

NÕO REAALGÜMNAASIUM

LIISI SÜND

11. KLASS

LOOPEALSETE LIIGILISE KOOSSEISU JA KVALITEEDI VAHELISED SEOSSED

JUHENDAJA LIINA SAAR



SISSEJUHATUS

Järjest intensiivsema inimtegevusega kaasneb koosluste pindala vähenemine, killustumine ja kvaliteedi langus. See on tänapäeval üks peamine elurikkust ohustav tegur. Muutused maastikustruktuuris ja keskkonnatingimustes võivad omakorda tekitada olukorra, kus senised elupaigad osutuvad ühel hetkel paljudele kooslusele iseloomulikele taimeliikidele edasiseks püsimiseks ebasobivaks.

Üks drastiline näide on siinkohal liigirikas looniit, mis on Eesti traditsioonilise külamaastiku lahutamatu osa olnud juba aastasadu. Ühtlasi on loopealsed soontaimede arvu poolest puisniitude järel Eesti liigirikkaimad kooslused. Alates 1930ndatest aastatest ja läbi

nõukogude aja on loopealsete seisund aga pidevalt halvenenud. Endised avatud ja madala taimestikuga alad on nüüdseks põõsaste ja puudega kinni kasvamas ning neil on domineerimas suurekasvulised karjatamistundlikud rohttaimed. Selle peamised põhjused on karjatamise lakkamine, põllustamine, metsastamine ja ehitustegevuse intensiivistumine. Muutused aastatuhandete vältel kujunenud koosluste maastikustruktuuris ja keskkonnatingimustes võivad omakorda mõjutada koosluse senist liigilist koosseisu: paljud lookooslusele iseloomulikud taimeliigid tõrjutakse muutunud tingimustega paremini kohanenud liikide poolt välja. Kui lähiaastatel midagi ette ei võeta, võib see koosluetüüp juba kümne aasta pärast Eesti maastikult kaduda. Kuna loopealsed on kogu maailmas väga piiratud ja järjest väheneva levikuga, lasub just meil vastutus tagada nende globaalselt haruldaste koosluste püsimine seal, kus neid veel säilinud on. Et neid kaduvaid kooslusi hoida ja taastada, on äärmiselt vajalik neid põhjalikult uurida. Hoolimata sellest, et loopealsed on Eesti teadlaste valvsa tähelepanu all olnud juba pikka aega, on nende koosluste seisundi ja liigirikkuse muutuste osas veel palju vastuseta küsimusi.

Antud töö annab ülevaate loopealsete olulisusest, nende seisundist Eestis ja neid ohustavatest teguritest. Töö põhiline eesmärk on välja selgitada, kuidas on koosluse kvaliteedi langus seotud selle liigilise koosseisu muutustega. Soontaimede liigilise koosseisu võrdlemine erineva kvaliteediga loopealsetel aitab tulevikus võtta vastu ratsionaalsemaid otsuseid nende koosluste ja nendega seotud liigirikkuse säilitamiseks.

Töö hüpoteesid on:

hüpotees 1: madalama kvaliteediga loopealsete liigiline koosseis erineb kõrgema kvaliteediga loopealsete omast:

hüpotees 1.1: madalama kvaliteediga loopealsetel esineb vähem loopealsetele karakterseid liike ja enam loopealsetele mitteiseloomulikke liike, puu- ja põõsaliike ning võõr- ja ruderaalliike;

hüpotees 2: loopealsete keskmine mullasügavus korreleerub taimestiku kõrgusnäitajatega ning keskmist mullasügavust saab kasutada loopealsete kvaliteedi näitajana.

1. TEOREETILINE ÜLEVAADE

1.1. LOOPEALSETE MÕISTE JA LEVIK

Loopealsed ehk paesel aluspõhjal paiknevad õhukesemullalised lubjarikkad niidud, mida teatakse ka loodude, alvarite, paepealsete ja kadakaste karjamaadena, on üks ainulaadsemaid poollooduslikke taimekooslusi Eestis ja kogu Euroopas. Neid esineb ordoviitsiumi ja siluri

lubjakivide avamusaladel (Laasimer 1965; Rosén 1982; Pärtel et al. 1999). Selliste avamusalade vähesus on üks põhjustest, miks loopealsed on kogu maailmas väga haruldased ja tervelt kolmandik neist paikneb Eestis. Peale Läänemere suurte saarte – Ölandi, Gotlandi, Saaremaa, Muhu ja Hiiumaa – leidub loopealseid väikeste isoleeritud laikudena ka Mandri-Eesti põhja- ja läänerannikul, Lõuna-Rootsis Västergötlandis ning Venemaal Peterburi lähistel (Laasimer 1965; Rosén 1982). Tihti asuvad Eesti loopealsed mere või paeastangute lähedal (vt joonis 1). Mere lähistel on alvarid levinud ka Rootsis. Mõlemal juhul on nad seotud ühtse lubjakivist koosneva Põhja-Euroopa pinnavormiga – Balti astanguga (Relve 2006).



Joonis 1. Tihti asuvad loopealsed mere lähedal (autori foto)

Loopealsetele sarnaseid koosluseid on kirjeldatud ka mujal Euroopas ning veidike esineb loodusid Kanadas ja USAs Suure järvestu piirkonnas, kus aluspõhjaks on kriit ja lubjakivi (Belcher et al. 1992; Catling & Brownell 1995, viidatud Helm 2011 järgi). Tähelepanuväärseimal määral leidub loopealseid siiski vaid Eestis ja Rootsis.

Loopealsete piiratud levik teeb nad globaalselt haruldasteks ning erilist kaitset vajavateks kooslusteks.

1.2. LOOPEALSETE KUJUNEMINE JA SÄILIMINE

Loopealsete teke ja püsimine on läbi aastasade olnud otseselt seotud inimtegevusega (Helm 2003). Loopealsed on poollooduslikud kooslused ehk pärandkooslused ning inimeste sekkumiseta ei pruugi need säilida (Ratt 2010). Inimtegevus loopealsetel seisneb eelkõige karjatamises (ajalooliselt on seda tehtud enamasti lammaste ja hobustega) (Laasimer 1965) (vt joonis 2). Tänapäeval majandatakse loopealseid ka kitsede ja veiste abil.



Joonis 2. Loopealseid on traditsiooniliselt hooldatud lambakarjatamisega (foto L. Saar)

Enamik Eesti loopealseid on kujunenud sekundaarselt metsataimkattest puude ja põõsaste raie ja edaspidise karjatamise teel. Loopealsed on tekkinud ka muistsetele põldudele (Laasimer 1965; Pärtel 2004). Primaartekkelisi loodusid leidub Eestis vaid aluspinna tõusu tõttu merest kerkinud aladel ning paljanduvatel paeplaatidel (Zobel & Kont 1992; Paal 1997). Selliseid alasid leidub näiteks Hiiumaal ja Suur-Pakril (Helm 2011).

1.3. LOOPEALSETE ABIOOTILINE KESKKOND

Nagu kooslusetüübi nimi ütleb, asuvad loopealsed paekihi peal. Seetõttu nimetatakse neid kirjanduses sageli ka paepealseteks. Paas muudab mulla pae- ehk lubjarikkaks, luues sellega taimedele unikaalsed kasvutingimused (vt joonis 3). Mullastikutingimused on alvaritel mitmekesised – mõnel lootal on väga õhuke mullakiht ja seetõttu võib kohtades, kus aluskiht paljandub, esineda lausa täiesti taimestumata alasid. Teistel loopealsetel on mullakihi paksus üldjuhul vähem kui 20 (30) cm, praepragudes ja -lohkudes võib mullakihi paksus olla laiguti ka suurem (Pärtel et al. 1999; Helm 2011). Loodude tüüpilised mullad on kivised, huumusrikkad, aluselise reaktsiooniga, osalt põuakartlikud liivsavimullad ehk rähksed rendsiinad või gleistunud (ajutiselt niisked) paepealsed (Paal 1997). Õhukese mullakihi tõttu leethorisont ja sisseuhtehorisont puuduvad, huumuskihile järgneb kohe lähtekivim, milleks võib olla nii vähemurenenud paas, lubjarikas rähkmoreen (koosneb lubjakivikestest, mille läbimõõt on 1–10 cm) kui ka samuti lubjast koosnev klibu (lapikud ümardunud kivid läbimõõduga 20–200 mm) ja veeris (ümar kivi läbimõõduga 64–512 mm) (Zobel 1984; Paal 1997).



Joonis 3. Harilik kuld kann (*Helianthemum nummularium*) – üks loopealse karakterseid liike on edukalt lubjarikka kasvukeskkonnaga kohanenud, nagu ka harilik härjasilm (*Leucanthemum vulgare*) (fotod L. Saar)

Suviti on õhukesemullalistele loopealsetele iseloomulik pinnase täielik läbikuivamine tuule ja päikese mõjul. Läbikuivamist soodustavad tuulele avatud maastik, õhuke mullakiht ja hõre taimkate (Pärandkoosluste Kaitse Ühing). Vähesed sademed valguvad aluspõhja pragude kaudu maapinnalt ära, põhjustades kauakestvaid kuivaperioode (Rosén 1982). Põuaperioodide tõttu on loopealsetele elama asunud vaid need taimed, mis omavad selliste aegade üle elamiseks erilisi kohastumisi.

Vähemurenenud ja murenemata aluspõhjaga loopealsetel (nn plaatlood; Zobel 1984; Pärtel et al. 1999), kus paas ei lase vett läbi, võivad sademeterohkematel perioodidel tekkida aga hoopiski ajutised liigniisked alad (Laasimer 1965; Helm 2001). Seega tuleb loopealsete asukatel peale kuivaperioodide taluda ka kohatist liigniiskust.

Loopealne võib sõltuvalt aastaajast ja sademetehulgast väga erinev välja näha. Talveperioodil puhub tuul sageli lume minema ning külm tekitab külmakohrutusi – lahtise pinnasematerjali üleskerkimist madalatel temperatuuridel. See on iseloomulikum Ölandile, kus loolad on lagedamad (Rosén 1982), kuid taolist nähtust on täheldatud ka Eesti looladel (Pärtel et al. 1999). Liikuv muld kahjustab omakorda taimede juuri ja takistab juurdumist (Helm 2001).

Nagu eelnevast järeldub, on loopealsetel taimede jaoks väga varieeruvad kasvutingimused. Just see on aga üks põhjustest, miks loopealsed väga liigirikkad on. Tänu suurtele mikroklimaatilistele keskkonnatingimuste kõikumistele saavad koos kasvada väga erinevate nõudlustega liigid (Helm 2001).

1.4. LOOPEALSETE BIOOTILINE KESKKOND JA TÄHTSUS

Taimestiku liigiline koosseis on loopealsetel teiste põhjamaiste kooslustega võrreldes vägagi omapärane. Loopealsetel on taimi erinevatest geograafilistest regioonidest: esineb liike Lõuna-Siberi ja Kagu-Euroopa steppidest (nt kaljupuju (*Artemisia rupestris*), kevadmaran (*Potentilla tabernaemontanii*), aas-hundihammas (*Astragalus danicus*), mägiristik (*Trifolium montanum*), harilik keelikurohi (*Carlina vulgaris*) (vt joonis 4), värv-varjulill (*Asperula tinctoria*), metsülane (*Anemone sylvestris*)), Põhja-Euroopa subarktist (mägi-kadakkaer (*Cerastium alpinum*), alpi nurmikas (*Poa alpina*), mägimaran (*Potentilla crantzii*)) ja Loode-Euroopa merelisest kliimast (väike kivirik (*Saxifraga tridactylites*) ja valge kukehari (*Sedum album*)) (Laasimer 1965; Rosén 1982; Helm 2001). Loopealsete tunnusliigiks võib pidada kadakat (*Juniperus communis*), mis võib kasvada looladel üksi või rühmiti (Helm 2011). Kuivemapoolsete loopealsete põõsarindes on sagedane kibuvits (*Rosa* spp.), Põhja-Eesti niiskematel alvaritel võib põõsarinde moodustada ka põõsasmaran (*Potentilla fruticosa*). Loopealsetel võib sageli kohata ka magedat sõstart (*Ribes alpinum*) (vt joonis 5).



Joonis 4. Üks iseloomulik liik loopealsetel on harilik keelikurohi (foto: http://www.aphotoflora.com/d_carlina_vulgaris_carline_thistle.html)



Joonis 5. Harilik mage sõstar, mille marjad on erinevalt punase sõstra marjadest magedad. Lääne-Eesti loopealsetel võib magedat sõstart hulganisti koos kasvamas näha (foto L. Saar)

Kõrge väikeseskaalaline liigirikkus asetab loopealsed puisniitude kõrval maailma kõige mitmekesisemate koosluste hulka (Pärtel et al. 2007). Loopealse ühelt ruutmeetritl on leitud 49 soontaimeliiki, suuremal alal on igal loopealsel soontaimeliike aga julgelt üle saja (Pärtel & Helm 2007). Loopealsete regionaalse liigifondi suurus ehk loopealsetele ökoloogiliselt sobivate soontaimeliikide arv on Eestis 267 liiki (17% kodumaisest floorast) (Pärtel et al. 2007). Eesti loopealsete regionaalne liigifond on koosseisult Rootsi loopealsete omast erinev, sisaldades suuremas osakaalus idapoolse päritoluga liike Euraasia ja Eurosiberi flooraelemendist (Helm 2001).

Loopealsete regionaalsesse liigifondi kuuluvatest liikidest on kaitsealused 16% (Pärtel et al. 2007), nende hulgas leidub ka mitu väga haruldast liiki, näiteks püstkivirik (*Saxifraga adscendens*), madal kadakkaer (*Cerastium pumilum*), eelpoolmainitud alpi nurmikas, mägi-kadakkaer ja mitmed teised.

Omapärane ja rikkalik on ka sammalde ja samblike flora (Randlane 2004; Kupper 2007): loopealsetel on leitud 142 liiki samblaid (28% Eesti brüofloorast), millest 24 liiki on märgitud Eesti punases raamatus (Kupper 2007). Samblikke on loodudelt registreeritud 263 liiki, mis moodustab 26% Eesti lihhenofloorast (Kolnes 2006). Nende hulgas on ka palju haruldasi liike ja 10 kaitsealust liiki (Helm 2011).

Loopealsed on rikkad ka fauna poolest (vt joonis 6). Loopealsete putukakooslust on võrreldud meist tunduvalt lõuna poole jäävate stepialadega (Talvi 2004). Taimestiku liigirikkusest sõltub suuresti ka teiste organismirühmade – putukate, lindude, imetajate – liigiline mitmekesisus, mistõttu on liigirikaste koosluste säilitamine äärmiselt oluline kogu ökosüsteemi funktsioneerimiseks (Helm 2011).



Joonis 6. Loopealsed on rikkad ka fauna poolest. Pildil ristämblike perekonna esindaja (*Araneus* sp.) (foto L. Saar)

1.5. LOOPEALSEID OHUSTAVAD TEGURID

Heas seisukorras ja hooldatud loopealsete taimestik on kariloomade poolt püगतud ja madal, väheproduktiivne ning mitmekesine (vt joonis 7). Puurinne karjatatavatel looaladel enamasti puudub või koosneb üksikutest isenditest (Helm 2011).



Joonis 7. Heas seisukorras madala rohustuga Rajametsa loopealne (autori foto)

Taimse biomassi hulk hooldatud loopealse ruutmeetril ulatub 100–300 g kuiva materjalini ja on aastate lõikes väga muutlik, sõltudes peamiselt niiskustingimustest (Pärandkoosluste Kaitse Ühing).

Täiesti lagedaid loodusid Eestis tänasel päeval enam säilinud pole (Helm 2011). Põhjusi selleks on mitmeid, kuid peamine tegur on traditsiooniliste majandamisviiside hääbumine. Karjatamine on loopealsetel pidevalt vähenenud alates 1930ndatest aastatest ja läbi nõukogude aja. See on kaasa toonud endiste avatud koosluste põõsaste ja puudega

kinnikasvamise ning suurekasvuliste karjatamistundlike rohhtaime leviku (vt joonis 8). Mittekartatavatel tusedamamullalistel looniitudel hakkavad küllalt kergesti kasvama männid (*Pinus sylvestris*) ja kadakad (*Juniperus communis*), kohati ka lehtpuud – arukased (*Betula pendula*), harilikud vahtrad (*Acer platanoides*), tammed (*Quercus robur*) (Helm 2011). Kadastik on paljudel loopealsetel nüüdseks muutunud juba väga tihedaks. Samas on juba üksikute mändide ilmumine loopealsetel murettekitav märk, mis viitab mullatingimuste nihkumisele puittaimedele sobivas suunas (Helm 2011).



Joonis 8. Suurekasvulised rohhtaimed hakkavad moodustama mättaid (foto L. Saar)

Peale regulaarse hooldustegevuse lakkamise on paljude loopealsete pindala vähenenud seoses nende põllumaana kasutuselevõttuga. Põllumajanduseks sobimatuid loopealseid on püütud aga „vääristada“ metsaistutamisega. Näiteks anti Saaremaa metsamajandile metsastamiseks üle 25 000 hektari lookarjamaid (Laasimer 1975, viidatud Helm 2011 järgi). Osa loopealseid oli ka NSVLi vägede baasiks (vt joonis 9).

Loopealsete säilimisele on negatiivselt mõjunud ka väetamine, mis on märkimisväärselt mõju avaldanud Põhja-Eesti loopealsetele, mida lisaks otseväetamisele on kaudselt mõjutanud ka õhu kaudu levinud saaste (Pärtel 2004).



Joonis 9. Nõukogude ajal oli Pakri poolsaar NSVL vägede baasiks. Tänapäeval asub Pakri loopealsel Eesti suurim, kaheksa tuulegeneraatoriga Pakri tuulepark (foto L. Saar)

Kui 1930. aastatel oli Eestis üle 43 000 hektari loopealseid (Laasimer 1965), siis 21. sajandi alguseks oli neid eri hinnangutel säilinud vaid 5000–10 000 hektarit (Kukk & Sammul 2006). Euroopa Liidu Natura 2000 loodushoiualade võrgustikku kuulub Eestis hetkel 9300 hektarit loopealseid, millest korrapäraselt on hooldatud vaid 1300 hektarit. Väga heas seisus loopealsete pindala ei ületa 500 hektarit (Helm et al. 2011).

Lisaks pindalakaole on liigirikkuse vähenemise põhjuseks ka lootalade killustumine (Helm et al. 2006). Mida väiksemaks muutuvad koosluselaigud ja mida kaugemale nad elupaikade killustumise tõttu üksteisest jäävad, seda väiksema tõenäosusega toimivad senised levikumehhanismid. Lisaks soontaimedele on sellega seoses kadumas ka mitmed teised organismirühmad (vt joonis 10). Kuna paljudele loopealseid eelistavatele liikidele teisi nii sobivaid kasvu- ega elupaiku Eestis ega ka lähiümbruses ei ole (Helm et al. 2011), on ohus suur hulk väärtuslikke liike.



Joonis 10. Kinnikasvanud loopealsel alustaimestik praktiliselt puudub (foto L. Saar)

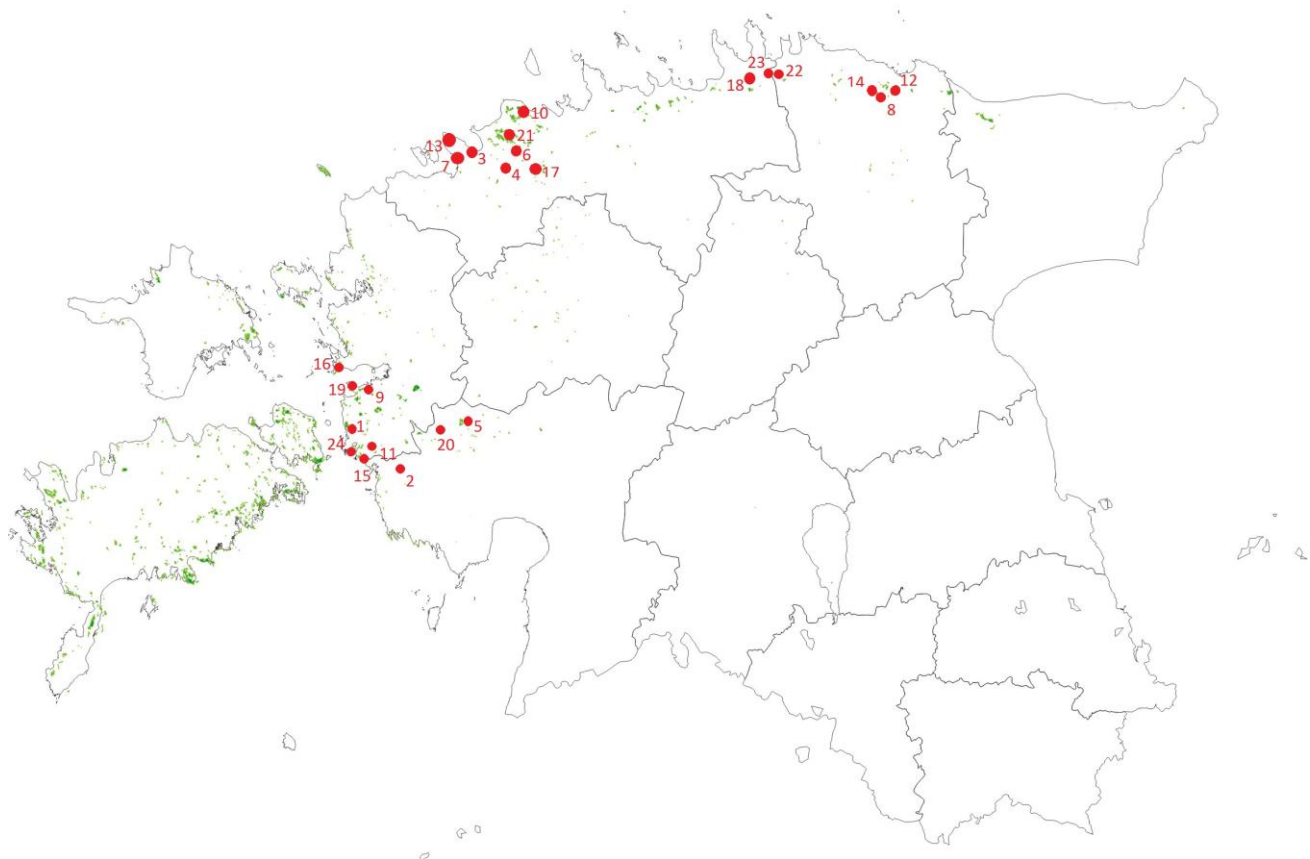
Seoses populatsioonide aeglase dünaamikaga ei leia liikide kadumine aset koheselt, vaid tegu on küllaltki pikaajalise protsessiga. Helmi et al. (2006) uuringu põhjal on näiteks Saaremaa loopealsed praegu veel sama liigirikkad kui nad on olnud ajalooliselt. Seega kannatavad meie loopealsed nn väljasuremisvõla (ingl *extinction debt*) all ning on vaid aja küsimus, millal liigid, kes keskkonnatingimuste muutumisel suudavad veel mõnda aega eluvõimelisena püsida, kooslusest lõplikult kaovad (Helm et al. 2006). Erineva pindalakaoga lootalade liigilise koosseisu võrdlemisel leidis Helm et al. (2006), et väljasuremisvõla suurus on näiteks Saare- ja Muhumaa loopealsetel 40%. See tähendab keskmiselt 20 soontaimeliigi kadu igalt lootalalt, juhul kui lootalade kinnikasvamine jätkub ja väljasuremisvõlg on lõpuks makstud.

Endiste ulatuslike loopealsealade uurimine Põhja-Eestis näitas, et väljasuremisvõlg sealsetes tugevasti degradeerunud lookooslustes on tänapäevaks juba suuresti makstud. Nimetatud lookooslused on viimase 85 aasta jooksul kaotanud ligi 90% oma pindalast ja pea 30% loopealsetele iseloomulike liikide populatsioonidest. Kadunud on eelkõige madalakasvulised ja valgusnõudlikud liigid ning püsima jäänud kõrgekasvulised ja valguse suhtes vähenõudlikumad liigid (Saar et al. *in press*). Seega võib taimestiku kõrgust pidada heaks lookoosluste kvaliteedi indikaatoriks.

Antud uurimuse põhieesmärk on välja selgitada, kuivõrd mõjutab loopealsete kinnikasvamise puude ja põõsastega ning taimestiku kõrguse suurenemine ehk loopealsete kvaliteedi langus nende liigilist koosseisu. Autori eesmärk on uurida ka seda, kuivõrd hästi peegeldab mullasügavus koosluste kvaliteeti.

2. METOODIKA

Töö praktiline osa viidi läbi 2011. aasta 1.–5. augustil 24-l Lääne- ja Põhja-Eesti loopealsel (vt joonis 11).



Joonis 11. Uuritud loopealsed Lääne-ja Põhja-Eestis. Numbritega on tähistatud uurimisalad tähestikulises järjekorras. 1 – Hanila, 2- Illuste, 3 – Kersalu, 4 – Kulna, 5 – Kurese, 6 – Käesalu, 7 – Laoküla, 8 – Marinu, 9 – Metsküla, 10 – Muraste, 11 – Nehatu, 12 – Ojaküla, 13 – Pakri, 14 – Pehka, 15 – Pivarootsi, 16 – Puise, 17 – Rahula, 18 – Rajametsa, 19 – Saastna, 20 – Tarva, 21 – Tõlinõmme, 22 – Tõugu, 23 – Vatu, 24 – Virtsu. Pärändkoosluste Kaitse Ühingu 2000. aasta inventeeringu andmetel loopealsetena kaardistatud alad on tähistatud rohelise värviga

Uurimisalade valikul lähtuti 1930.–50. aastate koosluse inventuuride kaartidelt (möötkava 1:200000; Laasimer 1965). Uurimisaladeks valiti niisugused alad, mis on olnud ajalooliselt suurepindalised loopealsed ning on loetud 2000. aasta Pärändkoosluste Kaitse Ühingu teostatud kaardistamise põhjal jätkuvalt loopealseteks.

Igal alal mõõdeti mulla sügavus kogu loopealse ulatuses 20 eri kohast juhuslikkuse põhimõttel. Sügavuse mõõtmiseks kasutati metallvarrast ning mõõtejoonlauda. Mõõtmised teostati 0,5 cm täpsusega.

Koosluse kvaliteedi hindamiseks jäädvustati igal loopealsel juhuslikult üle kogu ala viiel korral taimestiku kõrgus. Taimestiku kõrgus on loopealse seisundi hea näitaja – mida kõrgem on taimestik, seda madalam on loopealse kvaliteet. Taimestiku kõrguse mõõtmiseks kasutati kahte 1 m laiust ja 60 cm kõrgust plaati (vt joonised 12 ja 13). Esimene plaat asetati

vertikaalselt rohustule nii, et selle ja horisontaalselt asetatud teise plaadi vahemaa oli 5 cm. Kahe plaadi vahele jäävate taimede kõrgus jäädvustati pildistamise teel (fotoaparaadiga Olympus E 400).

A



B



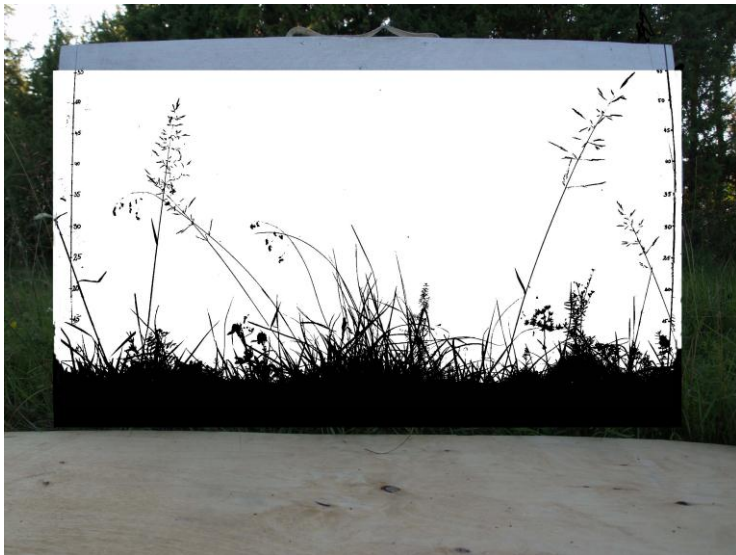
Joonis 12. Taimestiku kõrgus varieerus loopealsetel väga ulatuslikult. Rajametsa loopealne (A) ja Pakri loopealne (B) (fotod L. Saar)



Joonis 13. Koosluse kvaliteedi hindamiseks kasutati kahte 1 m laiust ja 60 cm kõrgust plaati. Pildil Mattis Tabri pressimas taimestiku kõrguse hindamiseks kasutatud plaati maapinna vastu, et vähendada plaadi alla jääva taimestiku poolt põhjustatud viga kahe plaadi vahele jääva biomassi kõrguse hindamisel (foto L. Saar)

Loopealsete kvaliteedi hindamiseks tehtud fotod analüüsiti programliga Adobe Photoshop Elements (vt joonis 14). Iga foto jagati plaadi ulatuses 5 cm laiusteks ribadeks ja muudeti mustvalgeks. Igas ribas võimaldas programm hinnata musta värvi osakaalu, mis näitab taimestiku tihedust ja seeläbi biomassi osakaalu. Mõõdetud andmed võimaldasid arvutada,

millisel taimestiku kõrgusel oli taimestiku tihedus 50%. Selline taimestiku tihedus võeti aluseks seetõttu, et oleks võimalik võrrelda erinevate alade koosluste kvaliteeti. Mida kõrgemal taimestiku tihedus 50%-st oli, seda madalama kvaliteediga oli uuritav loopealne. Kasutada oleks võinud ka mõnda muud osakaalu väärtust, näiteks 75%, näitaja sisu sellest ei muutuks. Küll aga oleksid 75% taimestiku tiheduse puhul loopealsete lõikes väiksemad erinevused tulnud, kuna 75% taimestiku tihedus on nii heas kui ka halvemas olukorras loopealsetel ühtviisi madalal. Taimestiku kõrgus arvutati viie foto keskmisena.



Joonis 14. Biomassi osakaalu mõõtmine Puise loopealse näitel (foto L. Saar, töötlus L. Kasari)

Igal loopealsel märgiti üles kõik esinevad soontaimeliigid, mille põhjal koostati liiginimekirjad. Pärtli et al. (1999) uurimuse põhjal eristati loopealsetele karakterseid (ajalooliselt iseloomulikud liigid, sh need, kes on loopealsetel nii sagedased kui ka haruldased) ja mittekarakteersed liigid. Saadud andmed võimaldasid arvutada, kui mitu protsenti moodustasid üldisest liigirikkusest karakterseid looliigid (edaspidi on kasutatud terminit „loopealse karaktersete liikide osakaal“). Liiginimekirjade põhjal valiti välja ka ruderaalsed liigid ehk kiiresti levivad kiirekasvulised prahitaimed (Kuusk 1984; Räpina aianduskool), võõrliigid (Keskkonnaministeeriumi võõrliikide andmebaas) ning puu- ja põõsaliigid. Liiginimekirjade koostamiseks kuluv aeg oli proportsionaalne loopealse suurusega.

Andmetöötluseks kasutati programme MS Excel ja STATISTICA 7.0. Kõigis analüüsides võeti olulisuse tõenäosuseks $p < 0,05$. Normaalkoostusest hälbumise korral muutujaid logaritmiti. Tunnuste vahelisi seoseid testiti korrelatsioonanalüüsiga.

Korrelatsioonikordaja r mõõdab tunnuste vahelise seose tugevust ja suunda. Tema väärtused muutuvad piirkonnas $-1 \leq r \leq 1$. Kui seos puudub, siis $r = 0$. Kui tunnuste vahel on kasvav seos, siis $r > 0$ (st ühe tunnuse väärtuste suurenedes ka teise tunnuse väärtused suurenevad). Kui tunnuste vahel on kahanev seos, siis $r < 0$ (st ühe tunnuse väärtuste suurenedes teise tunnuse väärtused vähenevad). Kui $|r| \leq 0.3$, räägitakse nõrgast seosest. Kui $0.3 < |r| < 0.7$, räägitakse keskmise tugevusega seosest. Kui $|r| \geq 0.7$, räägitakse tugevast seosest.

Statistiline olulisus p näitab, milline on tõenäosus, et avastatud resultaat on saadud puht juhuse läbi. P väärtus peab mahtuma 0 ja 1 piiridesse (kuna on tõenäosus). Väike p väärtus (0.01) näitab, et juhuse tõenäosus on väike (antud juhul vaid 1%). Järelikult võib p väärtuse 0,01 puhul olla 99% kindel, et tulemus ei ole juhuslik. Tavaliselt loetakse $p = 0,05$ tulemuste statistilise olulisuse piiriks.

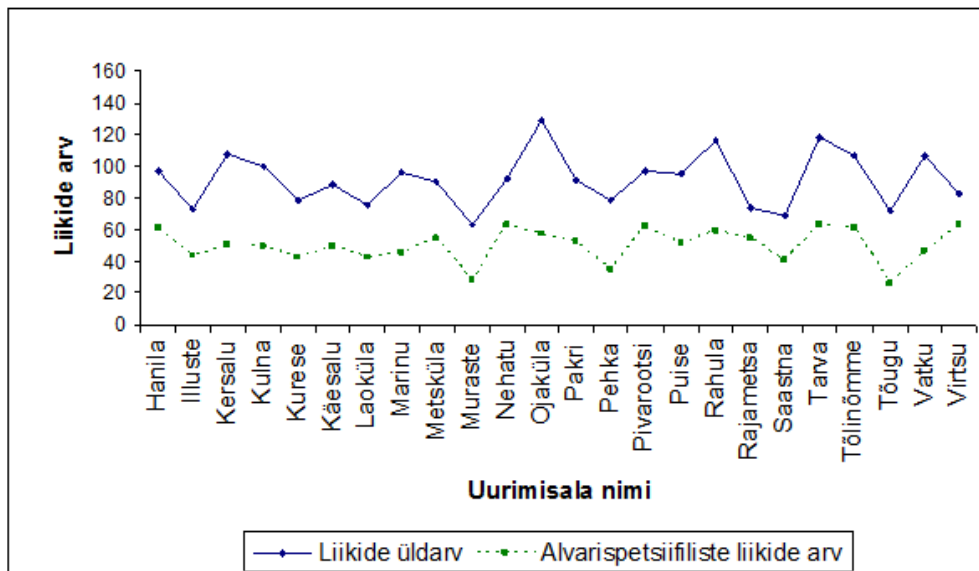
3. TULEMUSED

3.1. LIIGIRIKKUS JA LIIGILINE KOOSSEIS

Kokku registreeriti kõigil aladel 306 soontaimeliiki, neist 37 olid puud ja põõsad, 19 ruderaal- ja 4 võõrliigid. Keskmiselt oli uurimisaladel 91,6 ($\pm 3,47$) soontaimeliiki. Loopealsetele karakterseid liike registreeriti kokku 94 ning keskmiselt oli neid igal alal 50,4 ($\pm 2,16$). Mida enam oli uurimisalal liike, seda kõrgem oli ka loopealsete karaktersete liikide arv ($r = 0,64$, $N = 24$, $p = 0,001$), loopealsetele mittekaraktersete liikide arv ($r = 0,78$, $N = 24$, $p < 0,001$), ruderaalliikide arv ($r = 0,58$, $N = 24$, $p = 0,003$) ning puu- ja põõsaliikide arv ($r = 0,68$, $N = 24$, $p < 0,0001$).

Loopealsete karaktersete ja mittekaraktersete liikide arvud varieerusid alade lõikes tugevalt (vt joonis 15). Kõige vähem registreeriti liike kokku Muraste loopealsel (63 liiki), kõige enam Ojaküla loopealsel (129). Loopealsete karaktersete liikide arv oli keskmiselt 50,0 ($\pm 2,16$) liiki ala kohta, väikseim oli see Tõugu loopealsel (26) ning suurim Nehatu, Tarva ja Virtsu loopealsetel (63). Loopealsete karaktersete liikide osakaal kõigist liikidest oli kõrgeim Virtsu (76,8%) ning madalaim Tõugu loopealsel (36,1%). Loopealsetele mittekaraktersete liikide arv oli keskmiselt 41,5 ($\pm 0,66$) liiki ala kohta. Kõrgeim oli mittekaraktersete liikide arv Ojaküla loopealsel (72) ja madalaim Virtsu loopealsel (19). Võõr- ja ruderaalliike oli igal alal keskmiselt 5,0 ($\pm 0,69$). Kõige rohkem ruderaalliike (11) ning võõrliike (2) leidis Ojaküla loopealsetel. Puu- ja põõsaliike oli igal alal keskmiselt 10,4

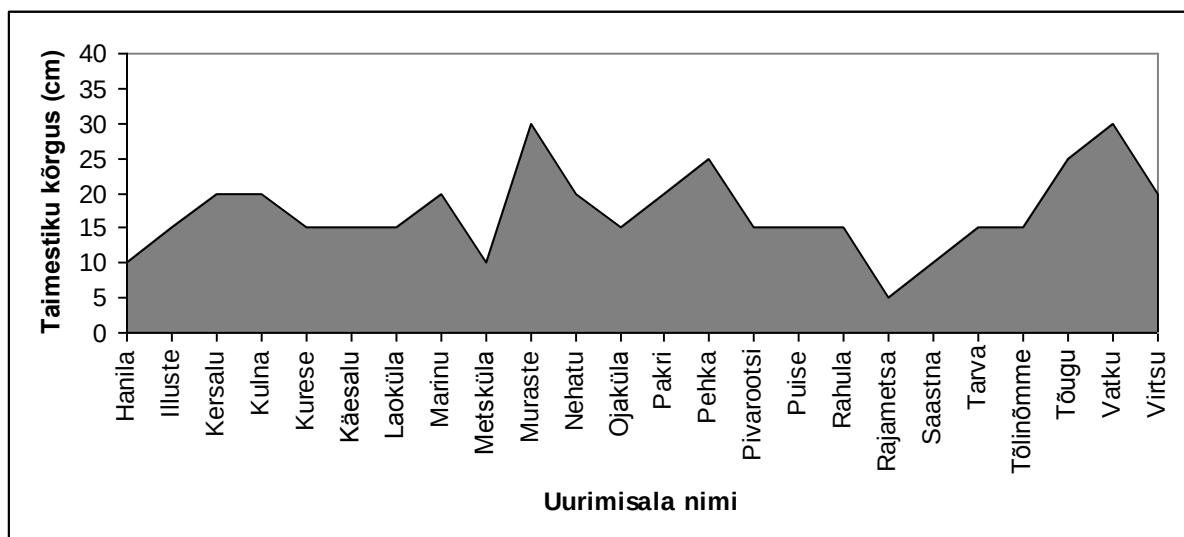
($\pm 0,70$). Puu- ja põõsaliikide arv oli väikseim Saastna ja Virtsu loopealsetel (4) ning kõrgeim Ojakülas (19).



Joonis 15. Soontaimeliikide üldarv ja loopealsete karaktersete liikide arv uuritavatel aladel

3.2. TAIMESTIKU KÕRGUS

Taimestiku kõrgus, kus taimestiku tihedus oli 50%, varieerus alade lõikes üsna tugevalt. Uurimisalade taimestiku keskmine kõrgus 50% tiheduse juures oli 17,3 ($\pm 1,3$) cm. Kõige parema kvaliteediga oli selle näitaja osas Rajametsa loopealne, kus taimestiku tihedus oli 50% 5 cm kõrgusel (vt joonis 16). Kõige halvema kvaliteediga olid aga Vatku ja Muraste loopealsed, kus taimestiku kõrgus 50% tiheduse juures oli 30 cm kõrgusel.



Joonis 16. Taimestiku kõrguse varieerumine alade lõikes taimestiku 50% tiheduse juures

3.3. MULLANÄITAJAD

Uurimisalade keskmine mullasügavus oli 15,0 ($\pm 1,20$) cm. Minimaalne mullasügavus uurimisaladel oli 0 cm, maksimaalne mullasügavus enam kui 40 cm.

3.4. LIIGIRIKKUSE, LIIGILISE KOOSSEISU JA KVALITEEDINÄITAJA SEOSSED

Liikide üldarv ei korreleerunud taimestiku kõrgusega 50% tiheduse juures ($p > 0,05$) (vt tabel 1). Nii loopealse karaktersete liikide arv kui ka nende osakaal üldisest liikide arvust olid seda kõrgemad, mida madalamal oli taimestiku tihedus 50% (vt joonised 17 ja 18).

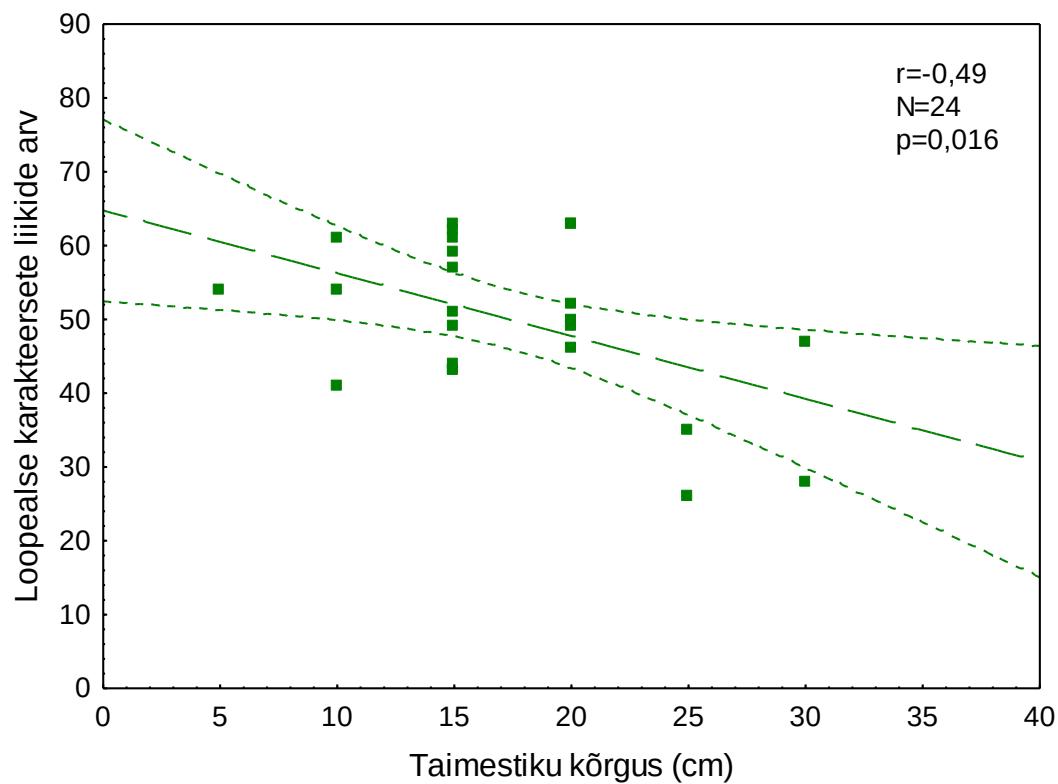
Loopealsele mittekaraktersete liikide arv ei olnud koosluse kvaliteediga seotud, küll aga oli mittekaraktersete liikide osakaal üldises liigirikkuses seda suurem, mida kõrgem oli taimestik.

Nii võõr- ja ruderaalliikide arv kui ka puu- ja põõsaliikide arv ei olnud taimestiku kõrgusega oluliselt seotud ($p > 0,05$).

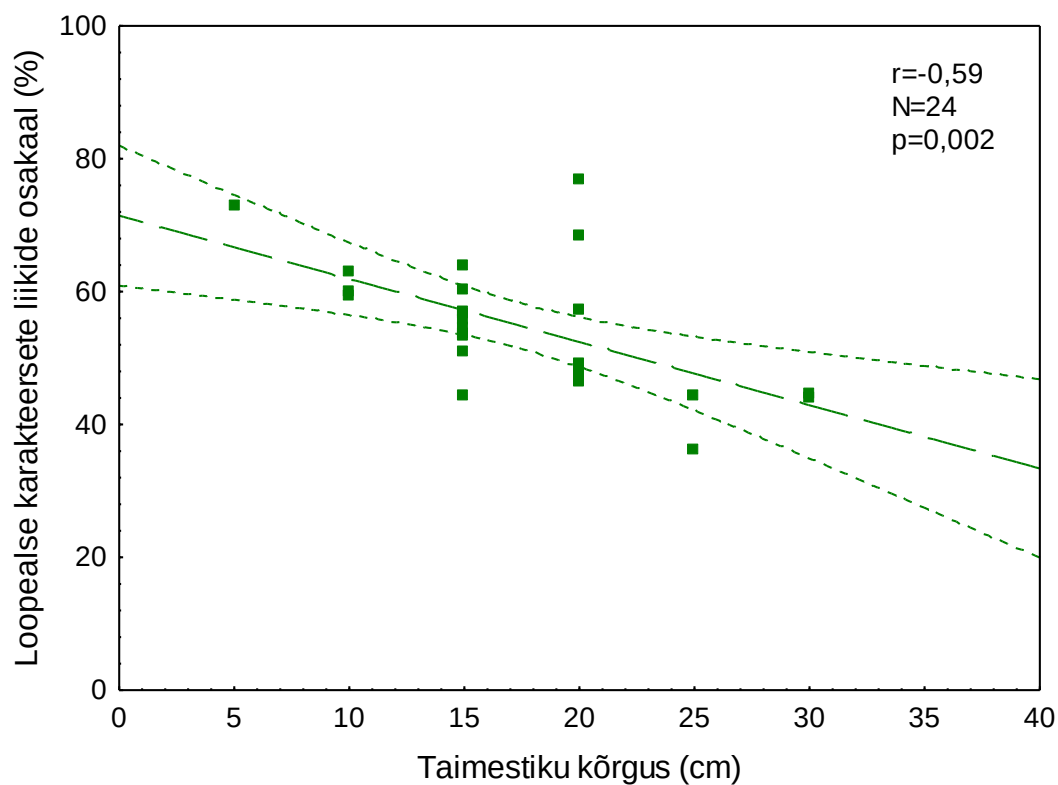
Tabel 1

Liigirikkuse näitajate seosed koosluse kvaliteedinäitaja – taimestiku kõrgusega. Tumedamas kirjas on esitatud statistiliselt olulised seosed (uurimisalade arv $N = 24$). Tabelis kasutatud lühendid: r – korrelatsioonikordaja; p – olulisuse tõenäosus.

Liigirikkuse näitaja	Taimestiku kõrgus 50% tiheduse juures
Liikide üldarv	$r = -0,06$; $p = 0,766$
Loopealsete karaktersete liikide arv	$r = -0,49$; $p = 0,016$
Loopealsete karaktersete liikide osakaal üldisest liigirikkusest	$r = -0,59$; $p = 0,002$
Mittekaraktersete liikide arv	$r = 0,31$; $p = 0,136$
Mittekaraktersete liikide osakaal üldisest liigirikkusest	$r = 0,59$; $p = 0,002$
Võõr- ja ruderaalliikide arv	$r = 0,22$; $p = 0,308$
Puu- ja põõsaliikide arv	$r = 0,12$; $p = 0,579$



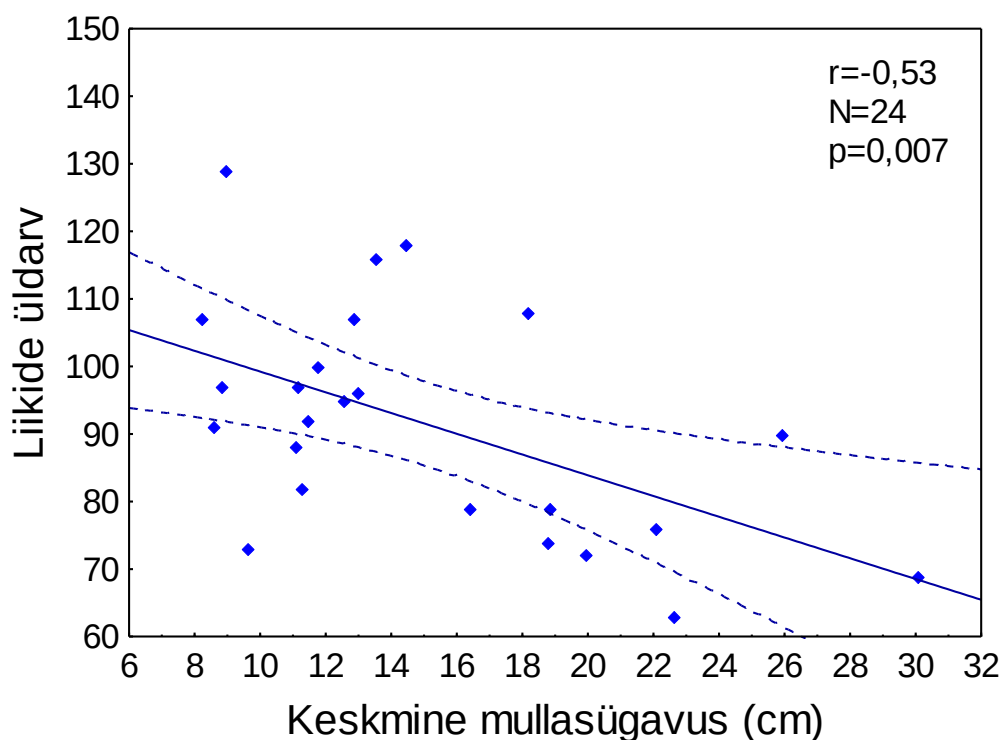
Joonis 17. Loopealsete karaktersete liikide arv ja 95% hajuvuspiirid taimestiku kõrgusel, kus taimestiku tihedus on 50%



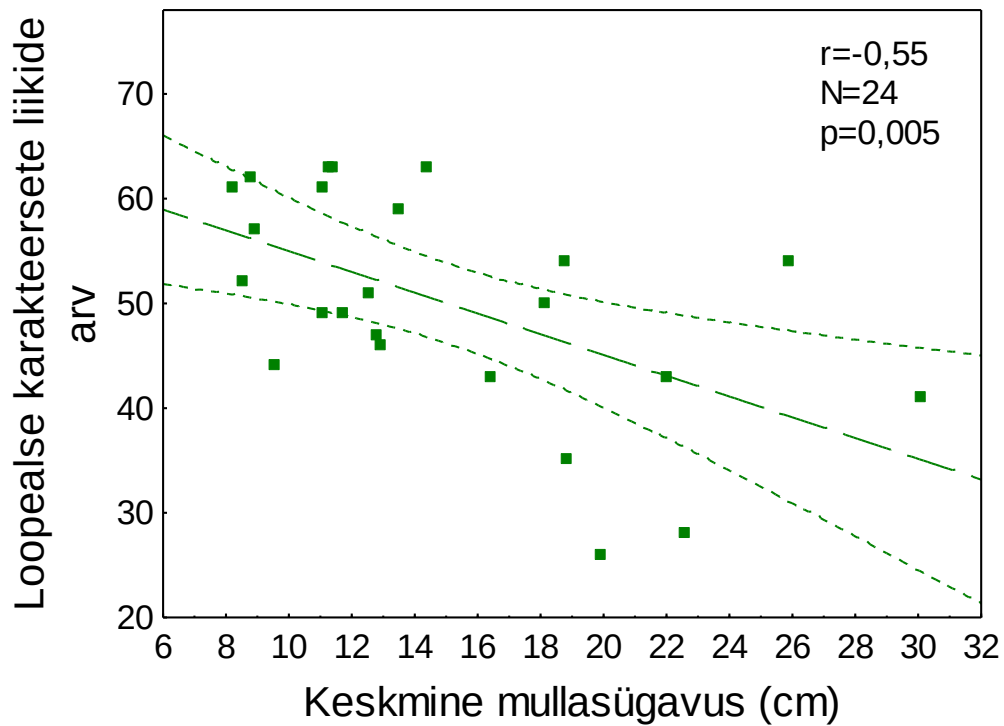
Joonis 18. Loopealse karaktersete liikide osakaal liikide üldarvust ja 95% hajuvuspiirid olenevalt taimestiku kõrgusest, kus taimestiku tihedus on 50%

3.5. LIIGIRIKKUSE, LIIGILISE KOOSSEISU JA KESKMISE MULLASÜGAVUSE SEOS

Mitmed liigirikkuse näitajad olid mulla keskmise sügavusega seotud negatiivselt. Mida suurem oli uurimisala keskmine mullasügavus, seda väiksemad olid nii loopealse liikide üldarv ($r = -0,53$; $N = 24$; $p = 0,007$; vt joonis 19), loopealsete karaktersete liikide arv ($r = -0,55$; $N = 24$; $p = 0,005$; vt joonis 20) kui ka puu- ja põõsaliikide arv ($r = -0,44$; $N = 24$; $p = 0,030$). Võõr- ja ruderaalliikide arv, mittekaraktersete liikide arv ega ka ühegi liigirikkuse näitaja osakaalud mulla keskmise sügavusega seotud ei olnud ($p > 0,05$).



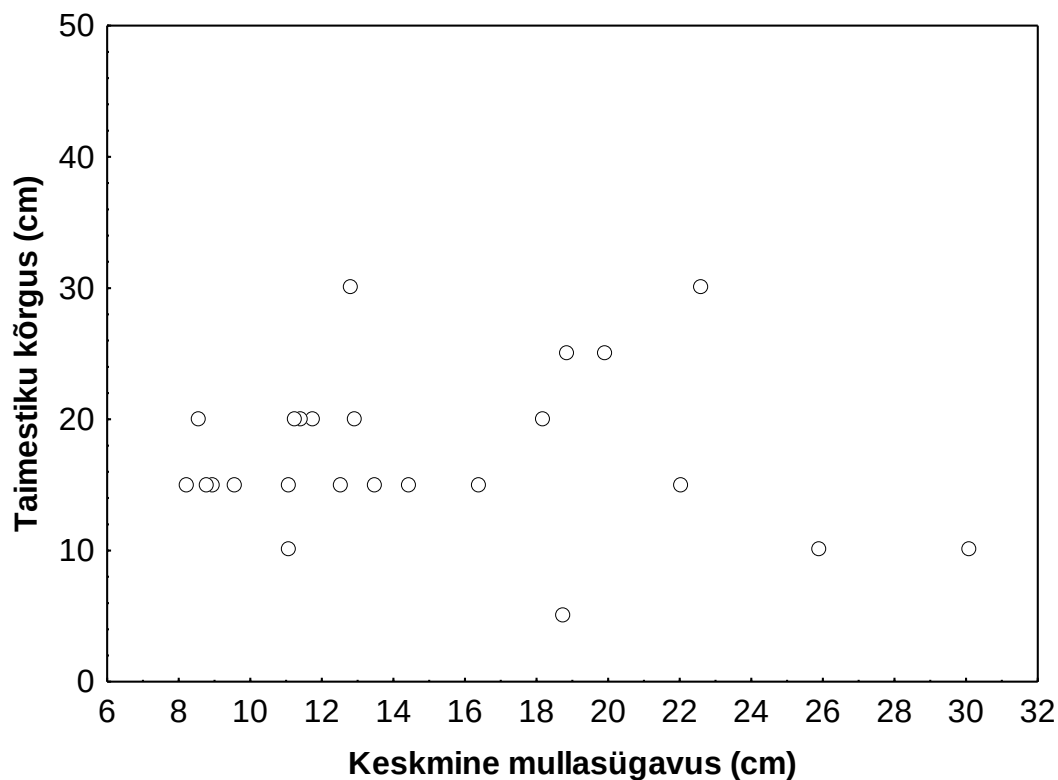
Joonis 19. Liikide üldarv ja 95% hajuvuspiirid olenevalt uurimisalade keskmisest mullasügavusest (cm)



Joonis 20. Loopealse karaktersete liikide üldarv ja 95% hajuvuspiirid olenevalt uurimisalade keskmisest mullasügavusest (cm)

3.6. TAIMESTIKU KÕRGUSE JA MULLANÄITAJATE SEOS

Mulla keskmine sügavus ei korreleerunud oluliselt taimestiku kõrgusega 50% tiheduse juures ($p > 0,05$) (vt joonis 21).



Joonis 21. Taimestiku kõrgus 50% tiheduse juures ja uurimisalade keskmine mullasügavus (cm).

4. JÄRELDUSED

Paljud kunagistest suurepindalistest loopealsetest on tänapäevaks puude ja põdsastega kinni kasvanud ning olemasolevate loopealsete olukord halveneb traditsioonilise majandustegevuse lakkamise tõttu aasta-aastalt. Väliselt ei meenuta kõrgekasvuliste rohttaimedega, kadakate ja mändidega lausaliselt kaetud alad enam kunagisi madalakasvulisi loopealseid. Samas on aga teadmata, kuivõrd on maastikumuutused jõudnud mõju avaldada lootalade liigilisele koosseisule: kui paljud loopealsetele iseloomulikest liikidest on nüüdseks juba kadunud ja kui palju n-ö uutest liikidest on leidnud muutunud kooslustes uue kasvukoha. Teada on, et taimepopulatsioonide aeglase dünaamika tõttu võib liikide kadu olla ajalise viibega (Helm et al. 2006). Antud uurimuse põhieesmärk oli välja selgitada, kuivõrd mõjutab loopealsete kvaliteedi langus nende liigilist koosseisu.

Taimestiku kõrgus (kvaliteet) ja soontaimeliikide üldarv, nagu ka loopealsete karaktersete ja mittekaraktersete liikide arv, varieerusid uuritud loopealsete lõikes tugevalt. Vähemalt osaliselt leidis kinnitust hüpotees, et loopealsete liigiline koosseis oleneb koosluse kvaliteedist. Kõrgema taimestikuga loopealsetel olid nii loopealsete karaktersete liikide arv kui ka nende osakaal väiksemad, seevastu mittekaraktersete liikide osakaal kõrguse

suurenedes kasvas. Looliikide arvu ja osakaalu vähenemine kõrgema taimeistiku korral on tõenäoliselt põhjustatud valguskonkurentsi tõttu: madalakasvulised liigid on kiire- ja kõrgekasvuliste rohundite poolt välja tõrjutud ning liigiline koosseis originaalse koosseisuga võrreldes juba muutunud.

Võõr- ja ruderaalliikide ega ka puu- ja põõsaliikide arvud ning osakaalud üldisest liigirikkusest taimeistiku kõrgusega oluliselt ei korreleerunud. Nimetatud liike oli ühtviisi palju nii kõrgema kui ka madalama kvaliteediga loopealsetel. Puu- ja põõsaliikide puhul ei ole liikide arv võib-olla kõige informatiivsem näitaja ning edaspidi tasuks nende arvu asemel uurida pigem puude ja põõsaste katvuse seoseid koosluse kvaliteediga.

Autor kaalus ka liigirikkuse näitajate ja uurimisala taimeistiku maksimaalse kõrguse vaheliste seoste uurimist. Maksimaalne taimeistiku kõrgus ei ole aga loopealsete seisundi hindamisel ja säilimiseks vajalike tegevuste planeerimisel parim näitaja, kuna see sõltub liialt juhuslikkusest. Ka üldiselt madala taimeistikuga loopealsel võib juhuslikult leiduda kõrgekasvulisi kõrrelisi.

Autori üks eesmärk oli uurida, kuivõrd on loopealsete mullasügavus seotud taimeistiku kõrguse ja seega koosluse kvaliteediga. Loopealsete keskmine mullasügavus ei korreleerunud taimeistiku kõrgusega. Seega ei saa mullasügavust pidada loopealsete seisundi väga heaks peegeldajaks ning kindlasti ei piisa loopealsete seisundi hindamisel vaid mullasügavuse mõõtmisest. Viimast väidet kinnitavad ka antud töös leitud liigirikkuse näitajate negatiivsed korrelatsioonid keskmise mullasügavusega, mis on vastuolus mõne varasema uuringuga. Nii liikide üldarv loopealsetel, loopealsete karaktersete liikide arv kui ka puu- ja põõsaliikide arvud olid kõrgemad seal, kus mullasügavus oli väiksem, samas mittekaraktersete liikide arv ega ka võõr- ja ruderaalliikide arv keskmise mullasügavusega seotud ei olnud. Soom & Toom (2009) on Saare- ja Muhumaa loopealsetel leidnud, et karaktersete liikide arv oli keskmise mullasügavusega seotud just positiivselt. Sellest järeldati, et sügavamal mullal on taimede kasvuks soodsamad niiskustingimused – muld ei kuiva nii kergesti läbi ning külmakohrutused ei ohusta taimi nii tugevalt kui õhukestel muldadel (Pärtel 2004). Samas võib sügavam muld jällegi soodustada mõne lopsakakasvulise domineeriva liigi levikut ja seeläbi liigirikkuse vähenemist. Seetõttu võib õhema mullaga aladel liigirikkus tänu madalakasvuliste liikide püsimisele kõrgem olla. Antud töö ja varasemate tulemuste vastuolulisuse taustal on liigilise koosseisu muutmise osas mulla sügavuse kõrval tõenäoliselt olulisem mõni muu näitaja, näiteks mulla viljakus. Edaspidistes uuringutes tasub seda oletust kindlasti kontrollida – näiteks mulla lämmastiku ja fosforisisalduse mõõtmise teel.

Loopealse karaktersete liikide teatav osakaal võib olla loopealsete taastamise hea eesmärk. Kuigi uurimisalade valikul peeti silmas seda, et valimisse satuksid võimalikult erineva kvaliteediga loopealsed, ei saa autor siiski olla kindel, et käesoleva töö põhjal parima kvaliteediga loopealsetel on originaalne liigiline koosseis täielikult säilinud. Seetõttu ei saa ka loopealse karaktersete liikide osakaalu ja taimestiku kõrguse põhjal täieliku kindlusega leida, millise taimestiku kõrgusega lookooslusi oleks veel mõtet taastada. Kui võtta eesmärgiks, et koosluse liigilisest koosseisust oleks vähemalt 50% loopealsetele ajalooliselt iseloomulikud karakterised liigid, siis ei tohiks näiteks 50% taimestiku tiheduse juures taimestiku kõrgus koosluses ületada 25 cm.

Uurimistulemuste valguses tuleb loopealsetel aga kindlasti jätkata majandamisega (vähendada biomassi osakaalu (%) karjatamise ja niitmise teel), et soodustada loopealsetele ajalooliselt iseloomulike liikide säilimist.

KOKKUVÕTE

Liigirikkad looniidud on Eesti traditsioonilise külamaastiku lahutamatu osa olnud juba aastasadu. Regulaarse hooldustegevuse hääbumise tõttu algas 20. sajandi keskpaigas aga kõikjal Eestis nende unikaalsete koosluste kinnikasvamine ja metsastumine. Sellega seoses on ohustatud ka suur osa liigirikkusest.

Töö eesmärk oli välja selgitada, kuivõrd mõjutab koosluste seisundi halvenemine selle liigilist koosseisu. Selleks külastati 2011. aastal 24 erineva kvaliteediga Lääne- ja Põhja-Eesti loopealset. Uurimisalade kvaliteedi hindamiseks mõõdeti uurimisaladel taimestiku kõrgust ning mulla sügavust. Liigilise koosseisu võrdlemiseks märgiti aladel üles kõik esinevad soontaimeliigid, tuues eraldi välja nii loopealsetele ajalooliselt iseloomulikud (karakterised) liigid, puu- ja põõsaliigid ning võõr- ja ruderaalliigid.

Selgus, et loopealsete liigiline koosseis sõltub koosluse kvaliteedist. Parema kvaliteediga looaladel, kus taimestik oli madalam, olid nii loopealse karaktersete liikide arv kui nende osakaal üldises liigirikkuses kõrgemad, võrreldes halvemas seisundis ja kõrgema taimestikuga loopealsetega. Puu- ja põõsaliikide arv koosluse kvaliteedist samal ajal ei olenenud. Madalama kvaliteediga loopealsetel olid liigilise koosseisu osas toimunud juba muutused: madalakasvulised liigid olid tõenäoliselt valguskonkurentsi tõttu kiire- ja kõrgekasvuliste rohundite poolt välja tõrjutud.

Loopealsete keskmine mullasügavus ei korreleerunud taimestiku kõrgusega. Keskmist mullasügavust ei saa loopealsete seisundi hindamisel pidada piisavalt informatiivseks näitajaks.

Loopealsetel tuleb kindlasti jätkata majandamisega, et piirata taimede kasvu ja vältida nende unikaalsete koosluste edasist kinnikasvamist. Regulaarne niitmine ja karjatamine soodustavad seeläbi loopealsetele ajalooliselt iseloomulike liikide säilimist.

Tänuavaldused

Töö autor avaldab tänu oma juhendajale Tartu Ülikooli doktorandile Liina Saarele ning kõigile, kes olid abiks välitöödel: doktorantidele Krista Takkisele ja Liis Kasarile ning abilisele Mattis Tabrile. Suur tänu nõuannete eest ka teadurile dr Aveliina Helmile.

KASUTATUD KIRJANDUS

Helm, A. 2001. Liigiline mitmekesisus ja liikide tunnused: Eesti ja Rootsi loopealsete taimkatte võrdlus. *Lõputöö*. Tartu: Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituut. Kättesaadav aadressil: http://www.botany.ut.ee/aveliina/loopealsed_est.html.

Helm, A. 2003. Saaremaa ja Muhu lookoosluste ajalis-ruumiline dünaamika. *Magistritöö*. Tartu: Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituut. Kättesaadav aadressil: http://www.botany.ut.ee/aveliina/loopealsed_est.html.

Helm, A., Hanski, I. & Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9: 72–77.

Helm, A. 2011. Eesti loopealsed ja kadastikud. Juhend koosluste hooldamiseks ja taastamiseks. Tartu Ülikool, Tartu, Pärändkoosluste Kaitse Ühing. Kättesaadav aadressil: http://www.keskkonnaamet.ee/public/PLK/Lisa_2_Loopealsete_ja_kadastike_hoolduskava_2011.pdf.

Helm, A., Zobel, M., Pärtel, M. & Reinloo, A. 2011. Kiiret taastamist vajab 6000 hektarit Eesti loopealseid. Kättesaadav aadressil: <http://www.eestiloodus.ee/index.php?id=4075>.

Kolnes, K. 2006. Eesti loopealsete samblike elustik. *Lõputöö*. Tartu: Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituut. Kättesaadav aadressil: http://www.botany.ut.ee/Katrin_Kolnes_Loputoo.pdf.

Kukk, T. & Sammul, M. 2006. Loodusdirektiivi poollooduslikud kooslused ja nende pindala Eestis. – Sammul, Marek (toim.). *Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat* 84: 114–158.

Kupper, T. 2007. Loopealse sammalkatte dünaamikast levisepanga, häiringute ja ilmastikutingimuste mõjul. *Magistritöö*. Tartu: Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituut. Kättesaadav aadressil:

http://dspace.utlib.ee/dspace/bitstream/handle/10062/2846/kupper_tiiu.pdf;jsessionid=BBE18C4B5A5A9E60797B7C92D2283AFD?sequence=1.

Kuusk, V. 1984. Umbrohud ja prahitaimed. Tallinn: Valgus.

Laasimer, L. 1965. Eesti NSV taimkate. Tallinn: Valgus.

Laasimer, L. 1973. Loopealsed siit- ja sealtpoolt Läänemerd. *Eesti Loodus* 11: 683–687.

Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituut, Tallinn.

Pärtel M., Helm A., Roosalu E. & Zobel, M. 1996. Bioloogiline mitmekesisus Eesti poollooduslikes ökosüsteemides. Punning, J.–H. (toim.) 2007. Keskkonnauuringute nüüdisprobleemid. Publikatsioonid 10/2007. Tallinna Ülikool, Tallinn: ökoloogia instituut.

Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M. & Rosén, E. 1999. Alvar grasslands in Estonia: variation in species composition and community structure. *Journal of Vegetation Science* 10: 561–570.

Pärtel, M. 2003. Poollooduslike ökosüsteemide bioloogilise mitmekesisuse hinnang ja kaitsemeetmete analüüs. Tartu: Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituut.

Pärtel, M. 2004. Loopealsed. Kukk, T. (toim.) *Pärandkooslused*. Õpik-käsiraamat. Tartu, lk. 178–190.

Pärtel, M. & Helm, A. 2007. Loopealsed ajale võlgu. *Eesti Loodus* 58: 132–135. Kättesaadav aadressil: http://www.loodusajakiri.ee/eesti_loodus/artikkel1846_1840.html.

Pärtel, M., Helm, A., Roosalu, E. & Zobel, M. 2007. Bioloogiline mitmekesisus Eesti poollooduslikes ökosüsteemides. Punning, J.M. (toim.). *Keskkonnauuringute nüüdisprobleeme*. Tallinna Ülikooli ökoloogia instituut, Tallinn, lk. 223–302.

Randlane, T. 2004. Samblikud. Kukk, T. (toim.). *Pärandkooslused*. Õpik-käsiraamat. Tartu, lk. 143–148.

Relve, H. 2006. Loopealne – Eesti rahvusmaastik. *Looduse sõber* 6: 20–23.

Rosén, E. 1982. Vegetation development and sheep grazing in limestone grasslands of south Öland, Sweden. *Acta Phytogeographica Suecica* 72: 1–104.

Saar, L., Takkis, K., Pärtel, M. & Helm, A. 2012. Which plant traits predict species loss in calcareous grasslands with extinction debt? *Diversity and distribution*. *In press*. Kättesaadav aadressil: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00885.x>.

Soom, A. & Toom, S. 2009. Loopealsete mullaparametrite seosed kinnikasvamise ja soontaimede liigirikkusega. *Uurimistöö*. Kuressaare: Saaremaa Ühisgümnaasium.

Talvi, T. 2004. Putukad pärandkooslustel. Kukk, T. (toim.) *Pärandkooslused*. Õpik-käsiraamat. Tartu, lk. 149–162.

Zobel, M. 1984. Loopealsed, kadastikud, lookadastikud. *Eesti Loodus* 6: 372–377.

Zobel, M. & Kont, A. 1992. Formation and succession of alvar communities in the Baltic land uplift area. *Nordic Journal of Botany* 12: 249–256.

Kasutatud internetiallikad

Keskkonnaministeeriumi Võõrliikide andmebaas. URL=<http://eelis.ic.envir.ee/voorliigid/>, vaadatud 10.11.2011.

Pärandkoosluste Kaitse Ühing

URL=http://www.pky.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=46&Itemid=59, vaadatud 23.10.2011.

Ratt, K. 2010. Haruldased loopealsed on hävinemas.

URL=<http://www.postimees.ee/341612/haruldased-loopealsed-on-havinemas/>, vaadatud 10.10.2011

Räpina aianduskool

URL=http://ak.rapina.ee/sirjetoo/umbrohud07/enamlevinud_umbrohud.html, vaadatud 10.12.2011.

Tartu Ülikool

URL= http://www.ut.ee/BGGM/eestimullad/eesti_mullad.html, vaadatud 03.04.2013.