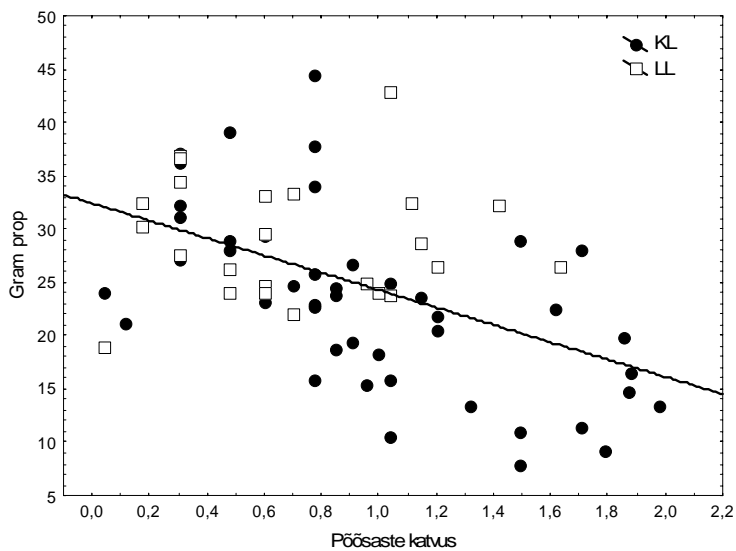


Joonis 14. Rohurinde väikeseskaalalise liigirikkuse sõltuvus põõsaste katvusest kastikuloo ja leesikaloo kasvukohatüübis.

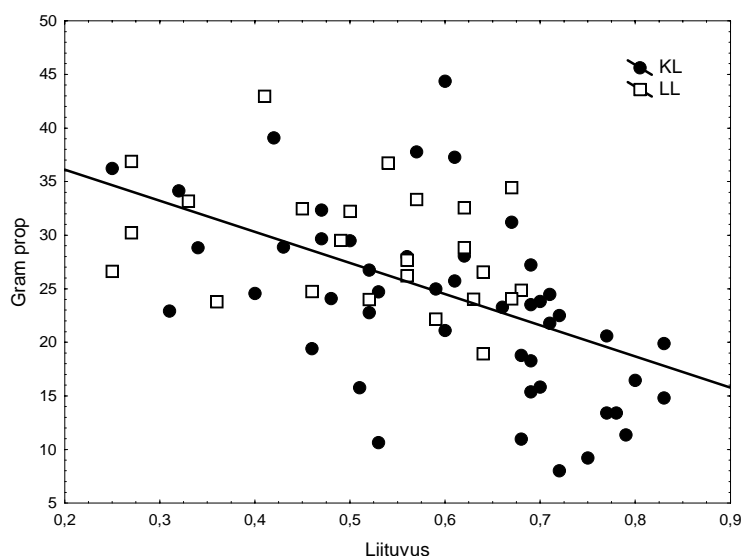


Joonis 15. Rohurinde väikeseskaalalise liigirikkuse sõltuvus liituvusest kastikuloo ja leesikaloo kasvukohatüübis.

Graminoidide proportsionaalne ohtrus sõltus oluliselt liituvusest ($p < 0,01$) ja põõsaste katvusest ($p = 0,01$). Graminoidide proportsiooni seosed mõjuvate parameetritega ei sõltunud oluliselt kasvukohatüübist. Seos oli mõlema faktoriga üsna tugevalt negatiivne (Joonised 16, 17).



Joonis 16. Graminoidide ohtruse proportsiooni sõltuvus põõsaste katvusest.



Joonis 17. Graminoidide ohruse proportsiooni sõltuvus liituvusest.

Metsade loodusväärtuse ennustamine

Metsade loodusväärtust hinnati kasvukohatüübispetsiifiliselt. Kastikuloo kasvukohatüübile vastava mudeli kohaselt oli tusedama mullaga kasvukohtades loodusliku metsa esinemine vähem tõenäoline. Metsa loodusväärtuslikkuse suuremale tõenäosusele viitasid graminoidide suurem osakaal, põõsarinde suurem tihedus, surnud puidu suurem hulk ning hariliku kadaka (*Juniperus communis*) esinemine. Muundunud kasvuvormiga või kahjustatud puude esinemine oli seotud majandatud metsadega (Tabel 3). Mudeli poolt ennustatud metsade looduslikkus läks mõõdetuga hästi kokku. Looduslikest metsadest suutis mudel õigesti ära tunda 91% (10 11-st) ning majandatud metsadest 97% (33 34-st).

Tabel 3. Kastikuloometsade loodusväärtuse ennustuse üldistatud lineaarne mudel.

Loodusv. tõenäosus	Tõus	Std h	Waldi stat.	p
Vabaliige	-83,35	21,53	14,99	<0,01
A1	-2,63	0,80	10,81	<0,01
Graminoidide proportsioon	1,10	0,28	15,46	<0,01
Surnud puidu hulk	6,44	1,76	13,41	<0,01
Katvus 1...4 m	0,46	0,13	12,62	<0,01
Erilised puud	-24,49	7,14	11,77	<0,01
Kadaka esinemine	35,01	9,91	12,48	<0,01
Mudeli skaala-parameeter	0,32	<0,01		

Leesikaloo tüübis ennustavad metsa loodusväärtust vastavalt mudelile teise rinde (4...10 m) suur liituvus ja tedremarana ning metskastiku esinemine (Tabel 4). Mudel

tundis õigesti ära 83% looduslikest metsadest (10 12-st) ja 92% mittelooduslikest metsadest (11 12-st).

Tabel 4. Leesikaloo kasvukohatiübi metsade loodusväärtuse ennustuse üldistatud lineaarne mudel.

Loodusv. tõenäosus	Tõus	Std h	Waldi stat.	p
Vabaliige	-12,52	4,74	6,10	0,01
Katvus 4...10 m	0,19	0,08	6,56	0,01
Pot ere esinemine	3,83	1,45	6,94	0,01
Cal aru esinemine	4,13	2,04	4,10	0,04
Mudeli skaala-parameeter	0,71	<0,01		

Arutelu

Puu- ja põõsarinne

Puu- ja põõsarinde struktuuride vaheline erinevus ei olnud kastikulo- ja leesikaloometsade vahel kuigi märgatav. Teatava vahe põhjustasid kastikuloometsade seas olevad pimedad kuusemetsad ja üksikud lehtsegametsad, tänu millele tekkis kasvukohatüüpide vahel liituvuste oluline erinevus. Ka liituvust mõjutavad tegurid oli kasvukohatüüpide vahel erinevad. Majanduse intensiivsus suurenes vastavalt ordinatsioonile küll liituvusega vastassuunas, kuid mudelis ei mõjutanud liituvust eriti tugevalt. Kuna seos oli mudelis siiski oluline, võib liituvuse mõju alumistele rinnetele mingil määral interpreteerida metsamajanduse kaudse mõjuna (Bergstedt & Milberg, 2001).

Liituvuse suurem väärtus kastikulo kasvukohatüübis on kooskõlas lookasvukohatüüpide kirjeldustega, mille kohaselt leesikaloo kasvukohatüüp on ebasoodsamate keskkonnatingimuste tõttu hõredama puistuga kui kastikulo tüüp (Paal, 1997). Liituvuse mustrite erinevust kasvukohatüüpides vastusena majandusintensiivsusele ja puistu vanusele on keerulisem seletada. Trend oli küll mõlemas kasvukohatüübis ja seoses mõlema teguriga negatiivne, kuid selle tugevus ja olulisus olid varieeruvad. Puistu vanuse kasvades vähenes kastikulo tüübi metsade liituvus kiiremini kui leesikaloo tüübis. Viimases see praktiliselt ei muutunud, nii et puistu vanuse tõustes muutusid tüüpide liituvused sarnasemaks. Majanduse intensiivsuse kasvades kasvas liituvuste vahe suuremaks, kuna leesikaloo kasvukohatüübi liituvus vähenes kiiremini. Kokkuvõtlikult öeldes sõltub liituvus kastikulo ja leesikaloo metsades erinevatest faktoritest – kastikulo tüübis vanusest ja leesikaloo tüübis majandusintensiivsusest.

Osa kirjandusest viitab looduslike ja majandusega seotud häiringute sarnasusele (Bengtsson *et al.*, 2000; Niemelä, 1999; Emborg *et al.*, 2000). Eeldusel, et metsa vananemine on seotud rohkete looduslike häiringute sagenemisega (Niemelä, 1999; Foster *et al.*, 1996; Bengtsson *et al.*, 2000), võiks sellest järeldada, et liituvus

reageerib nii majanduse intensiivsusele kui puistu vanusele ühtemoodi vähenemisega (Bengtsson *et al.*, 2000). Võimalik, et absoluutne vanus on puistu arengu seisukohalt kummaski kasvukohatüübis seotud erineva staadiumiga. Kuna puude kasv võib leesikaloo kasvukohatüübis olla kasvutingimuste tõttu aeglasem kui kastikuloo tüübis (Kaar, 1986), võib ka puistu vananemine ja sellega seotud loomulik hõrenemine leesikaloometsades rohkem aega võtta. Niisiis võib samas puistu vanusevahemikus kastikuloo tüübi puhul olla tegemist vananeva metsa ja leesikaloo tüübis küpse metsa vanusegradiendiga. Samas võivad leesikaloometsade puud oma väikese kasvu tõttu olla tuulekahjustustele vastupidavamad (Ehrpais & Ehrpais, 1986), mis võib oluliselt vähendada looduslike häiringutega seotud hõrenemist. Leesikaloo tüübi liituvuse kiirem langus majandusgradiendil võib olla seletatav tüüpide erineva taastumisvõimega. Puude kasvu jaoks soodsamate kasvutingimustega kastikuloometsades võib majandustegevuse tulemusel tekkinud häil kõrvalasuvate puude külgakasvu tõttu kiiremini kinni kasvada (Pedersen & Howard, 2004) kui ebasoodsamas leesikaloo tüübis.

Järelkasvu hulga negatiivne seos majanduse intensiivsusega võib olla seletatav majandustegevusega seotud häiringute otsese negatiivse mõjuga järelkasvu taimedele (MacDonald & Thompson, 2003) või pinnase kahjustustest tingitud sobivate kasvukohtade vähenemisega. Kuigi pinnase kahjustused on paljudes uurimustes osutunud järelkasvu soosivaks (Haeussler, 2002; Wohlgemuth *et al.*, 2002), on see häiring loometsade õhukese mullakihi tõttu arvatavasti taimestikule negatiivse mõjuga (Laasimer, 1975). Samuti võib puurinde võrastiku puudumine või hõrenemine loometsades puude järelkasvule pigem halvasti mõjuda, kuna pinnas muutub tuulele ja päikesele kättesaadavamaks ja kasvutingimused seega kehvemaks (Laasimer, 1975; Margus & Sipelgas, 1986). Võrastiku hõrenemisel toimub ka rohurinde tihenemine, mis takistab noorte puude idanemist ja kasvu.

Põõsaste katvuse sõltuvus puurinde liituvusest oli erinevates valgustingimustes erinev. Puurinde liituvuse väikeste väärtuste korral ei sõltunud põõsaste katvus liituvusest peaaegu üldse, kuid suuremate väärtuste korral kastikuloometsades oli seos põõsaste katvuse ja liituvuse vahel tugevalt positiivne. Erinevates uuringutes on leitud, et liituvuse suurenedes põõsaste katvus väheneb (Onaindia *et al.*, 2004) või püsib muutumatuna (Halpern & Spies, 1995; MacDonald & Thompson, 2003).

Väikeste puistu liituvuste korral ei ole valgus ilmselt limiteeriv tegur. Sellega seletub põõsaste katvuse nõrk seos liituvusega hõredamates loometsades. Kuid suuremate liituvuste korral esinenud seost on keerukam seletada. Ordinatsioonidiagrammile toetudes võib arvata, et põõsaste katvuse ja liituvuse vaheline tugevam seos kehtib kuuse- ja segametsade puhul. Kuna määnd on võrreldes lehtpuude ja kuusega mullaviljakuse ja –niiskuse (loometsade puhul ilmselt ka mullakihi tüseduse) suhtes vähenõudlikum (Pihelgas, 1983), võib arvata, et alternatiivne peapuuliik on seotud soodsamate kasvutingimustega. Ilmselt on mullaomadused loometsades põõsaste kasvutingimuste olulisemad määravad kui liituvusega seotud kasvukoha valgustatus. Samuti võib positiivset seost põõsaste katvuse ja puistu liituvuse vahel mingil määral tõlgendada metsamajanduse paralleelse mõjuga. Suurem liituvus tähendab väiksemat majandustegevuse intensiivsust ja sellega ka vähem põõsastele suunatud häiringuid (Onaindia *et al.*, 2004).

Kokkuvõtvalt võib öelda, et majandustegevuse mõju puu- ja põõsarindele on loometsades sarnasem kui paljudes uuritud metsades. Tavaliselt suureneb põõsarinde kui alusmetsa ühe rinde kasv majandustegevusega kaasneva liituvuse vähenemisega (Halpern & Spies, 1995; MacDonald & Thompson, 2003; Onaindia *et al.*, 2004), kuid loometsades on ilmselt olulisemad mõlemale rindele sarnaselt mõjuvad faktorid, näiteks mullaviljakus ja –niiskus.

Rohurinne

Kastikuloo- ja leesikaloometsade vahel oli rohurinde koosseisus üsna väike erinevus. Kolmest mudelitega uuritud parameetrist – suure- ja väikeseskaalalisest liigirikusest ning graminoidide ohtruse proportsioonist rohurindes – ei olnud ükski kasvukohatüüpide vahel oluliselt erinev. Kuna tegu on keskkonnatingimuste poolest suhteliselt sarnaste kasvukohatüüpidega, ei ole tulemus väga üllatav. Ordineerimisel oli siiski kasvukohatüüpide teatav eristumine ja graminoidide proportsiooni suurenemine leesikaloo tüübi suunas jälgitav. Majandusintensiivsus avaldas kummaski tüübis rohurinde koosseisule mõju liituvuse ja põõsaste katvuse kaudu. Ootuspäraselt mõjusid liituvus ja põõsaste katvus peaaegu kõigile rohurinde parameetritele mõlemas kasvukohatüübis negatiivselt. Ainsaks erandiks oli väikeseskaalalise liigirikuse positiivne seos põõsaste katvusega leesikaloometsades. Ülejäänud trendid ei erinenud

kasvukohatüüpide vahel. Küll oli erinev majanduse mõju metsa valgustingimustele ja rohurinde katvusele saarte ja mandri ning männikute ja teiste metsade vahel, mis viitab geobotaanilise piirkonna ja peapuuliigi suuremale tähtsusele rohurinde koosseisu kujundamisel.

Rohurinde ordinatsioonil avaldunud rohurinde struktuuri- ja koosseisujärgne kasvukohatüüpide vaheline erinevus on kooskõlas puistu struktuuri uuringutega. Peamine erinevus on peapuuliigi vahetumine kastikuloometsades, millega seoses suureneb puude liituvus, kõrgus ja põõsaste katvus. Need muutused põhjustavad omakorda rohurinnet mõjutavate keskkonnatingimuste gradiendid.

Liituvuse negatiivne mõju suure- ja väikeseskaalalisele liigirikkusele on kooskõlas paljude teiste uurimustega (Nygaard & Ødegaard, 1999; Økland *et al.*, 1999; Økland *et al.*, 2003; Onaindia *et al.*, 2004). Väikeseskaalalise liigirikkuse negatiivne seos liituvusega ilmneb ka ordinatsioonil. Nii üldise lineaarse mudeliga uurides kui ordinatsioonil ilmnis graminoidide proportsiooni vähenemine liituvuse suurenemisega. Selline muster on hästi kooskõlas teiste uurimustega, mille kohaselt graminoidid on valdavalt valguselembeste liikidena valguseküllaste, ülemiste rinnete väikese liituvusega kasvukohtade korral eelisolukorras (Andrew *et al.*, 1999; Bergstedt & Miller, 2001). Vastavalt ordinatsioonile ja mudelitele on graminoidide proportsioon liituvuse suhtes tundlikum kui liigirikkus.

Põõsaste katvuse negatiivne mõju graminoidide proportsioonile avaldus sarnaselt liituvusele mõlemas kasvukohatüübis. Ilmselt olid ka mõju mehhanismid samad, sest sarnaselt puudele varjavad põõsad valgust ja on rohurinde taimedele tugevad mullatoitainete konkurendid (Fagan & Peart, 2004). Liigirikkusele avaldas põõsarinne mõju vaid väikeses skaalas. Erinevalt liituvusest oli mõju liigirikkusele kasvukohatüüpide vahel tüübispetsiifiline, mis ei ole üheselt lahti seletatav. Positiivsest seosest leesikaloo kasvukohatüübis järeldub, et valgus või mullatoitainete kättesaadavus ei ole seal taimedele piiravaks teguriks. Põõsaste juuresolek võib mulda päikese ja tuule eest kaitstes pehmedada looladel valitsevaid ebasoodsaid tingimusi (Karu, 1958; Halpern & Spies, 1995) või ka indikeerida soodsamaid tingimusi, kasvades edukamalt näiteks suurema mullaniiskusega kohtades (Toft, 1995). Põõsaste olemasolu võib üldiselt valgusrikkas metsas põhjustada ka keskkonna varieeruvuse suurenemist, mis

suurendab samuti liigirikkust, kuna võimaldab koos kasvada erinevatele keskkonningimustele kohastunud liikidel (Willems *et al.*, 1993; Grace, 1999).

Huvitav oli veel metsa vanuse nõrk, kuid oluline negatiivne mõju suureskaalalisele liigirikkusele. Vanuse suurenedes peaks liigirikkus suksessiooni käigus suurenema (Honnay *et al.*, 1999; Jacquemyn *et al.*, 2001). Liituvuse vähenemine metsa vanuse suurenedes peaks samuti suureskaalalist liigirikkust tõstma. Liigirikkuse kahanemist vanemates metsades on leidnud ka Fahrig & Jonsen (1998). Töös uuritud metsade vanus varieerus vahemikus 80...220 aastat ning seos liigirikkusega oli lineaarne, mis tähendab, et liigirikkuse maksimum oli sellisel juhul nooremas metsas kui 80 aastat. Kuna vanemad metsad paiknesid suures osas saartel, võis efekt tuleneda ka mõnest saartele spetsiifilisest tingimusest.

Paarikaupa ordineerimisel ilmnis teatav erinevus mandri ja saarte metsade ning männikute ja segametsade vahel. Erinevus seisnes majandusintensiivsuse gradiendiga seotud muutustes. Mandri-Eesti männikutes mõjus majanduse intensiivsus liituvusele negatiivselt. Mandri-Eesti segametsades ja kuusikutes oli olulisem rohurinde katvuse suurenemine majandatud metsades. Saartel oli rohurinde katvus nii männikutes kui kuusikutes intensiivsemalt majandatud metsades väiksem. Majanduse mõju liituvusele on niisiis tugevaim mandri loomännikutes. Saarte ja mandri vaheliste majandustegevuse mõjude erinevuse põhjuseks võib olla saartel asuvate loometsade suurem vanus ja paremad valgustingimused, mis on omavahel seotud, nagu nähtub nii ordinatsioonidiagrammilt kui puistu liituvuse mudelist. Niisiis ei pruugi saarte loometsades olla rohurinde kasvutingimusi määrav limiteeriv tegur valgus, vaid näiteks mulla tüsedus, mis tõstab nii kasvukoha produktsiooni kui ka majandamise tõenäosust.

Loometsade rohurinde liigirikkus ja graminoidide proportsioon muutusid majandusgradiendil sarnaselt teistes uurimustes leituga, mille kohaselt rohurinde kasvu peegeldavad tunnused paranevad seoses ülemiste taimerinnete katvust vähendava majandustegevusega (Nygaard & Ødegaard, 1999 Økland *et al.*, 1999; 2003; Onaindia *et al.*, 2004). Mõnevõrra erinevad rohurinnet puudutavad omadused ja trendid olid suurema ja väiksema liituvusega metsade ning saarte ja mandri

loometsade vahel. Leidus ka loometsadele spetsiifilisi seoseid, mis võisid olla tingitud valguse ja mullaniiskuse teistsugusest muutud taimedele võrreldes teiste metsadega.

Ordinatsioonil ilmnenuid rohurinde liikide seos proovialade keskkonnaparameetritega on üsna ootuspärane. Näiteks suurema liituvusega segametsades kasvavad vastavalt diagrammile varjataluvad liigid nagu ussilakk (*Paris quadrifolia*) ja harilik naat (*Aegopodium podagraria*). Mõnevõrra üllatav on graminoidide vähesus esimese telje alguses, mis peaks vastavalt rohurinde omaduste ja keskkonnaparameetrite korrelatsioonile olema suure graminoidide osakaaluga ordinatsiooniruumi piirkond – kitsalt samas suunas asuvad ainult lubikas (*Sesleria caerulea*) ja arukaerand (*Helictotrichon pratense*). See võib seotud olla loometsade üldise valgusrohkusega, mis tähendab, et graminoidide esinemine ei ole piiratud mingis kitsa keskkonnatingimuste vahemikuga.

Majandusklasside indikaatorliikide analüüsil kastikuloo kasvukohatüübis oli üllatav niidutaimede hariliku keraheina teistest liikidest tugevam seotus looduslike metsadega. Kuna valgus ei ole loometsades ilmselt limiteeriv tegur, võiks nõustuda, et kerahein suudab võrdse edukusega kasvada nii intensiivselt majandatud kui ka looduslikes metsades. Kuna keraheina leidus looduslikes metsades isegi sagedamini, tuleb arvata, et looduslikes metsades on võrreldes majandusmetsadega keraheina jaoks mingi eelis. Samas ei olnud sellist esinemismustrit teistel sarnase ökoloogiaga liikidel. Näiteks hobumadara ja aed-hiireherne esinemise suurem sagedus majandusmetsades oli ootuspärane, kuna mõlemad liigid on antropogeenses keskkonnas levinud. Seega võib hariliku keraheina esinemise ja looduslike metsade vaheline seos olla ka juhuslik või tingitud ajaloolisest maakasutusest. Hariliku pihlaka seemikute sagedasem esinemine looduslikes metsades võis olla seotud pihlaka puude sagedasema esinemisega. Kuna pihlakas ei kasva tavaliselt puurindesse, kirjeldab järelkasvu ja põõsaste katvuse mudel pihlaka esinemise mustrit ilmselt paremini kui puurinde mudel. Vastavalt mudelile langes järelkasvu isendite hulk majanduse intensiivsuse tõustes. Seega võib ka pihlaka puude ja seemikute hulk olla majanduse intensiivsusega negatiivses seoses. Varjataluva koerkannikese seotus looduslike metsadega ei ole üllatav, kuna majandamata metsades leidub ilmselt rohkem varjulisi kasvukohti.

Leesikaloo tüübis kajastab tõmbijuurese koeratubaka sage esinemine just keskmise majandusintensiivsusega metsades ilmselt selle liigi kitsast nišši mingi keskkonnatingimuse suhtes, mis muutub mööda majandusgradienti. Vastavalt üldisele lineaarsele mudelile sõltus liituvus leesikalootüübis majandusest. Ellenbergi väärtarvude järgi (Ellenberg, 1974) on tõmbijuureline koeratubakas valgusnõudlik liik, seega võis üks selle liigi esinemist määravatest keskkonnateguritest olla valgus. Kuna aga valgus sõltus majandusintensiivsusest lineaarselt, pidi intensiivselt majandatud metsades tõmbijuurelise koeratubaka levikut piirama mõni muu keskkonnategur. Ülejäänud majandusmetsadega seotud liigid (kortslehed, sulgaruluste, metskastik, mägitarn, harilik angervaks, harilik kuldkann, harilik käbihein ja harilik mailane) leesikaloometsades on samuti suure valgusnõudlusega, nii et nende suur indikaatorväärtus majandusmetsades on igati ootuspärane, kuna leesikaloo tüübis oli liituvus majandusega negatiivselt seotud.

Üldiselt toimub nähtuvalt indikaatorliikide analüüsist valgustingimuste paranemisega niidutaimede levimine metsa. Kasvukohatüüpide vahel on liikide koosseisus siiski mõõdukas erinevus.

Metsade loodusväärtuse hindamine

Metsade loodusläheduse hindamiseks leiti viimasega seotud tunnustest lühike, kuid üllatavalt mitmepalgeline nimekiri. Kui niidukoosluste puhul piisab loodusläheduse hindamiseks rohurinde omadustest (Dzwonko, 2001; Ejrnæs *et al.*, 2004), siis metsakoosluste puhul on olulised ka mulla, puu- ja põõsarinnete omadused. Nagu näitasid eelnevad analüüsid, on leesikaloo ja kastikuloo kasvukohatüübi metsades struktuuri sõltuvus majandusest teataval määral erinev, tingituna peamiselt kahte kasvukohatüüpi eristavast kriteeriumist – mullakihi tusedusest, mis määrab ära ka antropoloogilise surve tüübi, tugevuse ja häiringutest taastumise kiiruse (Pihelgas, 1983). Sellepärast tuleb keskkonnatingimuste erinevusi kasvukohatüüpide vahel arvestada ka koosluste loodusläheduse hindamisel.

Kastikuloo metsades vähenes vastavalt mudelile looduslikkuse tõenäosus mineraalse mullahorisoni tuseduses suurenemisega. A1 horisoni suurem tusedus tõstab kasvukoha produktsiooni ja muudab ta sellega majanduslikult tootvamaks

(Karu, 1958), mis viib loogiliselt intensiivsema majandustegevuseni. Graminoidide proportsiooni suurem väärtus ennustas loodusliku metsa suuremat tõenäosust, mis ei olnud oodatav tulemus, sest nimetatud väärtus on positiivselt seotud valguse hulga, mis omakorda viitab majandusmetsale. Surnud puidu esinemise ja loodusliku metsa koosinemise suur tõenäosus oli eeldatav tulemus, sest majandatud metsast koristatakse surnud puit enamasti ära (Kuuluvainen *et al.*, 1996; Linder *et al.*, 1997). Põõsarinde (1...4 m) suurem katvus ja kadakate olemasolu viitas metsade looduslähedusele. See võib tulla majandamise otsesest mõjust sanitaarraie näol või kaudselt mõjust liituvuse vähenemise kaudu. Eriliste puude tugevalt negatiivne seos looduslike metsadega oli ilmselt seotud inimtegevusega kaasnevate vigastuste suure hulga loometsades. Näiteks võivad elusad puud vigastusi saada raie käigus (Bertrault & Sist, 1997). Kuna loometsi kasutati minevikus sageli karjamaadena, mis muutis loometsad tunduvalt hõredamaks (Laasimer, 1975), võib tihti tegemist olla sellisel lagedal karjamaal kasvanud avamaa puudega või noorena kariloomade poolt kahjustatud puudega.

Leesikaloo metsades oli teise rinde liituvus looduslikkuse tõenäosusega positiivselt seotud. Seos oli ootuspärane, sest majandustegevuse seos liituvusega on nii käesolevas töö kui ka kirjanduse põhjal negatiivne (Bergstedt & Milberg, 2001). Tedermarana ja metskastiku esinemine viitas metsade looduslikkusele. Kuna mõlemad on valgusnõudlikud taimed ja tüüpilised raiesmikuliigid (Paal, 1997), oleks ka siin olnud ootuspärane pigem vastupidine seos. Võimalik, et leesikaloo kasvukohatüübi spetsiifilised keskkonnatingimuste tõttu mõjutavad häiringud liikide olukorda tavapärasele vastupidises suunas. Näiteks ei pruugi väikese liituvuse ja mulla tüseduse tõttu limiteeriv tegur olla mitte valgus, vaid mulla niiskus või mõni muu tegur.

Looduslähedusega seotud tunnuste komplekt erineb loometsades teiste kasvukohatüüpide metsadest esimeste omanäolisuse tõttu. Paljud loometsade looduslikkust indikeerivad omadused on teistes metsades seotud pigem majandatud metsadega või ei sõltu majandusintensiivsusest. See võib seotud olla näiteks liikide esinemist limiteeriva keskkonnateguri vahetumisega või loometsade omapärase majandusajalooga.

Kokkuvõte

Käesoleva töö eesmärk on uurida majandustegevuse mõju loometsade puu- põõsa- ja rohurinde struktuurilistele omadustele ja liigilisele koosseisule. Töö teostati osana projektist “Eesti metsakoosliste koosseis ja selle dünaamika inimõju tingimustes”. Välitööd toimusid 2003 ja 2004 aasta suvel Pärnumaal, Läänemaal, Saaremaal, Hiiumaal, Raplemaal ja Harjumaal. Välitööde käigus koguti andmeid 47 kastikuloo ja 24 leesikaloo kasvukohatüübi metsast. Andmeanalüüsil kasutati rinnete struktuuriomaduste uurimisel üldist lineaarset mudelit. Proovialade seotust üksteisega ja vastust keskkonnatingimuste erinevustele uuriti ordinatsiooni abil rohurinde koosseisu ja puistu struktuuri järgi. Metsade loodusväärtuslikkuse tõenäosust uuriti üldistatud lineaarse mudeliga. Puurindes leiti liituvuse negatiivne seos majanduse intensiivsuse ja puistu vanusega mõlemas kasvukohatüübis, kusjuures seos majanduse intensiivsusega oli tugevam leesikaloo tüübis ja seos puistu vanusega kastikuloo tüübis. Põõsarindes leiti järelkasvu hulga negatiivne seos majanduse intensiivsusega ja põõsaste katvuse positiivne seos liituvusega, mõlemal juhul oli seos kasvukohatüübist sõltumatu. Rohurindes leiti liigirikkuse negatiivne seos liituvusega mõlemas kasvukohatüübis ja kasvukohatüüpide vahel erinev seos põõsaste katvusega. Kastikuloo tüübis oli mõju negatiivne ning leesikaloo tüübis positiivne. Metsade looduslikkuse ennustamisel saadi mudel, mille kohaselt kastikuloo tüübis on metsa looduslikkuse tõenäosus suurem väiksema mulla mineraalhorisondi tuseduse, suurema graminoidide proportsiooni, surnud puidu esinemise, suurema põõsarinde katvuse, kahjustatud puude väiksema sagedusega esinemise ja kadakate esinemise korral. Leesikaloo oli looduslikkuse tõenäosus suurem teise rinde suurema liituvuse ning rohttaimeliikide *Calamagrostis arundinacea* ja *Potentilla erecta* esinemise korral.

Summary

The purpose of this study was to investigate the influence of forest management on structural properties and species composition of tree layer, brush layer and herb layer in alvar forests. The work was carried out as a part of project “The composition of Estonian forest habitats and its dynamics in conditions of human impact”. The fieldworks took place during summer 2003 and 2004 at Pärnumaa, Läänemaa, Saaremaa, Hiiumaa, Raplamaa and Harjumaa counties. During the fieldworks data was collected from 47 *Calamagrostis*-alvar sites and 24 *Arctostaphylos*-sites. General linear model was used for data analysis in investigating the structure of tree layer, brush layer and herb layer. To study correlation between the sites and their responses to different environmental conditions, ordination was used by both tree layer structure and herb layer species composition. The probability of naturalness of forests was studied using general linear model. In tree layer a negative correlation was found for canopy closure between both forest management intensity and stand age, the correlation with management intensity was stronger in *Arctostaphylos*-alvar sites and the correlation with stand age in *Calamagrostis*-alvar site. In shrub layer a negative correlation was found between number of tree seedlings and management intensity, and a positive correlation between shrub coverage and canopy closure. Neither correlation was dependent on site type. In herb layer a negative correlation for species richness with canopy closure was found in both site types, and a different correlation with shrub coverage between site types. In *Calamagrostis*-alvar sites the correlation was negative, whereas in *Arctostaphylos*-sites it was positive. In predicting the naturalness of forest stands a model was developed, according to which lesser soil horizon depth, greater graminoid proportion, dead wood appearance, greater shrub layer coverage, lesser abundance of harmed live trees and abundance of shrub *Juniperus communis* predicted greater probability of naturalness in *Calamagrostis*-alvar sites and greater second layer canopy closure and abundance of herbs *Calamagrostis arundinacea* and *Potentilla erecta* in *Arctostaphylos*-alvar sites.

Tänuavaldused

Täna mind juhendanud Jaan Liirat, infot jaganud RMK metsekondade töötajaid, öömaja pakkunud isikuid ja asutusi, teksti kohendanud Annika Kupitsat, Mari Lepikut ja Kärt Metsoja, kolleeg Tsipe Aavikut ja kõiki sõpru, kes ei uskunud, et ma töö kevadeks valmis saan.

Kasutatud kirjandus

Antos, J.A., Parish, R., 2002. Structure and dynamics of a nearly steady-state subalpine forest in south-central British Columbia, Canada. *Oecologia* 130, 126-135.

Bailey, J.D., Mayrsohn, C., Doescher, P.S., Elizabeth, St. O., Tappeiner, J.C., 1998. Understorey vegetation in old and young Douglas-fir forests of western Oregon. *Forest Ecology and Management* 112, 289-302.

Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Menozzi, P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and management* 132, 39-50.

Bergstedt, J., Milberg, P., 2001. The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 154, 105-115.

Bhatti, J.S., Fleming, R.L., Foster, N.W., Meng, F.-R., Bourque, C.P.A., Arp, P.A., 2000. Simulations of pre- and post-harvest soil temperature, soil moisture, and snowpack for jack pine: comparison with field observations. *Forest Ecology and Management* 138, 413-426.

Bråkenhelm, S., Liu, Q., 1998. Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. *Biodiversity and Conservation* 7, 207-220.

Crow, T.R., Buckley, D.S., Nauretz, E.A., Zasada, J.C., 2002. Effects of management on the composition and structure of northern hardwood forests in Upper Michigan. *Forest Science* 48, 129-145.

Dzwonko, Z., 2001. Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology* 38, 942-951.

Ehrpais, J., Ehrpais, T., 1986. Loometsade aktuaalseid probleeme Rapla metsamajandis ELUSi aastaraamat 70, 66-73.

Ejrnæs, R., Bruun, H.H., Aude, E., Buchwald, E., 2004. Developing a classifier for the Habitats Directive grassland types in Denmark using species lists for prediction. *Applied Vegetation Science* 7, 71-80.

Ellenberg, H., 1974. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 9, 3-122.

Emborg, J., Christensen, M. Heilmann-Clausen, J., 2000. The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 126, 173-189.

- Etverk, I., 1980. Puisniidud, lood, rannakarjamaad. *Eesti Loodus* 23(7), 429-435.
- Fagan, M.E., Peart, D.R., 2004. Impact of the invasive shrub glossy buckthorn (*Rhamnus frangula* L.) on juvenile recruitment by canopy trees. *Forest Ecology and Management* 194, 95-107.
- Fahrig, L., Jonsen, I., 1998. Effect of Habitat Patch Characteristics on Abundance and Diversity of Insects in an Agricultural Landscape. *Ecosystems* 1, 197-205.
- Foster, D.R., Orwig, D.A., McLachlan, J.S., 1996. Ecological and conservation insights from reconstructive studies of temperate old-growth forests. *Tree* 11, 419-424.
- Goodburn, J.M., Lorimer, C.G., 1999. Population structure in old-growth and managed northern hardwoods: an examination of the balanced diameter distribution concept. *Forest Ecology and Management* 118, 11-29.
- Grace, J.B., 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2, 1-28.
- Haeussler, S., Bedford, L., Leduc, A., Bergeron, Y., Kranabetter, J.M., 2002. Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36, 307-327.
- Halpern, C.B., 1989. Early successional pattern of forest species: interactions of life history traits and disturbance. *Ecology* 70, 704-720.
- Holling, C.S., 1992. Cross-scale morphology, geometry and dynamics of ecosystems. *Ecological Monographs* 62, 447-502.
- Honnay, O., Hermy, M., Poppin, P., 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological conservation* 87, 73-84.
- Jacquemyn, H., Butaye, J., Hermy, M., 2001. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. *Journal of Biogeography* 28, 801-815.
- Jalonen, J., Vanha-Majamaa, I., 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in Southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146, 25-34.
- Jonsell, M., Weslien, J., Ehnström, B., 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7, 749-764.
- Jürgenson, E., Tavast, E. 1986. Alvarite levikust, morfoloogiast ja kivimilisest koostisest. *ELUSi aastaraamat* 70, 7-19.
- Kaar, E. 1986. Loometsad ja loodude metsastamine. *ELUSi aastaraamat* 70, 31-38.

- Karu, A., 1958. Loodude mõistest ja majanduslikust kasutamisest Eestis. ELUSi aastaraamat 51, 7-22.
- Kerns, B.K., Ohmann, J.L., 2004. Evaluation and prediction of shrub cover in coastal Oregon forests (USA). *Ecological Indicators* 4, 83-98.
- Kneeshaw, D.D., Leduc, A., Drapeau, P., Gauthier, S., Pare, D., Carignan, R., Doucet, R., Bouthillier, L., Messier, C., 2000. Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *Forest Chronology* 76, 481-493.
- Kuuluvainen, T., 2002. Disturbance Dynamics in Boreal Forests: Defining the Ecological Basis of Restoration and Management of Biodiversity. *Silva Fennica* 36, 5-11.
- Kuuluvainen, T., Penttinen, A., Leinonen, K., Nygern, M., 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forest: an example from boreal spruce forest in southern Finland. *Silva Fennica* 30, 315-328.
- Kuusinen, M., Siitonen, J., 1998. Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in southern Finland. *Journal of Vegetation Science* 9, 283-292.
- Laasimer, L., 1965. Lookuusikute ja loomännikute assotsiatsioonide rühm huumusestel muldadel ja tüüpilistel kamar-karbonaatmuldadel. Eesti NSV taimkate 130-137.
- Laasimer, L. 1975 Eesti lood ja loometsad, nende kaitse. Eesti loodusharulduste kaitseks 90-103.
- Laasimer, L. 1986., Loometsade ja loodude taimkatte dünaamikast. ELUSi aastaraamat 70, 20-30.
- Lezberg, A. L., Halpern, C.B., Antos, J.A., 2001. Clonal development of *Maianthemum dilatatum* in forests of differing age and structure. *Canadian Journal of Botany* 79, 1028-1038.
- Linder, P., Elfving, B., Zaricksson, O., 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98, 17-33.
- Lindgren, P.M.F., Sullivan, T.P., 2001. Influence of alternative vegetation management treatments on conifer plantation attributes: abundance, species diversity and structural diversity. *Forest Ecology and Management* 142, 163-182.
- Lippmaa, T., 1935. Eesti geobotaanika põhijooni. *Acta Instituti et Horti Botanici Universitatis Tartuensis* A 28:4.

- Lundholm, J.T., Larson, D.W., 2003. Relationships between spatial environmental heterogeneity and plant species diversity on a limestone pavement. *Ecography* 26, 715-722.
- Lõhmus, E., 1984. Eesti metsakasvukohatüübid. ENSV Agrotööstuskoondise Info- ja Juurutusvalitsus.
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y., 1999. Diversity-oriented silviculture in the Boreal zone of Europe. *Forest Ecology and Management* 118, 223-243.
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y., 2001. Structure transformation and volume increment in Norway spruce-dominated forests following contrasting silvicultural treatments. *Forest Ecology and Management* 151, 133-138.
- MacDonald, G.B., Thompson, D.J., 2003. Responses of planted conifers and natural hardwood regeneration to harvesting, scalping, and weeding on a boreal mixedwood site. *Forest Ecology and Management* 182, 213-230.
- Margus, M., Sipelgas, M., 1986 Parkmetsakultuuridest loodudel. *ELUSi aastaraamat* 70, 39-47.
- Masing, V., 1969. Metsatüpoloogia probleeme. *ELUSi aastaraamat* 59, 150-168.
- McKenzie, D., Halpern, C., Nelson, C.R., 2000. Overstory influences on herb and shrub communities in mature forests of western Washington, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 30, 1-12.
- Meikar, T., Lepp, A., Viilma, K. (1999) Abruksa metsakooslus – looduse ja inimtegevuse koosmõju tulem. *Metsanduslikud Uurimused* 31, 36-51.
- Mori, A., Takeda, H., 2004. Effects of undisturbed canopy structure on population structure and species coexistence in an old-growth subalpine forest in central Japan. *Forest Ecology and Management* 200, 89-100.
- Müür, R., 2004. Vardi looduskaitseala. *Eesti Loodus* 4, 26-28.
- Niemelä, J., 1997. Invertebrates and boreal forest management. *Conservation Biology* 11, 601-610.
- Niemelä, J., 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 115, 127-134.
- Nieppola, J., 1992. Long-term vegetation changes in stands of *Pinus sylvestris* in southern Finland. *Journal of Vegetation Science* 3, 475-484.
- Nilsson, S.G., Baranowski, R., 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography* 20, 491-498.
- Nygaard, P.H., Ødegaard, T., 1999. Sixty years of vegetation dynamics in a south boreal coniferous forest in southern Norway. *Journal of Vegetation Science* 10, 5-16.

- Ohmann, J.L., Gregory, M., 2002. Predictive mapping of forest composition and structure with direct gradient analysis and nearest-neighbor imputation in coastal Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 32, 725-741.
- Økland, R.H., Rydgren, K., Økland, T., 1999. Single-tree influence on understorey vegetation in a Norwegian boreal spruce forest. *Oikos* 87, 488-498.
- Økland, T., Rydgen, Knut., Økland, R.H., Storaunet, K.O., Rolstad, Jo/erund., 2003. Variation in environmental conditions, understorey species number, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. *Forest Ecology and Management* 177, 17-37.
- Oliver, C.D., 1981. Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management* 3, 153-168.
- Onaindia, M., Dominguez, I., Albizu, I., Garbisu, C., Amezaga, I., 2004. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. *Forest ecology and management* 195, 341-354.
- Paal, J., 1997. Eesti kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus.
- Pedersen, B.S., Howard, J.H., 2004. The influence of canopy gaps on overstorey tree and forest growth rates in a mature mixed-age, mixed-species forest. *Forest Ecology and Management* 196, 351-366.
- Pihelgas, E., 1983. *Metsabioloogia*. Tallinn, "Valgus".
- Reich, P.B., Bakken, P., Carlson, D., Frelich, L.E., Frieman, S.K., Grigal, D.F., 2001. Influence of logging, fire, and forest type on biodiversity and productivity in southern boreal forests. *Ecology* 82, 2731-2748.
- Roberts, M.R., Gilliam, F.S., 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecological Applications* 5, 969-977.
- Zaricksson, O., Nisllon, M.-C., Steijlen, I., Hörnberg, G., 1995. Regeneraton pulses and climate-vegetation interactions in non-pyrogenic boreal Scots pine stands. *Journal of Ecology* 83, 1-15.
- Zobel, M., 1989. Secondary forest succession in Järvselja, southeastern Estonia: changes in field layer vegetation. *Annales Botanici fennici* 26, 171-182.
- Zobel, M., 1993. Changes in pine forest communities after clearcutting: a comparison of two edaphic gradients. *Annales Botanici Fennici* 30, 131-137.
- Tappeiner, J.C., Zasada, J.C., Ryan, R., Newton, M., 1991. Salmonberry clonal and population structure: The basis for a persistent cover. *Ecology* 72, 609-618.

Taylor, D.C., Feuz, D.M., Guan, M., 1996. Comparison of organic and sustainable fed cattle production: A South Dakota case survey. *The American Journal of Alternative Agriculture* 11, 30-39.

Toft, C.A., 1995. A 10-year demographic study of rabbitbrush (*Chrysothamnus nauseosus*): growth, survival and water limitation. *Oecologia* 101, 1-12.

Trass, H., Vellak, K., Ingerpuu, N., 1999. Floristical and ecological properties for identifying primeval forests in Estonia. *Annales Botanici Fennici* 36, 67-80.

Uotila, A., Kuoki, J., Kotkanen, H., Pulkkinen, P., 2002. Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. *Forest Ecology and Management* 161, 257-277.

Valk, U., 1974. Eesti metsade arenemislugu. Eesti metsad. Tallinn, "Valgus".

Vanha-Majamaa, I., Jalonen, J., 2001. Green tree retention in fennoscandinavian forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3, 79-90.

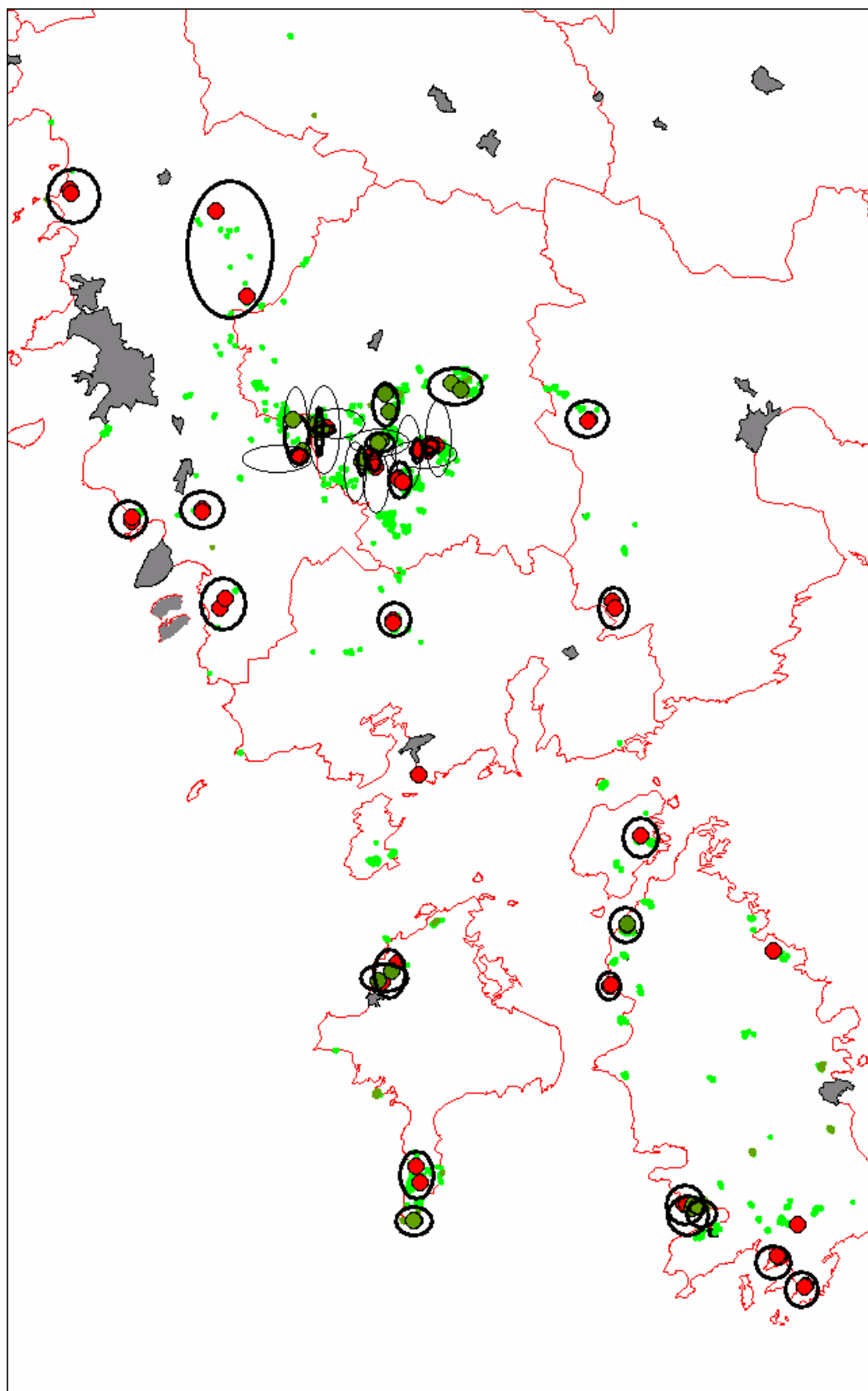
Voolma, K., 1986. Metsakahjuritest ja nende leviku põhjustest loometsas ELUSi aastaraamat 70, 48-59.

Wallin, D.O., Swanson, F.J., Marks, B., Cissel, J.H., Kertis, J., 1996. Comparison of managed and pre-settlement landscape dynamics in forest of the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* 85, 291-309.

Willems, J. H., Peet, R. K., Bik, L., 1993. Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science* 4 203-212.

Wohlgemuth, T., Kull, P., Hansjürg Wüthrich, H., 2002. Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. *Forest, Snow and Landscape Research* 77, 17-47.

Lisa 1. Proovialade kaart



LEGEND: **helerohelised alad** – kastikuloometsad; **tumerohelised alad** – leesikaloometsad; **punased punktid** – kastikulooproovialad; **rohelist punktid** – leesikaloo proovialad; **punkte ümbrisev ring** tähistab punktipaari.

Lisa 2. Välitööde käigus uuritud parameetrite nimekiri ja kirjeldused

Majanduse intensiivsus hinnati kolme klassi skaalas, kus 1 tähendas looduslikku ja 3 tugevalt majandatud metsa. (Analüüsid osutus kohati sobivamaks allpool käsitletud majandusindeksi järgi määratud majandusklasside 1...2 või 1...3 kasutamine)

Puistu valem

Liituvus

Puude kõrgus mõõdeti suurimatel puudel ja esimesel rindel

Puude vanus hinnati vanimatel puudel ja esimese rinde puudel; analüüsid osutus sobivamaks RMK andmestikust võetud metsaeraldise vanus

A0 mullahorisoni tüsedus mõõdeti paari meetri raadiuses 3 torke põhjal mullapuuriga

A1 mullahorisoni tüsedus mõõdeti paari meetri raadiuses 3 torke põhjal mullapuuriga

A1 horisoni all olev kivim määrati paari meetri raadiuses 3 torke põhjal mullapuuriga

Tule jälgede esinemine mullas

Rinnaspind eristati puid diameetriga üle või alla 40 cm. Elusad puud määrati liigini, surnud puude puhul eristati okas- ja lehtpuid

Järelkasvu hulk 5,6 m raadiuses loendati kõigi puuliikide vähemalt 1,3 m kõrgused järelkasvud

Põõsaste katvus 5,6 m raadiuses hinnati põõsaste üldkatvus ja kõigi põõsaliikide katvused protsentides

Puistu diameetriline struktuur hinnati erinevatesse diameetriklassidesse (<2 cm; 2-8 cm; 8-20 cm; 20-40 cm; 40-80 cm ja >80 cm) kuuluvate puude hulka kasutades väärtuseid 0...2, kus 0 tähendas klassi kuuluvate puude puudumist, 1 üksikuid puid ja 2 mitut puud

Rinnete katvused hinnati okas- ja lehtpuude katvused protsentides kõrgustel 1-4 m; 4-10 m; 10-25 m; >25 m

Samblike esinemine registreeriti narmassamblike, üle 10cm pikkuste habesamblike, kopsusambliku, pika lõhnasambliku ja kilpsamblike esinemine

Puiduseente hulk ja substraat hinnati puiduseente hulka elusal ja surnud puidul väärtustega 0...2

Eriliste puude esinemine registreeriti paindes, kahjustatud, kängus, õõnsate, laia võraga või kahvelpuude esinemine

Lamava kõdupuidu hulk ja seisund registreeriti surnud puidu kolme erineva laguastme (kõva, pehme, kõdunenud) esinemine ja loeti üle 5 m raadiuses olevad >8cm diameetriga lamavad surnud puud, 5-10 m raadiuses olevad >15 cm diameetriga lamavad surnud puud ja >10 m raadiuses olevad >40 cm diameetriga lamavad surnud puud

Loodusliku uuenemise substraat registreeriti puude järelkasvu kasvamine häirimata pinnasel, avatud mullal, lamaval puutüvel või kännul, muul substraadil ning istutatud või külvatud järelkasv

Putukate väljumisaukude esinemine ja suurus registreeriti putukate väljumisaugud suurusega 5-10 mm ja >10 mm

Sipelgapesade esinemine

Looduslike häiringute hulk hinnati tuuleheite, tuulemurru ja tule jälgede hulka puudel, kasutades väärtusi 0...2

Veekogude esinemine registreeriti jõe või oja ja ajutise liigvee või sulglohkude esinemine

Kändude arv loendati värsked ja vanad kännud

Rähni tegevusjälgede esinemine

Inimtegevuse mõjude esinemine 30 m ja 60 m raadiuses registreeriti aia või okastraadi, kivikuhja, prahi, vana talukoha, jalgraja, metsatee, kattega tee, elektriliini, pinnase kahjustuse, kraavi, vaigutuse või pügamise jälgede, puuriitade, pesakastide ja muu inimõju esinemine

Rohurinde uurimiseks kirjeldati igal proovialal 10 2x2 m taimeruutu.

Iga taimeruudu kohta koguti järgmised andmed:

Reljeef määrati, kas ruut paikneb tasasel maal, positiivsel või negatiivsel pinnavormil.

Liituvus

Rohurinde kõrgus

Rohurinde katvus protsentides

Sambla katvus protsentides

Sambliku katvus protsentides

Ruudus esinevate liikide ohtrust hinnati 6 palli skaalas järgmiselt

1 <1%

2 <5%

3 <25%

4 <50%

5 <75%

6 <100%

Lisaliikidena märgiti üles taimeliigid, mis kasvasid proovialal, kuid ei sattunud ühtegi prooviruutu.