

RMK TEADUSPROJEKTI LÕPPARUANNE

1. PROJEKTI NIMETUS:	Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandusmetsades: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel
-----------------------------	---

2. PROJEKTI KESTUS	Algus: 09/2015	Lõpp: 08/2018
---------------------------	--------------------------	-------------------------

3. PROJEKTI TAOTLEJA (teadusasutus): Tartu Ülikool (koostöös Eesti Maaülikooliga)
Telefon: 7375610, 737 6234 (projektijuht Meelis Pärtel)
Address: Ülikooli 18, 50090 Tartu
Registrikood: 74 00 10 73
Panga rekviisidid: EE281010102000234007 (SEB Pank)

4. PROJEKTI JUHT:	Meelis Pärtel (Ees- ja perekonnanimi)	Botanika professor, PhD (Amet, teaduskraad)
--------------------------	--	--

5. PROJEKTI PÕHITÄITJAD		
Projekti põhitäitjad:		
Ees- ja perekonnanimi	Teaduskraad	Ametikoht
1. Meelis Pärtel	PhD	TÜ professor
2. Hardi Tullus	PhD	EMÜ professor
3. Aveliina Helm	PhD	TÜ vanemteadur
4. Tiina Randlane	PhD	TÜ vanemteadur

Projektiga seotud abitöötajad:		
1. Polina Degtjarenko	PhD	TÜ nooremteadur
2. Pille Gerhold	PhD	TÜ vanemteadur
3. Nele Ingerpuu	PhD	TÜ vanemteadur
4. Liis Kasari	PhD	TÜ peaspetsialist
5. Ene Kook	PhD	TÜ lektor
6. Norbertas Noreika	PhD	TÜ peaspetsialist
7. Ede Oja	PhD	TÜ spetsialist
8. Elisabeth Prangel	Mag.	TÜ spetsialist
9. Ülle Reier	PhD	TÜ teadur
10. Kersti Riibak	PhD	TÜ peaspetsialist
11. Andres Saag	PhD	TÜ vanemteadur

6. PROJEKTI KULUD KOKKU 146250 eurot	
Kulurida	Kokku
Töötasud (põhitäitjad + abitöötajad)	€ 91 475.32
Sotsiaalmaks	€ 30 194.39
Töötuskindlustusmaks	€ 731.78
Ostetud teenused	€ 2 429.00
Lähetuskulud	€ 6 104.76
Materjalid, tarvikud, masinad, seadmed	€ 689.75
Muud kulud	€ 0.00
Üldkululõiv	€ 14 625.00
Kokku	€ 146 250.00

7. PROJEKTI TULEMUSED (maksimaalselt 10 lehekülge)

Projekt toimus Tartu Ülikooli ja Eesti Maaülikooli koostöös. Tartu Ülikool oli suurem partner ja seetõttu on siia aruandesse toodud ka tööd, mis tehti Eesti Maaülikooli teadlaste poolt. Samuti on antud siin kõik tulemused koos kuna need moodustavad ühtse terviku (EMÜ esitab oma aruandes vaid oma tehtud töö detailse kirjelduse).

Läbiviidud teadustegevus ja kogutud andmete ülevaade

Tööd kaartidega. Eesti maa-ametist saime kahe eri ajajärgu (1940ndad ja 1970ndad) skännitud 1:50000 topograafilised kaardid. Metsad olid kaartidel märgitud rohelise tooniga, aga toon varieerus eri kaardilehtedel ning rohelise tooni peal oli ka muid leppemärke ja tekste. Digitaliseerimiseks arendati välja iseõppiv digitaliseerimise algoritm tarkvarasüsteemis R kasutades otsustuspuude (*Random Forest*) meetodikat. See kasutas RGB süsteemis värvitoone igas pikslis (vastab ca 2.5 m looduses) ja arvutas nende järgi piksli metsaks klassifitseerimise tõenäosuse. Kahe kaardikihi kohta oli kokku üle 10 miljardi piksli ja töö tegemiseks moodustati mitmest arvutist koosnev klaster. Järgnes analüüs roheliste alade eristamiseks ja servade silumine. Lõpptulemuseks oli ajalooline metsasuse kaart, millel üks piksel tähistab 25 m looduses. Tänapäevase metsasuse kaardina kasutati vektorkujul olemasolevat Eesti põhikaarti, mis viidi rasterkujusse. Sihtkaitsevööndite vektorkaardist tehti rasterkaart edasiste analüüside jaoks. Ajalooliste metsa rasterkaartide teadustöös kasutamise soovi korral palun võtta ühendust meie töörühmaga (meelis.partel@ut.ee).

Välitööd. Loodusmetsade eelvaliku jaoks märgiti kaardil potentsiaalsed alad: riigi maal kaitse all olevad vanad (takseerandmete järgi >80 aastat, enamasti >100 aastat) metsad Lõuna-Eestis. Kõrvale jäeti soo- ja rabametsad kui metsanduse seisukohast vähem huvipakkuvad. Metsaraie puudumist kontrolliti värske aerofoto abil. Eelvaliku loodusmetsadest valiti looduses välja 100 uurimisala. Kõrvale jäeti alad, kus oli näha inimõju (kraavid metsa sees, hiljutised raied jms.). Igal uurimisalal märgiti looduses 10x10 m püsiruut, kus kirjeldati soontaimed eri rinnete kaupa, samblad ja samblikud (nii maas kasvavad kui epifüütsed). Lisaks kirjeldati ala mulla- ja valgustingimusi. Sarnase skeemi alusel kirjeldati Tartumaal 20 endistel põllumaadet olevat puistut (15 hübriidhaavikut ja 5 kaasikut), Järvseljas 20 haavikut pärnaga teises rindes (haavad eri vanuses katmaks kogu võimalikku aegrida), Surjus 20 turbe- ja valikraie männikut. Loodusmetsade välitööd olid tehtud Tartu Ülikooli teadlaste poolt, majandusmetsade kirjeldused Eesti Maaülikooli teadlaste poolt, koostöös Tartu Ülikooli lihhenoloogidega.

Ökoinformaatika. Kasutades liikide koosesinemisi, arvutati igale loodusmetsale tume elurikkus. Selleks kasutati meetodikat, mis on Meelis Pärteli töörühmas välja töötatud. Tumedasse elurikkusesse hõlmati liigid, mis üldiselt esinevad tihti koos olemasolevate liikidega ja sobiksid antud elupaika, aga on siiski uuritavalt alalt puudu. Seega, esindusliku liikide koosesinemiste andmestiku olemasolul saavad olemasolevad liigid „ennustada“ puuduolevaid, aga sobivaid liike. Olemasoleva ja tumeda elurikkuse abil on võimalik arvutada koosluse täielikkust: kui palju on sobivast liigifondist olemas, kui palju puudu. See elurikkuse mõõdik peaks olema võrreldav erinevate taksonoomiliste rühmade vahel. Kui traditsioonilised elurikkuse mõõdikud varieeruvad ka palju eri metsatüüpides (nt. soontaimi on salumetsades rohkem kui palumetsades), siis koosluse täielikkuse indeks on võrreldav üle eri elupaigatüüpide. Kasutasime indeksit $\log(\text{olemasolev elurikkus}/\text{tume elurikkus})$. Majandusmetsa süsteemides leidsime tumeda elurikkuse kasutades koosesinemisi loodusmetsadest. See võimaldab hinnata, kui palju sobivaid metsaliike on puudu. Lisaks arvutasime ka tunnusliku ja teisenenud elurikkuse. Tunnusliku elurikkuse moodustavad metsaliigid, teisenenud elurikkuse aga muud liigid, mis metsaliikidega koos loodusmetsades ei esine. Nende mõõdikute abil arvutasime koosluse tunnuslikkuse indeksi, mis näitab metsakoosluse looduslikkust (indeksi väljatöötaja Aveliina Helm jt.): $\log(\text{tunnuslik elurikkus} / \text{teisenenud elurikkus})$. Majandusmetsade täielikkuse arvutasime kui $\log(\text{tunnuslik elurikkus} / \text{tume elurikkus})$. Tumeda, tunnusliku ning teisenenud elurikkuse arvutamisel kasutasime kõigi taksonite (soontaimed, samblad, samblikud) koosesinemisi (nt. soontaimeliik võib indikeerida sobivat sambllaliiki), aga mõõdikud arvutasime nii eraldi kolmele taksonoomilisele rühmale kui ka kõigile üheskoos.

Statistilised analüüsid. Loodusmetsade elurikkuse mõõdikud seostasime metsasusega eri ajaskaaladel (1940ndad, 1970ndad, 2018) ja erinevate ruumiskaaladega (metsamaa pindala 0.5, 1, 2, 5 ja 10 km raadiuses). Metsade pindala eri aja- ja ruumiskaalades on omavahel seotud ja neid ühe mudeliga uurida on raske. Selle asemel tegime igale aja- ja ruumiskaala kombinatsioonile $3 \times 5 = 15$ üldistatud aditiivset mudelit (*gam*) ning võrdlesime neid AICc kriteeriumi alusel. Üldistatud aditiivsed mudelid võivad leida nii lineaarseid kui ka keerukamaid mittelineaarseid seoseid. Leidsime aja- ning ruumiskaalad, mis koosluse täielikkust enim mõjutavad. See mudel kirjeldab elurikkuse potentsiaali (kui

palju metsasus kõige rohkem mõjutavas aja- ja ruumiskaalas võiks elurikkust toetada). Kõige suurema toetusega mudeli järgi tegime joonise ja uurisime, kas mudelite jäägid viitaks olulisele ruumilisele autokorrelatsioonile (Moran I test). Kui enimmõjutav oli kunagine metsasus, siis arvutasime, kas kaasaegse samas ruumiskaalas oleva metsamaa olemasolu abil oleks prognoositud elurikkus tegelikust suurem (väljasuremise võlg) või väiksem (sisserände viive).

Looduskaitsealade analüüsil uurisime, kuidas hetkel metsamaal asuvad sihtkaitsevööndid hõlmavad alasid, mis on suure metsasusega elurikkust enim mõjutavas ruumi- ning ajaskaalas. Lisaks vaatlesime alasid, mis on tänapäeval suurema metsamaa sidususega kui varem ja potentsiaalselt võivad kujuneda metsade elurikkuse tuleviku tulipunktideks. Analüüsisime, kui suur osa nendest aladest on hetkel metsakaitsealadega kaetud.

Majandusmetsades võrdlesime kirjeldatud elurikkust, tunnusliikkuse indeksit ja koosluse täielikkust loodusmetsade vastavate indeksitega (t-test). Lisaks leidsime nende indeksite seosed piki peamisi gradiente: endistel põllumaadel olevatel puistutel seoses metsade olemasoluga 500 m raadiuses 1940ndatel ja kaasajal, haavikute aegreas puistu vanusega ning turbe- ja valikraie männikutes puude tihedusega (näitab majandamisviisi). Kasutasime lineaarseid mudelid ning vajadusel log-transformeerisime uuritavad tunnused. Looduskaitsealuste ja/või punase raamatu liikide osakaalu võrdlesime majandusmetsades ja loodusmetsades Fisher testi abil (2x2 tabel: loodusmets/majandusmets ning looduskaitsele huvipakkuvate liigid / ülejäänud liigid).

Online rakenduse prototüüp. Töötasime välja online rakenduse prototüübi, mis kasutab R tarkvara *Shiny* süsteemi. Rakenduses on võimalik leida ajaloolise või tänapäevase maastiku poolt saadud toetus elurikkusele konkreetses kohas ning kui kirja panna olemasolev elurikkus, siis ka selle realiseerumine.

(1) Esmalt saab rakenduses valida Eesti aerofotol konkreetse metsa, mille kohta soovitakse teada selle elurikkuse potentsiaali, seejärel kasutab algoritm metsa koosluse täielikkusega kõige tugevamini seotud ruumi- ning ajaskaalas olevat metsasust ja kuvab toetuse protsendi vastavalt mudelile. Sellest jääb märge ka kaardile. (2) Seejärel saab valida taksonoomilised rühmad: soontaimed, sammaltaimed ja samblikud (või ka nende paaris või kolmetised kombinatsioonid) ning valida nimestikust olemasolevaid metsaliike (vaid loodusmetsade liiginimekirja). Iga liigi lisamise järel arvutatakse olemasoleva koosluse nimekirja järgi tume elurikkus: sobivad veel kirja panemata liigid ning kuvatakse elurikkuse potentsiaali realiseerumine (koosluse täielikkus) protsentides.

Kogutud andmete analüüsimise tulemuste kirjeldus ning järeldused

Meie ajalooliste kaartide analüüsi järgi oli eelmise sajandi alguses Eestis metsamaad (ilma Võrtsjärve ja Peipsit arvestamata) 30.3% ja sajandi keskel 50.3% (nende alla lähevad küll ka muud kõrghaljastusega alad: pargid, kalmistud, aedlinnad jne). Praegune põhikaart näitab 53.4% metsamaad (metsamaa koos muude potentsiaalselt kõrghaljastusega aladega moodustab aga 62% Eesti maismaast).

Sajas loodusmetsas kirjeldati kokku 150 soontaimet, 88 sammaltaimet ja 210 sambliku liiki. Keskmiselt oli ühe uurimisala liigirikkus soontaimedel, sammaltaimedel ja samblikel vastavalt 19, 17 ja 28 liiki.

Looduskaitsealuste ja/või punase nimestiku ohustatud kategooriate liike oli kokku 26, kuid neid esines vaid 25% aladest ning väga harva oli selliseid liike rohkem kui üks. Erinevate organismirühmade elurikkuste seostest üksteisega ning metsa produktiivsuse ning keskkonnatingimustega on valminud käsikiri Noreika, N. et al. Forest productivity and biodiversity relationships originate from species pool covariation and direct ecological effects (Lisa 1).

Koosluse täielikkuse indeks varieerus väärtuse 1 ümber, s.t. keskmiselt oli sobivaid liike rohkem kohal kui puudu. Kui soontaimede ja sammalde liigirikkused olid omavahel korreleeritud ($r=0.62$, $P<0.001$), siis samblike liigirikkus ei olnud üldse seotud ei soontaimede ega sammalde elurikkusega ($r=-0.02$, $P=0.798$, $r=0.01$, $P=0.959$). Koosluse täielikkuse mõõdikud olid aga kõigi kolme rühma vahel korreleerunud (soontaimed ja samblad: $r=0.31$, $P=0.002$, soontaimed ja samblikud: $r=0.51$, $P<0.001$, samblad ja samblikud: $r=0.30$, $P=0.002$). Nii liigirikkuse kui ka koosluse täielikkuse seostasime veel üldiste aditiivsete mudelitega – nii mõõdetud mullaparameetrite kui ka mullatüübiga. Liigirikkus oli keskkonnatingimustest suuresti sõltuv, mudeli R^2 väärtused olid soontaimedel 0.44, sammaldel 0.47, samblikel 0.17. Samas koosluse täielikkus oli palju vähem keskkonnaparameetritega seotud: R^2 väärtus oli soontaimedel 0.05, sammaldel 0.18 ja samblikel 0.05.

Siit saab järeldada, et koosluse täielikkus annab erinevate organismirühmade kohta sarnast informatsiooni ja on vähem seotud keskkonnatingimuste varieeruvusega. Seetõttu on koosluse täielikkus universaalsem elurikkuse mõõdik kui traditsiooniline liigirikkuse väärtus. Samuti ei sobi uuritavas ruumiskaalas (10 x 10 m) metsade elurikkuse uuringuteks looduskaitsealuste või ohustatud liikide hulk ja neid tuleb elurikkusest vaadelda eraldi. Eesmärk 5 oli välja töötada nutikas elurikkuse mõõdikute süsteem majandusmetsadele. Kasutades loodusmetsi referentssüsteemina pakume peamise elurikkuse mõõdikuna välja koosluse täielikkuse (olemasoleva ja tumeda elurikkuse log-suhte). See ei asenda aga kõiki teisi mõõdikuid.

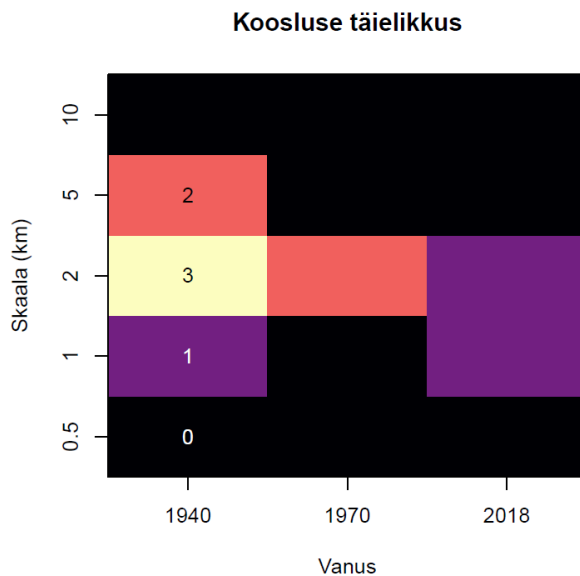
Metsasuse mõõdikud eri aja ja ruumiskaaladest olid sarnaselt oodatule omavahel tugevalt korreleeritud. Samas said erinevad mudelid väga erinevad toetused. Kasutades koosluse täielikkust kõigi kolme uuritud rühma kohta eraldi ja ka kõigi kohta kokku, joonistus välja selge muster, et elurikkuse potentsiaal on looduspõhises metsasuses enim seotud metsasusega 1940ndatel (või veelgi varem, mille kohta värvilisi, st meie jaoks kasutatavaid kaarte aga ei ole) ning ruumiskaalaga 2 km uurimisala ümbruses (Joonis 1).

Seega sõltub Eesti looduspõhise metsade tänapäevane elurikkus eelkõige metsade järjepidevusest sajandipikkuses skaalas (1940ndatel või varem) ning ruumiskaalas ca 2 km.

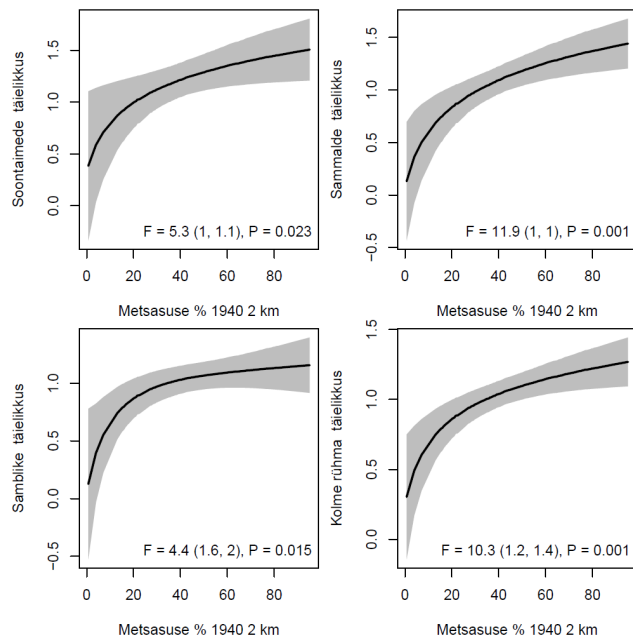
Lähtudes saadud tulemustest uurisime lähemalt, kuidas erinevad organismirühmad on seotud just selle ruumilis-ajalise skaalaga. Kõik kolm rühma eraldi ja koos olid oluliselt positiivselt seotud 1940. aasta metsasusega 2 km raadiusega (Joonis 2). Mudeli jäägid ei näidanud olulist ruumilist autokorrelatsiooni ühelgi juhul.

Joonisel ilmneb, et samblike täielikkus jõuab kiiremini platoole kui teiste uuritud rühmade täielikkus, mis kasvab ka suure metsasuse protsendi juures.

Kui eeldada, et metsa olemus on tulevikus suuresti sama, mis see oli eelmisel sajandil, siis saab oletada, et elurikkus võiks tõusta, kuna selles ruumiskaalas on metsasus kasvanud. Kasutades mudelis kaasaegset metsasust samas ruumiskaalas saime olemasolevast olulisemalt suuremad täielikkuse väärtused sammaldele (18% prognoositavat tõusu, $t = 2.6$, $df = 99$, $P = 0.012$) ja kõigile kolmele rühmale koos (12% prognoositavat tõusu, $t = 2.6$, $df = 99$, $P = 0.011$), aga mitte soontaimedele ega samblikele eraldi. **Eesmärk 3 oli mõõta looduspõhise metsade väljasuremise võlga või sisserände viibimist (kolonisatsiooni krediiti). Leidsime võimaliku sisserände viibe sammaldele ja uuritud rühmadele koos aga selle määr jääb alla 20%. Samas suurenenud metsasus ei pruugi tulevikus tuua kaasa suuremat soontaimede või samblike mitmekesisust ning sisseränne on tulevikus võimalik vaid elurikkust säästva metsamajandamise korral.**



Joonis 1. Mudelite valimine kasutades eri ruumi- ja ajaskaalasid. Numbrid 0...3 ning vastavad värvikoodid näitavad mitmele taksonoomilisele rühmale mingi kombinatsioon oli parimate mudelite hulgas, s.t. $cAIC < 2$. Vaieldamatult on olulisemad ajalooline metsasus (1940 või vanem) ja keskmine ruumiskaala (eriti 2 km raadius).



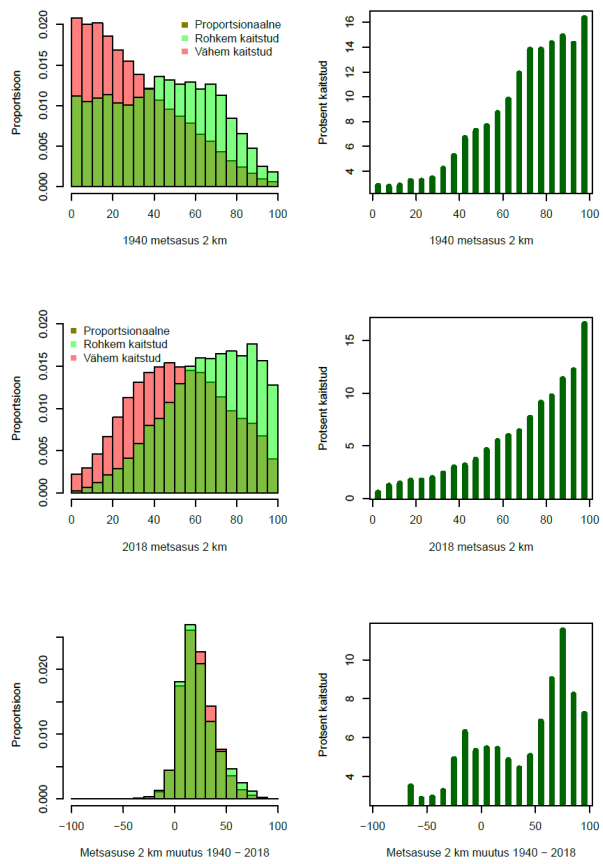
Joonis 2. Erinevate organismirühmade koosluse täielikkuse (kui palju sobivaid liike on puudu vs. kui palju tundes elurikkuses) seos ajaloolise (1940) metsasusega 2 km raadiuses.

Tänapäevased Eesti range kaitsega metsakaitsealad hõlmavad 1940ndate suure metsasusega alasid (2 km skaalas) rohkem kui selliseid piirkondi, kus vanasti oli metsa vähem (Joonis 3, ülemine rida). Samuti on suuremalt hõlmatud alad, mis hetkel on 2 km skaalas suurema metsasusega (Joonis 3, keskmine rida).

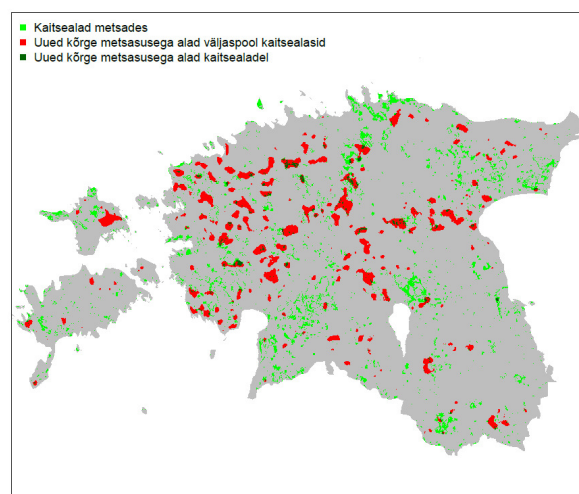
Kuna kõik rühmad koos ja eriti sammaltaimed siiski näitasid sisserände viivet (tänaest metsasusest oodatust väiksemat elurikkust), siis on oluline uurida ka metsasuse muutuse ja metsakaitsealade seost. Reeglina on metsasus suurenenud ja suurenenud metsaga alad on reeglina ka rohkem kaitstud (joonis, alumine rida). Põhjuslik seos on ilmselt küll teistpidine – kaitsealadel on metsa rohkem juurde tulnud. Geograafiliselt aga võib leida siiski piirkondi, kus praegu on metsasust lisandunud, aga kaitsealad on vähe (Joonis 4). Sellised piirkonnad on Hiiumaa idaosas, Lääne- ja Loode-Eestis aga ka mujal hajusalt üle Eesti.

Eesmärk 1 oli testida, kas praegune kaitstavate metsade võrgustik katab tulevikus suurema elurikkusega paiku või tuleks teha kaitsealade paigutuses korrektsioone. Üldkokkuvõttena võib siiski väita, et Eesti metsakaitsealad katavad elurikkust hästi toetavaid, järjepidevalt metsaseid piirkondi suuremal määral kui vähemetsaseid piirkondi. Eesmärk 4 oli leida oodatavad elurikkuse tulipunktid tulevikuks, lähtudes metsade suurenenud pindalast viimasel sajandil. Selliseid alasid on üle Eesti aga eriti Lääne- ja Loode-Eestis. Uute kaitsealade rajamisel võiks silmas pidada just neid uusi suure metsasusega piirkondi, millel on kõrge potentsiaal elurikkust säästva metsamajandamise korral paljusid metsaliike toetada. Sellised piirkonnad võiks olla ka eelisjärjekorras elurikkusesõbraliku ja vähemintensiivse metsamajandamise piirkondadeks, et nad saaksid kaitsealade sidusust suurendada.

Eesmärgiks 6 oli testida väljatöötatud elurikkuse moodsa süsteemi (a) endistel põllumaadel kasvavate metsade (hübriidhaab, arukaasikud) elurikkuse kujunemisel; (b) optimaalse raievanuse leidmiseks elurikkuse dünaamika kirjeldamisel looduskaitsealalt olulise puistu näitel (pärna teise rindega haavikud); (c) elurikkuse seostega erinevate raieviisidega (turbe- ja valikraie põlamännikutes).



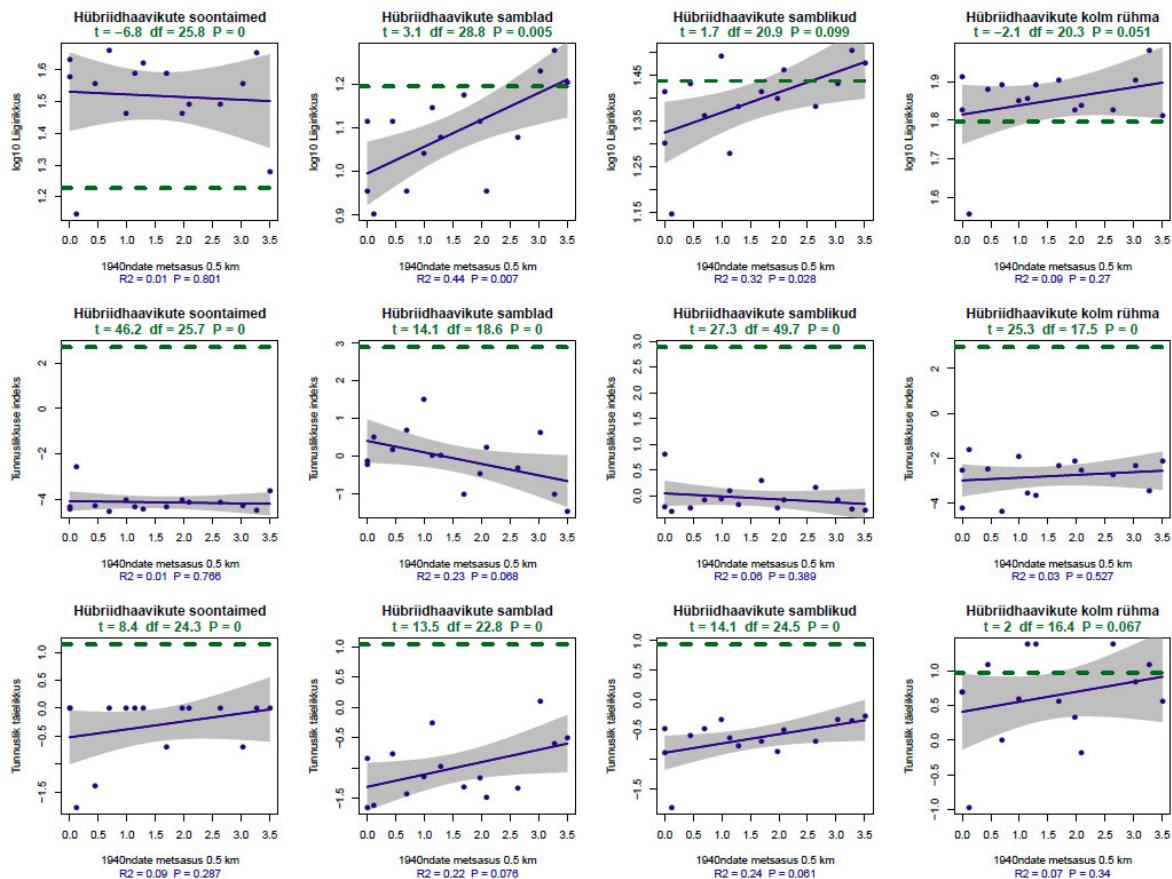
Joonis 3. Vasakul: Eesti ajaloolise (üleväl) ning kaasaegse (keskel) metsasus jaotus (100x100 m pikslid, 2 km raadius), ning metsasuse muutuse jaotus (all). Punasega kogu jaotus, helerohelisega kaitsealadel oleva metsa jaotus. Paremal: protsent kaitstud ala vastavatest metsasuse või selle muutuse väärtustest.



Joonis 4. Kaitsealad metsades vs. Uued kõrge metsasusega alad (võimalikud tulevased uued elurikkuse tulipunktid).

Nimetatud majandusmetsades võrreldesime traditsioonilisi elurikkuse mõõdikuid käesolevas projektis välja pakutud uudsete mõõdikutega (tunnuslikkuse indeks ja tunnusliku koosluse täielikkus). Testisime, kuidas majandusmetsad erinevad looduspõlvade vastavatest väärtustest ja seostasime elurikkust konkreetse küsimusega seotud kirjeldavate tunnustega: Tartumaa endistel põllumaadel kasvavatel hübriidhaavikutes tänapäevase ja ajaloolise metsasusega, Järvelja haavikutes puistu vanusega ning Surju turbe- ja valikraie männikutes puude tihedusega.

Endisele põllumaale rajatud 15 hübriidhaaviku ja 5 arukaasiku sammalde ja samblike uurimisel selgus, et viies kaasikus on nende liigirikkus palju madalam kui hübriidhaavikutes. Samuti oli liigiline koosseis väga erinev. Seetõttu sai analüüsidesse kaasatud vaid hübriidhaavikud kui homogensem valg.



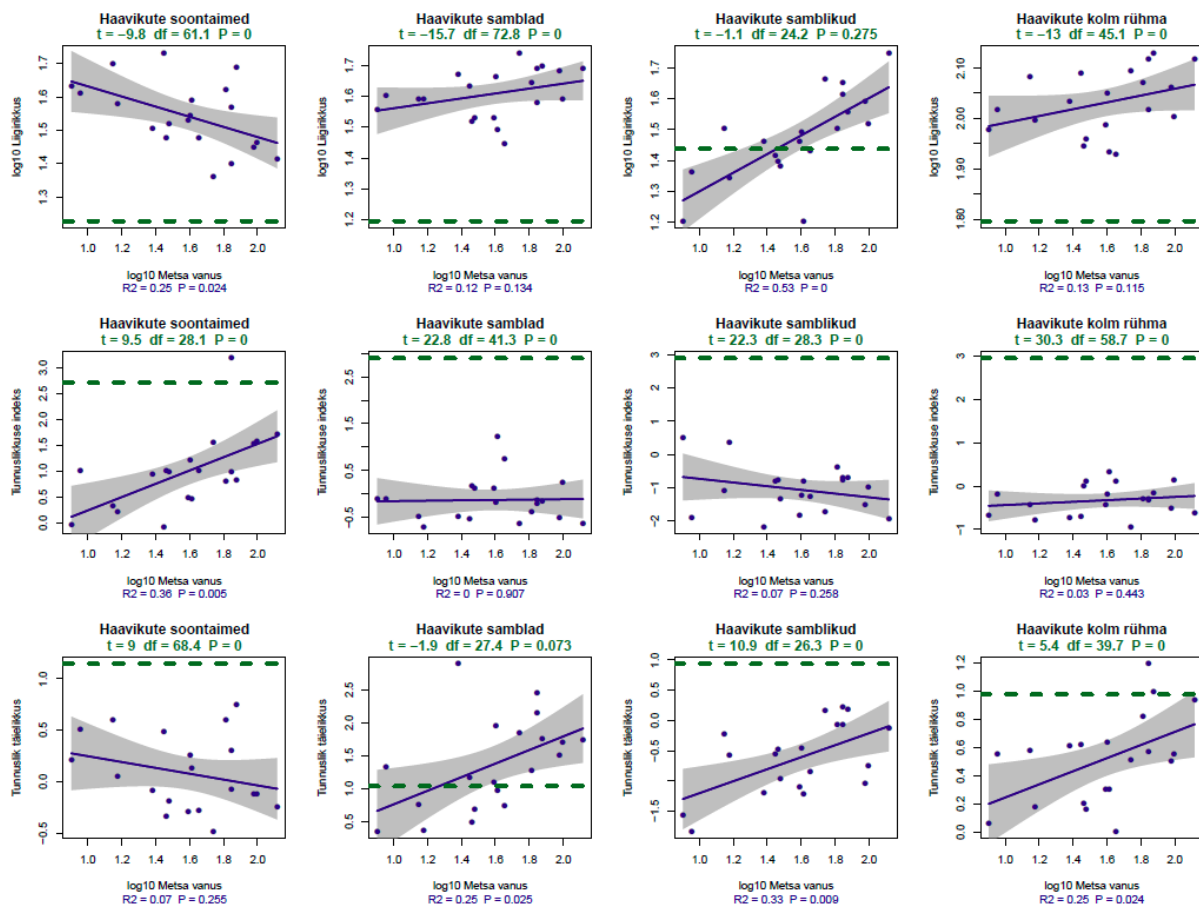
Joonis 5. Hübriidhaavikute elurikkuse parameetrid võrrelduna samade näitajatega looduspõlvades (roheline katkendjoon, t-test joonise üleval) ning seostatuna ajaloolise metsasusega 0.5 km raadiuses (regressioonijoon usalduspiiridega, mudeli R2 ja P joonise all).

Hübriidhaavikutes oli soontaimeliike rohkem ja sambla- ning samblikuliike enamasti oluliselt vähem kui looduspõlvades (Joonis 5, roheline katkendjoon, t-test joonise ülal). Kolme rühma peale kokku oli elurikkus istandikes natuke suurem kui looduspõlvades (P=0.051). Paljud liigid aga ei olnud tüüpilised looduspõlvade esindajad, mistõttu oli koosluse tunnuslikkuse indeks istandikes alati palju väiksem kui looduspõlvades. Hübriidhaavikute sammalde hulgas on mõned lühiealised pioneerliigid, mis kasvavad seal, kus maapinda on häiritud. Võrreldes varasemate nooremates istandikes tehtud kirjeldustega on selliseid liike siiski vähemaks jäänud. Seega oleks oluline jälgida nende ökosüsteemide elurikkust ka tulevikus. Rohurinde korral oli oodatav, et see koosneb heinamaadele rajatud noorte haavikute puhul suuresti veel niiduliikidest, samuti olid enamus samblaliigid maaskasvavad. Nii sammalde kui samblike hulgas leidis palju pioneerliike. Huvitav tulemus oli Eestile uue sädesambliku liigi *Candellariella lutella* leidmine hübriidhaavikust. Kasutades tunnuslikku ja tumedat elurikkust arvutasime ka tunnusliku koosluse täielikkuse, mis oli hübriidhaavikutes igas kolmes uuritavas organismirühmas väiksem kui looduspõlvades, samas erinevus ei tulnud välja kolme rühma koos käsitledes. Noorte koosluste korral on oodatav, et seal on suur sisseerände viive ning koosluste täielikkus on madal.

Kuna tegu on suhteliselt noorte metsadega, siis vaatlesime vaid metsasust 0.5 km raadiuses, mis väljendab paremini liikide realistikke levimiskaugusi lühikeses perioodis jooksul. Ükski mõõdetud

elurikkuse parameeter ühelgi organismirühmal ei seostunud praeguse metsasusega. 1940ndate aastate metsasusega olid seotud aga nii sammalde kui samblike liigirikkus (Joonis 5, ülemine rida), aga mitte tunnuslikkuse indeks ega koosluse täielikkus (Joonis 5, keskmine ja alumine rida, R2 ja P väärtused jooniste all). Tulemus näitab, et ümbruskonna metsadest levis noortes haavikutesse ka suhteliselt palju selliseid sambla- ning samblikuliike, mis ei ole otseselt loodumetsa haavikutele iseloomulikud (pioneerliigid jne.). Samas olid koosluse tunnusliku elurikkuse täielikkuse seosed 1940. aastate metsasusega sammalde ja samblike olulisuse nivoole üsna lähedal ($P < 0.08$), viidates et ümbritsevate metsade järjepidevus ja lähedus aitab kaasa iseloomuliku elurikkuse kujunemisele ka noortes metsades. **Hübriidhaavikud kui intensiivse metsanduse kooslused täidavad oma rolli elurikkuse hoidmises suktessiooniliste epifüütsete liikide elupaigana. Selle rolli jaoks on aga vajalikud kuni 0.5 km kaugusel olevad järjepidevate metsad, mis saavad toimida doonorladena. Hübriidhaavikute kohta on ilmunud teadusartikkel: Randle et al. (2017) Diversity of lichens and bryophytes in hybrid aspen plantations in Estonia depends on landscape structure. Canadian Journal of Forest Research, 47, 1202-1214. (Lisa 2).**

Järvelja haavikute aegreas oli soontaimede, sammalde ja kolme rühma ühine liigirikkus keskmiselt kõrgem kui loodumetsades (Joonis 6). Samblike liigirikkus aga ei erinenud teistest loodumetsadest korral. Looduskaitsealuseid või punase nimestiku liike leidis 70% aladest (oluliselt rohkem kui loodumetsades, Fisheri test, $P < 0.001$). Samas tunnuslikkuse indeks oli alati palju väiksem: suur osa tuvastatud elurikkusest ei ole loodumetsadele omased. Kuna aegrida algas väga noortest puistutest, on see erinevus oodatav. Sarnaselt oli oodatav üldiselt väiksem koosluse täielikkus, välja arvatud sammalde korral, kus erinevust ei leitud.



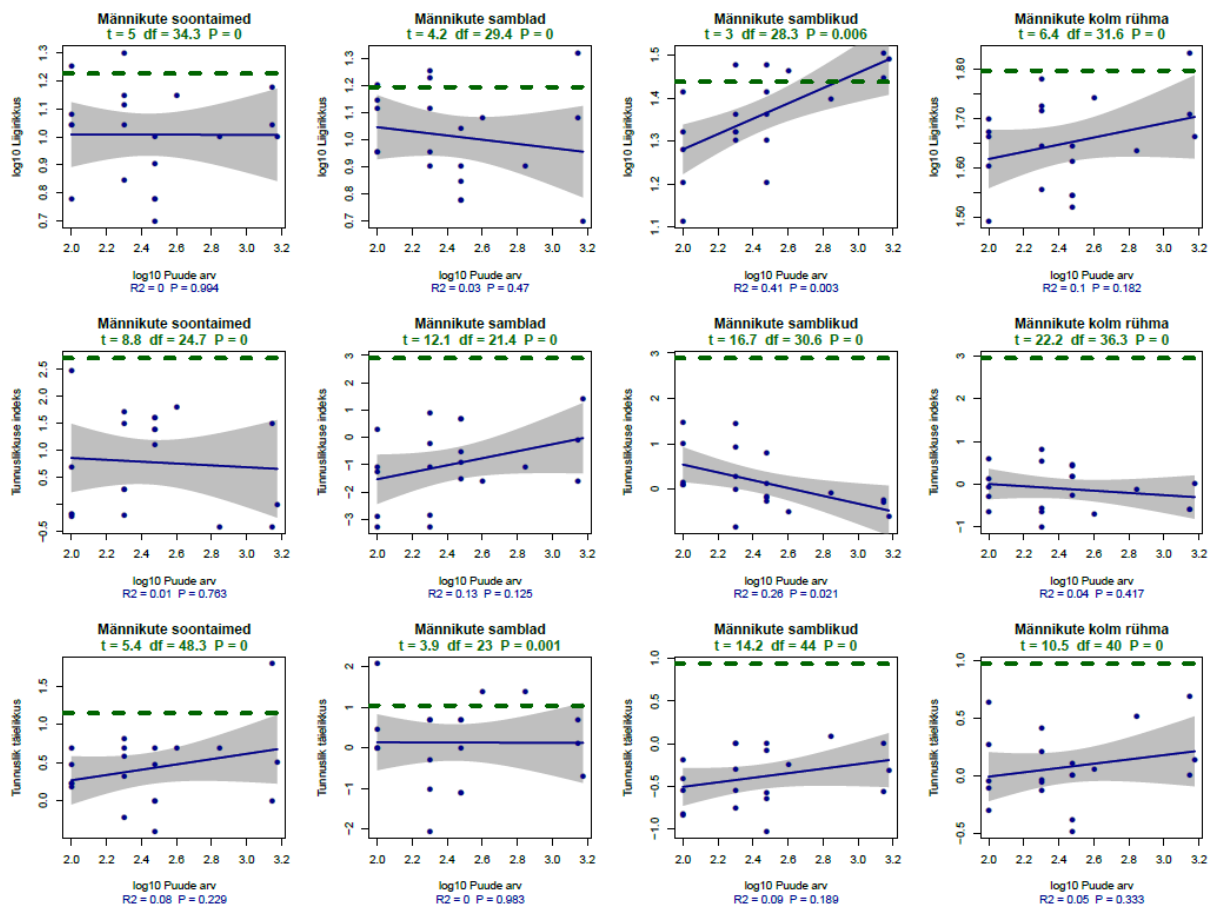
Joonis 6. Järvelja haavikute elurikkuse parameetrid võrrelduna samade näitajatega loodumetsades (roheline katkendjoon, t-test joonise üleval) ning seostatuna puistu vanusega (regressioonijoon usalduspiiridega, mudeli R2 ja P joonise all).

Vanusega soontaimede liigirikkus vähenes, sammalde ja samblike liigirikkus suurenes ning kolmel rühmal koos ei olnud seost liigirikkuse ja puistu vanuse vahel. Soontaimede tunnuslikkuse indeks vanusega oluliselt kasvas, aga teistel rühmadel seost vanusega ei olnud. Seega asendub vanusega

niidurohurinne metsale omase rohu- ja põõsarindega, samas metsale omaste (enamasti epifüütsete) sammalde ja samblike osakaal ei muutu. Puistu vanuse suurenedes haavikute sammalde ja samblike koosluse täielikkus oluliselt kasvab, aga soontaimede puhul seost ei esine. Seega sõltub epifüütide kooslusele omase liigifondi realiseerumine puistu vanusest. Paljud sambla- ja samblikuliigid olid spetsiifilised kõdupuidul, mida hakkab kogunema koos puistu vanusega.

Haavikute analüüsist selgub, et erinevad soontaimede, sammalde kui samblike elurikkuse näitajad kas kasvavad või kahanevad koos puistu vanusega ja seega ei saa nende rühmade elurikkusest endast lähtuvalt anda kõrge elurikkuse hoidmiseks optimaalset raievanust.

Surju turbe- ja valikraie männikutes oli liigirikkus väiksem kui loodusmetsades üldiselt (Joonis 7). See tulemus on oodatav, kuna pohla ja sambliku kasvukohatüübid on looduslikult suhteliselt liigivaesed. Nende majandatavate männikute soontaimede ja sammalde elurikkus ei erinenud oluliselt uuritud looduslikest männikutest (defineeritud kui männi osakaal puurindest >60%), samas samblike liigirikkus oli ikkagi väiksem ($t = 3.2$, $df = 33.6$, $P = 0.003$). Samas tunnuslikkuse ja täielikkuse indeksid olid alati väiksemad kui loodusmetsades üldiselt, või ka looduslikes männikutes.



Joonis 7. Surju turbe- ja valikraie männikute elurikkuse parameetrid võrrelduna samade näitajatega loodusmetsades (roheline katkendjoon, t-testi joonise üleval) ning seostatuna puude hulgaga (regressioonijoon usalduspiiridega, mudeli R2 ja P joonise all).

Puude tiheduse kasvades samblike liigirikkus suurenes, aga teistes rühmades seost ei olnud. Samas samblike tunnuslikkuse indeks puude hulgaga vähenes – paljud liigid ei olnud sellele elupaigale tüüpilised. Tihedam puistu ilmselt lõi rohkem substraati epifüütidele ja tavapärasest varjulisemad tingimused. Koosluse täielikkus ei seostunud puude tihedusega. Looduskaitse huviorbiidis olevaid liike leidis 30% aladel, mis ei erinenud loodusmetsadest.

Saame järeldada, et uuritava kolme organismirühma tunnuslik elurikkus turbe- ja valikraie männikutes on väiksem kui looduslikes männikutes, aga ei seostu otseselt puude tihedusega.

Eesmärk 2 oli välja pakkuda sihtkaitsevööndi metsades raiete põhimõtteid. Soontaimede, sammalde ja samblike tunnusliku elurikkuse poolest võiks püsimeetandust (nt. turbe- ja valikraie) männikute sihtkaitsevööndites kaaluda, kui see sobib kaitseala muude eesmärkidega.

Eesmärk 7 oli luua online rakenduse prototüüp arvutitele ja nutiseadmetele, mille väljaarendamine võimaldab tulevikus iga punkti kohta üle kogu uurimisala leida võrreldavad elurikkuse mõõdikud. Online rakenduse prototüüp (Joonis 8), on kättesaadav aadressil

<https://shiny.botany.ut.ee/RMK/>

Kaardilt saab valida konkreetse metsa (väljas töötades saab nutiseadmega valide oma asukoha). Seejärel on võimalik leida kaardi keskkoha elurikkuse potentsiaali -- lähtudes järjepidevate metsade hulgast ümbruskonnas eeldatav koosluse täielikkuse määr protsentides. Elurikkuse potentsiaali saab kasutada metsamajandamise planeerimisel, kasutades elurikkust säästvat metsamajandamist suure potentsiaaliga piirkondades ning intensiivsemat väikse potentsiaaliga piirkondades. Järgmine rakenduse osa lubab arvutada olemasolevate liikide abil tumeda elurikkuse, mille abil saab leida konkreetse koosluse täielikkuse (protsentides) ja ka tumeda elurikkuse suuruse ja liigilise koosseisu.

Oluline on aga tähele panna, et see rakendus kasutab hetkel ainult ühte sisendparameetrit (metsasust 1940ndatel) ning on üles ehitatud vaid kolme organismirühma (soontaimed, samblad ja samblikud) andmetele. Nii näiteks on elurikkuse potentsiaal metsasuse tõttu väiksem rannikul ja suurte soode lähedal (kuna nendel alade ümbruses on alati metsa vähem olnud). Samas ei tähenda see konkreetsete ranna- või sooäärte väiksemat looduskaitselist väärtust. Seetõttu saab see rakendus olla vaid täienduseks juba olemasolevale informatsioonile leidmaks suure elurikkusega kohti.

Kokkuvõtteks said kõik seitse püstitatud eesmärki täidetud. Plaanis on mitmed teadusartiklid ja ka populaarteaduslikke kirjutisi (näiteks Eesti Metsas).

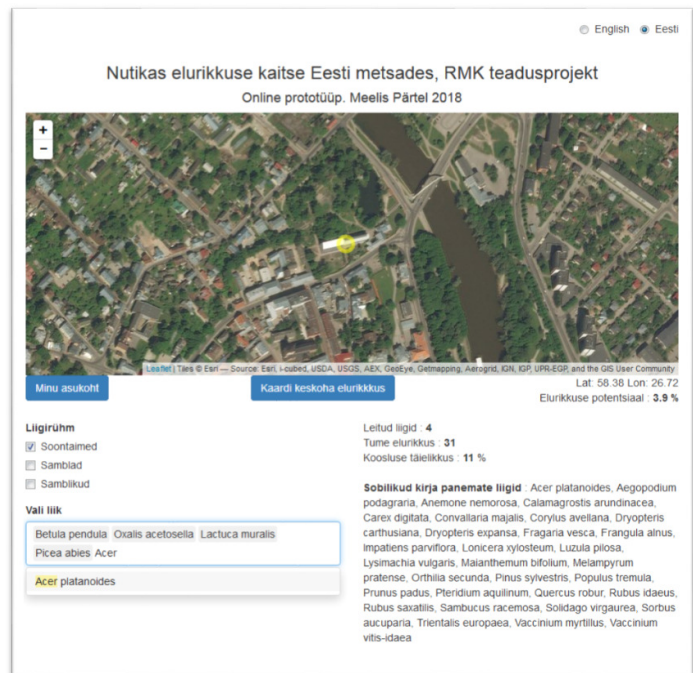
Tulemuste olulisus ja soovitusend nende rakendamiseks

Esmakordselt on rakendatud elurikkuse uuringutes mõõdikuid, mida saab kergemini kasutada erinevates organismirühmades ja kaasates erinevaid elupaiga tüüpe. See võimaldab igale puistule leida tema „personaalse“ elurikkuse potentsiaali (maastiku ajaloo alusel) ning ka selle potentsiaali realiseerumise (olemasoleva ja tumeda elurikkuse abil). Vajalikud ökoinformaatilised arvutused on võimalik automatiseerida kasvõi nutiseadmes töötava online rakenduse abil.

Meie soovitus on metsade elurikkuse kaitsel kasutada lisaks olemasolevatele ka siin välja pakutud uusi mõõdikuid: koosluse tunnuslikkuse ning koosluse täielikkuse indekseid. Neid saab kasutada ka majandusmetsade elurikkuse uuringutes, kus on võimalik leida majandamisviise, mis soosivad elurikkust rohkem. Tulemused on rakendatavad erametsaomanike metsakinnistute elurikkuse hindamisel.

Hinnang täiendavate rakendusuringute läbiviimise vajaduse kohta

Vaja oleks metsade kaitsealade elurikkuse seisundit ning selle säilitamiseks vajalikke ümbritsevate alade ruumilis-ajalisi tegureid hindava kompleksse analüüsi läbiviimist. Selleks võiks kasutada masinõppe algoritme, kuna süsteem on traditsioonilisemate statistiliste mudelite jaoks väga keeruline. Kasuks tuleks ka elurikkuse simulatsioonimudeli koostamine, mis võimaldaks uurida erinevate metsamajandamise stsenaariumite mõju elurikkusele. Mainitud uuringud võimaldaksid luua nt uuendusraiate ruumilise planeerimise tööriista – arvutiprogrammi, millega saaks hinnata uuendusraiate võimalikku mõju kaitsealadele nüüd ja tulevikus.



Joonis 8. Metsade elurikkuse parameetrite leidmiseks loodud rakenduse kuvatõmmis.

Oluline oleks ka teiste organismirühmade (nt. mardikad, seened, linnud) elurikkuse uurimine sarnaste meetoditega.

7.1 Projekti lühikokkuvõte (maksimaalselt 500 tähemärki)

Metsade elurikkuse hindamiseks töötati loodusemetsade soontaimede, sammalde ja samblike kirjeldamisel välja tumeda elurikkuse kontseptsiooni alusel mõõdikute süsteem: koosluse täielikkuse ja tunnuslikkuse indeksid. Koosluse täielikkus oli enim mõjutatud järjepidevast metsast 2 km skaalas. Hinnati metsakaitsealade seost elurikkuse jaotusega. Elurikkuse mõõdikuid testiti erinevates majandusmetsade süsteemides ja töötati välja rakenduse prototüüp. Tulemused aitavad arendada loodushoidlikku metsamajandamist.

7.2 Abstract (maksimaalselt 300 tähemärki)

Forest biodiversity indicators were tested: community completeness and originality index. Community completeness depended on historical forest availability. Forest protected areas were linked to biodiversity distribution. Biodiversity indicators allow to develop nature friendly forest management.

8. PROJEKTIGA HAAKUVAD DOKTORI- JA MAGISTRITÖÖD:

Reimo Lutter, Doktoritöö kaitstud Eesti Maaülikooli 2017: Growth development and ecology of midterm hybrid aspen and silver birch plantations on former agricultural lands

Annabel Runnel. Bakalaureusetöö Tartu Ülikoolis 2017: Metsa maastikulise struktuuri ja järjepidevuse mõju elurikkusele

9. PROJEKTI RAAMES AVALDATUD PUBLIKATSIOONID:

Randlane, T., Tullus, T., Saag, A., Lutter, R., Tullus, A., Helm, A., Tullus, H. & Pärtel, M. (2017) Diversity of lichens and bryophytes in hybrid aspen plantations in Estonia depends on landscape structure. Canadian Journal of Forest Research, 47, 1202-1214.

Noreika, N., Helm, A., Öpik, M., Jairus, T., Vasar, M., Reier, Ü., Kook, E., Riibak, K., Kasari, L., Tullus, H., Tullus, T., Lutter, R., Oja, E., Saag, A., Randlane, T., Pärtel, M. Forest productivity and biodiversity relationships originate from species pool covariation and direct ecological effects. Käsikiri

10. Projekti juht: Meelis Pärtel	Allkiri: /digitaalne/	Kuupäev:
---	------------------------------	-----------------

11. Taotleja esindaja kinnitus aruande õigsuse kohta: Taivo Raud, grandikeskuse juhataja	Allkiri: /digitaalne/	Kuupäev:
--	------------------------------	-----------------

NB! Aruanne esitada elektrooniliselt e-posti aadressil: teadus@rmk.ee