

Eesti metsanduse arengukava aastani 2030
alusuuringu aruanne

Tellijad: Keskkonnaministeerium

Täitjad: Eesti Maaülikool ja Tartu Ülikool

Sisukord

Saateks.....	6
Metsanduse arengukava aastani 2030 alusuuringu lähteülesanne.....	7
Uuringu kokkuvõte.....	9
Olulisemad rahvusvahelised metsa puudutavad õiguslikult siduvad ja mittesiduvad kokkulepped	27
Rahvusvahelised kokkulepped ja Eesti.....	27
ÜRO Tegevuskava 2030, ÜRO säästva arengu eesmärgid (<i>Sustainable Development Goals</i>)	28
Aichi eesmärgid (Aichi Biodiversity Targets, for the period 2011-2020)	29
Euroopa Liidu metsastrateegia (A new EU Forest Strategy: for forests and the forest-based sector)	30
I Jätkusuutliku metsanduse valdkonnaülesed teemad	31
I 1. Eesti metsanduse näitajate analüüs <i>Forest Europe</i> jätkusuutliku metsanduse kriteeriumide ja indikaatorite raporti põhjal	31
Criterion 1: Maintenance and Appropriate Enhancement of Forest Resources and their Contribution to Global Carbon Cycles	31
Criterion 2. Maintenance of Forest Ecosystem Health and Vitality.....	44
Criterion 3: Maintenance and Encouragement of Productive Functions of Forests (Wood and Non-Wood Products)	46
Criterion 4: Maintenance, Conservation and Appropriate Enhancement of Biological Diversity in Forest Ecosystems	56
Criterion 5: Maintenance and Appropriate Enhancement of Protective Functions in Forest Management (notably soil and water)	61
Criterion 6: Maintenance of Other Socio-economic Functions and Conditions.....	64
Kommentaari indikaatorite ja nendega seotud andmehõive kohta.....	68
Kokkuvõte ja ettepanekud	71
I 2. Metsade pindala, vanuselise ja ruumilise struktuuri sobivuse analüüs ning toimuvate muutuste mõju metsa erinevate funktsioonide täitmiseks.....	74
Sissejuhatus	74
Kokkuvõtvad punktid	74
Ökoloogiline funktsioon	76
Kultuuriline funktsioon.....	81
Sotsiaalne funktsioon.....	82
Majanduslik funktsioon	84
Lühijäreldus ja erinevate funktsioonide kokku toomine	89
Lisad	97

I 3. Eesti metsade ökosüsteemiteenused	103
Sissejuhatus	103
Kirjanduse ülevaade metsa ökosüsteemiteenustest	104
Metsa ökosüsteemiteenuseid käsitlevad õiguslikud dokumendid	107
Eesti autorid metsa ökosüsteemiteenustest	115
Hinnangud Eesti metsade ökosüsteemiteenuste kohta	124
Erinevate metsamajanduslike võtete mõju metsa ökosüsteemiteenustele	128
Ettepanekud strateegia eesmärkide ja tegevuste sõnastamiseks	130
I 4. Puidu kui taastuva ressursi asendusefekt taastumatute loodusressursside kasutamise asemel	135
Süsiniku sidumine puittoodetes	135
Asendusefektide tüübid	137
Fossiilsete kütuste asendamine puidujäätmetest toodetud biokütustega	138
I 5. Riiklike kohustuste täitmiseks raiemahtude reguleerimise, sh piiramise võimaluste analüüs/kirjeldus riigimetsade näitel	142
Taust ja sissejuhatus	142
Avalike hüviste tootmine riigimaal	144
Riiklikud kohustused	145
Ettepanekud ja tähelepanekud Eesti metsanduse arengueesmärkidele 2020+	150
II Metsanduse tugeva seose hoidmine kultuuri ja kogukonnaga	152
II 1. Sihtrühmade ootused metsanduse arengukavale	152
Kokkuvõte	152
III Metsade tootlikkuse, tervisliku seisundi, elujõulisuse, loodusliku mitmekesisuse, kliimamuutusega kohanemise ning pikaajalise puidulise ja mittepuidulise kasutamise tagamine.	154
III 1. Metsade tervislikku seisundit mõjutavaid olulisemaid tegurid ja ettepanekud seisundi parandamiseks.	154
Putukkahjurid	154
Patogeenide levik ja kahjustused	173
Ulukikahjustused ja nende ärahoidmine	182
III 2. Eesti metsade süsinikubilanssi ja selle dünaamika	192
1. Taust	192
2. Metsade peamised süsiniku vood ja varud, süsinikubilanss	192
3. Metsamajanduslike võtete (uuendus- ja hooldusraied, maapinna ettevalmistus, kuivendus jne) mõju metsade C bilansile.	196
III 3. Geenireservimetsade pikaajalise kasutamise ja seisundi hindamine	205
Sissejuhatus	205

1985. aastal kinnitatud majandamiseskirjade rakendamise analüüs ja geenireservimetsade eraldamisele järgnenud tegevused	206
Ülevaade käesoleva alusuuringu raames teostatud väli- ja kameraaltöödest ning nende põhjal tehtud järeldustest	207
Kokkuvõte	211
III 4. Okaspuupuistute osakaalu muutus, selle mõju bioloogilisele mitmekesisusele. Metsamajanduslike võtete rakendamine	213
Okaspuupuistute osakaal ja elurikkus.....	213
Metsauuendamise olulisus, eesmärgid ja alternatiivid	221
Segametsad ja nende majandamine	231
Metsamajanduslike võtete rakendamine.....	234
III 5. Lageriaepõhise metsamajanduse mõju ohustatud elustikule ja selle leevendamise võtted	236
Kokkuvõte	236
1. Hinnangute koostamise põhimõtted	236
2. Lageriaetöödega seotud mõjud	237
3. Lageriajärgse keskkonnaga seotud mõjud	239
4. Lageriaepõhisena majandataval maastikul avalduvad mõjud	243
Säilikpuude leevendavad mõjud lageriaepõhise metsanduse poolt ohustatud elustikule (ja teistele metsa funktsioonidele).	251
III 6. Metsade majandamise mõju mulla omadustele ja produktioonivõimele.....	256
Sissejuhatus	256
Metoodika.....	257
Metsamuldade lühiiseloostus.....	258
Tulemused: Metsamajanduslikud soovitusel mullakvaliteedi säilitamiseks ning metsamaa pikaajalise tootmisvõime säilitamiseks või suurendamiseks.....	268
IV Metsanduse sotsiaal-majandusliku rolli teadvustamine ja jätkusuutlikkuse tagamine	271
IV 1. Jätkusuutliku metsamajanduse ülesanded/eesmärgid biomajanduse, sh bioenergia arendamisel ning kliimamuutuse leevendamisel	271
Mõisteid	271
Poliitikadokumentides sõnastatud metsamajanduse ülesanded	272
Metsamajanduse roll taastuenergeetikas	273
Metsamajandus ja kliimapoliitika.....	274
Puidu kasutamine Eestis	274
Järeldused	276
IV 2. Metsa-, puidu- ja mööblisektori tööhõive analüüs.....	277
Metoodika.....	277
Metsa-, puidu- ja mööblisektori tööhõive alamsektorite lõikes	278

Alaline ja ajutine töötamine metsa- ja puidusektoris.....	279
Metsa, puidu ja mööblisektori töötajate sooline jaotumine	280
Töötajate vanuseline jaotumine	282
Metsa-, puidu- ja mööblisektori töötajate jaotumine haridustaseme alusel ja erialase kõrgharidusega spetsialistide vajaduse prognoos	284
Metsanduse näivproduktiivsus	289
Metsamasinad ja metsamajanduse tööhõive.....	291
Raiemahtude muutuste mõju metsamajanduse ja metsavarumise tööhõivele	292
Kokkuvõte	293
IV.3. Ülevaade metsamaaparanduse ja -teede olukorrast ja investeerimisvajadusest.....	295
Sissejuhatus	295
Metsamaaparanduse vajadus	295
Metsakuivenduse efektiivsus	296
Metsakuivenduse mahud Eestis.....	298
Metsakuivendusest riigimetsas (RMK)	301
Metsakuivendusest erametsas	303
Maaparandushoid ja rekonstrueerimine.....	308
Uuringute vajadus, probleemid.....	312
IV 4. Metsamajanduse tulu ja kulude ülevaade.....	314
Sissejuhatus	314
Metsamajanduse tulu	315
Metsade majandamisega seotud rahavood	316
Metsamajanduses loodud lisandväärtus ja maksutulu	318
Mets kui bioloogiline vara.....	320
Kokkuvõte	322

Saateks

Käesolev uuringuaruanne on koostatud Eesti metsanduse arengukava aastani 2030 algatamisprotsessi raames. Uuringu tellija on Keskkonnaministeerium ning täitjad Eesti Maaülikool ja Tartu Ülikool.

Tellijal esitatud lähteülesande kohaselt on alusuuringu eesmärk anda metsade majandamist ja hoidu käsitlevat teadmispõhist aktuaalset teavet metsanduse arengukava aastani 2030 koostamise ettepaneku ettevalmistamiseks ja arengukava koostamiseks. Eesmärk on Eesti metsanduse hetkeseisu kaardistamine ja võrdlemine metsanduspoliitikat mõjutavates õiguslikult siduvates ja mittesiduvates rahvusvahelistes kokkulepetes sätestatuga ja võetud kohustustega.

Uuring koosneb lähteülesandega määratud teemadest, mille kohta teadlased on koostanud ülevaate, andnud soovitusi olukorra parandamiseks ja tegevuste kavandamiseks. Uurimistöö tegijad töötasid teemadega iseseisvalt ning tutvustasid tulemusi kaastöötajatele kahel koosolekul. Teemade mitmekesisuse ja uuringu pingelise ajakava tõttu ei sõnastanud autorid ettepanekuid konsensuslikult ega otsinud kompromissvariante, vaid usaldasid aruande teksti koostamise juhtivautori(te)le. Autorid on valmis arengukava väljatöötamise käigus andma aruande kohta selgitusi ning vajadusel osalema temaatilistel nõupidamistel ja seminaridel, et koos huvigruppide esindajatega sõnastada ettepanekud nii uuringus kui arengukava algatamise töörühmas tõstatatud probleemide lahendamiseks.

Eesti Maaülikoolist osalesid: Jürgen Aosaar, Rein Drenkhan, Paavo Kaimre, Kalle Karoles, Aija Kosk, Eino Laas, Tiit Maaten, Marek Metslaid, Peeter Muiste, Priit Põllumäe, Raul Rosenvald, Tiit Randveer, Meelis Teder, Toomas Timmusk, Hardi Tullus, Veiko Uri, Kaljo Voolma.

Tartu Ülikoolist osalesid: Hans Hõrak, Meriliis Kasemets, Maie Kiisel, Jaan Liira, Asko Lõhmus, Anneli Palo, Meelis Pärtel, Liina Remm.

Aruanne on koostatud uuringu lähteülesandes kokkulepitud struktuuri kohaselt. Sihtrühmade küsitluse aruanne on vormistatud eraldiseisva failina. Aruandele on lisatud Excel fail, milles on teema I 3. Metsa ökosüsteemiteenused juurde kuuluvad kolm lisa.

Metsanduse arengukava aastani 2030 alusuuringu lähteülesanne

Taust

Alusuuringu lähteülesandes on kajastatud ühiskonnas tõstatatud metsanduslikud teemad, et saada nende kohta teaduslikku käsitlust (teema/probleemi kirjeldust, eesmärki ja strateegiasoovitusi eesmärkide saavutamiseks). Kuna alusuuringu tulemused ja tulevases arengukavas sõnastatud eesmärgid ja strateegiad võiksid olla omavahel kooskõlas, siis on lähteülesandes mitmed teemad integreeritud, nt tootlike ja samas elurikaste metsade kasvatamine, puidulised ja mittepuidulised tooted ja teenused kui metsade ökosüsteemiteenused jmt. Vabariigi Valitsusele esitatav metsanduse arengukava koostamise ettepanek võib lisaks alusuuringus esitatule sisaldada ka teisi aktuaalseid metsandusteemasid.

Alusuuringu eesmärk

Alusuuringu(te) läbiviimise eesmärk on anda metsade majandamist ja hoidu käsitlevat teadmispõhist aktuaalset teavet metsanduse arengukava aastani 2030 koostamise ettepaneku ettevalmistamiseks ja arengukava koostamiseks. Eesmärk on Eesti metsanduse hetkeseisu kaardistamine ja võrdlemine metsanduspoliitikat mõjutavates õiguslikult siduvates ja mittesiduvates rahvusvahelistes kokkulepetes sätestatuga ja võetud kohustustega. Uuringu loodetav tulemus on ühiskonnas tõstatatud metsanduslike probleemide esitamine, neile teadus- ja teadmispõhise hinnangu andmine ning nendega arvestamine Eesti Metsanduse Arengukava 2030 väljatöötamisel.

Alusuuring peab

- i) kirjeldama ja seadma olulisemad Eesti metsi puudutavad kvalitatiivsed või kvantitatiivsed eesmärgid, mis tulenevad õiguslikult siduvatest ja mittesiduvatest rahvusvahelistest ja siseriiklikest kokkulepetest;
- ii) lähtuma allpool esitatud uurimisteemade käsitlemisel, praeguse olukorra ning teadmispõhise materjali esitamisel nimetatud eesmärkidest;
- iii) pakkuma strateegiasoovitusi seatud eesmärkide saavutamiseks.

Tellijä poolt esitatud alusuuringu teemad:

- I. Jätkusuutliku metsanduse valdkonnaülesed teemad
 1. Analüüsida Eesti metsanduse näitajaid *Forest Europe* jätkusuutliku metsanduse kriteeriumidele ja indikaatorite 2020. a raporti põhjal. Pakkuda võimalusi/lahendusi Eesti metsade seisundi ja eri funktsioonide täitmisega seotud mitmekülgse informatsiooni tagamise kohta. Kirjeldada infoallikad, mille põhjal saab anda hinnanguid ja koostada prognoose Eesti metsade mitmekülgse toimimise kohta, määratleda lüngad vajalikus infos või selle hankimise jätkusuutlikkuses.
 2. Analüüsida metsade pindala, vanuselise ja ruumilise struktuuri sobivust ning toimuvate muutuste mõju metsa erinevate funktsioonide täitmiseks. Analüüsis saab kasutada Keskkonnaagentuuri poolt koostatava Eesti riikliku metsanduse arvestuskava tööversiooni hinnanguid. Pakkuda võimalikke meetmeid metsade struktuuri parandamiseks.
 3. Kirjeldada olulisemaid Eesti metsade ökosüsteemiteenuseid (nende kvaliteeti ja kvantiteeti, nõudlust ja pakkumist, sh kirjeldada metsanduse ja igapäevase kasutamise

seoseid ning loodusturismi rahalist ja emotsionaalset mõõdet) ning hinnata erinevate metsakasvatustlike võtete mõju kirjeldatud ökosüsteemiteenustele.

4. Analüüsida puidu kui taastuva ressursi ning taastumatute ehitusmaterjalide (teras, betoon) ja fossiilsete kütuste süsiniku- ja energialajalälge ning asendusefekti. Hinnata innovatiivse puidukasutuse edendamise ning süsinikuvaru suurendamine võimalusi puittoodetes ja ehitistes, asendades sel viisil taastumatute loodusressursside kasutamist.
5. Analüüsida riiklike kohustuste (kliima, taastuenergia jt) täitmiseks raiemahtude reguleerimise, sh piiramise võimalusi riigimetsades.

II. Metsanduse tugeva seose hoidmine kultuuri ja kogukonnaga

1. Selgitada ühiskonnagruppide ja kultuuri seoseid metsaga ning kirjeldada, kuidas seda sidet jätkuvalt tugevana hoida („Mida inimesed soovivad?“).

III. Metsade tootlikkuse, tervisliku seisundi, elujõulisuse, loodusliku mitmekesisuse, kliimamuutusega kohanemise ning pikaajalise puidulise ja mittepuidulise kasutamise tagamine.

1. Hinnata metsade tervislikku seisundit ja seda mõjutavaid olulisemaid tegureid (kliimamuutus, metsa kahjustavate patogeenide, sh. võõrliikide levik jmt) ning koostada põhjendatud ettepanekud seisundi parandamiseks.
2. Kirjeldada Eesti metsade süsinikubilanssi ja selle dünaamikat, arvestades nii maapealset osa kui metsamulda.
3. Analüüsida geenireservimetsade pikaajalist kasutamist, sh hinnata nende praegust seisundit, alade piisavust ning majandamisvõtete sobilikkust.
4. Selgitada, kas Eesti metsaressursi ohustab okaspuu osakaalu vähenemine ning kas see omakorda omab ohtu metsade bioloogilisele mitmekesisusele. Kirjeldada alternatiivse metsade uuendamise kui jätkusuutliku (mitmekülgse ja mitmekesise) metsamajanduse aluse ja kliimamuutuse leevendaja (süsinikusiduja) funktsiooni tugevdamiseks (soovitavad liigid, uuendamist soodustav tegutsemiskeskond jt. aspektid).
5. Võttes arvesse loodusväärtuste kaitse korraldamist Eesti metsades, kirjeldada lageraiet põhise metsanduse poolt ohustatud elustikku ja teisi metsade funktsioone, mille seisund või täitmine võiks paraneda metsamajanduslike võtete mitmekesistamise kaudu. Analüüsida võimalusi raietest mõjutatud metsaspetsiifiliste ja metsamaal elavate liikide arvu ja arvukuse suurendamiseks ning koostada soovitud elupaigakildudena jäetavate seemet andvate puude (seemne- ja säilikpuud) liigilisuse, kvaliteedi, hulga ja nende valikukriteeriumide kohta eesmärgiga aidata kaasa järgmise mitmekesise, terve ja tootliku metsapõlvkonna kasvatamisele.

IV. Metsanduse sotsiaal-majandusliku rolli teadvustamine ja jätkusuutlikkuse tagamine

1. Analüüsida jätkusuutliku metsamajanduse ülesandeid/eesmärged biomajanduse, sh bioenergia arendamisel ning kliimamuutuse leevendamisel, arvestades kõiki alternatiive.
2. Kirjeldada metsanduse rolli tööhõives, seniseid trende ja tulevase võimalusi.
3. Analüüsida senist ja metsasektori pikaajaliseks arenguks vajalikku metsamajanduslike ja infrastruktuuriinvesteeringute ning investeeringutoetuste mahtu, arvestades kliimamuutuse tulenevate ning biomajanduse ja maaelu edendamise vajadustega (sh metsade ökoloogiline toetus põllumajandusele).

Arengukava ettevalmistamise protsessis tehti ettepanek käsitleda täiendavalt kolme uurimisteemat: ulukikahjustused, metsade majandamise mõju mulla omadustele ja produktioonivõimele ning metsamajanduse tulu ja kulude ülevaade.

Rahvusvahelised kokkulepped ja nendega arvestamine arengukava koostamisel

Säästva metsandusega seotud rahvusvaheliste metsapoliitiliste lepete ja otsuste sidumisel Eestiga on otstarbekas keskenduda eeskätt Euroopa metsade säästva majandamisega seotud protsessidele ning dokumentidele. Samas on näiteks ÜRO metsanduse strateegilise kava üldiste eesmärkidenä nimetatud metsade säästva majandamise, sealhulgas nende kaitse, taastamise, metsastamise ja metsa uuendamise nõuded aktuaalsed ka Euroopas. Samuti on väga aktuaalne näiteks metsapõhiselt saadava majandusliku, sotsiaalse ja keskkonnaalase tulu suurendamise vajadus.

Eesti metsanduse arengukava 2030 koostamisel on otstarbekas lähtuda eeskätt Euroopa ministrite metsakaitse protsessi (*Forest Europe*) käigus kokku lepitud jätkusuutliku metsamajanduse (*sustainable forest management*) definitsioonist ning põhiseisukohtadest, mis olid üheks aluseks juba Metsanduse arengukava 2020 koostamise käigus ning on leidnud edasiarendamist ja täpsustamist Euroopa Liidu metsastrateegias ja muudes dokumentides.

Kriteeriumite ja näitajate süsteemid on peamiseks vahenditeks metsade säästva majandamise määratlemiseks ja selle rakendamise soodustamiseks, pakkudes ühelt poolt asjakohast teavet metsapoliitiliste otsuste väljatöötamiseks ja hindamiseks, teiselt poolt aga riikliku metsapoliitika, mitmesuguste arengukavade ja -programmide tarbeks. Need on aluseks metsandusega seotud andmete kogumiseks ja huvigruppide ning avalikkuse teavitamiseks. Nende kasutamise abil on võimalik jälgida ja hinnata metsaressursi olemit ja arengutrende, teiselt poolt ka koostada võrreldavat aruandlust nii Euroopa kui ka piirkondlikul ja riigi tasandil.

2015. aastal Madridis toimunud seitsmendal ministrite konverentsil võeti vastu säästva metsanduse alast kriteeriumide ja näitajate süsteemi, kus lisaks kvantitatiivsetele näitajatele on ka kvalitatiivsed näitajad, millised peegeldavad metsapoliitika, metsade haldamise ja valitsemise alast suutlikkust. Nende hulgas on olulisematena nimetatud riiklike metsandusprogrammide või arengukavade olemasolu, samuti institutsionaalset ja õiguslikku raamistikku.

Kui võrrelda sellealast senist andmestikku Euroopas, siis kuulub Eesti koos 32 teise riigiga nende hulka, kellel on olemas riiklik metsandusprogramm, metsapoliitika või -strateegia, metsanduse arengukava või muu analoogne dokument, millest juhindutakse metsanduse arendamisel.

Eelpooltoodut arvestades on Metsanduse arengukava aastani 2030 koostamise oluline lähtekoht ka Metsanduse arengukavas aastani 2020 seatud eesmärkide täitmise analüüs, kasutades nii infot vahepeal muutunud metsandusega seotud rahvusvaheliste õiguslike aluste kohta kui ka aastate 2011-2016 kohta saadud riigisisese vahehindamise tulemusi ja ettepanekuid. Oluline alus Metsanduse arengukava aastani 2030 koostamisel on Metsanduse arengukava 2010-2020 rakendusplaani täitmine ning selles kavandatud, kuid lõpetamata tegevuste jätkamine ja lõpuleviimine.

I Jätkusuutliku metsanduse valdkonnaülesed teemad

I 1. Eesti metsanduse analüüs Forest Europe jätkusuutliku metsanduse kriteeriumide ja indikaatorite aruannete põhjal

Olukorra kirjeldus

Forest Europe (2015) võimaldab ühtse metoodika alusel jälgida ja võrrelda Euroopa ja üksikute riikide metsanduse trende. *Forest Europe* resolutsioonides ja EL metsandusstrateegias sõnastatud jätkusuutlikkuse printsiipi metsanduses tsiteerib juba MAK 2020.

Metsavaru ja metsaökosüsteemide seisundi indikaatorid: kasvava metsa puidutagavara ja selle trendide analüüs on MAK 2020 koostamisel ilmselt üks põhiküsimusi, mis on aluseks mitmete teemade käsitlemisel ning seondub väga erinevate metsaökosüsteemi teenustega.

Ökoloogilised indikaatorid: kokkuleppe rahvusvahelisest tasandist tulenevalt on näitajad kõrge üldistustasemega ning raporteerimismetoodika ei välista subjektiivsust. Siseriiklikult ei ole indikaatorite detailsus metsamajanduse säästlikkuse üle otsustamiseks piisav.

Sotsiaal-majanduslikud indikaatorid kirjeldavad trende, mida on võimalik võrrelda teistes riikides ja regioonides toimuvaga. Mitme indikaatori arvnäitajad sõltuvad nii Eesti kui globaalses majanduses toimuvast.

Soovitused

Metsavaru ja metsaökosüsteemide seisundi indikaatorid: Analüüsida, kas on vajalik sätestada eesmärged metsa pindala säilitamiseks või suurendamiseks aastani 2030. Peamiseks andmeallikaks metsa pindala, puidutagavara ning metsakasutuse mahtude määramisel on metsade statistiline inventeerimine. On ettepanek MAK 2030 ettevalmistamise käigus kavandada abinõud SMI alase võimekuse edasiseks tõstmiseks siseriikliku kui rahvusvahelise andmehõive- ja andmeanalüüsi vajaduste rahuldamiseks. Erilist tähelepanu võiks pühendada andmeanalüüsi alase võimekuse tõstmisele ning avalikkuse ja huvigruppide kiirele teavitamisele objektiivse faktilise infoga. Kasutada olemasolevat metsaseire võrgustikku lisaks metsade seisundi hindamisele ka muu metsandusliku andmehõive tagamiseks.

Ökoloogilised indikaatorid: *Forest Europe* kontakbüroole esitatavas aruandluses tuleb 1) korrastada Punase Raamatu liikide põhjal edastatav, praegu raporteeritu ei ole Eesti tegelikku olukorda peegeldav; 2) suuremat tähelepanu pöörata indikaatori „*protective forests*“ tõlgendamisele. Mitmete indikaatorite väärtusi tuleks esitada ka eraldi kaitstava ja mittekaitstava metsamaa kohta, samuti võimaldab SMI andmestik täpsustada jämeda lamapuidu kogust. Metsade suurenevale fragmenteerumisele tuleb reageerida metsamajanduse tõhusama ruumilise planeerimisega. Siseriiklikult tõsta indikaatorite detailsust: SMI -s vajab arendamist objektiivne ja säästlikkuse hindamise eesmärgile vastav infotöötluskeem, sh eriti andmete ja analüüsides kättesaadavus (näiteks kajastatus aastaraamatus „Mets“).

Sotsiaal-majanduslikud indikaatorid: Täpsustada metsamajanduse riikliku rahastamisega seotud andmeid, sest finantsmajanduslikud meetmed on osa metsapoliitika kujundamisest ja rakendamisest. *Forest Europe* olulisemaid näitajaid võiks avaldada avalikkusele metsanduses toimuvast parema ülevaate andmiseks regulaarselt ka Eestis.

I 2. Metsade pindala, vanuselise ja ruumilise struktuuri sobivus metsa erinevate funktsioonide täitmiseks.

Olukorra kirjeldus

Eesti metsade seisundi takseerimine ja seire ei anna piisavat infot metsade multi-funktsionaalse seisukorra hindamiseks. Osalt on kättesaadav info puistute liigilisest ja struktuursest koosseisust, maastikulisest paiknemisest ja ajaloolisest järjepidevusest, kohati ka kultuurilisest eripärast (kuigi nt looduslike pühapaikade osas vaid paiguti). Seda aga kasutatakse ebapiisavalt metsakorralduses. Metsa majanduslike funktsioonidena nähakse valdavalt metsa puidulist ja süsinikusidumise väärtust, vähe on aga infot mittepuidulistest majanduslikest, ökoloogilistest, kultuurilistest ja sotsiaalsetest väärtustest. Metsade struktuur on lihtsustunud ning metsa paljufunktsioonilisus vajab toetamist ja taastamist. Eestis on vähe alles jäänud looduslikus seisundis metsi, siiski on veel palju looduslähedase struktuuriga majandusmetsi ajaloolise järjepidevusega metsamaal ja parkides. Metsades väheneb jätkuvalt puistu suurstruktuuride sagedus (sh vanad ökoloogiliselt väärtuslikud puud ja jäme surnud puit) ning vaesub metsa mikroelupaigaline mitmekesisus. Mittepuidulise tootsektori osale metsade majandusliku arengu raames pööratakse suhteliselt vähe tähelepanu ning selle kohta ei koguta samal määral statistikat kui puidusektori osas. Lageraied häirivad nii turismisektorit kui ka metsade sotsiaalset ja rekreatsioonilist funktsiooni ning puistute struktuurse ühtlustamise kaudu vähendavad bioloogilist mitmekesisust. Asulates elavatest inimestest on looduslikus seisundis mets kaugel: väherakendatud on asulalähedaste metsamaade kultuurilis-inspireeriv, hariduslik ja puhkeväärtus. Sellise ühefunktsionaalse metsakorraldamise praktika jätkumine ja puistu struktuuri optimeerimine puidutootmisele ohustab teiste metsaga seotud hüvede tulevikku.

Soovitused

Metsade multifunktsionaalse struktuuri parendamiseks on vaja hakata kasutama kaasaegset digitaalandmestikku, mis kajastab senisest paremini mittepuidulisi funktsioone.

Eriti just piiranguvööndi metsade majandamisstrateegiaid tuleb spetsiifilisemalt kujundada ohustatud elustiku, mh vanade haabade ja kuuskede (mille raievanused on suhteliselt madalad, kuid elustikuväärtus suur) ja laiialehiste liikide soosimiseks. Ökoloogilise ja loodusharidusliku funktsiooni toetamiseks tuleb häiringualad jätta looduslikule arengule kaitsealadel. Ka majandusmetsades tuleks seda (nt ajutiste vääriselupaikade kaudu) soosida, kui surevad kuused ei kujuta suurt üraskikolde riski. Enam tasub kasutada ajaloolise järjepidevusega küpsete metsade ja ka ajalooliste parkide potentsiaali elustiku toetamisel, selleks tuleks seal hoida vanametsa struktuure ja võimalikud täiendavad kaitsemeetmeid just neile suunata.

Arendada ja ühiskonnas tutvustada on vaja kaasaráakimisvõimalusi inimestele oluliste metsaalade struktuuri kujundamisel, et hoida ja luua mittepuidulisi väärtusi, nt puhke- ja koriluskohti, maastikuvaateid, pühapaiku, pärimuskultuuri, elustikuväärtust jpm. Lisaks kaasamiskoosolekutele on vaja kasutada mitmesuguseid muid võtteid erinevate inimesteni jõudmiseks.

Soovitame tekitada kompensatoorne süsteem, milles on võimalik innovatiivsete võtetega paiguti puidutootmist intensiivistada, samal ajal teisel elustikurikast ja sotsiaal-kultuuriliselt väärtuslikku metsaala laiendades. Kompensatoorse intensiivistamise kõrval tuleks

majandusmetsades arendada, uurida ja soosida (nt toetuste ümbersuunamise ja teavitustöö abil) püsimetsandust. Seda just hõredat puistut ja/või häile vajavate ökoloogiliste rühmade ja lageraiete negatiivsete mõjude piiramiseks. Selgitustööd tuleks teha, et säilikpuud oleks ökoloogiliselt väärtuslikumad: gruppides, pikaealised lehtpuuliigid, suuremad ja erikujulised puud. Lisaks tuleks surnud seisvaid puid paremini säilitada. Kuivendussüsteemide rekonstrueerimisel oleks vaja nõuda leevendusveekodude ja -märgalade loomist. Männikutes, kui vastupidavates puistutes, tuleks tõsta (ajutiselt) raievanuseid riigimetsades või üleriigiliselt, et võimaldada jämedama sortimendi väljaraiet samas mahus ka tulevikus.

Metsade multifunktsionaalsust tuleks edendada riigimetsades ning tugisüsteemide (toetused, maksud, info, ühingud jne) abil ka erametsades. Näiteks võiks intensiivse puidutootmise toetused asendada teisi metsa funktsioone majanduslikult väärtindavate toetustega.

I.3. Eesti metsade ökosüsteemiteenused

Olukorra kirjeldus

Hetkel on olemas Eesti metsade ökosüsteemiteenuste loetelud (nt „Ökosüsteemide teenuste kaardistamise ja hindamise tegevuskava“) ning need teenused on ka klassifitseeritud, kuid puudub ühiskondlik kokkulepe, missugused on prioriteetsed teenused ning missuguse meetodikaga tuleks arvutada nende rahalised väärtused. Metsa ökosüsteemiteenuste pakkumise ja nõudluse hetkeseis on tänaseks määratlemata ning kvaliteeti ei ole võimalik hinnata, kuna puuduvad nii hindamiskriteeriumid kui ka kvaliteedi mõõtmiseks kokkulepitud indikaatorid.

Hinnates metsamajanduslike tegevuste mõju metsa ökosüsteemiteenuste pakkumisele ei arvestatud, et peale uuendusraiet moodustub uus kooslus, raiesmik, mis pakub metsaga võrreldes hoopis teistsuguseid teenuseid. Käesoleva töö käigus tehtud hindamise tulemused näitavad, et uuendusraie vähendab oluliselt metsa kõigi teenusegruppide pakkumist, välja arvatud teadustegevuse ja keskkonnahariduse pakkumise teenuseid. Metsauuendustööd, hooldus- ja sanitaarraie üldjuhul suurendavad kõigi teenuste pakkumist. Maaparandussüsteemide rekonstrueerimine suurendab või jätab muutumatuks reguleerivate ja säilitavate (nt mullaviljakus, kliimaregulatsiooniteenus) ning varustavate teenuste (puit, seemned, marjad) pakkumise ning kultuuriliste teenuste pakkumist võib mõne teenuse osas vähendada. Metsateede ehitamine ja uuendamine metsa ökosüsteemiteenuste pakkumist üldjuhul ei mõjuta, kuid kultuuriteenuste pakkumist võib suurendada ning samal ajal vähendada metsa võimet puhverdada visuaalseid ebameeldivusi, müra, tolmu ja lõhnu.

Soovitused

Aluseks võttes Eestile siduvatest rahvusvahelistest kokkulepetest ning strateegilistest dokumentidest tulenevaid kohustusi ja eeldusel, et metsanduse arengukava aastateks 2030 jätkab kehtiva metsanduse arengukava eesmärgi elluviimisega samas või uuenenud sõnastuses saab ökosüsteemiteenuste-põhise metsa majandamise seisukohalt oluliseks metsade ökosüsteemiteenuste väärtuse arvestamine metsade majandamisel.

Ülesanded selle meetme elluviimiseks on järgmised: metsa oluliste ökosüsteemiteenuste loetelu kokkuleppimine; metsa oluliste teenuste rahalise väärtuse arvutamise meetodikate kokkuleppimine ja juhendmaterjali koostamine ning rahalise väärtuse arvutamine; metsa oluliste ökosüsteemiteenuste pakkumise ja nõudluse hetkeseisu ja kvaliteedi hindamiseks vajalike meetodikate väljatöötamine ja hetkeseisu määramine; ning avalikkuse teavitamine metsa olulistest ökosüsteemiteenustest ja nende rahalisest väärtusest. Pikemas perspektiivis on vajalik luua alus metsa ökosüsteemiteenuste pidevaks arvestuseks ja nende väärtuste kasutamiseks riigis, erinevatel planeeringu- ja otsustustasemetel ning loodusvarade kasutuse maksustamisel.

I 4. Puidu kui taastuva ressursi energiajalajälg ning asendusefekt

Olukorra kirjeldus

Kuna tuleb tagada metsa süsinikuvaru säilimine, siis LULUCF (maakasutus, maakasutuse muutus, metsandus) sektori kasvuhoonegaaside heide ei või ületada süsiniku sidumist riigi territooriumil. See aga määrab puidu jätkusuutliku kasutusmahu.

Süsinikku ei saa ladustada mitte ainult metsas kasvavas puidus ja mullas, vaid ka puittoodetes, mis hõlmavad kogu puitmaterjali, mis on raie käigus metsadest eemaldatud. Osa puittoodetes sisalduvast süsinikust sisaldub lühiaegselt, osa aga aastakümneid või sajandeid säilivates toodetes. Kuid otseselt puidus ladestunud CO₂ kogusest tulenev mõju on isegi väiksem kui nn. asendusefekt, kui puiduga asendatakse raua, betooni jt. materjale või fossiilseid kütuseid. Kuigi metsas ja puittoodetes salvestunud süsiniku kogus aja jooksul suureneb, on sellega võrreldes asendusefekti mõju siiski oluliselt suurem.

Soovitused

Eesti biomajanduse arendamiseks eesmärgiks võiks olla süsiniku maksimaalne sidumine pika kasutuseaga puittoodetes, taastumatute materjalide puiduga asendamine ehitussektoris ning puidu suurem kasutamine energeetikasektoris. Energeetikas võiks kasutada puitu aga astmelise kasutuse tsükli lõpus, kui muud puidu kasutuse alternatiivid on juba ammendatud ja puit materjalina jõuab oma kasutusea lõpule. Eeltingimused, et puidu kasutuse suurenemine toimuks keskkonnasõbralikult, on puidu astmeline ehk kaskaadkasutus, puidujäätmete tekke vähendamine ja puidu võimalikult suuremahuline taaskasutamine.

I 5. Riiklike kohustuste täitmiseks vajalike piirangute rakendamise võimalused riigimetsades

Olukorra kirjeldus

Riiklike metsandusega seotud kohustuste täitmine on valdavalt seotud erinevate avalike hüviste tootmisega (looduskaitse, süsiniku sidumine, vee kaitse jm.). Selliste kohustuste täitmine sõltub kindlasti omandivormist, kusjuures teatud kohustuste (näiteks LULUCF) tagamiseks on just

RMK-l oluline roll. RMK sisemised toimimismehhanismid ning LULUCF spetsiifilised leevendusmeetmed võiksid olla piisavad selleks, et tagada LULUCF riiklike kohustuste täitmist (reguleerides raiemahtusid). Mitmete teiste avalike hüviste (sh. looduskaitse) osas on täna suurenev roll RMK-l, aga tegelikult puudub Eestis põhjalik ülevaade metsandusega seotud avalikest hüvistest ehk metsaökosüsteemi teenustest. Lisaks puuduvad analüüsid, et tagada nende teenuste kuluefektiivne pakkumine. Näiteks puudub meil teadmine sellest, kuidas erametsaomanikud ise vabatahtlikku looduskaitset rakendavad. Ühiskondlikust seisukohast vaadatuna pole niivõrd oluline kas hüvist toodetakse riigi- või erametsamaal, vaid pigem see, et seda tehakse kvaliteetselt, piisavas mahus ja kuluefektiivselt.

Soovitused

Koostatava MAK üheks laiemaks eesmärgiks võiks olla erinevate metsanduslike hüviste pakkumise efektiivsemaks muutmise säilitades sealjuures mahtusid vähemalt olemasoleval tasemel. See hõlmab muuhulgas järgmiseid soovitusi:

LULUCF protsessi võimalikke mõjusid Eesti metsandusele tuleks põhjalikumalt analüüsida (sh. võimalikke vastuolusid taastuenergia-alaste kohustustega);

Põhjalikumalt tuleks kaardistada ja analüüsida metsanduslike ökosüsteemiteenuste (avalikud hüvised) pakkumist (kulu) ja väärtust (sh nõudlus);

Seada üheks MAK eesmärgiks tõsta elanikkonna metsandusalast teadlikkust.

II Metsanduse tugeva seose hoidmine kultuuri ja kogukonnaga

II 1. Sihtrühmade ootused metsanduse arengukavale

Olukorra kirjeldus

Metsanduspoliitika üle toimub juba mitu aastat terav debatt nii meedias, huvirühmade kohtumistel kui igapäevastes inimeste aruteludes. Selleks, et kaasata laiemat avalikkust metsanduse arengukava probleemipüstituse koostamisse, analüüsiti kahe aasta jooksul Eesti ajakirjanduses juba ilmunud sõnavõtte, tehti internetiküsitlus, millele vastas 566 inimest ning korraldati Eesti eri piirkondades kolm kogukonnapõhist arutelu kohalike inimestega. Tõstatatud probleemidest tehti kvalitatiivne kokkuvõte järgides põhimõtet, et huvirühmade eriarvamused peavad säilima.

Mitmed sihtrühmade tagasisides tõstatatud probleemid on juba kaetud arengukava alusuuringus. Siinkohal kirjeldatakse kaasatute tagasisides koonduvaid olulisemaid probleeme.

Erinevate kaasatud rühmade ühiseks sõlmküsimuseks on kogukondliku kaasärääkimise ja kokkuleppimise praktika puudumine metsaste alade kujundamise ja kasutamise üle; ülevaate puudumine sellest, millised mittepuidulised hüved üldse väärivad kusagil tähelepanu ning eraomaniku õiguste piiramise hüvitamisskeemide puudulikkus. Nende lahendamata jätmisel kasvavad kohalike elanike ja metsaomanike vahelised konfliktid ning metsaomanike ja -ettevõtete rahulolematuse oma võimalustega saada metsast majanduslikku kasu. Kogukondlike kokkulepete puudumisel ei saa metsaomanike tegutsemisele seada raame, mis tagavad ökosüsteemiteenuste osutamise järjepidevuse või ühtlase kättesaadavuse, metsaga seotud vastuolud inimeste vahel ja metsade kiire muutumine vähendavad inimeste võimalusi jätkata metsaga seotud traditsioone, kasvab ebakindlus selles, millistes metsas liikuda või mida seal teha tohib. Samamoodi on keeruline säilitada pühapaiku ja kultuurilist mälu, aga ka tervislikku (metsast) elukeskkonda, tagada metsaomaniku majanduslikku toimetulekut (nt kompensatsioone) ja eneseväarikust, ökoloogiliste väärtuste ja maastike järjepidevust, rohevööndit toetavate metsandusteenuste niši arengut.

Metsaomanikke häirib majandamisel kohaline reeglite või nõuete (kaitsekorralduskava, metsahoolduse toetuste jm) jääk tõlgendamine oludes, mis vajaksid kaalutlusotsust. Selliseid otsuseid järgivate tegevustega kaasnevad soovimatud kõrvalmõjud. Looduse pärast muretsejad ei ole rahul võimalustega käsitleda metsa ökosüsteemi ruumiliselt, vanuseliselt ja liigiliselt terviklikult ja pika perspektiiviga. Mõlemad (mh kattuvad) rühmad ei ole rahul metsa loodusväärtuste inventeerimise kvaliteediga (küsitlute ja meedia väitel kas alarahastatud, pinnapealsed, tehtud ebasobiva meetodikaga, liiga harva või juhuslikult, staatiliste ja aegunud andmete esitamine). Erinevaid huvirühmi häirib erametsade vähene uuendamine ja hooldus ning metsatöodel metsa või esteetilist pilti kahjustavate metsatöövõtete kasutamine.

Osad metsaomanikud ei ole rahul metsaomanike tugisüsteemi, toetuste jagunemise ja õigustega (metsamaa ja metsa müügi erinev maksustamine, eraisiku tulumaks, metsamaa maamaks, toetuste maksustamine, era- ja juriidiliste isikute ning suur- ja väikeomanike, ka piirinaabrite ebavõrdne kohtlemine raieõiguse saamisel, omanike ebavõrdne toetamine ühistu suurusest sõltuvalt, istikute kättesaadavus, väikemetsa omanike vähene kaitse vahendajate eest, väikestele kinnistutele sobiva metsatehnika vähene kättesaadavus, erametsa uuenduste ja raiete

kohta andmete esitamise kohustuse puudumine, sunnimeetmete puudumine erametsa uuendamiseks jms).

Metsaettevõtjaid ja -töötajaid häirib RMK roll metsatööde ja puiduturu konkurentsitingimuste kujundamisel: hangete madal hind riigimetsa ülestöötamiseks toob kaasa metsatöölise konkurentsivõimetu töötasu või halvema tööde kvaliteedi, pikaajalised lepped puitu kasutavate ettevõtetega langetavad konkurentide puidumaterjali hinda, hangetes loeb pakkuja madalaim hind. Puidu kasutamise valdkonnas toovad kaasatud välja vajaduse edendada puidu siseriiklikku väärimist ning tagada tööstuse tooraine ühtlase pakkumise.

Soovitused

Metsa ümber kasvavate piirkondlike konfliktide arengu pidurdamiseks on vaja edendada omavalitsustes kokkulepete tegemise praktikat (õigusruum, vahemehed, arutamise kultuur, hüvitised), planeerida riiklikult ökosüsteemi teenuste kasutamist ja maaomanikele hüvitisskeeme kavandatud tulu saamatajäämise eest.

Looduskaitse ja metsade majandamise sujuvamaks ühildamiseks tuleb otsida ja katsetada uudseid lahendusi, rohkem tähelepanu tuleb suunata liigikaitse meetmete tulemuslikkusele, edendada kaalutusotsuste praktikat.

Välja on vaja selgitada metsaomanike eri rühmade (suur- ja väikemetsaomanikud, juriidilised ja füüsilised isikud, kaitsemetsade omanikud, põllu- ja metsamaa omanikud jt) vajadused ja kokku leppida toetuste ja maksude kasutamise eesmärgid ning määrad.

III Metsade tootlikkuse, tervisliku seisundi, elujõulisuse, loodusliku mitmekesisuse, kliimamuutusega kohanemise ning pikaajalise puidulise ja mittepuidulise kasutamise tagamine

III 1. Metsade tervislik seisund ja seda mõjutavad olulisemad tegurid

Olukorra kirjeldus

Tänapäeva ökoloogiline metsakaitse põhineb eelkõige metsamajanduslike võtete ja ennetusabinõude rakendamisel. Seepärast on oluline kahjustuste õigeaegne avastamine, liikide täpne määramine ja registreerimine. Eesti osaleb üle-euroopalises metsaseire programmis, millele seatud ülesannete hulgas on ka metsakahjurite leviku kindlakstegemine, jälgimine ja analüüs. Sellest üksi aga ei piisa, sest kahjustuskolled tekivad enamasti mitte seirepunktides vaid ka mujal. Seaduse järgi on metsade seisundi ja kahjustuste esinemise jälgimine metsaomaniku kohustus, mille täitmisega paraku ei tulda toime ei riigi- ega erametsas. Keskkonnaagentuuri koostatud ülevaated metsade seisundist ja kahjustajate esinemisest on üsna pealiskaudsed ega peegelda tegelikku olukorda metsas. Ametlikud andmed näiteks ei kajasta invasiivste patogeenide ja kahjurite esinemisest ega kahjusid. Kuid viimaste aastate uue tendentsina on meil täheldatud mitmete putukkahjurite esmakordseid hulgisigimisi ja patogeenide kahjutusi, mis varem on esinenud üksnes lõunapoolsetes piirkondades. Puudub süsteemne seire ja hinnangud imporditud metsa- ja haljastuse istutusmaterjali kohta, kuid selline bioloogiline materjal on kõrge riskiga invasiivste patogeenide ja kahjurite levitamisel. Lisaks imporditakse Eestisse lõunapoolsete piirkondade puude järglasi (nt jalakad haljastusele), need enamasti ei sobi meie tingimustesse, kuid võivad levitada patogeene. Seega, mõtestatud tegevus ja kahjude ennetamine on kordi odavam kui hilisem likvideerimine. Kompetentse metsakaitsepersonali vähesus on siinkohal tõsiseks probleemiks. Juuremädanikud on teada tõsine probleem, kuid Aastaraamat "Mets 2016" andmetel on juuremädanikest tingitud kahjustusi 2016. aastal kokku vaid 759 ha. Juuremädanike hinnangud on kaugel tegelikust olukorrast metsas, kahjud on kordi suuremad. 2016. a hinnati ulukikahjustusi ametlikel andmetel üle 2600 ha ning 2014. oli kahjustusi enam kui 5500 ha. Ulukikahjude tõhusam ennetamine on hädavajalik.

Soovitused

Patogeenide ja kahjurite seire tõhustamine, sh DNA põhine seire patogeenide varajaseks tuvastamiseks. Pealiskaudne seire on kasutu ja ei aita kaasa vajaliku info hankimisele ja kahjude ennetamisele. Seega on vajalik pädevate ekspertide kaasamine ja spetsialistide koolitamine riigi- ja erateenistuses.

Juuremädanike kahjude hindamine ja ennetamine erinevates majandamise tingimustes (s.o erinevad raievõtted) ning vastava prognoosimudeli koostamine. Sealhulgas arvestades mõju süsiniku emissioonile.

Süvaanalüüs juuremädanike kahjude ennetamiseks ning biopreparaatide efektiivsuse hindamiseks juuremädanike tõrjel, sh juuremädanike eoste sessoonne levik sõltuvalt aastaajast ning õhutemperatuurist kliimamuutuste kontekstis. Kas talvised raied on ikka ohutud?

Resistentsemate järglaste (arvestades kliimamuutusi ja patogeene) otsingud, arvestades järglaskatsete potentsiaali ja võimalusi, seda metsa uuendamisel aga ka haljastuse kontekstis.

Bioloogilise materjali sisseveo ohjamine läbi tõhusama seire ja järelevalve, vajadusel selle reguleerimine läbi maksude või kompensatsiooni mehhanismi ning seeläbi omamaise taimlamajanduse soodustamine. Viimane leevendaks invasiivste patogeenide levitamist. Ulukite arvukuse reguleerimise tõhustamine mitte ainult relvaga, kuid ka liikidevahelise suhte korraldamisega, näiteks suurkiskjate küttimiskeeld kahjustuskohtades. Repellentide propageerimine, s.o nende testimine ja kasutamise tõhustamine. Jahimeeste ja maaomanike vaheliste suhete parandamine, s.h läbi IT lahenduste.

III 2. Eesti metsade süsinikubilanss ja selle dünaamika

Olukorra kirjeldus

Boreaalsed ning hemiboreaalsed metsad on efektiivsed süsiniku (C) sidujad ja neis nähakse potentsiaalseid kliimamuutuste leevendajaid. Seetõttu on metsade süsinikubilanss aktuaalne valdkond, metsa paljude funktsioonide kõrval tuleb arvestada ka nende C sidumisvõimega. Samuti on riigil rahvusvahelised kohustused raporteerida oma metsade süsinikubarude muutustest mitmete programmide raames. Adekvaatsed teadmised metsade C varudest ja C sidumisest on eespool toodule aluseks. Kuigi viimase kümnendi jooksul on teadmised Eesti metsade C varudest ja C sidumisest tänu mitmetele uuringutele oluliselt täienenud, jääb siiski jätkuvalt probleemiks andmete vähesus, olemasolevad teadmised ei kata meie metsade suurt varieeruvust.

Metsade süsinikubilansi teise aspektina tuleb arvestada majandamise mõju nende C sidumisele. Seniste uurimistulemuste põhjal aitab säästlik ning jätkusuutlik metsade majandamine kaasa efektiivsemale süsiniku sidumisele. Süsinik seotakse metsaökosüsteemis ja hiljem osa sellest talletatakse pikaealistes puittoodetes. Kuid vastavaid uuringuid on Eestis läbi viidud väga vähe ja mitmete metsamajanduslike tegevuste mõjuhinnangud C ringele puuduvad üldse.

Eesmärgiks peaks olema teadusuuringutel põhineva Eesti metsade süsinikumudeli koostamine ja erinevate metsamajanduslike tegevuste mõju selgitamine metsade C sidumisele ja varudele.

Soovitused

Eelseisva arengukava perioodil tuleks jätkata Eesti metsade süsiniku-uuringuid, eesmärgiga koostada nende C sidumist ja varusid kajastav regionaalne süsinikumudel. Sellise mudeli loomine eeldab aga ulatusliku empiirilise andmestiku olemasolu.

Süsinikuringe uuringuid tuleks edendada kahes suunas:

- a) Metsad, kui olulised süsinikku siduvad ökosüsteemid, metsade C sidumise võime ja neis oleva C varu selgitamine. Uuringutega tuleks katta võimalikult suur osa erinevatest metsatüüpidest.
- b) Majandamise mõju metsade C sidumisele. Kuidas mõjutab metsade majandamine C sidumist? Milline on erinevate metsamajanduslike tegevuste (uuendus- ja hooldusraied, maapinna ettevalmistamine, kuivendamine, raiejäätmete kogumine jne) võimalik mõju metsade C bilansile?

Uurimistulemustest lähtuvalt saab anda soovitusi C sidumise suurendamiseks läbi säästliku metsamajanduse.

III 3. Geenireservimetsade pikaajaline kasutamine

Olukorra kirjeldus

Eestis eraldati 1985. aastal 10 ala kogupindalaga 3540 ha geenireservimetsadeks, sh 1 arukase ala (417 ha), 5 hariliku kuuse ala (1158 ha) ja 4 hariliku männi ala (1965 ha). Toonaste eeskirjade põhjal nähti ette, et nii männi, kuuse kui arukase kohta peaks olema igast 6 geenireservimetsa (kokku 18) ehk arvuliselt täideti plaanist alla poole. Riigikorra muutuse ja muude põhjuste tõttu oli aastaks 2009 geenireservimetsade ainsaks juriidiliseks taustaks RMK peadirektori käskkirjad ja nende põhjal geenireservimetsade pindala 1686 ha. Samal aastal RMK poolt tehtud inventuuri ja analüüsi põhjal sobis neist aladest geenireservimetsaks 1154 ha. Nii Eesti Metsanduse Arengukavas aastani 2010 kui samas dokumendis aastani 2020 on prioriteediks seatud uute geenireservimetsade valimine kuid reaalsuses selleni jõutud pole. Geenireservimetsadel puudub seadusandlik taust, samuti ei ole olemas ei strateegiat ega laiapõhjalist kokkulepet selle kohta, kuidas metsapuude geneetiliste ressursside säilitamine *in situ* peaks Eestis toimuma. 1985. aasta strateegiline lähenemine oli, et Eestis peaks olema harilikul männil, harilikul kuusel ja kaseliikidel 3 geenireservimetsa rannikuvööndis ja sama palju mandrivööndis, alade suurus 200-500 ha okaspuude ja 100-400 ha lehtpuude puhul. Teiste puuliikide *in situ* säilitamist sel viisil oluliseks ei peetud. 2011. aastal lõppes EMÜs KIKi finantseeritud projekt (Metsageneetiliste ressursside säilitamise strateegia ning metsakultiveerimismaterjali tootmise ja kasutamise strateegia lähteülesannete koostamine ning täiendavate vajakute kaardistamine), mille aruandes tehti ettepanek rakendada geneetiliste ressursside säilitamist *in situ* lisaks kuusele, männile ja arukasele ka sanglepale ning kõvalehtpuudele kuid seda väiksematel aladel kui 1985. aasta eeskirjades ette on nähtud.

Soovitused

Publitseerimata andmetele tuginedes püütakse Euroopas propageerida ideed, et kõikide pärismaiste puuliikide tarvis peaksid Euroopas olema geenireservimetsad. Eestis ei ole see kindlasti otstarbekas idee. Kirjeldatud tausta ja muutunud ning muutuvaid olusid arvestades ei ole võimalik välja pakkuda kiireid lahendusi, kuidas *Forest Europe* resolutsiooni S2 (Metsageneetiliste ressursside säilitamine) rakendamine Eestis peaks toimuma, selleks on vaja laiapõhjalisi läbirääkimisi ja otsuseid, sest eelmisel sajandil valitud alade mahust on geneetiliste ressursside *in situ* säilitamiseks sobilik vähem kui kolmandik.

III 4. Okaspuupuistute osakaal, selle muutus ja seos elurikkusega

Olukorra kirjeldus

Okaspuu enamusega noorte puistute osakaal ja pindala on Eestis viimastel aastatel vähenenud. Peamine põhjus: viimasel veerandsajandil on erametsades rajatud vähe okaspuukultuure. Eesti

metsade elurikkust võib ohustada ka küpsete kuusikute osakaalu vähenemine. Okasmetsad on lehtpuumetsadest vähesema, aga spetsiifilise elurikkuse kandjad.

Okaspuude kultiveerimisega pannakse alus okaspuuenamusega segapuistute moodustamiseks. Segapuistud on looduslike häiringute suhtes vastupidavamad kui puhtpuistud ja neil on rohkem võimalusi kliimamuutustega kohanemiseks.

Lageraie asemel on võimalik senisest enam kasutada turberaiet ja valikraiet. Alternatiivsete raieviiside senisest edukamat kasutamist võimaldavad muudatused viidi 2016. aastal metsaseadusse ja metsa majandamise eeskirja. Kehtima hakkasid need majandusmetsade suhtes, vajalik on leevendada kehtivaid turberaiete ja valikraie kriteeriume piiranguvööndi metsades, et soodustada okasmetsade edukat looduslikku uuenemist.

Soovitused

Olukorda saab parandada toetuste süsteemiga erametsades tehtavale noorendike hooldusele, taimlamajandusele ja okaskultuuride rajamisele.

Oluline on jätkata erametsaomanike nõustamist peamiselt riigi toetusel toimiva erametsakonsulentide süsteemiga. Metsaomanikele tuleb selgitada, et lageraie ja aktiivne metsauuendamine koos järgnevate hooldustega on lahutamatud, see on eelduseks majanduslikult väärtusliku püsiva tulevikumetsa saamiseks.

Okaspuudega kultiveerimisele pole alternatiivi ei majanduslikust, kui esteetilisest seisukohast. Ökoloogiliselt on võimalikud alternatiivid nii okaspuu- kui segamets. Okaspuukultuuri rajamisel tuleb sinna üldiselt piisaval hulgal looduslikku lehtpuu uuendust, mille säilitamisel hooldusraiate käigus on võimalik kujundada produktiivne ja elujõuline okaspuu-lehtpuu segamets. Metsamajanduslike tööde käigus kombineerida erinevaid metsauuenduse meetodeid ja hooldusvõtteid, mis soodustavad okaspuuenamusega segapuistute kujunemist ning parandavad puistute tootlikkust ja stabiilsust. Katseliste raiete ning uuringute abil tuleb välja töötada segapuistute optimaalsed koosseisu kombinatsioonid peamistes kasvukohatüüpides.

Metsade majandamise ja eelkõige raiete määramisel on vaja arvestada metsaosa pikaajalist ajalugu ja metsas säilinud struktuurseid elemente (üksikud vanad puud, erinevad liigid, liigirikas järelkasv ja alusmets).

Kehtivas metsaseaduses ja metsa majandamise eeskirjas fikseeritud valikraie põhimõtted ei vasta Euroopa arusaamadele valikraiest ja püsimeetsast. Vajalikud on teadusuuringud nii raietüüpide mõjust kui ka okas- ja segametsa stabiilsusest. Vajalik on metsaomanike koolitus ja turberaiete ja valikraie näidisalade rajamine.

MAKi üheks väljundiks võiks olla turberaiete ja eriti valikraie eksperimentaalne rakendamine mitmes erinevaid kasvukohatüüpe esindavas RMK metsandikus, kus suuremad lageraieestikud pole soovitatavad.

III 5. Lageraiepõhise metsamajanduse ohud elustikule ja teistele ökoloogilistele funktsioonidele ning nende leevendamise võtted

Olukorra kirjeldus

Eesti metsade majandamine on lageraiepõhine: aastatel 2012-2016 tehtud uuendusraiate u 161 000 hektarist moodustas lageraie 93%; samal perioodil tehti valikraiet u 320 ha. Lageraiepõhise

metsamajanduse (LPM) keskkonnamõju ja võimalusi seda leevendada on maailmas (ka Eestis) palju uuritud; LPM kombineerimine turberaiete ja püsimeetsandusega on aktiivse uurimise faasis. Uuringud näitavad, et LPM ohud elustikule on seotud paljude protsessidega: peamised on elupaikade ja populatsioonide lokaalne hävimine ning ökoloogiliste seoste muutused, tulenevalt raiehäiringust, sellele järgneva suktsessiooni laadist ja mitmetest sekundaarsetest mõjudest. Maastikes moodustuvad liitunud puistute ja raiesmike mosaiigid, kus raiesmikel on ühtaegu spetsiifiline ökoloogiline roll (sh mõnedele ohustatud liikidele) ja riskid. Enamik negatiivseid mõjusid tugevnevad metsamajanduse intensiivistudes ja raieahtude suurenedes; need tulenevad nt lühemast raieringist, väiksemast põlispuude ja kõdupuidu hulgast, ulatuslikest raiesmikest, märgalade kuivendamisest, teedest jne.

LPM olemasoleva leevendusmeetmena on kesksed säilikpuude hulk ja kvaliteet, millest kummagi osas on Eestis potentsiaal alakasutatud (nt u 40% säilikpuudest ei täida efektiivselt eesmärki). Puuduv meede on teiste raieviiside süsteemne kasutamine maastikes, sest LPM ei taga ka koostoimes rangelt kaitstavate alade ja säilikpuudega kõigi metsaliikide elujõulisust. Peamine probleem tuleneb intensiivse LPM tingimustes ühetaolisest puistuarengust ja majandatavate metsamaastike homogeniseerumisest.

Soovitused

Selleks, et Eesti metsade majandamine järgiks säästliku metsamajanduse poliitilist eesmärki, soovime metsanduse arengukava (kuni aastani 2030) raames käsitleda:

Eesti majandatavate metsamaastike majandamisintensiivsuse varieerimist, et suurendada nende maastike hulka, mis täidavad LPM suhtes tundlikke ökoloogilisi funktsioone; mh käsitleda eraldi piiranguvööndite ja riigimetsa sellekohaseid võimalusi;

eesmärki täitvate elus säilikpuude ja seisvate surnud puude hulga suurendamist maastikel, arvestades nii jäetavaid koguseid, puude ökoloogilist kvaliteeti (sh prognoositavat ellujäämist) kui ka majandajate teadlikkust ja motivatsiooni;

püsimeetsanduse võimalusi multifunktsionaalsete metsamaastike kujundamiseks Eestis, selle elluviimist kombinatsioonis LPM-ga (arvestades ka püsimeetsanduse puudusi) ning selleks vajalikke õiguslikke ja majanduslikke muudatusi;

riikliku ajakohase teabe olemasolu metsamaastike ökoloogilise seisundi kohta, täiendades statistilist metsainventuuri ja lisades spetsiifilisi uuringuid, mis võimaldaksid reageerida LPM-ga kaasnevatele probleemidele (oluliste teemade hulka kuuluvad nt pikaajalised mõjud elustikule, muldadele, veekogudele ja eri puuliikide tervislikule seisundile).

III 6. Metsa majandamise mõju mulla omadustele ja produktsioonivõimele

Olukorra kirjeldus

Ilmselt kasvab tulevikus nõudlus energiapiidu järele. Üks võimalus selles on raiejäätmete kogumine raielankidelt. Oluline on seejuures teada, kas raiejäätmetega äraviidavad toitainete kogused on ohuks metsamuldade pikaajalisele vaesumisele, mis võib kajastuda metsamulla produktiivsuse languses.

Valdavalt on raiejäätmetes olevad toitainete kogused sedavõrd väikesed, et nende äravedu raielangilt ei kahjustaks mulla toitainete tagavarasid, seda eriti juhul, kui okstelt on varisenud okkad ja/või lehed. Lisaks võib kuivades kasvukohtades aastateks mahajäetav ja kuivav puitmaterjal olla tuleohtlik. Kändude juurimist energia tootmise eesmärgil peetakse üldiselt mõistlikuks, kui selle käigus ei tekitata märkimisväärsed mullakahjustusi.

Muutuva kliima tingimustes muutub raietööde läbiviimine külmumata mullaga ilmselt üha tavapärasemaks. See toob endaga suure tõenäosusega suurenevaid mullahäiringuid (roopad, muldade tihendamine ja seeläbi mulla õhu- ja veerežiimi muutumine jne). Väliskirjandusest leiab ohtrasti selles teemavaldkonnas läbi viidud uurimusi, kuid Eestis hetkel mullahäiringute pikaajalist mõju mulla funktsioneerimisele ja metsade produktiivsusele käsitlevad uurimused sisuliselt puuduvad, mis on samas väga töömahukad ja meetoodiliselt keerulised.

Soovitused

Raiejäätmed ja toitained – toitainete seisukohalt ja mulla vaesestumise osas on raiejäätmete ja juuritud kändude äravedu langilt ohutu.

Mullakahjustused – kuna eesmärk peaks olema kodumaiste vastavasisuliste uuringute olemasolu, on vaja läbi viia uuringud külmumata mulla korral masinatega metsas töötamise pikaajalise mõju kohta metsamuldade funktsioneerimisele ja metsa produktiivsusele. Kuidas mõjutab tihendamine mulla elustikku, kui kiiresti võivad erinevad mullad taastuda, kuidas mõjutab tihendamine mulla süsinikuringe toimimist, kuidas roobaste tasandamine mõjub mulla olukorrale? Loetletud küsimuste nimekiri ei ole kindlasti lõplik, selgitamist vajav probleemistik on lai.

IV Metsanduse sotsiaal-majandusliku rolli teadvustamine ja jätkusuutlikkuse tagamine

IV 1. Jätkusuutliku metsamajanduse eesmärgid ja ülesanded biomajanduse arendamisel

Olukorra kirjeldus

Metsamajanduse eesmärk ja ülesanne on taastuva biomassi ja metsade ökosüsteemiteenuste jätkusuutlik pakkumine. Kuna biomassi jätkusuutlik kogus on piiratud, tekitab vajadus määratleda biomassi kasutamise prioriteedid ja rakendada puidu kaskaadkasutamise, jäätmete taaskasutamise jms ringmajanduse põhimõtteid.

Edasise arengu perspektiive sõnastades ollakse Euroopas enam-vähem üksmeelsed selles, et kuluefektiivse biomajanduse potentsiaali realiseerimine sõltub olulisel määral biorafineerimistehnoloogia arengust ning kõrgema lisandväärtusega toodete (biomaterjalid, biokemikaalid, bioplastik, bioenergia) integreeritud tootmisest.

Taastuvenergeetikas seatud eesmärkide täitmiseks kasutatakse Eestis *ca* 7 mln m³ puitset biomassi (sh saepuru, puidujäätmed jms), ümarpuidu ja raiejäätmete osa selles on *ca* 4,5 mln m³. Energiapoliitika soosib ja samal ajal LULUCF süsinikuarvestuse reeglid ei soosi puidu kasutamist taastuvenergeetikas.

2018. aastal aastal koostatud puidubilansis hindasid ettevõtjad 2019. aasta puiduvajaduseks 10 mln tm ümarpuitu, mis tähendab *ca* 12 mln m³ suurust raiemahtu. Enim ennustatakse jäme- ja peenpalgi ning puitkütuste tootmiseks vajaliku puidu vajaduse kasvu. Ettevõtjad ootavad, et metsavaru seisundist tulenev potentsiaalne puidukasutusmaht realiseeritakse.

Soovitused

Pakutava puitse biomassi kvaliteet peab võimaldama selle väärimisel võimalikult kõrge lisandväärtuse loomise. Metsa ökosüsteemiteenuste (nt rekreatsioon) pakkumisel seada eesmärgiks selle kõrge väärtus ja kasutajate rahulolu.

Ressursikasutuse suunamisel tuleks eelistada kõrgemat lisandväärtust andvat tootmist väiksema lisandväärtusega toodangule. Oluline oleks kavandada abinõusid energeetikas kasutatava puidu allikate (nt elektriliinide alune võsa, hooldusraietel metsa jääv puit) kasutamiseks.

Kõrgeimat lisandväärtust loovate biorafineerimistehnoloogiate rakendamiseks tuleb nii era- kui avalikus sektoris senisest enam tegeleda teemale fokuseeritud teadus- ja arendustegevusega.

Metsamajanduse riikliku tugistruktuuri ülesanne on piisavalt täpset teabe pakkumine metsavaru olemi, kasutamise ja dünaamika kohta. Usaldusväärne informatsioon on vajalik nii puidu kasutamise seotud investeeringute kavandamiseks, metsavaru säilitamiseks kui rahvusvahelistest kokkulepetest tulenevate kohustuste täitmiseks. Seepärast on tarvis tõhustada SMI töörühma võimekust. Metsavaru hindamisse tuleks senisest enam integreerida kaasaegseid seiremeetodeid.

IV 2. Metsa- ja puidusektori roll tööhõives, senised trendid ja tulevased võimalused

Olukorra kirjeldus

Metsa-, puidu- ja mööblisektoris oli aastatel 2000-2017 hõivatud keskmiselt 37,5 tuhat töötajat. Viimastel aastatel on tööhõive vähenenud, aastaks 2017 oli kõigis alamsektorites tööga hõivatud hinnanguliselt 33,8 tuhat töötajat, sealhulgas metsamajanduses ja metsavarumises 5,3 tuhat, puidutoodete tootmises 17,6 tuhat, paberi ja paberitoodete tootmises 0,8 tuhat töötajat ning mööblitööstuses 10,1 tuhat töötajat. Enamus sektori töötajatest on tööalal alaliselt, ajutiste töötajate keskmine osakaal on olnud 11,0% metsamajanduses ja -varumises ning 2,7% puidu- ja paberitööstustes. Sektoris domineerivad meessoost töötajad, seda eriti just metsamajanduses (87%), samal ajal oli naiste osakaal kõige suurem puidu- ja paberitööstuses – 34,8%, millele järgneb mööblitööstus 34,5%-ga. Tähelepanuväärne on viimastel aastatel puidu- ja paberitööstustes toimunud naiste osakaalu suurenemine. 25-49 aastased töötajad on domineeriv vanusegrupp kõikides alamsektorites. Haridustaseme järgi on kõige rohkem teise haridustaseme töötajaid. Erinevate reformide tulemusel on viimastel aastatel metsamajanduses ja varumises vähenenud kolmanda haridustasemega (peamiselt kõrgharidus) töötajate osakaal, samal ajal on mööblitööstustes kolmanda haridustasemega töötajate osakaal suurenenud 10%.

Metsamajanduse ja metsavarumise valdkonna näivproduktiivsuse (raiemahut töötaja kohta) keskmine tase aastatel 2011-2016 oli Eestis 1464 m³/töötaja, 2015. a andmetel oli Eesti Euroopa riikide pingereas kuuendal kohal.

Soovitused

Erinevate metsa- ja puidusektori alamvaldkondade esindajad on kinnitanud metsamajanduse ja puidu töötlemisega seotud erialase kõrghariduse vajadust. Puidutöötlemise valdkonnas on vajadus magistri tasemel kõrgharidusega spetsialistide järgi kõige suurem, arvestades aga selle valdkonna kiiret tehnoloogilist arengut ning tööandjate ootusi hariduse kvaliteedi parandamisele, on vaja nii tööandjate kui ka riigi panuse suurendamist metsatööstuse, puidu töötlemise ja mööblitööstustega seotud erialase kõrghariduse andmisse.

Lisaks klassikalisele metsa- ja puidusektorile (metsamajandus ja -varumine, puidu- ja paberitoodete tootmine) on valdkonnaga tihedalt seotud ka mööblitööstuse see osa, mis tegeleb puidul põhineva mööbli tootmisega. EMTAK (Eesti Majanduse Tegevusalade Klassifikaator) klassifitseerib mööblitootmise lähtuvalt mööbli kasutusotstarbest, mitte aga lähtuvalt toorainena kasutatavast materjalist. Erinevate puidu töötlemise spetsialistide koolituse vajaduse selgitamiseks ja valdkonna paremaks analüüsiks on vaja uurida a) puitmööbli osatähtsust kogu Eesti mööblitööstuses ja selle dünaamikat; b) puitmööbli tootmisega seotud tööhõivet.

IV 3. Ülevaade metsamaaparanduse ja -teede olukorrast ja investeerimisvajadusest

Olukorra kirjeldus

Eesti metsad paiknevad võrreldes põllumaadega suhteliselt vähemviljakatel muldadel. Mullas leiduvate taimekasvuks vajalike toitainete kättesaadavust meie metsamaadel piirab paljudel juhtudel (2/3 pindalast) liigniiskus. Kliimamuutuste prognoosid näitavad sademete hulga suurenemist, sh ka suveperioodil. Tuginedes varasematele uuringutele (peamiselt 1955-1975), on olemas teadmine erinevate metsakasvukohatüüpide kuivenduse vajaduse ning efektiivsuse kohta. Maaparandustöödega suurendatakse metsamaade tootlikkust, teedevõrgu rajamisega soodustatakse metsa majandamist, kasutamist ja tulekaitset.

Praeguseks ajaks on kuivendusobjektide pindala metsamaal maaparandussüsteemide registris 723,5 tuhat ha, mis on ehitatud valdavalt enne 90ndaid aastaid. Pindala juurdekasv registris on viimasel paarikümnel aastal toimunud peamiselt registri korrastamise ja toetuste reeglitest tingitud varem rajatud ehitiste arvele võtmise tulemusel.

Registris olevatest kuivendussüsteemidest 70% paikneb riigimetsas, kus nende majandamise strateegia kohaselt uusi kuivendussüsteeme ei ehitata, samuti ei tehta hoiutöid kuni veerandil varem kuivendatud looduskaitsete piirangutega aladel. Teiste valdajate käes olevast metsamaast on maaparandussüsteemide registris 18% pinnast, metsaregistris kuivendamist vajavatest kasvukohatüüpidest on märkega „kuivendatud“ keskmiselt 20%.

Kuivenduskraavide mõju puistu juurdekasvule on kuni 15 aastat, mis edaspidi amortiseerumise tõttu väheneb. Arvestades rajatiste vanust on vajadus uuendamise ja rekonstrueerimistööde järele, erametsad vajavad ka uusehitusi. RMK on viimasel kolmel aastal uuendanud/rekonstrueerinud keskmiselt 20 tuhat ha kuivendussüsteeme ja 400 km metsateid aastas (investeeringud koos hooldustöödega kokku keskmiselt 24 mln € aastas). Teiste valdajate käes oleval metsamaal on viimase kümnendi jooksul ehitustööde maht olnud pinna osas 6,5 korda väiksem kui RMKl. Toetuste abil on 10 aasta jooksul investeeritud kokku 19 mln €. Maaomanike poolt omal kulul tehtud süsteemide hoiutööde kulude ja mahtude kohta arvestust ei peeta.

Keskkonnamõjude leevendamiseks rajatakse settebasseine, tuletõrjетиike, kaitsealadel ka likvideeritakse kuivendussüsteeme, taastades endise loodusliku veerežiimi.

Soovitused

Arvestades Eesti kliima ja mullastikutingimusi on majandatavates metsades tootlikkuse tagamiseks vajalik praeguseks rajatud kuivendus- ja teedevõrgu hea seisundi säilitamine. Erametsaomanike suure arvu ning nende puudulikku investeeringuvõimekuse tõttu on vajalik metsakuivenduse uuendus- ja rekonstrueerimistoetuste süsteemi säilitamine ning eelnimetatud taotluste võimekuse tõstmiseks toetada metsamaal tegutsevate maaparandusühistute loomist ja metsaühistute metsamaaparandustööde initsiatiivi.

Olemasolevad projekteerimis- ja ehitusnormid on keskendunud uusehitusele. Piiratud ressursside tingimustes on vajalik aluseks võtta majanduslikult optimaalsed lahendused. Vajalik on nüüdisajastada Eesti kliimaoludele vastav kuivendusrajatiste (eesvoolu ristlõiked, settebasseinide mõõtmed, truupeide mõõtmed) projekteerimise arvutusmeetodika.

Riigi tasandil tegevuste planeerimiseks on vajalik metsakuivendussüsteemide seisundi perioodiline seire.

Olemasolevate normide täiendamine keskkonnamõju leevendavate meetmete uuringute tulemustega ja maaomanikele suunatud teavitustegevus keskkonnasäästlike hooldusvõtete kohta maaparandushoiu töodel.

IV 4. Metsamajanduse tulu ja kulude ülevaade

Olukorra kirjeldus

Metsamajanduse tulu saadakse ennekõike puidu müügist, mis sageli moodustab kogutulust üle 95%. Eestis teenivad metsaomanikud puidu müügist ligikaudu 205-220 mln eurot kännuraha aastas. Mittepuiduliste hüviste turu suurust (käivet) on väga raske hinnata, sest usaldusväärsed andmed puuduvad. RMK 2017. aasta eelarves moodustas külastuskorraldusest ja metsanduse muudest teenustest kavandatud tulu ca 0,5% puidu müügist saadud tulust.

Eestis on metsamajandus kasumlik, riigimetsa majandamine isetasuv. Puidutulust rahastatakse ka teisi metsa ja metsamajandusega tihedalt seotud tegevusi. Riigimetsas kasutatakse võrreldes erametsaga märksa suuremat osa tulust metsakasvatustlikeks tegevusteks ja metsamajandust toetava infrastruktuuri korrashoiuks.

Uurimused näitavad, et mida väiksem on metsaomand, seda madalam on omanike motivatsioon kasutada metsa tulu teenimiseks. Kauaaegsetel talumetsaomanikel on omandiga tugev emotsionaalne side. Nn „kodu“ motiiviga metsaomanikud ei pruugi puistusid raiuda ka väga soodsa turusituatsioon korral. Sellised metsaomanikud pakuvad ühiskonnale metsa keskkonnateenuseid.

Metsamajanduse ning puidutöötlemise agregeeritud lisandväärtus on Eestis 1 m³ raiutud ümarpuidu kohta Soomega ligikaudu samal tasemel (78 eurot m³ kohta). Kui aga metsamajandusele ja puidutöötlemisele lisada paberitööstuse lisandväärtus, jääme nii Soomest kui Rootsist märkimisväärselt maha. Eestis oli metsasektoris loodud otsene lisandväärtus 2013. aastal 84 eurot, Soomes 126 eurot ja Rootsi 136 eurot 1 m³ raiutud ümarpuidu kohta.

2017. aasta andmetel oli metsamajanduse ja puiduvarumise tulu ja kasu struktuur järgmine: metsaomanikud teenisid ca 220 mln eurot puidutulu, riigile laekus 155 mln eurot maksutululu, metsamajanduse otsene lisandväärtus oli 347 mln eurot. Kogu sektori tegevust arvesse võttes laekus maksutululu 652 mln eurot ja otsene lisandväärtus oli 930 mln eurot.

2014. aastal hinnati kuivenduskraavide vajaliku rekonstrueerimise maksumuseks Eesti erametsades 455 mln eurot ning teedega seotud investeerimisvajaduseks 317 mln eurot. Arvestades rekonstrueerimise tsükliks 25-30 aastat, on ligikaudne investeringuvajadus erametsade infrastruktuuri korrashoiuks 25-30 mln eurot aastas.

Soovitused

Metsaomanike seas tuleb teha selgitustööd ja metsapoliitikas rakendada sobivaid meetmeid, et metsa majandamise puhastulust kasutataks piisavas mahus vahendeid metsakasvatustlikeks tegevusteks.

Jätkata metsanduse kavandamist sellisena, et säiliks metsamajanduse kasumlikkus. Tasuva metsamajanduse korral on võimalik tagada erinevate mittepuiduliste ja turuväliste hüviste ja teenuste (sh looduskaitse, rekreatsioon) jätkusuutlik pakkumine.

Olulisemad rahvusvahelised metsa puudutavad õiguslikult siduvad ja mittesiduvad kokkulepped

Kalle Karoles (Eesti Maaülikool)

Rahvusvahelised kokkulepped ja Eesti

Globaaltasandi metsapoliitika probleemid ning arengud on enam seotud selliste üldiste globaalprobleemidega nagu rahvastiku kasv, loodusressursside jätkusuutlik kasutamine, kliimamuutused, eeskätt troopilistes piirkondades esinev elanikkonna vaesus ning näljahäda, kõrbestumise pealetung ja puhta vee puudus, metsade hävitamine ning nende pindala vähenemine seoses peamiselt põllumajanduskõlvikute täiendava kasvupinna vajadusega. Sellised teemad leiavad käsitlemist näiteks ÜRO Tegevuskavas 2030 ÜRO kestliku arengu eesmärkides.

Euroopa arenenud metsandusega riikide kontekstis ei ole kindlasti tähelepanu keskpunktis rahvastiku kiire kasvutempo, näljahäda või vajadus põllumajandusliku maakasutuse oluliseks suurendamiseks metsade arvelt. Kesk- ja Põhja-Euroopas ei ole probleemiks ka veepuudus, samuti metsade hävitamine ning nende pindala vähenemine. Pigem on paljudes Euroopa riikides probleemiks tööealise elanikkonna vähenemine. Ka metsade pindala on paljude viimaste aastakümnete jooksul nii Euroopas tervikuna ja ka Eestis pidevalt suurenenud ja kasutatav põllumajanduslik maaressurs on oma ülesannete täitmiseks piisav, mistõttu on olulisem keskenduda järgmise tasandi arenguvajadustele ning probleemidele ja pöörata neile ka antud ülevaates rohkem tähelepanu.

Üheks Rio konverentsi järgsete kõneluste eesmärgiks oli välja töötada ja kehtestada õiguslikult siduv ülemaailmne metsanduslikku tegevust reguleeriv konventsioon ja finantsmehhanism säästva metsanduse toetamiseks ning ellurakendamiseks.

UNFF seitsmes koosolek peeti 2007 aastal ÜRO peakorteris New Yorgis ja seal võeti vastu UNFF poolt heakskiidetud Metsanduse ülemaailmsed arengueesmärgid (*Global Objectives on Forests*) ja mittesiduv õiguslik instrument (*Non-Legally Binding Instrument on All types of Forests*) mille kinnitas ÜRO peaassamblee detsembris 2007. ÜRO metsafoorumil saavutati seega 2007. aastal metsanduskonventsiooni asemel vaid kokkulepe kõigi maailma metsade suhtes kohaldatava õiguslikult mittesiduva dokumendi kohta.

Peamiste globaalsete arengueesmärkidena on UNFF poolt heaks kiidetud metsade pindala vähenemise peatamine ning kaitse all olevate metsade ja säästvalt majandatavate metsade pindala suurendamine. Peeti vajalikuks suurendada metsapõhiseid majanduslikke, sotsiaalseid ja keskkonnaalaseid hüvesid. Samuti on peetud oluliseks suurendada metsanduse rolli rahvusvaheliselt kokkulepitud arengueesmärkide saavutamisel, eelkõige vaesuse vähendamisel ja keskkonnaseisundi stabiilsuse tagamisel. Lõpuks rõhuti vajadust peatada või ümber pöörata metsade säästva majandamise toetamiseks antava ametliku arenguabi langus.

ÜRO Tegevuskava 2030, ÜRO säästva arengu eesmärgid (*Sustainable Development Goals*)

Tegevuskava eesmärk 15 käsitleb maismaaökosüsteemide ja metsade jätkusuutlikku majandamist, nende degradeerumise vältimist, bioloogilise mitmekesisuse kaitset ning võitlust kõrbestumisega.

Eesti tingimustes on enam tähelepanu mõistlik pöörata eesmärgi 15 punktide 1 ja 2 täitmisele, s.o. tagada maismaaökosüsteemide ja ökosüsteemide poolt pakutavate teenuste, eelkõige metsade kaitse, taastamine ja säästev kasutamine. Tuleks saavutada kõikide metsaliikide säästev majandamine, peatada metsade raadamine, taastada rikutud metsad ja suurendada kogu maailmas oluliselt metsastamist ja metsade uuendamist. Sealjuures peab arvestame et ÜRO tegevuskavas on raadamise all mõistetud – deforestation st. metsade pindala pöördumatu inimtekkeline vähenemine, mis meil ei ole aktuaalseks probleemiks ja metsa pindala tasapisi suureneb.

Oma 22.-23. juuni 2017. aasta järeldustes kinnitas Euroopa Nõukogu taas Euroopa Liidu ja selle liikmesriikide pühendumust ÜRO 2030. aasta säästva arengu tegevuskava täitmisele, mille eesmärk on muu hulgas ka tagada jätkusuutlik metsade majandamine.

Eesti poolse täitmise osas on säästva arengu eesmärkide ja teemade integreeritus erinevatesse valdkondlikesse arengukavadesse on Eestis tagatud strateegilise planeerimise süsteemiga.

Vabariigi Valitsuse määrus strateegiliste arengukavade koostamise kohta näeb ette, et arengukavade koostamisel tuleb muu hulgas lähtuda säästva arengu eesmärkidest. Eesmärgid saavutatakse valdkondlike arengukavade ja nende rakendusplaanide kaudu. Selline strateegilise planeerimise süsteem tagab, et koostatavad arengukavad toetavad säästva arengu eesmärkide saavutamist (Ülevaade ÜRO tegevuskava 2030 elluviimisest Eestis. Riigikantselei, 2016).

Säästva arengu eesmärkide ja teemade integreeritus erinevatesse valdkondlikesse arengukavadesse on Eestis tagatud strateegilise planeerimise süsteemiga.

Vabariigi Valitsuse määrus strateegiliste arengukavade koostamise kohta näeb ette, et arengukavade koostamisel tuleb muu hulgas lähtuda säästva arengu eesmärkidest. Eesmärgid saavutatakse valdkondlike arengukavade ja nende rakendusplaanide kaudu. Selline strateegilise planeerimise süsteem tagab, et koostatavad arengukavad toetavad säästva arengu eesmärkide saavutamist (Ülevaade ÜRO tegevuskava 2030 elluviimisest Eestis. Riigikantselei, 2016).

Strateegiline plaan bioloogilise mitmekesisuse kaitseks (Strategic Plan for Biodiversity) ja Aichi eesmärgid (Aichi Biodiversity Targets, for the period 2011-2020). Aluseks Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon (Convention on Biological Diversity)

Konventsiooni osalisena peavad Euroopa Liidu riigid viima oma elurikkuse alase poliitika kooskõlla ülemaailmsete rahvusvaheliste kohustustega. ELi bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020 aitab siduda senisest enam elurikkusega seotud vajadusi valdkondlike poliitikasuundade väljatöötamise ja elluviimisega. Strateegias käsitletakse kuut eesmärki: 1) loodus, 2) ökosüsteemid ja nende taastamine, 3)

Euroopa loodus-, maa- ja metsaressursid ja nende säästev kasutamine, 5) võõrliikidega seotud probleemid ja 6) ELi ülemaailmne mõju. ELi bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020 aitab saavutada 2014. aasta jaanuaris jõustunud seitsmenda keskkonnavalase tegevusprogrammis, selle 2020. aasta poliitikaeesmärgis ja 2050. aasta visioonis sätestatud. ÜRO säästva arengu eesmärkides sätestatud visiooniga aastani 2030 täiustatakse ja kinnitatakse veelgi selle protsessi jätkumist.

Aichi eesmärgid (Aichi Biodiversity Targets, for the period 2011-2020)

Strateegilise plaani metsandusega enam seotud ülemaailmsed eesmärgid on järgmised.

Bioloogilise mitmekesisuse alane strateegiline eesmärk B: vähendada otsest survet bioloogilisele mitmekesisusele ja edendada säästvat kasutamist

Sihtmärk 5.

Aastal 2020 on kõigi looduslike elupaikade, sealhulgas metsade, kadu vähenenud vähemalt poole võrra ja kui see on teostatav siis läheneb nullile. Looduslike elupaikade degradeerumine ja killustatus on oluliselt vähenenud.

Sihtmärk 7.

Aastal 2020. majandatakse põllumajanduse, vesiviljeluse ja metsanduse otstarbel kasutatavaid alasid säästlikult, tagades bioloogilise mitmekesisuse kaitse.

Bioloogilise mitmekesisuse alane strateegiline eesmärk C: bioloogilise mitmekesisuse seisundit parandatakse, säilitades ökosüsteemid, liigid ja geneetilise mitmekesisuse

Sihtmärk 11.

Aastal 2020. säilitatakse vähemalt 17% maismaa- ja siseveekogudest ning 10% ranniku- ja merealadest, seda eriti bioloogilise mitmekesisuse ja ökosüsteemi teenuste jaoks olulistel aladel, läbi nende paiknemise tõhusalt ja õiglaselt majandatud, ökoloogiliselt esinduslike ja hästi ühendatud kaitsealade võrgustiku koosseisus, samuti muude tõhusate pindalapõhiste kaitsemeetmete abil.

Sihtmärk 12.

2020. aastaks on ära hoitud teadaolevalt ohustatud liikide hävimine ja nende kaitsestaatust, eriti nende liikide osas mille arvukus on kõige enam langemas, on paranenud ja püsunud

Konkreetselt Eesti puhul on nimetatud oluline sihtmärk, mille kohaselt peaks vähemalt 17% maismaa-ökosüsteemidest, seda eriti bioloogilise mitmekesisuse ja ökosüsteemi teenuste jaoks olulistel aladel, paiknema ökoloogiliselt esindusliku ja hästi ühendatud kaitsealade võrgustiku koosseisus, summaarse mahu poolest täidetud.

Eesti maismaast (sh siseveekogud, aga välja arvatud Võrtsjärv ja Peipsi järv) on kaitse all 18,5%. Võrreldes 2011. aastaga on kaitstav pindala suurenenud 0,4% . Summaarselt koos maa- ja veealaga on Eesti pindalast kaitse all 22,2% . *Allikas: Keskkonnaagentuuri väljaanne „Eesti looduse kaitse aastal 2015” (30. juunil 2017 korrigeeritud versioon.)*

Pariisi lepe (Paris Agreement), ÜRO Kliimamuutuste raamkonventsioon (United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)

EL LULUCF määrus

Praegusel kuni aastani 2020 kestval arvestusperioodil kasutatav arvestusmetoodika ei arvestanud piisavalt Eesti ja teiste metsarikaste riikide eripäradega kasvuhooonegaaside sidumise ning emissiooni arvestusega seonduvalt. Edasiste arengute jaoks oli Eestile oluline saavutada Euroopa Liidu tasemel kokkulepe arvestuspõhimõtete üle, mis toetaksid jätkusuutliku metsamajanduse kasutamist ja suurendaksid samas sektori konkurentsivõimet.

Kasvuhooonegaaside emissiooni ja sidumise ning selle käsitlemise osas EL 2030 kliima- ja energiapaketi raamistikus on nüüd metsandus- ja maakasutussektori (land use, land use change

and forestry (LULUCF)) valdkonnas oluliseks uueks aluseks Euroopa Parlamendis 2018 aasta kevadel heaks kiidetud määrus (The Regulation on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry (LULUCF) into the 2030 climate and energy framework was adopted by the Council on 14 May 2018, following the European Parliament vote on 17 April 2018 (European Parliament legislative resolution of 17 April 2018 on the proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry into the 2030 climate and energy framework and amending Regulation (EU) No 525/2013 of the European Parliament and the Council on a mechanism for monitoring and reporting greenhouse gas emissions and other information relevant to climate change (COM(2016)0479 – C8-0330/2016 – 2016/0230(COD))).

Määruse eelnõu pakuti Euroopa komisjoni poolt välja juba 2016 aastal ning see käsitleb maakasutuse- ja metsasektori kohustusi EL kliima- ja energiapaketi ülesannete täitmisel. Määrus on samuti väga oluline Pariisi leppe täitmise seisukohast Euroopa Liidu poolt metsanduse ja maakasutuse valdkonnas. Täiendavat infot antud küsimuses on võimalik leida määruse menetlusprotsessi dokumentidest või aadressilt: https://ec.europa.eu/clima/lulucf_en

Määruse rakendusaktid ja jõustamisprotsess on hetkel alles käivitamisel.

Euroopa ministrite metsade kaitsele pühendatud konverentside Euroopa Metsad (Forest Europe) otsused ja deklaratsioonid <http://foresteurope.org/ministerial-commitments/>

Euroopa riikide ministrite metsakaitsekonverentsid (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (MCPFE) (Forest Europe)) on koos konverentside vaheajal toimuvate kontaktgrupi töö ja ekspertnõupidamistega on üle 40 Euroopa riiki kaasav kõrgetasemeline samas ka vabatahtlik poliitiline valitsustevaheline metsade kaitse alane koostööprotsess (voluntary high level political process). Selles osaleb praegu 46 Euroopa riiki kogu Euroopa regioonist ja Euroopa Liit. Kaasatud on ka metsandusega seotud huvigruppide esindajad. Selle eesmärgiks on metsade ja metsandusega seotud arengute ning võimaluste käsitlemine, tegevuste koordineerimine ning säästva metsanduse arendamine.

Tegemist on dünaamilise protsessiga, kusjuures protsessi käigus on kajastatud nii ajas muutuvaid vajadusi kui ka Euroopa tasandil riikide ja regioonide kaupa esinevaid erisusi metsaressursi olemit, peamiste kasutusviiside, ühiskonna väärtushinnangute ning vajaduste lõikes.

Euroopa ministrite metsakaitsekonverentsid (*Forest Europe*) oli üks maailma esimesi regionaalpoliitilisi protsesse, mille töö käigus töötati välja ja kinnitati säästva metsanduse alane kriteeriumite ja näitajate süsteem.

[Euroopa Liidu metsastrateegia \(A new EU Forest Strategy: for forests and the forest-based sector\)](#)

Euroopa Liidu metsandusest rääkides tuleb kõigepealt tunnistada, et metsapoliitika kuulub põhiosas iga liikmesriigi pädevusse. Vastandina ühisele põllumajanduspoliitikale ei moodusta metsapoliitika Euroopa Liidus ühist valdkonda. *De facto* reguleeritakse metsandust teiste poliitikate kaudu (nt energia, keskkonna, turu, põllumajanduse, välisarengu jne).

Euroopa liidu olulisimaks metsapoliitiliseks dokumendiks võib pidada Euroopa Liidu metsastrateegiat, mis kiideti Euroopa komisjoni poolt heaks 2013, sai heakskiidu Euroopa Nõukogu poolt 2014 ning lõpliku heakskiidu Euroopa Parlamendi poolt aprillis 2015.

I Jätkusuutliku metsanduse valdkonnaülesed teemad

I 1. Eesti metsanduse näitajate analüüs *Forest Europe* jätkusuutliku metsanduse kriteeriumide ja indikaatorite raporti põhjal

Kalle Karoles (Eesti Maaülikool), kriteeriumid 1-3; Anneli Palo (Tartu Ülikool), kriteeriumid 4 ja 5; Paavo Kaimre (Eesti Maaülikool), kriteerium 6.

Ülevaate koostamise aluseks on *Updated Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management* (vastu võetud Madrid 2015)

Criterion 1: Maintenance and Appropriate Enhancement of Forest Resources and their Contribution to Global Carbon Cycles

Metsavarude säilitamine ja asjakohane suurendamine ning nende panus globaalsesse süsinikuringesse

Indikaatori nr	Mõiste ja seletus	Kategooria, allkategooria ja täpsustused	Trend vastavalt raportile <i>Joint FOREST EUROPE/UNECE/FAO Questionnaire on Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. Quantitative indicators. Estonian Report. March 2018</i> ja selle kirjeldus. Muu allika kasutamisel viide sellele	Ettepanekud
Reporting Form 1.1: Forest area	<u>Pan-European indicator 1.1: Area of forest and other wooded land, classified by forest type and by availability for wood supply,</u>	<u>Forest.</u> Land spanning more than 0.5 hectares with trees higher than 5 meters and a		

	<p><u>and share of forest and other wooded land in total land area.</u> <u>Table 1.1a: Forest area (1000 ha).</u></p>	<p>canopy cover of more than 10 percent, or trees able to reach these thresholds in situ. It does not include land that is predominantly under agricultural or urban land use.</p> <p><i>Siinkohal tuleb juhtida tähelepanu sellele, et metsa definitsioon on FAO FRA Terms and Definitions/Forest Europe updated indicators for SFM kohaselt erinev metsa mõistest Eesti Metsaseaduses § 3. Mets ja metsamaa (pindala vähemalt 0,1 hektarit, millel kasvavad puittaimed kõrgusega vähemalt 1,3 meetrit ja puuvõrade liitusega vähemalt 30 protsenti)</i></p>												
		<p><u>Forest available for wood supply</u> Forest where any legal, economic, environmental or other specific restrictions do not have a significant impact on the supply of wood.</p>	<p>Puidu varumiseks kasutatav mets (1000 ha)</p> <table border="1"> <tr> <td>2015</td> <td>1993.75</td> </tr> <tr> <td>2010</td> <td>2008.30</td> </tr> <tr> <td>2005</td> <td>2074.10</td> </tr> <tr> <td>2000</td> <td>2102.50</td> </tr> <tr> <td>1990</td> <td>2079.00</td> </tr> </table>	2015	1993.75	2010	2008.30	2005	2074.10	2000	2102.50	1990	2079.00	<p>Puidu varumiseks ning aktiivseks majandamiseks kasutatava metsa pindala on viimastel aastakümnetel vähenenud, kuigi metsa üldpindala on kasvanud.</p>
2015	1993.75													
2010	2008.30													
2005	2074.10													
2000	2102.50													
1990	2079.00													

			<p>Puidu varumiseks sobiva metsa pindala oli aastal 2015 1993750 ha.</p> <p><u>Puidu varumiseks sobiva metsa pindala on perioodil 1990 kuni 2015 vähenenud 85250 tuhande ha võrra</u></p>	<p>Kaitsepiirangutega metsa- osade pindala on suurenenud eriti riigimetsas. MAK 2030 koostamise käigus võiks analüüsida, kas on vajalik sätestada Eestis eesmäärke puidu varumiseks kasutatava metsa pindala säilitamiseks või suurendamiseks kas siis riigis tervikuna või regionaalseid trende arvestavalt ka regiooni tasandil, arvestades komplekselt metsade poolt nii ökoloogiliste, majanduslike kui ka sotsiaalsete funktsioonide täitmist.</p> <p>Puidu varumiseks kasutatava metsa pindala erinevate stsenaariumite korral peaks arvestama ka MAK 2030 potentsiaalse raiemahu analüüsi käigus. Kaudselt on sellega seotud ka metsa puidutagavara ja kasutusmahu trendid, metsa biomass, süsinikuvaru, bioloogilise mitmekesisuse kaitse ning muud olulisemad küsimused.</p>
--	--	--	---	---

				Küsimust tuleks eraldi analüüsida ka majandusliku tulukuse aspektist.										
		<p><u>Other wooded land</u> Land not defined as “Forest”, spanning more than 0.5 hectares; with trees higher than 5 meters and a canopy cover of 5-10 percent, or trees able to reach these thresholds; or with a combined cover of shrubs, bushes and trees above 10 percent. It does not include land that is predominantly under agricultural or urban land use.</p>	<p>Muu puittaimestikuga kaetud ala (1000 ha)</p> <table> <tr><td>2015</td><td>223.56</td></tr> <tr><td>2010</td><td>219.02</td></tr> <tr><td>2005</td><td>212.95</td></tr> <tr><td>2000</td><td>207.69</td></tr> <tr><td>1990</td><td>196.23</td></tr> </table> <p>Muu puittaimestikuga kaetud ala mis ei mahu metsa mõiste alla pindala oli aastal 2015 223560 ha.</p> <p><u>Sellise ala pindala on perioodil 1990 kuni 2015 suurenenud 27330 ha võrra</u></p>	2015	223.56	2010	219.02	2005	212.95	2000	207.69	1990	196.23	<p>Muu puittaimestikuga kaetud ala mis ei mahu metsa definitsiooni alla osatähtsus on nii maailmas kui Euroopa riikides viimastel aasta-kümnetel üha tähtsustunud ja seda eeskätt niisuguste alade poolt pakutavate erinevate ökosüsteemi teenuste osas, sealhulgas lisaks keskkonna- ja puhkefunktsioonidele ka puiduressursi ning eriti energiapuiduga varustamise seisukohalt.</p>
2015	223.56													
2010	219.02													
2005	212.95													
2000	207.69													
1990	196.23													
		<p><u>Total forest and other wooded land</u></p>	<p>Metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala pindala kokku (1000 ha)</p> <table> <tr><td>2015</td><td>2455.51</td></tr> <tr><td>2010</td><td>2452.96</td></tr> <tr><td>2005</td><td>2465.04</td></tr> <tr><td>2000</td><td>2450.31</td></tr> <tr><td>1990</td><td>2402.13</td></tr> </table> <p>Metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala summaarne pindala oli aastal 2015 245510 ha.</p>	2015	2455.51	2010	2452.96	2005	2465.04	2000	2450.31	1990	2402.13	<p>MAK 2030 koostamise käigus võiks analüüsida kas on vajalik sätestada Eestis eesmäärke metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala säilitamiseks või suurendamiseks kas siis riigis tervikuna või regionaalseid trende arvestavalt ka regiooni tasandil. Peamiseks andmehõive allikaks metsa ja muu</p>
2015	2455.51													
2010	2452.96													
2005	2465.04													
2000	2450.31													
1990	2402.13													

			<p><u>Metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala summaarne pindala on perioodil 1990 kuni 2015 suurenenud 53380 ha võrra.</u></p>	<p>puittaimestikuga kaetud ala pindala ning omaduste määratlemisel on metsade statistiline inventeerimine SMI/NFI. On ettepanek MAK 2030 ettevalmistamise käigus kavandada abinõud SMI alase võimekuse edasiseks tõstmiseks ning nii meetoodika arendamiseks, töövahendite, koosseisu kui finants-võimekuse tagamiseks nii siseriikliku kui rahvusvaheliste andmehõive- ja andmeanalüüsi vajaduste rahuldamiseks.</p>																					
	<p><u>Table 1.1b: Forest area by forest types</u></p>	<p>Predominantly coniferous woodland: Forest on which more than 75 percent of the tree crown cover consists of coniferous species -- Mixed broadleaved and coniferous woodland: Forest on which neither coniferous, nor broadleaved species account for more than 75 percent of the tree crown cover.</p>	<p>2015 data in FE 2020 report (March 2018 version) missing</p> <p>Metsamaa pindala (1000 ha) peapuuliikide järgi on järgmine:</p> <table> <tr> <td>Mänd</td> <td>736,0</td> <td>31,8 %</td> </tr> <tr> <td>Kuusk</td> <td>428,4</td> <td>18,5 %</td> </tr> <tr> <td>Kask</td> <td>681,3</td> <td>29,5 %</td> </tr> <tr> <td>Haab</td> <td>138,2</td> <td>6,0 %</td> </tr> <tr> <td>Sanglepp</td> <td>82,8</td> <td>3,6 %</td> </tr> <tr> <td>Hall lepp</td> <td>208,3</td> <td>9,0 %</td> </tr> <tr> <td>Teised</td> <td>37,5</td> <td>1,6 %</td> </tr> </table> <p>(Allikas: Aastaraamat Mets 2016 (Yearbook Forest 2016).</p>	Mänd	736,0	31,8 %	Kuusk	428,4	18,5 %	Kask	681,3	29,5 %	Haab	138,2	6,0 %	Sanglepp	82,8	3,6 %	Hall lepp	208,3	9,0 %	Teised	37,5	1,6 %	<p>Puuliikide osakaalu osas on viimastel aastakümnetel Metsakaitse- ja Metsa-uuenduskeskuse ja Keskkonnaagentuuri andmestikule tuginevalt olnud probleemiks eriti erametsa okaspuu uuendusraie lankide uuenemine lehtpuuliikidega. Seda käsitletakse täpsemalt järgnevate indikaatorite kirjeldustes.</p>
Mänd	736,0	31,8 %																							
Kuusk	428,4	18,5 %																							
Kask	681,3	29,5 %																							
Haab	138,2	6,0 %																							
Sanglepp	82,8	3,6 %																							
Hall lepp	208,3	9,0 %																							
Teised	37,5	1,6 %																							

<p>Reporting Form 1.2: Growing stock</p>	<p>Pan-European indicator 1.2: <u>Growing stock on forest and other wooded land, classified by forest type and by availability for wood supply.</u> Growing stock (million m3). Growing stock: Volume over bark of all living trees with a minimum diameter of 10 cm at breast height (or above buttress if these are higher). Includes the stem from ground level up to a top diameter of 0 cm, excluding branches (<i>Source: FRA 2020</i>).</p>	<p><u>Forest</u> Land spanning more than 0.5 hectares with trees higher than 5 meters and a canopy cover of more than 10 percent, or trees able to reach these thresholds in situ. It does not include land that is predominantly under agricultural or urban land use. <u>Other wooded land</u> Land not defined as “Forest”, spanning more than 0.5 hectares; with trees higher than 5 meters and a canopy cover of 5-10 percent, or trees able to reach these thresholds; or with a combined cover of shrubs, bushes and trees above 10 percent. It does not include land that is predominantly under agricultural or urban land use.</p>	<p>Kasvava metsa puidutagavara kokku (miljon m3) 2015 476.3 2010 470.3 2005 455,0 2000 458.3 1990 393.3</p> <p>Metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala kasvava metsa puidutagavara oli aastal 2015 476300000 m3. Metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala kasvava metsa tagavara suurenes perioodil 1990 kuni 2015 83000000 m3 võrra.</p> <p><u>Metsa puidutagavara on Eestis viimastel aastakümnetel pidevalt suurenenud.</u></p> <p>Euroopas toimuvate trendidega võrreldes: <i>The total growing stock of European forests amounts to 35.1 billion m3, of which 29.5 billion m3 , 84 %, is located in forests available for wood supply A little over half of the total growing stock in Europe is made up of coniferous tree species (57%)</i></p>	<p>Kasvava metsa puidutagavara ja selle trendide analüüs on MAK 2020 koostamisel ilmselt üks põhiküsimusi, mis on aluseks mitmete teemade käsitlemisel ning seondub väga erinevate pakutavate ökosüsteemi teenustega nagu puit ja puidusaadused, sh ka energiapuiduga varustatus, metsa biomass, sealhulgas ka metsade poolt süsiniku sidumine jm küsimused.</p>
---	--	--	---	--

			<p><i>with broadleaved tree species (43%) making up the remainder.</i></p> <p><i>Over the last 25 years, growing stock in European forests increased by 10.1 billion m3.</i></p> <p><i>Thus, the growing stock increased each year by an average of 403 million m3 over this period (Indicator 1.2 Growing stock. Criterion 1: Maintenance and Appropriate Enhancement of Forest Resources and their Contribution to Global Carbon Cycles. – In: FOREST EUROPE, 2015: State of Europe's Forests 2015).</i></p>	
		... of which	<p>Okas- ja lehtpuude puidutagavara trend (miljon m3)</p> <p>2015 256.60 219.70</p> <p>2010 252.00 218.30</p> <p>2005 246.90 208.10</p> <p>2000 242.30 215.90</p> <p>1990 208.30 185.00</p> <p>Metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala kasvava metsa okaspuude puidutagavara oli aastal 2015 256600000 m3.</p>	

			<p>Metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala lehtpuude puidu-tagavara oli aastal 219700000 m³.</p> <p><u>Metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala okaspuude kasvava metsa tagavara suurenes perioodil 1990 kuni 2015 48300000 m³ võrra.</u></p> <p><u>Metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala lehtpuude kasvava metsa tagavara suurenes perioodil 1990 kuni 2015 34700000 m³ võrra.</u></p> <p><u>Seega nii okas- kui lehtpuude puidutagavara on Eestis viimastel aastakümnetel pidevalt suurenenud.</u></p>											
		... of which available for wood supply	<p>Puidu varumiseks kasutatava metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala kasvava metsa puidutagavara (miljon m³)</p> <table> <tr> <td>2015</td> <td>425.50</td> </tr> <tr> <td>2010</td> <td>414.50</td> </tr> <tr> <td>2005</td> <td>414.40</td> </tr> <tr> <td>2000</td> <td>427.50</td> </tr> <tr> <td>1990</td> <td>370.70</td> </tr> </table>	2015	425.50	2010	414.50	2005	414.40	2000	427.50	1990	370.70	<p>Kasvava metsa puidutagavara ja selle trendide osas on vajalik senisest tõhusam avalikkuse teavitamine MAK 2030 kavandamise ja ka rakendamise perioodil.</p>
2015	425.50													
2010	414.50													
2005	414.40													
2000	427.50													
1990	370.70													

			<p>Puidu varumiseks sobiva metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala puidutagavara oli aastal 2015 kokku 425500000 m³.</p> <p>Perioodil 1990 kuni 2015 suurenes puidu varumiseks sobiva metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala puidutagavara 54800000 m³ võrra.</p>																
		... of which	<p>Okas- ja lehtpuu puidu varumiseks kasutatava metsa ja muu puit-taimestikuga kaetud ala kasvava metsa puidutagavara (miljon m³)</p> <table> <tr> <td>2015</td> <td>228.10</td> <td>197.40</td> </tr> <tr> <td>2010</td> <td>221.70</td> <td>192.80</td> </tr> <tr> <td>2005</td> <td>222.10</td> <td>192.30</td> </tr> <tr> <td>2000</td> <td>222.40</td> <td>205.10</td> </tr> <tr> <td>1990</td> <td>196.30</td> <td>174.40</td> </tr> </table> <p>Puidu varumiseks sobiva metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala okas- ja lehtpuude puidutagavara oli aastal 2015 kokku vastavalt 228100000 ja 197400000 m³.</p> <p>Puidu varumiseks sobiva metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala okas- ja lehtpuude puidutagavara on aastatel 1990</p>	2015	228.10	197.40	2010	221.70	192.80	2005	222.10	192.30	2000	222.40	205.10	1990	196.30	174.40	
2015	228.10	197.40																	
2010	221.70	192.80																	
2005	222.10	192.30																	
2000	222.40	205.10																	
1990	196.30	174.40																	

			kuni 2015 suurenenud vastavalt 31800000 ja 23000000 m3 võrra.																
Reporting Form 1.4: Forest carbon	<p>Pan-European indicator 1.4: <u>Carbon stock and carbon stock changes in forest biomass, forest soils and in harvested wood products.</u></p> <p>Carbon in above-ground biomass: Carbon in all living biomass above the soil, including stem, stump, branches, bark, seeds, and foliage.</p> <p>Carbon in below-ground biomass: Carbon in all biomass of live roots. Fine roots of less than 2 mm diameter are excluded, because these often cannot be distinguished empirically from soil organic matter or litter (Source: FRA 2020)</p>	<p><u>Forest</u></p> <p>Land spanning more than 0.5 hectares with trees higher than 5 meters and a canopy cover of more than 10 percent, or trees able to reach these thresholds in situ. It does not include land that is predominantly under agricultural or urban land use.</p>	<p>Süsinikuvaru maapeelses ja maa-aluses biomassis (miljon tonni)</p> <table border="1"> <tr> <td>2015</td> <td>133.65</td> <td>31.47</td> </tr> <tr> <td>2010</td> <td>132.08</td> <td>31.10</td> </tr> <tr> <td>2005</td> <td>126.99</td> <td>29.90</td> </tr> <tr> <td>2000</td> <td>128.10</td> <td>30.17</td> </tr> <tr> <td>1990</td> <td>114.15</td> <td>26.88</td> </tr> </table> <p>Metsa maapealse ja maa-aluse osa biomassi süsinikuvaru oli aastal 2015 vastavalt 133650000 ja 31470000 tonni.</p> <p>Metsa maapealse ja maa-aluse osa biomassi süsinikuvaru on perioodil 1990 kuni 2015 suurenenud vastavalt 19500000 ja 4590000 tonni võrra.</p> <p><u>Metsa maapealse ja maa-aluse osa biomassi süsinikuvaru on seega pidevalt suurenenud nagu ka metsa biomass ning puiduvaru.</u></p>	2015	133.65	31.47	2010	132.08	31.10	2005	126.99	29.90	2000	128.10	30.17	1990	114.15	26.88	<p>Tuleb arvestada, et metsandus- ja maakasutussektori LULUCF poolne kasvuhoone-gaaside heide ning sidumine on uuel arvestusperioodil arvesse võetud ELi kliima- ja energiapaketi 2030 üldises eesmärgis ning LULUCF sektori kasvuhoonegaaside emissiooni ja sidumise osas tuleb arvestada seniste ELi määruste täiendusi sealhulgas <i>Regulation of the European Parliament and of the Council on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU</i> ja ettevalmistusi uueks arvestusperioodiks 2021–2030, FMRL protsessi ja</p>
2015	133.65	31.47																	
2010	132.08	31.10																	
2005	126.99	29.90																	
2000	128.10	30.17																	
1990	114.15	26.88																	

			<p>In 2016, LULUCF sector acted as a CO₂ sink, resulting in net carbon uptake about 2 533.25 kt CO₂ equivalent, meaning that total removals arising from the sector exceeded total emissions. The main sink of CO₂ in Estonia is Forest land. The net removal from Forest land was 3 148.38 kt CO₂ eq. in 2016. Estimations include emissions and removals from living biomass, dead organic matter, mineral and organic soils and biomass burning (<i>Estonia's National Inventory Report (NIR) under the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and the Kyoto Protocol, 1990-2016</i>).</p> <p>The total biomass carbon stocks in European forests from 1990 to 2015 increased from 8,840 to 12541 Mt C using only data from the countries that reported for all years. The carbon stocks in biomass increased steadily in all regions from 1990 to 2015 (<i>Indicator 1.4 Carbon stock</i>).</p>	<p>erinevaid JRC ja IPCC juhend-materjale <i>IPCC Methodological Guidance</i>. Seoses kasvava infovajadusega on vajalik sellealase võimekuse jätkuv tõstmine.</p>
--	--	--	---	---

			<i>Criterion 1: Maintenance and Appropriate Enhancement of Forest Resources and their Contribution to Global Carbon Cycles. – In: FOREST EUROPE, 2015: State of Europe's Forests 2015).</i>																
	<p>Carbon in deadwood: Carbon in all non-living woody biomass not contained in the litter, either standing, lying on the ground, or in the soil. Dead wood includes wood lying on the surface, dead roots, and stumps larger than or equal to 10 cm in diameter or any other diameter (<i>Source: FRA 2020</i>).</p> <p>Carbon in litter: Carbon in all non-living biomass with a diameter less than the minimum diameter for dead wood (e.g. 10 cm), lying dead in various states of decomposition above the mineral or organic soil (<i>Source: FRA 2020</i>)</p>		<p>Süsinik surnud puidus (miljon tonni)</p> <table> <tr><td>2015</td><td>6.13</td><td>n/a</td></tr> <tr><td>2010</td><td>5.31</td><td>n/a</td></tr> <tr><td>2005</td><td>4.02</td><td>n/a</td></tr> <tr><td>2000</td><td>3.23</td><td>n/a</td></tr> <tr><td>1990</td><td>2.87</td><td>n/a</td></tr> </table> <p>Metsa surnud puidu süsinikuvaru oli aastal 2015 6130000 tonni ja <u>see on suurenenud perioodil 1990 kuni 2015 3260000 tonni ehk enam kui poole võrra.</u></p>	2015	6.13	n/a	2010	5.31	n/a	2005	4.02	n/a	2000	3.23	n/a	1990	2.87	n/a	
2015	6.13	n/a																	
2010	5.31	n/a																	
2005	4.02	n/a																	
2000	3.23	n/a																	
1990	2.87	n/a																	
	Soil carbon: Organic carbon in mineral and organic soils (including peat) to a soil a specified depth chosen by the		<p>Mulla süsinik (miljon tonni)</p> <table> <tr><td>2015</td><td>348.07</td></tr> <tr><td>2010</td><td>348.39</td></tr> <tr><td>2005</td><td>351.22</td></tr> </table>	2015	348.07	2010	348.39	2005	351.22										
2015	348.07																		
2010	348.39																		
2005	351.22																		

	country and applied consistently through the time series (Source: FRA 2020)		2000 349.74 1990 344.01 Metsamulla süsinikuvaru oli aastal 2015 348070000 tonni. Metsamulla süsinikuvaru on perioodil 1990 kuni 2015 suurenenud 4060000 tonni võrra.	
--	--	--	--	--

Anneli Palo kommentaarid 1. kriteeriumi kohta

Indikaator	Mõiste	Trend ja sisukus kohalikul tasandil	Ettepanek
1.1: Forest area	Area of forest and other wooded land, classified by forest type and by availability for wood supply, and share of forest and other wooded land in total land area.	Tervikpindala on stabiliseerumas, allüksuste pindalade hinnangutes on suuremaid kõikumisi. Kaitstavate metsade pindala on kooskõlas teistes indikaatorites toodutega. Märgatav on okasmetsade pindala pidev vähenemine ning sega- ja lehtmetsade pindala kasv. Metsade pindala dünaamika on Eestis kajastatud aastaraamatus „Mets“, kuigi küsimus metsa tegelikust pindalast on olnud viimastel aastakümnetel tõsiseks vaidlusallikaks ⁱ . Esitatud andmed viitavad metsade levikupildi stabiilsusele, metsamaa pindala enam ei tõuse (uuemate andmete järgi metsamaa pindala väheneb) ⁱⁱ . Säästliku metsanduse põhiküsimus Eestis on metsaosade erinev sobivus/kvaliteet ökoloogiliste ja sotsiaalsete/kultuuriliste vajaduste täitmiseks ning võimalik üleraie ⁱⁱⁱ , ^{iv} , kuigi metsa tervikpindala ise on stabiilne.	Eesti tasemel tuleb eristada okas-, leht- ja segametsade pindala rangelt kaitstavas metsas ja muul metsamaal (täiendava infona on piisav indikaator 4.1 juures märgitu). Kaugemas perspektiivis oleks oluline eraldi käsitleda ajaloolist metsamaad (enne 20.saj. metsamaa või püsiv puisrohumaa) ja seal toimuvaid maakatte muutusi/majandamise intensiivsust.
1.2: Growing stock	Growing stock on forest and other wooded land, classified by forest type	Kuigi okasmetsade pindala on tugevasti vähenenud, siis tagavara jätkab kasvamist? Kas siin pole vastuolu ^v ?	Eesti tasemel tuleb eristada tagavara ning juurdekasvunäitajaid eraldi

	and by availability for wood supply.		rangelt kaitstavas metsas ja muul metsamaal.
1.3a and b: Age structure (even-aged and uneven-stage stands)	Age structure and/or diameter distribution of forest and other wooded land, classified by forest type and by availability for wood supply. Uneven-aged is a forest in which any stand element holding more than 5% of volume differs more than 20 years compared to majority tree species age.	Vanusklassid sõltuvad metsa seadusandlusest - kuna metsaseadust on viimase 15 aasta jooksul mitu korda muudetud, ei saa esitatud arvude põhjal teha ökoloogilisi järeldusi, kuivõrd puude bioloogiline eluiga ju ei muutu. Aastaraamatus „Mets“ on esitatud männikute, kuusikute, kaasikute, haavikute ja hall-lepikute vanuseklasside dünaamika (10 a vanuseklassid) kogu metsamaal. Tabeli 1.3b põhjal arvutati kontrolliks välja võrdlus segapuistutes >60cm diameetriga puistute mahu (volume) muutus: selgus et võrreldes 1990. aastaga oli see 2010-ks aastaks majandusmetsas tõusnud 27% ja mittemajandatavas metsas 48%, viie aasta kaupa võrreldes on majandusmetsades jämeda puidu mahu kasv aeglasem kui mittemajandatavates.	Ettepanek eristada rangelt kaitstavad metsad ja majandatavad metsad. Säätliku majandamise seisukohalt on eriti oluline hinnata majandatavate metsade vanuselist ja diameetrilist dünaamikat puuliikide ja põhiliste kaheliigiliste segapuistute kaupa. Ka majandatavas metsas peaks püsivalt eksisteerima teatud % vanu/suure diameetriga puistusid.

Criterion 2. Maintenance of Forest Ecosystem Health and Vitality

Metsaökosüsteemide seisundi ja elujõu säilitamine

Indikaator nr	Mõiste ja seletus	Kategooria, allkategooria ja täpsustused	Trend vastavalt raportile <i>Joint FOREST EUROPE/UNECE/FAO Questionnaire on Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. Quantitative indicators. Estonian Report. March 2018</i> ja selle kirjeldus. Muu allika kasutamisel viide sellele	Ettepanekud

<p>Reporting Form 2.1: Deposition and air pollutants</p>	<p>Indicator 2.1: <u>Deposition and concentration of air pollutants</u></p>		<p>Eestis on käesoleva seisuga rajatud 6/7 metsaseire <i>level 2</i> prooviaala. Andmed sademete saastekoormuse/Deposition load (kg/ha/a) kohta on esitatud tabelites <i>Deposition loads on level II forest monitoring sample plots in 2003–2016</i> (Mets 2016 (Yearbook Forest 2016)). Näiteks väävli saastekoormus on kõigil uuritud proovitükkidel aastatel 2003-2017 tänu keskkonnakaitse abinõudele vähenenud.</p>	<p>Jätkata metsaseire väli- ja laboratoorsete töödega vastavalt <i>ICP Forest Strategy</i> ja <i>ICP Forest Manual</i> ning tugevdada sellealast võimekust. Kasutada olemasolevat metsaseire võrgustikku, mis on osaks üleeuroopalisest võrgustikust ka muu metsandusliku andmehõive tagamiseks, näiteks seoses kliima- ja süsiniku uuringutega, BM jm. vajadusteks</p>
<p>Reporting Form 2.4: Forest damage</p>	<p>Pan-European indicator 2.4: <u>Forest and other wooded land with damage, classified by primary damaging agent (abiotic, biotic and human induced) and by forest type.</u> Damage to forest: Disturbance to the forest which may be caused by biotic or abiotic agents, resulting in death, or a significant loss of vitality, productivity or value of trees and other components of the forest ecosystem (<i>Source: MCPFE</i></p>		<p>Eesti osaleb rahvusvahelise metsaseire programmi <i>level 1</i> töös juba alates 1988st aastast. 2016 aastal oli metsaseire esimese astme proovitükke töös 98 kokku 2821 vaatluspuuga. Uuritud vaatluspuudest oli kahjustus-astmetes 2 – 4 (keskmiselt kahjustunud kuni surnud) 6,4 %. 49,9 % puudest hinnati terveks (<i>Forest Condition in Europe 2017 Technical Report of ICP Forests</i>). <u>Eesti metsade seisundit võib metsaseire</u></p>	

	2003, TBFRA 2000)		<p><u>andmetel naaberriikidega võrreldes hinnata suhteliselt heaks.</u></p> <p>Metsaregistri andmetel võeti Aastal 2016 metsakahjustusi Arvele 11 274 hektaril. Kõige rohkem registreeriti tormi-kahjustusi – 5700 ha (<i>Mets 2016 (Yearbook Forest 2016)</i>).</p>	
--	-------------------	--	--	--

Criterion 3: Maintenance and Encouragement of Productive Functions of Forests (Wood and Non-Wood Products)

Metsade tootmisvõime (puit ja mittepuidulised tooted) säilitamine ja soodustamine

Indikaator nr	Mõiste ja seletus	Kategooria, allkategooria ja täpsustused	Trend vastavalt raportile <i>Joint FOREST EUROPE/UNECE/FAO Questionnaire on Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. Quantitative indicators. Estonian Report. March 2018</i> ja selle kirjeldus. Muu allika kasutamisel viide sellele	Ettepanekud
Reporting Form 3.1:	Pan-European indicator 3.1: <u>Balance between net annual</u>	<u>Forest available for wood supply</u>	Metsa juurdekasv, väljalangevus ja netojuurdekasv	Kasvava metsa puidu juurdekasvu, puidutagavara

<p>Increment and fellings</p>	<p><u>increment and annual fellings of wood on forest available for wood supply.</u> Volume (1000 m³ o.b.). Fellings (annual): Average standing volume of all trees, living or dead, measured overbark to minimum diameters as defined for “Growing stock” that are felled during the given reference period, including the volume of trees or parts of trees that are not removed from the forest, other wooded land or other felling site. Includes: silvicultural and pre-commercial thinnings and cleanings left in the forest; and natural losses that are recovered (harvested) <i>(Source: MCPFE 2003, from TBFRA 2000, modified).</i></p> <p>Gross (annual) increment: Average annual volume of increment over the reference period of all trees measured to minimum diameters as defined for “Growing stock” <i>(Source: TBFRA 2000, modified).</i></p> <p>Net (annual) increment: Average annual volume of gross</p>	<p>Forest where any legal, economic, environmental or other specific restrictions do not have a significant impact on the supply of wood.</p>	<p>ning raiemaht Gross annual increment, natural losses, net annual increment</p> <table border="1"> <tr> <td>2010</td> <td>n/a</td> <td>n/a</td> <td>11514</td> </tr> <tr> <td>2005</td> <td>n/a</td> <td>n/a</td> <td>11361</td> </tr> <tr> <td>2000</td> <td>n/a</td> <td>n/a</td> <td>11768</td> </tr> <tr> <td>1990</td> <td>n/a</td> <td>n/a</td> <td>10530</td> </tr> <tr> <td>2015</td> <td colspan="3">data missing</td> </tr> </table> <p>Puidu varumiseks sobiva metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala puidu aastane netojuurdekasv oli aastal 2010 11514000 m³ ja see oli 10530000 m³ võrra suurem kui aastal 1990.</p> <p>SMI alusel on värskemad raiehinnangud 2015. aasta kohta, mil raiuti kokku 10 117 900 m³ puitu 77 785 hektarilt. Kui RMK raiete kogumahud SMI alusel olid 2015. aastal 3 904 500 m³ ja 32 067 ha, siis muude omanike maadel vastavalt 6 213 400 m³ ja 45 718 ha.</p> <p>Sarnaselt RD andmestikule moodustavad ka SMI puhul koguraiemahust suurima osa lage- (79%) ja harvendusraied (12%) ning raiete kogupindalast</p>	2010	n/a	n/a	11514	2005	n/a	n/a	11361	2000	n/a	n/a	11768	1990	n/a	n/a	10530	2015	data missing			<p>ja nende trendide analüüs erineva omandivormi ja kaitse- või majandamis režiimiga metsades on MAK 2020 koostamisel ilmselt üks põhiküsimusi, mis seondub metsade poolt väga erinevate pakutavate ökosüsteemi teenustega nagu puit ja puidusaadused, sh ka energiapuiduga varustatus, samuti metsa biomass, sealhulgas ka metsade poolt süsiniku sidumine, metsade bioloogilise mitmekesisuse kaitse jm küsimused.</p> <p>Seoses kasvava infovajadusega on vajalik sellealase võimekuse jätkuv tõstmine</p>
2010	n/a	n/a	11514																					
2005	n/a	n/a	11361																					
2000	n/a	n/a	11768																					
1990	n/a	n/a	10530																					
2015	data missing																							

	<p>increment over the given reference period less that of natural losses on all trees, measured to minimum diameters as defined for “Growing stock” (Source: TBFRA 2000, modified, FRA 2015)</p>		<p>lage- (41%), harvendus- (24%) ja sanitaarraied (14%) (Aastaraamat Mets 2016 (Yearbook Forest 2016)).</p> <p>Metsanduse arengukavas aastani 2020 on esitatud mõõdukas puidukasutuse stsenaarium, mille kohaselt on metsasektori pikaajaliselt jätkusuutlikuks eesmärgiks saavutada uuendus- ja harvendusraiete mahuks 12–15 mln m³ aastas. Arengukava kohaselt kajastatakse aruandes ülevaade eelneva 10-aastase perioodi metsaressursi kasutamisest. <u>Aastatel 2007-2016 on raiemaht olnud keskmiselt 8,5 mln m³ ehk 57-71% eesmärgist ja ca 54% juurdekasvust (15,96 mln m³, SMI2016).</u></p> <p>Allikad: Aastaraamat Mets 2016 (Yearbook Forest 2016) ja Eesti Metsanduse Arengukava Aastani 2020 täitmise aruanne 2011-2016. Keskkonnaministeerium, 2017).</p>	
--	--	--	--	--

			<p><u>Seega toimub Eestis jätkuvalt küpsete metsade tagavara akumulereumine.</u></p> <p>Järgnevalt viide FE raporti vastavale osale: The relation between increment and fellings is decisive for the current and future availability of wood and for shaping a stable growing stock. Fellings should not exceed increment in the long run. From a mid-term perspective, forest management may still be sustainable if fellings exceed increment. The net annual increment for 2010 in European countries amounts to approximately 839.7 million m³. 33 countries covering 64% of the European forest area available for wood supply reported on their NAI for 2010. Approximately 582 Million m³ of fellings were reported for all of Europe in 2010. 38 countries reported an NAI for 2010 that corresponds to 68% of the European forest area available for wood supply (<i>Criterion 3: Maintenance and Encourage-</i></p>	
--	--	--	---	--

			<i>ment of Productive Functions of Forests (Wood and Non-woods). Indicator 3.1 Increment and fellings. – In: FOREST EUROPE, 2015: State of Europe's Forests 2015).</i>																																			
Reporting Form 3.2: Roundwood	<p>Pan-European indicator 3.2: <u>Quantity and market value of roundwood</u></p> <p><u>All roundwood felled or otherwise harvested and removed. It comprises all wood obtained from removals, i.e. the quantities removed from forests and from trees outside the forest, including wood recovered from natural, felling and logging losses during the period, calendar year or forest year. It includes all wood removed with or without bark, including wood removed in its round form, or split, roughly squared or in other form (e.g. branches, roots, stumps and burls (where these are harvested) and wood that is roughly shaped or pointed. It is an aggregate comprising wood fuel (including wood for charcoal) and industrial roundwood (wood in the rough).</u></p> <p>It is reported in cubic metres</p>	Roundwood. Total. Volume (1000 m ³ u.b.)	<p>Ümarpuidu kogumaht (1000 m³ koorega.)</p> <table> <tr><td>2016</td><td>9735.09</td></tr> <tr><td>2015</td><td>9515.03</td></tr> <tr><td>2014</td><td>9376.33</td></tr> <tr><td>2013</td><td>7979.55</td></tr> <tr><td>2012</td><td>n/a</td></tr> <tr><td>2011</td><td>6622.70</td></tr> <tr><td>2010</td><td>6828.90</td></tr> <tr><td>2009</td><td>5325.30</td></tr> <tr><td>2008</td><td>4778.90</td></tr> <tr><td>2007</td><td>4276.20</td></tr> <tr><td>2006</td><td>4320.30</td></tr> <tr><td>2005</td><td>5200.60</td></tr> <tr><td>2004</td><td>5724.80</td></tr> <tr><td>2003</td><td>8136.60</td></tr> <tr><td>2002</td><td>9430.90</td></tr> <tr><td>2001</td><td>9804.80</td></tr> <tr><td>2000</td><td>10439.20</td></tr> </table> <p>Varatud ümarpuidu maht oli aastal 2016 9735090 m³. Perioodi 1990 kuni 2016 on varatud ümarpuidu maht läbinud suuri kõikumisi, olles</p>	2016	9735.09	2015	9515.03	2014	9376.33	2013	7979.55	2012	n/a	2011	6622.70	2010	6828.90	2009	5325.30	2008	4778.90	2007	4276.20	2006	4320.30	2005	5200.60	2004	5724.80	2003	8136.60	2002	9430.90	2001	9804.80	2000	10439.20	
2016	9735.09																																					
2015	9515.03																																					
2014	9376.33																																					
2013	7979.55																																					
2012	n/a																																					
2011	6622.70																																					
2010	6828.90																																					
2009	5325.30																																					
2008	4778.90																																					
2007	4276.20																																					
2006	4320.30																																					
2005	5200.60																																					
2004	5724.80																																					
2003	8136.60																																					
2002	9430.90																																					
2001	9804.80																																					
2000	10439.20																																					

	solid volume underbark (i.e. excluding bark) (<i>Source: FRA 2010 - Non-wood forest products, Working paper 180, page 12, modified</i>)		maksimaalne aastal 2000 – 10439200 m ³ ja minimaalne aastal 2007 – 4276200 m ³ .	
		Industrial roundwood. Volume (1000 m ³ u.b.)	<p>Tööstusliku ümarpuidu kogumaht (1000 m³ koorega.)</p> <p>2016 6573.73 2015 6440.03 2014 6630.96 2013 5492.14 2012 n/a 2011 4322.60 2010 4565.60 2009 3639.00 2008 3331.20 2007 3035.10 2006 3116.80 2005 3807.50 2004 4246.90 2003 6107.30 2002 7152.40 2001 7503.30 2000 8050.90</p> <p>Varutud tööstusliku ümarpuidu maht oli aastal 2016 6573730 m³. Perioodi 1990 kuni 2016 on varutud ümarpuidu maht samuti</p>	

			läbinud suuri kõikumisi, olles maksimaalne aastal 2000 – 8050900 m ³ ja minimaalne aastal 2007 – 3035100 m ³ .	
		Woodfuel. Volume (1000 m ³ u.b.)	<p>Küttepuidu maht (1000 m³ koorega.)</p> <p>2016 3161.36 2015 3075.00 2014 2745.37 2013 2487.41 2012 n/a 2011 2300.10 2010 2263.30 2009 1686.30 2008 1447.70 2007 1241.10 2006 1203.50 2005 1393.10 2004 1477.90 2003 2029.30 2002 2278.50 2001 2301.50 2000 2388.30</p> <p>Varutud küttepuidu maht oli aastal 2016 3161360 m³. Perioodil 1990 kuni 2016 on varutud ümarpuidu maht läbinud suuri kõikumisi, olles maksimaalne aastal 2016 ja minimaalne aastal 2006 – 1203500 m³.</p>	

Kommentaariid indikaatorite ja nendega seotud andmehõive kohta

Soovitav on juhendada UNFF, FAO ja Euroopa Komisjoni vastavatest ettepanekutest *National Forest Programme* ja *Indicators for Sustainable Forest Management* osas.

Soovitav on esmase lähteülesandena keskenduda senise MAK 2020 täitmise vahehindamise ja FE 2020 raporti koostamise käigus probleemseks osutunud sihtmärkide täitmisele, kasutades ühe alusmaterjalina *Indicators for Sustainable Forest Management* põhist lähenemist.

MAK 2030 koostamise käigus võiks analüüsida, kas on vajalik sätestada Eestis eesmärke metsa pindala säilitamiseks või suurendamiseks aastani 2030 kas siis riigis tervikuna või regionaalseid trende arvestavalt ka regiooni tasandil. Praegu on Metsaseaduses seatud sihtmärgid vaid riigimetsa osas.

Eestis ei ole probleemiks olnud metsa pindala summaarne vähenemine, pigem on toimunud pidev suurenemine. Seetõttu ei ole Eestis teema olnud väga aktuaalne kuid globaaltasandil on see kindlasti fookuses ning mitmetes Euroopa riikides on käivitatud metsastamisprogrammid eesmärgiga metsasuse suurendamiseks.

Probleemiks võib pidada, et puidu varumiseks sobiva metsa pindala on perioodil 1990 kuni 2015 vähenenud 85250 tuhande ha võrra, kuigi metsa üldpindala on kasvanud. Kaitsepiirangutega metsaosade pindala on suurenenud ja seda eriti riigimetsas. MAK 2030 koostamise käigus võiks analüüsida, kas on vajalik sätestada Eestis eesmärke puidu varumiseks kasutatava metsa pindala säilitamiseks või suurendamiseks kas siis riigis tervikuna või regionaalseid trende arvestavalt ka regiooni tasandil, arvestades sealjuures komplekselt metsade nii ökoloogiliste, majanduslike kui ka sotsiaalsete funktsioonide täitmist metsade poolt.

Puidu varumiseks kasutatava metsa pindala võimalikke erinevaid trende peaks arvestama ka MAK 2030 potentsiaalse raiemahu analüüsi käigus. Kaudselt on sellega seotud ka metsa puidutagavara ja kasutusmaht, metsa biomass, süsinikuvaru, bioloogilise mitmekesisuse kaitse ning muud olulisemad ökosüsteemi teenused. Küsimust tuleks eraldi analüüsida ka majandusliku tulukuse aspektist.

Peamiseks andmehõive allikaks metsa ja muu puittaimestikuga kaetud ala pindala ning omaduste määratlemisel on metsade statistiline inventeerimine SMI/NFI. On ettepanek MAK 2030 ettevalmistamise käigus kavandada abinõud SMI alase võimekuse edasiseks tõstmiseks ning nii meetodika edasiarendamiseks, töövahendite, koosseisu kui finantsvõimekuse tagamiseks nii siseriikliku kui rahvusvahelise andmehõive- ja andmeanalüüsi vajaduste rahuldamiseks.

Erilist tähelepanu võiks pühendada andmeanalüüsi alase võimekuse tõstmisele ning avalikkuse ja huvigruppide kiirele teavitamisele objektiivse faktilise infoga.

Kasvava metsa puidutagavara ja selle trendide analüüs on MAK 2020 koostamisel ilmselt üks põhiküsimusi, mis on aluseks mitmete teemade käsitlemisel ning seondub väga erinevate pakutavate ökosüsteemi teenustega nagu puit ja puidusaadused, sh ka energiapuiduga varustus, metsa biomass, sealhulgas ka metsade poolt süsiniku sidumine jm küsimused.

Kasvava metsa puidutagavara ja selle trendide ning kogu metsakasutuse osas on vajalik senisest tõhusam avalikkuse teavitamine MAK 2030 kavandamise ja ka selle rakendamise käigus.

Tuleb arvestada, et metsandus- ja maakasutussektori LULUCF poolne kasvuhoonegaaside heide ning sidumine on uuel arvestusperioodil arvesse võetud ELi kliima- ja energiapaketi 2030 üldises eesmärgis ning LULUCF sektori kasvuhoonegaaside emissiooni ja sidumise osas tuleb arvestada seniste ELi määruste täiendusi sealhulgas *Regulation of the European Parliament and of the Council on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU* ja ettevalmistusi uueks arvestusperioodiks 2021–2030, FMRL protsessi ja erinevaid JRC ja IPCC juhendmaterjale. Seoses kasvava infovajadusega on vajalik ka sellealase võimekuse jätkuv tõstmine.

On vajalik jätkata metsaseire väli- ja laboratoorsete töödega vastavalt ICP Forest Strategy ja ICP Forest Manual ning tugevdada sellealast võimekust. Kasutada olemasolevat metsaseire võrgustikku, mis on osaks unikaalsest üleeuroopalisest võrgustikust ka muu metsandusliku andmehõive tagamiseks, näiteks seoses kliima- ja süsiniku uuringutega, BM jm. vajadusteks.

Kasvava metsa puidu juurdekasvu, puidutagavara ja nende trendide analüüs erineva omandivormi ja kaitse- või majandamis režiimiga metsades on MAK 2020 koostamisel ilmselt üks põhiküsimusi, mis seondub metsade poolt väga erinevate pakutavate ökosüsteemi teenustega nagu puit ja puidusaadused, sh ka varustatud tööstustoorme ja energiapuiduga, samuti metsa biomass, metsade poolt süsiniku sidumine, metsade bioloogilise mitmekesisuse kaitse vajadused jm küsimused. Seoses kasvava infovajadusega on vajalik ka sellealase võimekuse jätkuv tõstmine.

Criterion 4: Maintenance, Conservation and Appropriate Enhancement of Biological Diversity in Forest Ecosystems

Indikaator	Mõiste	Trend ja sisukus kohalikul tasandil	Ettepanek
4.1 Tree species composition	Area of forest and other wooded land, classified by number of tree species occurring and by forest type: Forest stands – minimum height 1.3 m, temporarily unstocked areas – all trees; Other Wooded Land – height > 1.3 m and DBH > 40 mm; Sample plot with 20m radius.	Üheliigiliste puistute pindala väheneb nii metsamaal kui muul metsaga maal. 2-3 ja 4-5-liigiliste puistute pindala suureneb mõlemas kategoorias. Üle 6-liigiliste puistute pindala suureneb metsamaal, muul metsaga maal trend ebaselge. Üheliigiliste puistute pindala vähenemine on positiivne, kuid indikaator ei erista muutusi majandataval ja mittemajandataval maal, samuti on Eestis kasvukohatüübiti metsade koosseis väga erinev. Noorendikes on hooldatud raieküsetest puistutest rohkem puuliike ^{vi} , seega võib liikide hulga suurenemine viidata ka metsa nooremate vanusklasside domineerimisele valimis.	Esitada andmestik eraldi rangelt kaitstavate metsade ja muu metsamaa kohta, eristades enimlevinud kkt-rühmade (palu, laane, salu, sooviku, kõdusoo) vanusklasside (noorendik, latimets, keskealine, valmiv ja küps mets) vastavad pindalad (kui palju on neis 1, 2-3, 4-5 ja >6-liigilisi puistusid).
4.2 Regeneration	Area of regeneration within even-aged stands and uneven-aged stands, classified by regeneration type: Natural expansion and regeneration - < 25% of trees cultivated, Afforestation and regeneration by planting and/or seeding - > 25% of trees cultivated. Likely to be underestimated, lack of data especially about areas previously planted, Natural expansion of forest area - Forest succession on land previously used for agriculture was relatively high in 1990es; planting and seeding.	Aastane metsastamine ja metsastumine on vähenenud; aastane istutatud ja külvatud alade pindala tõuseb; aastane loodusliku uuenduse pindala ei näita selget trendi, kuid ületab istutatud-külvatud alade pindala 2-4 korda. Terviktrend osutab metsastatud ja istutatud-külvatud pindalade aeglasele suurenemisele, samas kui looduslikult uuenenud ja spontaanselt metsastunud alade pindala on 2010. aastal langenud 1990.a tasemele. Andmestik ei ole minu hinnangul otseselt kokku viidav aastaraamatu „Mets“ andmetega (nt. metsauuenduse pindala). Metsade uuendamist istutuse ja külviga peetakse Eestis praegu positiivseks nähtuseks ja seda toetatakse ^{vii} , Metsaseaduse kohaselt on metsaomanikud kohustatud tagama metsa uuenemise 5 aasta jooksul (nn majanduslikku väärtust omavate puuliikidega, looduslik	Rangelt kaitstavad alad tuleb arvestusest välja võtta, sest seal uuendamist ega täiendavat metsastumist ei toimu (v.a. uued salu-laane-soovikukaitsealad, kuid ka see pindala tuleks välja arvata kui looduslikule arengule jäetav maa). Ülejäänud metsamaa kohta esitada vastavad andmed ka osakaaluna ehk protsendina kogupindalast.

		uuenemine toimub ka metsanduslikus mõttes väheväärtuslike puittaimedega).	
4.3: Naturalness	Area of forest and other wooded land, classified by “undisturbed by man”, by “semi-natural” or by “plantations”, each by forest type. Undisturbed by man: Forest/other wooded land which shows natural forest dynamics, such as natural tree composition, occurrence of deadwood, natural age structure and natural regeneration processes, the area of which is large enough to maintain its natural characteristics and where there has been no known significant human intervention or where the last significant human intervention was long enough ago to have allowed the natural species composition and processes to have become re-established.	Põlismetsade pindala on suureneva trendiga, samas kui pool-looduslike metsade ja istandike pindala on vahepeal suurenenud, siis jälle vähenenud. Hinnangut tõeliste põlismetsade osakaalule võib usaldusväärseks pidada. Ilmselt on edastatud SMI loodusemetsa (varem põlismetsa) määratlusele vastavate metsade pindala, mida on Eestis 1,1% ^{viii} , varasemates ülevaadetes on see olnud 2% ringis, nagu on viidatud ka raportis. Samas pole Eestis ju märkimisväärset metsa pindala tõusu toimunud, kuidas saab sel juhul põlismetsa pindala tõusta ning samaaegselt osakaalu % langeda?	Täpsemalt selgitada, millest tuleneb loodusemetsa pindala tõus ja samaaegne osakaalu langus.
4.4: Introduced tree species	Area of stands of forest and other wooded land dominated by introduced tree species.	Metsamaal introductseeritud liikidega kaetud pindala väheneb, muul maal väga minimaalselt suureneb. „Aastaraamat Mets“ vastavaid võrdlusandmeid ei paku. Hetkel see temaatika Eestis suureks probleemiks pole, kuid vajab jälgimist seoses suureneva vajadusega kiirekasvulise puidu järele.	Ettepanekuid ei ole.
4.5: Deadwood	Volume of standing and of lying deadwood on forest and other wooded land, classified by forest type. <i>Kasutatud on järgmisi eristajaid:</i>	Kogused on järjest suurenevad ja põhjusena tuuakse välja torme ning lisanduvaid kaitsealasid. Andmestik on võrreldav näiteks viimase aastaraamat „Mets“ lk 24. tabelis 1.2.3 toodud arvudega. Väide kaitsealade kohta on kaheldav, sest võrreldes tabelis antud majandatava metsamaa ja kogu metsamaa veerge	Esitada andmestik eraldi rangelt kaitstavate metsade ja muu metsa kohta, eristades enimlevinud kkt-rühmades (palu, laane, salu, sooviku, kõdusoo) surnud puidu

	<table border="1"> <tr> <td>Minimum height of standing deadwood reported (m):</td> <td>n/a</td> </tr> <tr> <td>Minimum diameter of standing deadwood reported (cm):</td> <td>4</td> </tr> <tr> <td>Is volume above ground (AG) or above stump (AS)?</td> <td>AS</td> </tr> <tr> <td>Minimum length of lying deadwood reported (m):</td> <td>n/a</td> </tr> <tr> <td>Minimum diameter of lying deadwood reported (cm):</td> <td>8</td> </tr> </table>	Minimum height of standing deadwood reported (m):	n/a	Minimum diameter of standing deadwood reported (cm):	4	Is volume above ground (AG) or above stump (AS)?	AS	Minimum length of lying deadwood reported (m):	n/a	Minimum diameter of lying deadwood reported (cm):	8	<p>on mahtude erinevus väike. Lisaks on teaduslikud uuringud näidanud, et ohustatud liikide jaoks on keskmise kasvukohaomase koguse kõrval eriti oluline jäme (>20cm) või bioloogiliselt vanade puude tihe lamapuit^{ix,x}, seega pelgalt surnud puidu kogus/maht pole piisav säästlikkuse näitaja.</p>	<p>peenema ja jämedama fraktsiooni kogused. Majandataval metsamaal tuleks tormide ja põlendike lamapuit kajastada ka eraldi kogusena, sest suur osa sellest koristatakse ja kehtvalt jääb alles tavalisele majandatavale metsale omane kogus.</p>
Minimum height of standing deadwood reported (m):	n/a												
Minimum diameter of standing deadwood reported (cm):	4												
Is volume above ground (AG) or above stump (AS)?	AS												
Minimum length of lying deadwood reported (m):	n/a												
Minimum diameter of lying deadwood reported (cm):	8												
4.6: Forest genetic diversity	<p>Area managed for conservation and utilisation of forest tree genetic resources (in situ and ex situ gene conservation) and area managed for seed production.</p>	<p>Konkreetsed arvandmeid pole välja toodud. Aastaraamatus „Mets“ 2016 käsitleb seda temaatikat peatükk 4. Domineerib kohalik paljundus, männi ettekasvatamine on aastatega vähenenud, kuuse oma kasvanud. Vajab jälgimist, sest kindlasti on ökoloogiliselt sobivamad omamaisest paljundusmaterjalist kasvanud taimed.</p>	<p>Ettepanekuid ei ole.</p>										
4.7: Landscape pattern	<p>Landscape-level spatial pattern of forest cover: Information for this indicator will be provided separately by International Data Provider (IDP) EU JRC Ispra. Information for Indicator 4.7 will not be presented on a country basis; in the publication it will be in the form of maps and/or other graphics.</p>	<p>Tsentraalselt genereeritud kaugseireandmete põhjal Eesti metsad killustuvad ja halvastilevivade liikide isoleeritus suureneb. See on kooskõlas kohalike teadustööde^{xi, xii, xiii,xiv,xv,xvi,xvii,xviii} ja kaugseire informatsiooniga^{xix, xx}. Lisaks lageraietele killustavad metsamaastikku teed ja renoveeritud kraavid, eriti tugevalt aga asulate laienemine ja rajatavad uued karjäärid, samuti võsastunud alade taastamine põllumajanduslikuks tootmiskaaks.</p>	<p>Ettepanek rakendada kaugseirel põhinevaid maastikuseire meetodeid laiemalt kui vaid senine lageraiete seire. Tulemuste/indikaatorite väärtuste esitamisel tuleb eraldi vaadelda rangelt kaitstavaid ja majandatavaid metsi.</p>										

<p>4.8: Threatened forest species</p>	<p>Number of threatened forest species, classified according to IUCN Red List categories in relation to total number of forest species. For 2010: Full list of I category protected forest species was used. II and III category of protected forest species was derived from the list "Value-based management suggestions for forests" compiled by Estonian Environment Agency. NB! In this list are only the forest species which are protected by Nature Conservation Act. There are more species which are endangered according to red list but not protected by law, some of those are forest species. There are more than 1000 this kind of species but not exactly categorised as forest species etc. This approach makes comparison over the reporting years impossible</p>	<p>2010 on muudetud liikide valikutingimusi ja seetõttu ei ole tulemus varasemaga võrreldav. <u>Jääb ebaselgeks, keda mõeldakse metsaliikide all ja kes teised metsamaal elavad liigid on raportist välja jäetud.</u> Kindlasti ei saa esitatud arvudest teha järeldust, nagu oleks ohustatud liikide olukord Eestis paranenud. Teisalt on tänu andmebaaside korrastamisele ning ühendamisele (nt Pluto-F ja LVA) ja ohtratele kaitstavate liikide inventuuridele kaitsealadel (EELIS) teadaolevate leiukohtade hulk mõnegi liigi puhul tõusnud. Edaspidiseks aruandluseks on ettepanek raporteerida hetkel kehtiva Punase Raamatu järgi, isegi kui andmed on vananenud või parajasti ümbertöötamisel. Selgitustes tuleb anda andmeallika vanus. Punasel Raamatul on oma kindel metoodika ja muutused on rahvusvaheliselt kooskõlastatud ning üheselt jälgitavad, seega on riikidevaheline võrdlus samuti võimalik (koondaruandes mainitakse olevat sellega probleeme, ilmselt tuleks siis täpsustada indikaatori moodustamise kirjeldust raportis).</p>	<p>Ettepanek jälgida rangelt Punase Raamatu kehtivat versiooni ja kategooriaid. Kohalikuks aruandluseks tuleb eristada rangelt kaitstaval metsamaal leiduvate liikide ja nende leiukohtade arv (%) ning mujal metsamaastikus teadaolevate liikide ja nende leiukohtade arv (%). <u>Ökoloogiliselt säästliku metsamajanduse puhul ei tohiks ka väljaspool kaitsealasid ohustatud liikide arv aastate lõikes järsult tõusta ega leiukohtade arv drastiliselt väheneda, sest hävinud leiukohti peaksid tasakaalustama juurdeleitud ja taasasustatud leiukohad.</u></p>
<p>4.9: Protected forests</p>	<p>Area of forest and other wooded land protected to conserve biodiversity, landscapes and specific natural elements, according to MCPFE Assessment Guidelines.</p>	<p>Eestis on range kaitse all olevaid metsi suhteliselt palju ja võrreldes mitmete teiste Euroopa riikidega võib saavutatuga rahule jääda. Üldiselt on kaitstavate alade, sh erinevate kaitsevööndite metsade pindala dünaamika Eestis piisava põhjalikkusega kajastatud aastaraamatus „Mets“. <u>Metsa majandamine maastikul tervikuna peab olema säästlik, muidu ei piisa elustiku kaitseks kaitsealadest kui säästlikkuse ühest meetmest.</u></p>	<p>Kui eespool olevad ettepanekud siseriiklikus aruandluses arvesse võetakse, on edaspidised trendid sees- ja väljaspool rangelt kaitstavaid alasid selgemalt jälgitavad, sh kas metsamajandus on säästlik.</p>

4.10: Common forest bird species	Occurrence of common breeding bird species related to forest ecosystems	Uus väljapakutud kriteerium, mille kohta seni võrdlusandmeid pole. Eesti head linnustikulist uuritust arvestades ei piisa siin liikide esinemise hindamisest, vaid tuleks valida teatud liikide pesitsevate paaride arvukuse hindamine ^{xxi} (sh alusmetsa värvulised jmt, mitte vaid kotkad, kanalised ja rähnilised).	Metsa majandamise mõju hindamiseks linnustikule on vajalikud eraldi andmed range kaitse all olevate ja majandatavate metsade kohta.
---	---	--	---

^{vi} Aastaraamat Mets 2017, lk. 68-69. https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/01metsavarud_26.06.pdf

^{vii} <http://www.eramets.ee/toetused/metsa-uuendamise-toetus/>

^{viii} Aastaraamat Mets 2016, lk. 205. https://keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/mets2016_08.09.pdf

^{ix} Runnel, K.; Lõhmus, A. (2017). Deadwood-rich managed forests provide insights into the old-forest association of wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology*, 27, 155–167

^x Lõhmus, A.; Kraut, A. (2010). Stand structure of hemiboreal old-growth forests: characteristic features, variation among site types, and a comparison with FSC-certified mature stands in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 260 (1), 155–165.

^{xi} Kraut, A.; Liira, J.; Lõhmus, A. (2016). Beyond a minimum substrate supply: sustaining saproxylic beetles in semi-natural forest management. *Forest Ecology and Management*, 360, 9–19.

^{xii} Lõhmus, A.; Remm, L.; Rannap, R. (2015). Just a ditch in forest? Reconsidering draining in the context of sustainable forest management. *BioScience*, 65 (11), 1066–1076.

^{xiii} Runnel, Kadri; Rosenthal, Raul; Lõhmus, Asko (2013). The dying legacy of green-tree retention: different habitat values for polypores and wood-inhabiting lichens. *Biological Conservation*, 159, 187–196.

^{xiv} Jüriado, I.; Liira, J.; Csencsics, D.; Widmer, I.; Adolf, C.; Kohv, K.; Scheidegger, C. (2011). Dispersal ecology of the endangered woodland lichen *Lobaria pulmonaria* in managed hemiboreal forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 20 (8), 1803–1819.

^{xv} Vellak, K.; Ingerpuu, N. (2005). Management effects on bryophytes in estonian forests. *Biodiversity and Conservation*, 14 (13), 3255–3263.

^{xvi} Remm, Jaanus; Hanski, Ilpo, K.; Tuominen, Sakari; Selonen, Vesa (2017). Multilevel landscape utilization of the Siberian flying squirrel: Scale effects on species habitat use. *Ecology and Evolution*, 7 (20), 8303–8315.

^{xvii} Schregel, Julia; Remm, Jaanus; Eiken, Hans Geir; Swenson, Jon E.; Saarma, Urmas; Hagen, Snorre B. (2018). Multi-level patterns in population genetics: variogram series detects a hidden isolation-by-distance-dominated structure of Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*). *Methods in ecology and evolution*, 9 (5), 1324–1334.

^{xviii} Paal, Taavi; Kütt, Laura; Lõhmus, Kertu; Liira, Jaan (2017). Both spatiotemporal connectivity and habitat quality limit the immigration of forest plants into wooded corridors. *Plant Ecology*, 218 (4), 417–431.

^{xix} RAADATUD ALADE (deforestation) GEOINFO ANALÜÜS JA ANDMEHÕIVE KYOTO PROTOKOLLI (artikkel 3.3) ARUANDLUSEKS
Tellija: Keskkonnaagentuur, Täitja: OÜ Metsakorralduse büroo, 2015 (lk 21-26).

<http://www.metsakorraldus.ee/files/Raadatud%20alade%20geoanal%C3%BC%C3%BCs.pdf>

^{xx} Sagris, V.; Roosaare, J.; Dišlis, T. 2014. CORINE Land Cover'i projekt – kakskümmend aastat kaugseirepõhist maakatte kaardistamist Eestis. Artiklikogumikus: Kaugseire Eestis 2014. Tartu Observatoorium, Keskkonnaagentuur. Lk 84-93. <http://www.keskkonnainfo.ee/failid/Kaugseire-2014-web.pdf>

^{xxi} [Eesti metsadest on kadunud 60 000 linnupaari aastas](http://www.eoy.ee/node/999) (18.jaanuar 2017), www.eoy.ee/node/999

Criterion 5: Maintenance and Appropriate Enhancement of Protective Functions in Forest Management (notably soil and water)

Indikaator	Mõiste	Trend ja sisukus kohalikul tasandil	Ettepanek
5: Protective forests: – soil, water and other ecosystem functions; – infrastructure and managed natural resources	Area of forest and other wooded land designated to prevent soil erosion, preserve water resources, maintain other protective functions, protect infrastructure and managed natural resources against natural hazards	Natura is not considered as a reason for the protection. Meantime of reference years 2005 and 2010 changes in legislations took place: – the width of protective belt of coast/shores was reduced approx. twice; – the extra protection of alvars has been waived (a reasoned cases, the protected area will be formed). No forests where protection of infrastructure or managed natural resources is the primary objective.	Arvesse võttes mitmeid metsade intensiivse majandamisega seotud sotsiaalseid ja kultuurilisi konflikte peaks kaaluma kaitsemetsade kategooria taaskasutuselevõttu. ^{xxii}

^{xxii} <http://eestimetsaabiks.emaliikumine.ee/index.php/uudised/>

Kokkuvõte

Esitatud kriteeriumid ja indikaatorid võimaldavad jälgida mõningaid metsakasutusega kaasnevat trende Euroopas ning koostada riikide „pingeridu“. Kui eeldada, et kõik riigid esitavad võrreldava metoodika alusel kogutud andmeid, siis Euroopa regioonide tasemel toimivate muutuste ulatuse ja kiiruse jälgimiseks ning riigi positsioneerimiseks on informatsioon sobilik, kuigi väga suure üldistusastmega. Välja arendamata on indikaatorite seos säästliku metsamajanduse hindamisega, s.t jääb selgusetuks, millises väärtusvahemikus on indikaatorid „säästlikud“ ja mis on poliitilised soovitusel. See erineb näiteks Euroopa Keskkonnaagentuuri selgelt normatiivse suunitlusega indikaatoritest ja vähemalt elurikkuse aspektis ei ole viimastega kooskõlas: *Forest Europe* (2015) näeb Euroopa tasemel elurikkuse mõõdikutes üldiselt positiivseid suundumusi; samas Euroopa Keskkonnaagentuuri sama aasta vaheraport¹ elurikkuse vähenemise peatamise eesmärkide kohta sedastab üheselt, et metsamajandus põhjustab jätkuvalt elupaikade halvenemist ja progress puudub.

Vastuolulisus ja omavahel seostamatus on iseloomulik ka Eestis siseriiklikult kogutavate andmete analüüsile. Erinevate seire^{2,3}- ja inventeerimisprojektide⁴ raames saadavad andmed ei ole alati algandmetena kättesaadavad, nii mõnegi näitaja osas on ette heidetud tõlgenduslikkust või trendide ilustamist⁵. Mitmed ökoloogilise sisuga muutujad ongi olenevalt probleemiasetusest vaadeldavad kas positiivse või negatiivse trendina (nt tormialadel jääb osa puidukasumist saamata, ökoloogiliselt taastab see puit paljudele liikidele elupaiku ilma täiendavate kulutusteta).

Metsade bioloogilise mitmekesisuse võimalikud indikaatorid erinevate majandamisrežiimide mõju hindamiseks analüüsiti eelmise metsanduse arengukava koostamise raames läbi, kuid rakendust ei järgnenud⁶. Esiletõstetud säästva metsanduse seire infosüsteem osutub lähemal tutvumisel ametialaseks võimaluseks korraga kasutada mitut andmekogu - metsaregistrit, metsateatiste registrit, välitööandmete ja vääriselupaikade andmebaasi⁷.

Ökoloogiliselt säästlik metsamajandus poliitilise eesmärgina on siiani sõnastamata ja sisustamata. Näiteks metsanduse arengukava 2010-2020 esilehel on tsiteeritud Euroopa ministrite metsakaitse protsessil kokku lepitud jätkusuutliku metsamajanduse (ingl. k. *sustainable forest management*) kontseptsiooni, kuid arengukava täpsustatud eesmärkideks on peamiselt metsa majandamise efektiivsus^{8,9}. Seega toimivad bioloogilise mitmekesisuse ja ökoloogilise terviklikkuse seire ning metsade (majanduslik) seire endiselt omavahel vähe haakuvate süsteemidena.

Eestis on elanikkonna vastandumine looduskaitsepiirangutele vähenenud sedamööda, kuidas intensiivne metsamajandus on kitsendamas inimeste võimalusi harjumuspäraselt kasutada metsa mittepuidulisi saadusi ja metsa kui elukeskkonda. See viitab sisulisele vajadusele töötada välja indikaatorid sisendiga kõigest säästliku metsanduse

¹ http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/mid_term_review_summary.pdf

² <http://seire.keskkonnainfo.ee/>

³ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/metsandusevaljaanded>

⁴ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/metsandus/metsaregister>

⁵ <https://arvamus.postimees.ee/3946035/tartu-teadlased-keskkonnaministeerium-varjab-mittesaastlikku-metsaraiet>

⁶ Liira, J. Kohv, K. 2004. Erineva majandamisrežiimiga metsade bioloogilise mitmekesisuse seire metoodika väljatöötamine. Käsikiri, 74 lk.

⁷ Maaleht, 2008. <http://maaleht.delfi.ee/news/maaleht/arvamus/arvutid-ja-teabekogud-roovivad-paljudelt-metsaametnikelt-too?id=23961709>

⁸ <https://www.envir.ee/sites/default/files/mak2020vastuvoetud.pdf>

⁹ https://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/mak_ksh_aruanne_avalikustamisele_21-09-10.pdf

valdkondadest, sest kitsalt valdkondlikud (eriti kitsalt majanduslikud) hinnangud enam ei rahulda¹⁰, mis pole ka kitsalt Eesti probleem^{11, 12}.

Ettepanekud

1. *Forest Europe* tasemel:

- a. korrastada Punase Raamatu liikide põhjal edastatav, praegu raporteeritu ei ole Eesti tegelikku olukorda peegeldav;
- b. enamikku näitajatest võiks selgitustes kajastada täpsemalt: näitajate dünaamika eraldi kaitsealade, majandatava riigi- ja erametsa kohta, sest metsa majandamine maastikul tervikuna peab olema säästlik, muidu ei piisa elustiku kaitseks kaitsealadest kui jätkusuutlikkuse ühest meetmest;
- c. kõdupuidu hulk vähemalt kahe, soovitatavalt kolme diameetriklassi kaupa (alla ja üle 20cm, üle 40 cm), sest lamapuidu üldkogus ei anna piisavat teavet kõdupuidust sõltuvate liikide elutingimuste säilimise kohta;
- d. tegelda mõiste „*Protective forests*“ objektiivse sisustamise ja vastava aruandlusega, kuivõrd see on üks näitaja, mis ühendab metsade ökoloogilisi ja sotsiaalseid/kultuurilisi funktsioone, välistamata seejuures puidutulu. Seadusandluse muutus Eestis ei vähendanud metsade sisulisi ülesandeid nende funktsioonide täitmisel, vastupidi - tekitas juurde konfliktsituatsioone, mida tuleb nüüd lahendada üksikjuhtumitena.

2. Eesti tasemel:

- a. sõnastada Eesti metsamajanduses säästlikkuse (jätkusuutlikkuse) printsiibid ja indikaatorid viisil, mis ei pea majanduslikke kaalutlusi ökoloogilistest (ning sotsiaalsetest ja kultuurilistest) huvidest olulisemaks;
- b. analüüsida, millised SMI-s kogutavad näitajad võimaldavad kajastada metsakasutuse ökoloogilist sisu, seejuures on oluline jälgida, mis toimub kaitsealadel ning majandataval riigi- ja erametsamaal, sest metsa majandamine maastikul tervikuna peab olema säästlik ning selle reguleerimiseks väljatöötatav meede asjakohane (kellele ja kuhu meede tuleb suunata). Metsakasutusviiside ja -intensiivsuse jäika polariseerumist vastavalt omandile tuleks vältida. *Forest Europe* indikaatorite esitamine **ökoloogiliselt sisukatel siseriiklikel** tasemetel (vt selle analüüsi tabelleid) on selle töö üks osa – vastavalt tuleks suurendada aastaraamat „Mets“ peatüki „Keskkond“ mahukust;
- c. vajadusel arendada edasi inventuuri- ja seiresüsteemi, korrastada andmete kogumise ja andmeanalüüsi meetodeid;
- d. sõnastada tegevusjuhised eri sektorite koostöökis juhul, kui mõne indikaatori väärtus näitab halvenemistrendi, määratleda vastutus indikaatorite täitmise kui võetud kohustuse ees.

¹⁰http://www.ell.ee/failid/teadustood/2010_08_30_MAGISTRITOO_Katrin_Jaansoo_Saastva_arengu_indikaatorite_kasutamine_keskkonna_mojude_strateegilisel_hindamisel.pdf

¹¹ http://www.integrateplus.org/uploads/images/Mediacenter/integrate_book_2013.pdf

¹²Filyushkina, A. 2016. Ecosystem Services and Forest Management in the Nordic Countries. https://pub.epsilon.slu.se/13318/1/filyushkina_a_160427.pdf

Criterion 6: Maintenance of Other Socio-economic Functions and Conditions

Sotsiaalmajanduslike funktsioonide ja tingimuste säilitamine

Indikaator	Tähendus	Trend Eestis <i>FE</i> aruande kohaselt	Kommentaariid
<p>6.1 Number of forest holdings, classified by ownership categories and size classes.</p>	<p>Metsa omandiüksuste arv omandivormi ja suuruse kaupa</p>	<p>Kasvanud on nii riigi- kui erametsade pindala, seda seni reformimata metsamaa arvelt. Tervikuna on metsamaa kogupindala suhteliselt stabiilne 2,2...2,3 mln ha.</p>	<p>Jätkuvalt riigi omandis oleva metsamaa pindala on jõudsalt vähenenud, SMI andmetel oli 2016.a reformimata 46300 ha metsamaad ehk 2% kogu metsamaast. Juriidilised omanikud on metsaomandit suurendanud, füüsiliste isikute omandis olev metsade kogupindala ja keskmine metsaomandi pindala väheneb.</p>
<p>6.2 Contribution of forestry and manufacturing of wood and paper products to gross domestic product</p>	<p>Metsamajanduse ja – varumise, puidutöötlemise ja paberitootmise panus sisemajanduse koguprodukti</p>	<p>Metsanduses loodud lisandväärtuses ja selle osa Eesti majanduses: 2000 244,6 mln €, 4,4%; 2005 387,9 mln €, 3,9%; 2010 496 mln €, 3,9%; 2016 751,7 mln €, 4,2%</p>	<p>Sektori panust mõõdetakse lisandväärtuse kaudu. Lisandväärtus püsinud suhteliselt stabiilsena 4% kandis vahemikus 3,9%...4,4%. Sõltuvalt puidu kasutamise (raie) mahust lisandväärtuse loomine kasvab või kahaneb. Sektori osakaal sõltub lisaks enda tegevusele</p>

			ülejäanud majanduse edukusest.
6.3 Net revenue of forest enterprises.	2 näitajat: töötajate ja omanike sissetulekud ning omanikutulu	<p>Netosissetulekud:</p> <p>2000 85,2 mln €</p> <p>2005 92,6 mln €</p> <p>2010 120 mln €</p> <p>2013 218,5 mln €</p> <p>Omanikutulu:</p> <p>2000 51,4 mln €</p> <p>2005 42,2 mln €</p> <p>2010 60,2 mln €</p> <p>2012 120,9 mln €</p>	<p>Omanikutulu vähenes 2005. aastal märkimisväärselt võrreldes 5 a taguse ajaga. 2010.a aga oli suurem kui 2000.a</p> <p>2011.a omanikutulu sisuliselt kahekordistus. Metsandus väljus majanduskriisist küllaltki kiiresti, alates 2011. aastast on toimunud pidev kasv</p>
6.4 Total expenditures for long-term sustainable services from forests.	Riiklikud kulutused metsamajanduse teenuste jätkusuutliku pakkumise toetamiseks	<p>Sisemaised toetused erasektorile, mln eurot</p> <p>2000 0,3 €</p> <p>2005 1,12 mn €</p> <p>2010 2,35 mln €</p> <p>2016 2,88 mln €</p> <p>Metsandus-administratsiooni kulu</p> <p>2005 2,96 mln €</p> <p>2010 4,65 mln €</p> <p>RMK dividendid riigieelarvesse</p> <p>2000 9,33 mln €</p> <p>2005 11,38 mln €</p> <p>2010 3,24 mln €</p> <p>2017 22,5 mln €</p>	<p>Raske täpset infot esitada, kuigi metsapoliitika seisukohast oluline näitaja. Selle indikaatori erinevate näitajate selgitamine ja võrdlus teiste riikide või Euroopa regioonidega oleks metsapoliitika jaoks ja metsandus-administratsiooni optimeerimise seisukohalt oluline.</p>

<p>6.5 Number of persons employed and labour input in the forest sector, classified by gender and age group, education and job characteristics.</p>	<p>Metsanduses hõivatute arv soo ja eagrupi järgi</p>	<p>Hõivatute arv metsanduses: 2000 30 400 2005 31 200 2010 20 400 2015 26 900</p>	<p>Andmed saadakse Statistikaametilt. MAK jaoks on huvitav töökohtade jaotus haridustasemetete järgi, aitab suunata metsandusharidust. Töökohtade arvu muutust mõjutab majanduse üldine käekäik, 2009. a majanduskriis väljendub 2010.a hõivatute arvus.</p>
<p>6.6 Frequency of occupational accidents and occupational diseases in forestry.</p>	<p>Tööõnnetuste ja –haiguste arv metsanduses</p>	<p>Surmaga lõppenud õnnetuste arv aastas 1000 töötaja kohta: 2000 0,3 2005 0,0 2010 0,6 2015 0,07</p> <p>Mittefataalsed õnnetused; 2000 8,4 2005 3,3 2010 2,6</p>	<p>Mittefataalsete õnnetuste arv 1000 töötaja kohta vähenenud, näitab üldist töökeskkonnaalase tegevuse ja standardite paranemist.</p>
<p>6.7 Consumption per head of wood and products derived from wood</p>	<p>Puidu ja puidust valmistatud toodete tarbimine ühe elaniku kohta</p>		<p>Eesti esitab andmed ECE-le, kus arvutatakse näivtarbimine. Eestis kasutatakse projektipõhiselt koostatud puidubilanssi.</p>

6.8 Imports and exports of wood and products derived from wood	Puidu ja puidust valmistatud toodete import ja eksport	5 aastase perioodi keskmised näitajad, arvutatakse etteantud valemite abil	Paralleelselt koostatakse sisemajanduse vajaduseks (ülevaate saamiseks) puidubilanssi. Kasutatakse Statistikaametilt saadud andmeid.
6.9 Share of wood energy in total energy consumption, classified by origin of wood.	Puidust toodetud energia osa primaarenergia tarbimises, klassifitseeritakse puiduliikida kaupa	2009 36607,48 TJ ehk 18% primaarenergiast; 2011 39554,56 TJ ehk 16,9% primaarenergiast	Riiklik eesmärk: taastuvatest energiaallikatest toodetud energia osakaaluga energia summaarses lõpptarbimises aastal 2020 on 25%.
6.10 Area of forest and other wooded land where public has a right of access for recreational purposes and indication of intensity of use.	Metsade ja metsamaa pindala, mida on avalikkusel võimalik kasutada rekreatsiooniks. Kasutamise intensiivsus.	Avalikuks juurdepääsuks avatud metsa osakaal metsade kogupindalast 2000 95,1% 2005 92,92% 2010 91,75%	Eesti aruandes: paranenud on monitooring, mis aitab selgitada puhkeobjektide kasutamise intensiivsust. Aastakümneid juurdunud nn igapäheõigus toetab metsade kasutamist rekreatsiooni eesmärgil.

6.1. Metsaomand

Metsaomandi olemi ja muutuste iseloomustamiseks kasutatakse maakatastri, metsaregistri ja SMI andmeid, mille põhjal on võimalik iseloomustada metsaomandi üldist jagunemist omanikutüübiti ja paiknemist maakonniti. Keskkonnaministeerium on tellinud uuringuid (2011, 2015) erametsaomanike ja nende metsakinnistute iseloomustamiseks. Tervikuna on ülevaade metsaomandist ja metsaomanikest on väga hea, poliitikakujundamiseks peaks neist andmetest piisama.

MAK2030 algatamise töörühmas on probleemina tõstetud esile väikeomandi vähenemise küsimus. Tõenäoliselt on metsakinnistutega kauplemist ja omandi kontsentreerumist soodustanud tulumaksuseadus, tänu tagastatud omandi esmakordse müügi tulumaksumäärale 0%. Põhjus võib peituda ka metsaomanike vähenemas soovis metsaga tegeleda, seda üldise linnastumise ning sidemete nõrgenemise tõttu maaeluga.

Märkimisväärselt on kasvanud juriidiliste isikute omandis oleva metsamaa pindala, 2016.a oli see 869,3 tuh ha, kasvades võrreldes 2010. aastaga (509,8 tuh ha) 70%. Juriidilised isikud on aktiivsed riigilt maa ostjad. Füüsiliste isikute omandis olnud metsamaa pindala vähenes 93 tuh ha võrra. Seega rohkem kui turutehingud on metsamaa liikumist juriidiliste isikute omandusse mõjutanud omandireform. Metsanduse arengukavas aastani 2010 kirjutati: „ jätkuvalt riigi omandis olevate endistel eramaadel kasvavate metsade pindala on ca 600 000 ha. Suurele osale nendest ei ole esitatud tagastamistaotlust, järgmiseks sammuks on nende erastamine“. Ca 15 aastat hiljem on erastamine peaaegu lõpule viidud, erastada on jäänud 46 300 hektarit.

Füüsiliste isikute omandis oleva metsamaa keskmine suurus on 6,4 ha, juriidilistel isikute 65,7 ha. Samas on väga paljudel, enam kui viiendiku omanik eomandi suurus väiksem kui 0,5 hektarit. FE aruande kohaselt oli 2000. aastal füüsiliste isikute omandis oleva metsaomandi keskmine suurus 8,0 ha, seega omandi keskmine suurus vähenes, tõenäoliselt pärandamisel toimuva omandi jagamise tõttu. Sarnane tendents on Põhjamaades toimunud juba aastakümneid. Võimalikule metsaomandi suuruse vähenemisele pöörati tähelepanu juba metsanduse arengukavas aastani 2010, kus protsessi negatiivse mõju vähendamiseks kavandati isegi seadusemuudatust.

6.2. Metsanduse panus SKPs

Jooksevhindades väljendatud lisandväärtus oli 2016.a metsamajanduses 201,7 mln eurot, puidutöötlemises 499 mln ja paberi- ja tselluloositootmises 51 mln eurot. Nende metsanduse allharude lisandväärtus moodustab kogu Eesti majanduses loodud lisandväärtusest märkimisväärsed 4,2%.

Eesti majanduses on lisandväärtuse kasv 16 aastaga olnud 3,25 kordne, metsanduses kasv 3,07 korda ehk tervikuna on majanduse muud osad veidi paremini edenenu.

Indikaatori abil on võimalik jälgida sektori üldist arengut, võrrelda sektorit nii teiste majandusharudega kui teiste riikide ja regioonide metsandusega. Metsamajanduse ja –varumise lisandväärtus baseerub suures osas puiduhindade tõusul, mida omakorda veab puidutöötlemine. Viimaste aastate raiemahud on võrreldavad sajandivahetuse raiemahuga, seega

ei ole lisandväärtuse kasv mitte ainult suurema mahu, vaid ka tootearenduse, kõrgema palgataseme jmt seotud. Edasine areng saab samuti toimuda uute ja väärtuslikemate toodete, innovatsiooni, turunduse kaudu. Potentsiaali on ka mittepuiduliste hüviste suuremas pakkumises. Metsamajanduse lisandväärtust aitaks kasvatada senisest suurem metsauuendustööde, noore metsa hooldamise maht.

Ühe raiatud tihumeetri kohta toodeti metsamajanduses 2017. aastal 84,5 eurot otsesest lisandväärtust (Finantsmaailm OÜ 2018). Viimastel aastatel on puiduühiku kohta toodetud lisandväärtus tõusnud majanduskriisieelsele tasemele, vahepealsetel aastatel (2009-2013) oli see madalam, tõustes 2014. aastal taas üle 70 euro tm kohta. Koos kaudse ja indutseeritud lisandväärtusega ulatub see aga 220 euroni raiatud tm kohta (Finantsmaailm OÜ 2018).

6.3 Metsandusettevõtete puhastulu

Puhastulu on oluline metsanduse majandusliku jätkusuutlikkuse näitaja.

Väga täpselt on teada riigimetsades teenitava tulu suurus, erametsade kohta arvepidamine puudub. Erametsakeskus on tellinud uuringuid erametsade kattetulu kohta. 2016. aastal Finantsmaailm OÜ tehtud uuringu kohaselt hinnati erametsade kattetulu olevat 132,9 mln eurot.

Forest Europe kasutatav näitaja „*Factor income*“ ehk netosissetulekud sisaldavad tööjõukulusid ja ettevõtete teenitud kasumit. Alates 2011. aastast on töötajate ja omanike summarsed sissetulekud jõudsalt kasvanud.

6.4. Metsamajandust toetavate riiklike kulude suurus

Indikaatori 6.4. kohta on raske täpseid andmeid esitada, seepärast on mitmed alajaotused täitmata. Samas on teenuste maksumus, st avalike kulude suurus, oluline metsapoliitika seisukohast. Ühelt poolt on vajalik valdkonda kuluefektiivselt administreerida, teisalt on nt MAK algatamise töörühm esitanud kriitilisi kommentaare nii andmete puudulikkuse, vähese süsteemsuse jmt kohta.

Me ei tea seda, kui palju avalik sektor kogub metsandusest tulu. Andmete esitamise keerukust näitab seegi, et FE jaoks ainult 2 riiki 45st esitasid kõik küsitud andmed ja 16 riiki ei esitanud üldse infot.

Valitsuse (avalikud) kulutused metsamajandusele on Euroopa Liidu riikides püsimum vahemikus 37...39 eurot ha kohta. Samal ajal Põja-Euroopa riikides, kuhu ka Eesti kuulub, on see olnud käesoleval sajandil 5...11 eurot ha kohta, sajandi esimesel kümnendil oli trend tõusev. Nagu Eesti aruanne näitab, olid Eestis valitsemiskulud 2010. aastal veidi üle 2 euro metsamaa hektari kohta, mis on ka võrdluses Põhjamaadega mitu korda väiksem summa, rääkimata võrdlusest EL28 riikide keskmisega.

6.5. Tööjõud metsanduses

Hõivatute arvu kohta kogub andmeid Statistikaamet, vajalikud andmed olemas nii koguarvu, soolise jaotuse kui eagruppide kohta.

Sajandivahetusega võrreldes on töötajate arv metsanduses vähenemas, seda nii tööde automatiseerimise, mehhaniseerimise, infotehnoloogia kasutuselevõtu tõttu. Statistika kohaselt on metsanduses vähenenud madalama haridustasemega (põhiharidus) hõivatute arv, suureneb kesk- ja kutseharidust nõudvate töökohtade arv, kõrgharidust nõudvate ametikohtade arv on püsinud suhteliselt stabiilsena.

SA Kutsekoda korraldatud tööjõuvajaduse kaardistuse (2016) kohaselt oleks senisest rohkem tarvis koolitada tehniliste oskustega masinaoperaatoreid, liinioperaatoreid, tootmisjuhte, tootearendajaid.

6.6. Tööohutus ja -tervis

Aruandes kasutatakse Tööinspektsiooni kogutavaid andmeid.

Eestis tervikuna on nii registreeritud tööõnnetuste arv ja suhtarv töötajate arvu kohta aasta-aastalt kasvanud. 2016. aastal registreeriti Eestis 8 tööõnnetust 1000 töötaja kohta.

6.7. Puidu tarbimine

Aruandes kvantitatiivsed näitajad puuduvad. Puidubilansi (Raudsaar jt, 2018) kohaselt oli ümarpuidu siseriiklik kasutus 2016. aastal 8,4 mln tm.

6.8. Puidukaubandus

Puidu importi ja eksporti kajastavad andmed on vajalikud eelmise indikaatori, st puidu sisemaise tarbimise määramiseks.

Kasutatakse Statistikaameti välikaubanduandmeid. Puittoodete kategooriatesse jaotus baseerub turuosaliste täidetud dokumentidele.

6.9. Puit ja energeetika

Kuni 2015.aastani oli seatud eesmärgiks toota puidust energiat 5,72TWh.

Andmete estamisel tehakse päring Statistiakametile, jäätmetega seotud andmed pärinevad Keskkonnagentuurist.

6.10. Metsade kasutamine rekreatsiooniks

Rekreatsiooniks avatud metsade pindala saamiseks on metsade kogupindalast maha arvatud täieliku või osalise külastamispiiranguga metsad (MCPFE 1.1. kategooria metsad).

Rekreatsiooniks loob aluse Eestis juurdunud igapäheõigus, võimalus käia metsades, millel ei ole eraomanike poolt seatud kitsendusi või mis ei ole külastamiseks avatud avalike ülesannete täitmise tõttu, nt reservaadid. Enam kui 90% kõigist metsadest on avatud. Põhja-Euroopa näitajast 98% on see madalam, kuid EL 28 keskmisest (68,6%) kõrgem.

RMK on ehitanud ja hoiab kasutuses matkaradu, onne jms, mis täidavad ka loodushariduslikke ja kultuurilise eesmärgi. Üldise loodusest võõrandumist arvestades võib pidada kulutusi rekreatsiooniobjektidele ka edaspidi otstarbekaks. Radade monitooring näitab kasutusaktiivsuse tõusu. See on näide avaliku raha kasutamist kõigi huviliste tarbeks. Koriluse kohta andmed puuduvad, aga pigem see linnastumise ja elustiili muutuse tõttu väheneb. Ka majanduslikel eesmärkidel korilus (seend, marjad müügiks) pigem väheneb. Potentsiaali võib olla metsatoodetel baseeruva väikeettevõtluse edendamises.

Kokkuvõte ja ettepanekud

Sotsiaal-majanduslikud indikaatorid on eriilmelised, finantsmajanduslikest ja ettevõtluse kasumlikkust väljendavatest näitajatest kuni tööohutust kirjeldavate tööõnnetusteni. Tegemist on sektoris toimuvat kirjeldavate näitajatega, mida on hea võrrelda nii teiste sektorite kui teiste riikidega. Lõputult ei saa need kasvada, tuleb arvestada kasutamiseks sobiva loodusvara ning erinevate kokkulepitud piirangutega. Kui mõne Forest Europe indikaatori puhul on võimalik või lausa vajalik seada soovitud tase või piirmäär, siis enamike sotsiaal-majanduslike puhul see nii ei ole. Sihtväärtuste seadmine indikaatoritele ei tundu olevat otstarbekas, küll aga saab indikaatorite arvnäitajaid kasutada suundumuste selgitamiseks ja selle põhjal poliitika kujundamiseks.

Kaudselt on meil mõned sihttasemed küll kehtestatud ja põhimõtted fikseeritud metsaseaduses. Nt metsaseaduse § 5(1) kohaselt: keskkonna stabiilse seisundi ja metsa mitmekülgse kasutamise tagamiseks peab riigimetsamaa pindala moodustama vähemalt 20 protsenti Eesti Vabariigi maismaa pindalast. Igapäevase põhimõtte ja selle piiranguid kajastab Metsaseaduse § 35 „Metsakasutusõiguse kitsendused“.

Sotsiaal-majanduslike indikaatorite arvnäitajate esitamiseks vajalik andmehõive toimub valdavalt Statistikaameti kaudu, mõnel juhul tehakse päringud erinevatele ametiasutustele või tellitakse teemakohaseid uuringuid.

Näitajate käitumist mõjutavad suures osas metsandusvälised mõjurid ja protsessid, majandusnäitajate ja tööhõive puhul nt majanduse tsüklilisus. Forest Europe aruannetes esitatud 2010. aasta mitmed näitajad kajastavad 2009.a majanduskriisi mõju. Nt puidutöötlemises vähenes töökohtade arv võrreldes 5 aastat varasema ajaga ca 40%, metsanduses kokku 35% võrra. Selliseid muudatused (kõikumised) on väikese avatud majandusega riigi jaoks paratamatud. Tööhõive vähenemine ei tähenda veel valdkonna jätkusuutmatust, pigem väljendab see sektori valmisolekut olukorraga kohaneda.

Alates *Forest Europe* kriteeriumide ja indikaatorite rakendamisest ning nende näitajate monitoorimisest on Eesti metsandus suutnud sotsiaal-majanduslikke ülesandeid täita/hoida. Näiteks metsanduse baasil loodud lisandväärtus on käesoleval sajandil kasvanud ca kolm korda. Tõsi, samal ajal on kasvanud riigi majanduses loodud lisandväärtus 3,25 korda. Metsanduse puhul mängivad aga väga olulist rolli ressursikasutus (raiemahd) ning puidu import ja eksport, millest sõltub kogu valdkonna tegevuse ulatus. Sajandivahetuse esimestel aastatel olid raiemahd SMI andmetel 12 mln tm ringis (ca 70-80 tuhandel hektaril), seega isegi mõnevõrra suurem kui 2015. aasta näitajad 10,1 mln tm ja 77,8 tuhat hektarit. Lisandväärtuse suurenemine sama ressursi kasutamise baasil näitab jätkutöötlemise edenemist ennekõike mehaanilises puidutöötlemises.

Puidust toodetud taastuenergia arendamist toetavad globaalsed kokkulepped, Euroopa Liidu ja riiklikud eesmärgid ning finantsmeetmed. Positiivne on see, et ligikaudu pool, 40.60% puidust toodetud primaarenergiast saadakse puidutöötlemise jäätmetest, teine pool ümar- ja hakkpuidust.

On indikaatoreid, mille kohta andmed on puudulikud või puuduvad üldse, nt metsamajanduse (metsanduse) kogutulu ja valitsussektori kulutused. Esimesel juhul on väga täpselt teada riigimetsadest saadud tulu ja selle kasutamine, samal ajal erametsade kohta see puudub, võimalik on anda ainult eksperthinnanguid raiemahu ja keskmiste hindade põhjal. Metsanduse administreerimiskuludega on seotud erinevad ametiasutused, mille töötajaskond tegeleb väga erinevate valdkondadega. Erinevate valdkondade ja tööülesannete seast metsanduse määramine on keeruline, nõuab sihtotstarbelis analüüsi. Samal ajal on riiklike toetuste info küllatki täpne. 2010. aastal olid siseriiklikud toetused 2,35 ja 2016. aastal 2,88 mln eurot, millele lisandusid Euroopa Liidu programmidest eraldatavad summad. Sihtnäitajate seadmist võiks kaaluda avaliku raha kasutamise osas, sh sihtotstarbeliste toetusmeetmete rakendamiseks metsanduspoliitias kokkulepitud eesmärkide saavutamiseks.

RMK on ehitanud ja hoiab kasutuses matkaradu, -maju jms, mis täidavad ka loodushariduslikke ja kultuurilise eesmärgi. Üldise loodusest võõrandumist arvestades võib pidada kulutusi rekreatsiooniobjektidele ka edaspidi otstarbekaks. Radade monitooring näitab kasutusaktiivsuse tõusu. See on näide avaliku raha kasutamist kõigi huviliste tarbeks. Koriluse kohta andmed puuduvad, aga pigem see linnastumise ja elustiili muutuse tõttu väheneb. Ka majanduslikel eesmärkidel korilus (seend, marjad müügiks) pigem väheneb. Potentsiaali võib olla metsatoodetel baseeruva väikeettevõtluse edendamises.

Kui mõne FE indikaatori puhul on võimalik või lausa vajalik seada soovitud tase või piirmäär, siis enamike sotsiaal-majanduslike puhul see nii ei ole. Sihtväärtuste seadmine indikaatoritele ei tundu olevat otstarbekas, küll aga saab indikaatorite arvnäitajaid kasutada suundumuste selgitamiseks ja selle põhjal poliitika kujundamiseks.

„Kulutused metsandusteenustele“ ehk avalikud kulutused metsamajandusele on üks *Forest Europe* indikaator, mille kohta andmed on puudulikud. Samas on just need näitajad, mis otseselt seotud metsapoliitika kujundamise ja rakendamisega, sh finantsmajanduslike meetmetega. Avaliku sektori kulutusi väljendavad näitajad tuleks edaspidi välja selgitada ja nende trendi jälgida. Seda on võimalik teha sihtotstarbelise uuringu abil.

Riigid esitavad kriteeriumite ja indikaatorite aruanded *Forest Europe Liaison Office*’ile, ingliskeelsena on materjal nende kogulehel kättesaadav. *Forest Europe* näitajatest olulisemaid võiks avaldada ka Eestis regulaarselt, siis oleks avalikkusel parem ülevaade metsanduses toimuvast. Viimati üllitas Metsakaitse ja -uuenduskeskus kriteeriumide ja indikaatorite kommenteeritud väljaande 2003. aastal.

Viidatud kirjandus

Keskonnaagentuur. 2018. Estonia Forest Europe Quantitive. Tööfail.

ForInfo OÜ uuring „Eesti erametsaomandi struktuur ja kasutamine 2015. aastal“

Finantsakadeemia OÜ. 2017. Metsa- ja puidutööstussektorit mõjutava maksusüsteemi ja infovajaduse uuring. http://empl.ee/wp-content/uploads/2017/06/ARUANNE_EMPL-maksumõjud-FINAL-FINAL.pdf

- Finantsmaailm OÜ. 2018. Lisandväärtuse arvutus. www.eramets.ee , kasutatud 21.07.2018.
- Keskkonnaagentuur. 2016. Aastaraamat Mets 2016.
- Metsaseadus. RT I 2006, 30, 232 <https://www.riigiteataja.ee/akt/106072017004>. kasutatud 9.07.2018
- Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. 2015. State of Forest Europe 2015.
- SA Kutsekoda. 2016. Tulevikuvaade tööjõu ja oskuste vajadusele: metsandus ja puidutööstus. Tallinn, 26 lk.
- Tark Mets OÜ. 2017. Ülevaade 2017. aasta IV kvartali puiduturust. <http://www.eramets.ee/wp-content/uploads/2017/01/Puiduhinnad-2017-IV-kv.pdf> kasutatud 23.07.2018

I 2. Metsade pindala, vanuselise ja ruumilise struktuuri sobivuse analüüs ning toimuvate muutuste mõju metsa erinevate funktsioonide täitmiseks.

Liina Remm ja Jaan Liira (Tartu Ülikool)

Sissejuhatus

Ülesanne: Analüüsida metsade pindala, vanuselise ja ruumilise struktuuri sobivust ning toimuvate muutuste mõju metsa erinevate funktsioonide täitmiseks. Pakkuda võimalikke meetmeid metsade struktuuri parandamiseks.

Terminoloogia:

Mõtestasime Keskkonnaministeeriumi piiritletud (<https://www.envir.ee/et/metsandus>) metsa funktsioonid järgnevalt:

Ökoloogiline funktsioon - kätkeb endas geneetilise rikkuse ehk mitmekesisuse hoidmist.

Kultuuriline funktsioon - inimeste mitte-asised suhted metsaga, mille kajapind ulatub ühiskonda laiemalt, metsa võime pakkuda inspiratsiooni nii rahva- kui kõrgkultuuriks.

Sotsiaalne funktsioon - toetab töökohtade loomist ja rekreatsioonilist tegevust. Rekreatsioon on indiviidi heaolu loomine, mis viib tööedukuse ja tervisliku taseme säilimiseni või tõusuni.

Majanduslik funktsioon - majanduskasvu panustamine ja tagavara hoidmine majanduslikeks mõõna-egadeks.

Metsade pindala koosneb metsaga metsamaast ja metsata metsamaast. Metsata metsamaa on metsanduslikuks otstarbeks määratud maa, kuid millel parasjagu ei ole metsaks defineeritavat maakatet (piisava kõrguse ja tihedusega puistut).

Metsade vanuseline struktuur on traditsiooniliselt määratletud metsa peapuuliigi valdava vanusega. Metsata metsamaa puhul on see määratud nulliks või metsakultuuri istutuse järgi.

Metsade ruumiline struktuur on metsade pindala (ja vanuselise koosseisu) jaotumine ruumis.

Metsaregister - Metsaressursi Arvestuse Riiklik Register

SMI – Statistiline Metsainventuur, mida viib läbi KAURi SMI osakond

Kokkuvõtvad punktid

- Mitmesugustel viisidel tuleks edendada metsa mittepuiduliste kasutusviise.

- Eestis on vähe looduslikus seisundis metsi, kuid on veel palju metsi ajaloolise järjepidevusega metsamaal, aga ka ajaloolistes istandikes ja mõisaparkides, millel on potentsiaali kõrge ökoloogilise, kultuurilise ja sotsiaalse funktsiooni pakkumiseks. Hoosam ja piiratum tuleks olla just ajaloolistel metsamaadel.
- Vanu suuri puid ja jämedamõõtmelisi surnuid puid elupaigana kasutavaid liike on täiendavalt vaja erimeetmetega toetada.
- Märjade metsade liikide jaoks on vaja kuivendatud aladel kohati (kaitsealuste liikide leiukohtade ümber, piiranguvööndites) jõulisemalt tegeleda veerežiimi taastamisega loobudes kraavide korras hoidmisest ja sulgedes kraave.
- Erilist tähelepanu vääriavad looduslike pühapaikade puistud ja pärandkultuuri elemendid metsas, mille kultuurilise funktsiooni säilimiseks on vaja need inventeerida ja kasutada spetsiifilist lähenemist, kohati ranget kaitset.
- Metsavaestes piirkondades, linnades ja nende vahetus naabruses aitaks metsade puhke- ja kultuurilist funktsiooni soodustada puistute struktuuri mitmekesistamine (mh vana metsa struktuurielementidega) ja nende muutmine hõlpsamini ligipääsetavaks ja läbitavaks.
- Pikaajalist kasu, riskide vähendamist ja jätkusuutlikkust silmas pidades soovitame soodustada metsade majandusliku kasutamise mitmekesistamist. Metsa struktuuri osas aitaks seda teha struktuuri kujundamine lähtuvalt rekreatsioonilisest funktsioonist ja mittepuidulisest toormest, samuti täna vähe kasutatavate, kuid väärtuslike puuliikide kasvatamine.
- Metsade majandamine (ja eelkõige riigimetsades, kaitsealadel ja heades marja-seene kohtades) saab hoida mitmekesise funktsionaalsusega metsi, seda eelkõige looduslikku häildünaamikat mimikeerivate valikraiete ja püsimetsamajanduse soodustamisega.
- On vaja arendada inimeste kaasaráákimisvõimalusi neile (või nt nende turistidest klientidele) olulistest metsa-aladest teada andmiseks ja nende metsade majandamise suunamiseks.
- Eesti metsade mittepuiduliste väärtuste kohta olenevalt regioonist ja puistute struktuurist andmete kogumine aitab kujundada parema ülevaade Eesti metsade multifunktsionaalsest seisukorrast ja võimalustest.
- Soodustada tuleks mitmeliigilisi puistuid, kus on olulisel kohal ka praegu majanduslikult vähemtähtsad kodumaised puuliigid, nagu laialehelised lehtpuud.
- Soovitame tekitada selgem kompensatoorne süsteem intensiivse puidutootmise ja teiste funktsioonide vahel, st osal majandusmetsa alast kasvatada puidutootlikkust innovatiivsete võtete abil, (näiteks lühikese raieringiga istandused, hübriidhaavikud, hall-lepikute asendamine majanduslikult väärtuslikemate puistutega, nt kuusikute või kaasikutega), et selle arvel täiendavalt toetada elustikurikast ja kultuuriliselt väärtuslikku metsa teistes kohtades.
- Et võimaldada jämeda sortimendi väljaraiet samas mahus ka tulevikus, lükata raieid edasi, eriti männikutes, kui vastupidavates puistutes.

Ökoloogiline funktsioon

Üldosa ja kirjanduse kokkuvõte

Mitmekesisus on üks peamistest ökoloogilise seisundi indikaatoritest. Ökoloogilised indikaatorid on kasutusel, et hinnata ja suunata inimese elukeskkonna seisundit ja seda tagavaid protsesse. Tavaliselt kasutatakse liigirikkust geneetilise mitmekesisuse lähendusena. Elurikkuse tähtsus ei ole mitte ainult iseväärtus vaid ka liikide võime ökosüsteemi hüvesid pakkuda. Osasid hüvesid oskame kasutada praegu, osade kasutuse oleme minetanud, kuid geneetiline mitmekesisus tagab uute seni teadvustamata hüvede potentsiaali tulevikuks. Peame oluliseks vaadelda ökoloogiliste funktsioonide tagamist just liikide tasandil, sest kaitstavad alad on vaid meede selle täitmiseks ning kaitstavate alade pindala ei pruugi näidata nende tõhusust liikide kaitsel.

Metsadega seotud elustikurühmade tasemel on määravatest kitsaskohtadeks metsade üldine seisund, vaadeldes seda nii kvalitatiivse kui kvantitatiivse struktuurina. Looduslikus seisundis metsi on Eestis SMI andmetel ca 1-2% (hulk on niivõrd väike, et täpset hinnangut on raske saada). Positiivne on, et umbes 55% metsadest on modifitseeritud looduslähedase struktuuriga. Samas mets on dünaamiline kooslus. Mosaiikdünaamika (häil- ja laikdünaamika) on metsa loomulik olemus ning paljud metsaspetsiifilised liigid on sellega kohanenud. Metsa dünaamikat võib jagada lühiajalisteks muutusteks (reaktsioon häilu tekkele või kahjuritele) ja pikaajalisteks muutusteks (metsa kuivendamine, naaberalade maakasutuse muutus jmt) ning ökoloogiliste funktsioonide reaktsioonid varieeruvad negatiivsetest positiivseteni ning võivad muuta olemust üleminekul lühiajalistelt muutustelt pikaajalistele (Liira et al. 2007, 2014; Paal et al. 2011, 2013; Leppik et al. 2011; Jüriado et al. 2011; Kohv et al. 2013). Ürgmetsas peaks toimuma loomulik häildünaamika (Gromtsev 2002; Royo & Carson 2006; Kuuluvainen & Aakala 2011), kuid millised on optimaalsed tingimused ja kuidas häilude servalisus mõjutab konkreetseid metsaspetsialiste, on senini ebaselge (Murcia 1995; Dupuch et al. 2013). Metsa loodusliku dünaamika tüüp sõltub peapuuliigist (Kuuluvainen ja Aakala 2011). Näiteks kuusemetsas on valdavaks üksikpuupõhine häildünaamika, samas männimetsas suure häilu kohort-dünaamika ja metsa suurepinnaline asendus-dünaamika. Peamisteks häiringu põhjustajateks on põlengud ja tormid, kuuskede puhul ka vanadussurm. Vana pikaajalise puistu puhul, nagu mändidega rabametsas, on uuenemine pidev. Üldise elurikkuse tasemel on vaja tagada ka liikidele ajalis-ruumiline dünaamika, st ei ole tarvis hoida struktuuri staatilist seisundit igas väiksemas metsaosas, vaid esinduslikkust piirkondlikult ja Eesti metsades üldiselt. Selle tõttu on metsas raske eristada aja ja ruumi limiteerivaid mõjusid metsa ökoloogilise funktsiooni kujunemisel. Metsade liikide ökoloogia teeb keeruliseks asjaolu, et puudub liikide selge tunnusmuster, mis seletaks levimisedukust ajas ja ruumis. Hinnangud liikide levimisvõimekuse kohta võivad olla ülehinnatud, sest ei ole arvestatud nende liikide asustamisökoloogiat või teisi ajalis-ruumilisi tegureid. Ikka on veel vaja pikaajalisi ja suureskaalalisi vaatluseid, ning tuleviku geneetilised meetodid võivad veelgi parandada teadmiste kvaliteeti (Zobel 1989, Schmidt et al. 2009, Jüriado et al. 2011, 2012, Liira & Sepp 2009, Lõhmus et al. 2014, Liira & Paal 2013, Paal et al. 2012). Osa sessiilse eluviisiga liigirühmade jaoks on tähtis metsamaa ajalooline taust (just ajalooliselt järjepideval metsamaal on kõige rohkem metsaspetsiifilise liike, nt Palo jt 2013, Runnel 2018). Hetke üheks lihtsaimaks regulatiivseks lahenduseks oleks raiete jm tegevuse puhul metsade ajaloolise tausta arvestamine – tuleks olla majandustegevusega valikulisem just ajaloolistel metsamaadel. Meie esialgsete arvutuste järgi (Metsaregistri andmeid ja ajalooliste

topokaarte kasutades) on siin oluline roll riigil, sest enamus vanu ajaloolisi metsi paikneb just riigi valdustes.

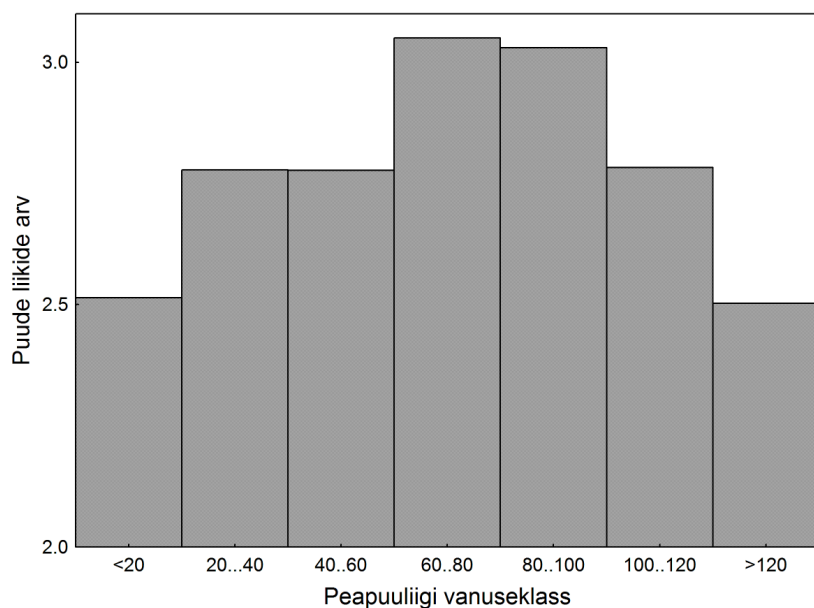
Elurikkus seostub mikroelupaikade ja substraaditüüpide ajalise ja ruumilise järjepidevusega, sest paljud metsaspetsiifilised liigid on ohustatud vanade puistute uuendusraiega või vanametsa-struktuuri-elementide eemaldamisega (Jüriado et al. 2003, Jüriado & Liira 2009, 2010; Lõhmus 2003, Lõhmus & Lõhmus 2005, 2008). Ligikaudu veerand metsaliikidest vajavad mingi osa oma elust kõdupuidu mikroelupaiku (Siitonen 2001, Stokland jt 2004). Looduslähedane metsandus suudab pakkuda peenemaid surnud puidu fraktsioone sarnasel määral põlismetsaga. Probleemiks on aga jämeda kõdupuidu, nii seisva kui lamava, puudus majandusmetsades (Kraut ja Lõhmus 2010). Spetsiifilisemate elupaikade, nagu väga ohter ja kõdupuit (pool)avatud tingimustes või söestunud puit, vähesus on tingitud eelkõige sanitaarraietest. Selle asemel, et häiringualasid koristada, tuleks kasutada nende looduslikule arengule jätmisega võimalust ökoloogilise funktsiooni kuluefektiivseks toetamiseks (Runnel jt 2018). Paljud epifüütidid sõltuvad peremees-puude vanusest – (Jüriado et al. 2003, 2009, 2015, Lõhmus & Liira 2013, Leppik et al. 2013), sest puu vanusega kujunevad omadused sh koore keemia ja mikrostruktuursus (Jüriado et al. 2003, 2015, Liira et al. 2007, Meier et al. 2005, Liira & Kohv 2010, Marmor & Randlane 2007, Marmon et al. 2012, Suija & Liira 2017). Samamoodi sõltuvad puude vanusest ja erisustest tüvedes elutsevad ja/ või toituvad liigid (Kohv & Liira 2005, Liira et al. 2007, Liira & Kohv 2010, Liira & Sepp 2009). SMI andmetel on kaheksa aastaga vähenenud bioloogiliselt vanade puude sagedus Eesti metsades ca 10% (20->18%). Vahel on juba nii, et inimese istutatud vabades (mõisa) parkides on sobivat substraati isegi rohkem kui piirkonna küpsetes metsades (Lõhmus & Liira 2013, Kukk 2015). Praegune metsanduse kava prognoosib, et vähemalt 100 a. vanust metsa on rangelt kaitstavate metsade seas 37% aastaks 2020 ning 48% aastaks 2030; seega kulub veel peaaegu 20 aastat, enne kui vähemalt pool rangelt kaitstud metsast ka eesmärgipäraselt funktsioneerima hakkab (Lõhmus 2016).

Ökoloogiliselt funktsionaalse metsakoosluse kujunemine metsata kohas võtab aega sajandi ja enam. Alguses on piirajaks ka metsa struktuuri ja mikroelupaikade kujunemise vajadus, et alles siis saava vastavad liigid seda ka asustama hakata. Hilisemas vanusejätkudes lisanduvad looduslikud häiringud, mis on tähtis struktuurse heterogeensuse loojaks metsas, ning see omakorda on oluline faktor elurikkuse koondumisele (Kohv & Liira 2005, Meier et al. 2005, Liira et al. 2007, 2011, Liira & Kohv 2010, Liira & Sepp 2009, Liira & Sepp 2009, Paal et al. 2011, Kohv et al. 2013). Isegi vana poollooduslikult kujunenud okasmets on valdavalt segamets (Liira et al. 2007, Kohv & Liira 2005, Liira & Kohv 2010). Metsa ökoloogilise funktsiooni tagamiseks peaksid Eesti puistud olema mitmeliigilisemad eriti Eestis haruldasemaks jäänud ja majanduslikult vähetuslike liikide osas. Struktuurse mitmekesisuse tagamiseks on eelkõige vaja toetada laialeheliste puude säilimist järelkasvus ja alusrinnetes, ning nende lõikamise vältimist raietel toetades nende jõudmist esimesse rindesse.

Liikide sisselevi eeldab ka liigiallikas metsade olemasolu lähikonnas ning nende struktuursete omaduste pikaajalist püsivust (Lõhmus & Lõhmus 2008, Liira et al. 2011, 2012, 2014, Lõhmus & Liira 2013, Lõhmus et al. 2014, Paal et al. 2017, Valdes et al. 2015). Ökoloogilise funktsiooni tagamisel peab arvestama ühest metsaeraldise või kvartalst suuremate ruumiskaaladega. Maastikulises skaalas on traditsiooniks kirjeldada liikide levikumustreid tuginedes teooriatele saarelisusest või eraldis-koridor-maatriks süsteemist. Neid kahte eristab lisaelemendi, koridor- või astmekivielupaikade (edasipidi lühidalt koridorid), rolli tähtsuse

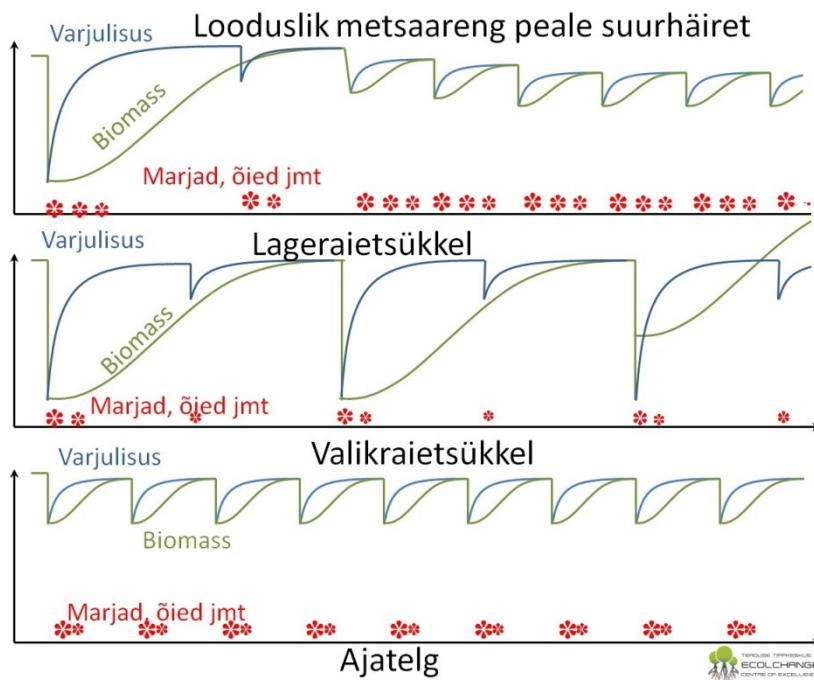
väärtustamine. Koridor- ja astmekivi-elupaikade toimuvus metsaliikidele on aga küsitav, sest metsaliigid vajavad pikka aega püsivaid neile soodsate keskkonna tingimuste püsimist, mis on aga tagatud vaid suurepinnalistes puistutes (Liira & Paal 2013, Liira et al. 2012, Paal et al. 2017, Lõhmus et al. 2014, Lõhmus et al. 2006). Levimise soodustamiseks peab olema tagatud metsamaa ruumiline seostatus. Näiteks suure liikumisraadiusega metsaga seotud nahkhiirte elumus sõltub maastiku mosaiiksusest ja metsa sisestruktuurist (Kalda et al. 2014, 2015). Piiratud levimisvõimekusega liikide levimisvõime on vahel vaid kümned meetrid (Jüriado et al. 2011, 2012, Leppik et al. 2011, Liira & Paal. 2013). Headest maastikulise struktuuri tingimustes, kui on tegu isegi inimtekkeliste häiringutega metsas või reostusega, siis pika aja möödudes kooslused kohanevad ning koondub uus liigiline koosseis tagades ökosüsteemi funktsionaalsuse (Sepp & Liira 2009, Meier et al. 2005, Liira et al. 2012, Lõhmus & Liira 2013, Remm et al. 2013, Paal et al. 2011, 2012; Suija & Liira 2017). Kahjuks toimub aga metsamaade killustumine erinevate laiade sihtidega - SMI andmete põhjal leidsime et kaheksa aastaga metsatukkade isoleeritus trassidega peaaegu kahekordistunud, ja ka teedega lõigustumine kasvab, vaid aeglasemalt.

Metsandusega seotud peamisteks kitsaskohtadeks ei ole üldine raiesurve, vaid metsandusliku majandustegevuse suurepinnalisus ja looduslikust foonist oluliselt äärmuslikum intensiivsus, ning metsamajanduse produktiivsuse tõstmiseks põhjustatud elupaigatingimuste erilmelisuse vähenemine (näiteks märgade muldade kuivendamine). Metsamajandusliku kasutamise kõige äratuntavamaks ruumilise struktuuri tunnuseks on lageraiega tekkinud ajutiselt lagedad alad. Urmas Petersoni tehtud kaugseire tuletised Keskkonnaagentuurile pakuvad välja, et viimase kümnendi keskmine häilu pindala metsas ületab veidi kahte hektarit, kuid on ka väga suuri, üle 10 ha raiealaid (Lisa 3). Peab hoiatama, et visuaalselt hindamisel leidsime, et osad suurtest raietest on tehtud kinnikasvanud rohumaadel ja põldudel, ehk maadel, mis ei ole metsaregistris. Mõistliku pindalaga uuendusraie võib meenutada loomulikku häilu ning nii taime kui loomaliigid suudavad sellest isegi kasu saada sobivate sigimistingimuste ja toitumistingimuste kujunemise tõttu. Näiteks, kuhilpesalised sipelgad on pigem seotud metsa häilude ja välisservade mosaiiksusega (Liira et al. 2007, Liira & Kohv 2010). Tähtis on aga, et lagedaks raiutud ala ei oleks liiga suur, ehk et liikidele sobival distantsil oleks metsaserva, ning et alale oleks jäetud erinevaid struktuurielemente (säilikpuid, jämedamõõtmelist kõdupuitu). Raiejärgne metsata metsamaa on samamoodi tähtis avamaakoosluste elurikkuse toetamiseks, nt päevaliblikatele (Viljur ja Teder 2018), kui ka päikeselise kõdupuidu sees elavatele mardikatele (Kraut et al. 2016). Paraku ei asenda need lagedad raiesmikud spetsiifilisema elupaiganõudlusega avakoosluste liikide osalt metsastamise ja kuivenduse tõttu kaduvaid elupaiku.



Joonis 1. Puude keskmine liikide arv Eesti metsades peapuuliigi vanuseklasside kaupa. Algandmed: Eesti Metsaregister ja U. Petersoni metsade kaugseire analüüsid KAURile.

Metsa ökoloogilise süsteemi ja metsa elurikkuse säilimise kriteeriumiteks on küll varjulise mikrokliima tagamine (Jüriado et al. 2009; Kohv et al. 2005; 2011; Liira et al. 2009, Valdes et al. 2015). Samas on alustaimestiku ja epifüütide jaoks puistu tihedusel olemas optimaalne tase, millest tihedamal juhul liigirikkus langeb (joonis 2.; Jüriado et al. 2009, 2012; Liira et al. 2012; Rünk & Zobel 2007, Rünk et al. 2010; Kalamees et al. 2012; Plue et al. 2013; Wasof et al. 2013). Neid liigirühmi toetab varane harvendustegevus noorendikes ja latimetsades, mis piirab võrade sulgemisega kaasnevat pikka pimefaasi (optimaalne liitus oleks 0.6-0.8). Samamoodi toimib alusmetsa osaline hooldus mosaiiksuse tekitamiseks (Sepp & Liira 2009, Meier et al. 2005, Liira et al. 2012, Lõhmus & Liira 2013). Püsimetsamajandus tõenäoliselt tagaks paljudele elus puudest otseselt sõltuvatele liikidele vajalikud poolavatud tingimused, kuid piisav ei ole see lahendus spetsiifilisemate mikroelupaiganõudlustega (nt jämedamõõtmeline kõdupuit, horisontaalsed tüveosad) liikide jaoks, kui selliseid elustikupuid piisavas hulgas spetsiaalselt metsa ei jäeta.



Joonis 2. Teoreetiline illustratsioon metsa ökoloogiliste funktsioonide ja häiringutüüpide vahel piki ajatelge. Esitatud on klassikaline metsa biomassi saehambamuster (roheline) loodusliku häiringu, uuendusraie ja valikraie puhul. Sellele on lisatud rohurinde varjutatuse käik (sinine), mis on oluliselt kiirema taastumisega kui puidu juurdekasv. Illustratsiooniks on märgitud metsa taimsete kõrvalsaaduste kõrgperioodid lillekujuliste sümbolitega. Joonis ajakirjast Sinu Mets 2017/3, Liira, J.

Liigiline analüüs

Ökoloogilise funktsiooni võiks lugeda täidetuks, kui metsamajandus suudab hoida Eesti looduslike metsaliikide populatsioonide elujõulisust. Kui üldiselt haruldaste liikide kaitsevajadus on arusaadav, siis piirkondlikult (sh Eestis) haruldaste, kuid mujal maailmas tavalisemate liikide kaitsmine on oluline, kuna kohalik elustik on integreeritud osa suuremast elurikkusest ning kohastumused lokaalsete oludega moodustavad olulise osa geneetilisest mitmekesisusest (Richardson et al. 2014). Samas ei ole vaja hoida staatilist liigilist koosseisu. Inimtegevus ka soodustab paljusid liike, kuid probleem seisneb selles, et need soodustatavad liigid kipuvad üle Euroopa (ja maailma) olema samad ning globaalne elurikkus on seeläbi langustrendis — osa liikidest jääb haruldaseks või sureb välja (IPBES 2018). Koondasime viimase Punase Nimestiku hindamise aruandeid, et välja selgitada olulisi tegureid, mis Eesti metsade liigirikkust kahandavad ning liigirühmade ekspertide abiga uurisin, kas leidub selliseid erilisi liike, mida inimtegevus Eesti metsades soosiks, kuigi nad Euroopas (või maailmas) on märkimisväärse langustrendiga (Lisad 1 ja 2). Kõik liigirühmad ei ole kaetud, kuid käsitletud 11 liigirühma põhjal joonistavad välja metsanduse peamised ökoloogilised kitsaskohad, mis on all punktidenä esitatud. Liike, mis oleks Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid keda Eesti metsade majandamine toetaks leidub üksikuid: mitmed liigid kasutavad lageraiet mikke ja säilikpuid. Nende seisund aga ei halvene, kui rakendame ülejäänud ohustatud metsaliikide kaitseks erimeetmeid või majandamise intensiivsust kahandame. Peamised järeldused ja soovitusel hindamistes olid:

- Planeeritud viljakate metsade rangete kaitsealade jõustumine ning majandustegevuseta kaitsealade laiendamine.
- Kraavide rekonstrueerimise mõjude tõhusam kontrolli all hoidmine ja võimalusel nende sulgemine valitud kohtades: paremini säilinud soode ja kuivendustundlike ohustatud liikide leiukohtade naabruses, mh majandusmetsades; (ajutiste) vääriselupaikade kehtestamine kopra paisutusega kraavidele, kraavide hoidmine päikesele avatuna ning leevendusveekogude kaevamine kuivendussüsteemide rekonstrueerimisel.
- Jämedamõõtmelise kõdupuidu hulga suurendamine. Eriti kehtib see kuuse kohta. Kasutada saab näiteks kuuse jätmist säilikpuuna ja raievanuse taastõstmist eriti just pika järjepidevusega metsamaadel (mis pole põllud olnud), arvestades, sealset suuremat liigirikkust ja väiksemat juurepessu riski.
- Vanade haabadega seotud liikide täiendav toetamine, näiteks täiendavate säilikkaabade (eelistatult gruppidena) ja tõstetud raievanuse kaudu vähemalt kaitsealade ümber.
- Sanitaarraie minimeerimine põlengualadel ja puhkemetsades (tüüpiliselt hõredad männikud) ning üldisemalt häiringualade jätmise looduslikule arengule
- Laialehiste puude soosimine metsamaastikus. Eelmises arengukavas seati eesmärgiks toetusmeetmete väljatöötamine ja rakendamine laialehiste puuliikide kasvatamiseks segapuistutes, tähtajaga 2014. Seda pole aga senini olemas.
- Maaparkides, aga ka alleedel, puisniitudel ja teistel hooldatavatel rohealadel tõhusamalt hoida metsamaastikul taandunud elupaiku (nt surnud ja erikujulised suured puud, laialehised puuliigid).
- Püsimetsanduse laialdane toetamine lageraiepõhise majandamise alternatiivina (vt ka ptk 3.5).

Kultuuriline funktsioon

Metsaga seotud rahvakultuuri püsimiseks on oluline, et paljudel inimestel oleks side metsaga ja et see oleks mitmekülgne, nt nii puiduliste kui ka mittepuiduliste hüvede kogumine ja kasutamine (eriti korilus ja kütmine, vt mittepuidulis majandsuliku funktsiooni lõiku), jalutamine, metsas ööbimine, elustikuvaatlused, teatud paikade pühaks pidamine, legendid, muinasjutud jne. Ülevaate metsade pärandkultuurilistest väärtustest on andnud Tarang jt (2007), rõhudes ka ehitistele, kividele, hiitele, jpm. Inimese loodud kultuurimetsadeks võib lugeda ka vanu vabakujunduslikke pargialasid, mida tänapäeval käsitletaksegi metsana (kantud metsaregistrisse), kuigi oma olemuses kannavad nad sajand-kaks tagasi olnud maastikukujunduse kultuuri ja üksikobjektide jäänuseid.

Mets on olnud tähtsaks kunstilise inspiratsiooni allikaks. Kuulus näide on Vene kunstnike Ivan Šiškini ja Konstantin Savitski 1889. aastal valminud maal "Hommik männimetsas", rahvasuus tuntud ka kui "Kolm karu", mille suure tõenäosusega maalis Ivan Šiškin Eestis Narva-Jõesuu lähistel (Eilart ja Koka 2011; joonis 3a). Seda, missugused metsad üldiselt rohkem kõrgkultuurilist inspiratsiooni annavad, ei ole teadaolevalt uuritud. Seepärast viisime läbi

pilootuuringu loovisikute seas, kes on oma teostes metsa käsitlenud. Vastas viis kunstnikku (küsitluse saatsime 15-le eri valdkonna loomeinimesele, kes oma loomingus on metsamaastikke käsitlenud). Küsitluskava on Lisas 4. Selgus, et inspiratsiooni pakuvad eelkõige huvi äratavad ja esteetiliselt naudingut pakkuvad metsad, kus ei ole märgata häiringut tekitavat inimtegevust. Loovisik tunneb seost ja lisab kontseptsiooni. Soosivad faktorid on suured ja erikujulised puud, looduslikkus (näiv puutumatus), mitmevanuselised- ja liigilised puistud, võimalus kohtuda muljetavaldavate liikidega (joonis 3b), näha loomade (sh putukate) tegevusjälgi. Seega toetab kultuurilist funktsiooni hästi täidetud ökoloogiline funktsioon — elurikkus. Inspireerivatest kõrgetest metsadest toodi näiteid nii hõredate tüüpiliste puhkemetsade (nt joonis 3c) kui ka tihedate lehtmetsade kohta. Selle väikse valimiga sissevaate põhjal pakuvad tänapäeva kunstnikele inspiratsiooni sarnased metsad kui Šiškinile. Oluline on ka, et sellised metsad oleks elukoha ja/või väikeste radade lähedal. Inspiratsiooni pakub ka mitmekesine metsamaastik, milles leidub kohati ka ühetaolisemaid (nt rangelt istutatuid) ja nooremaid puistuid, kuid praeguses metsamaastikus on selliseid kultuurilise funktsiooni jaoks ülekülluses. Vähem inspireerivad on igavad puistud: ühealised, keskmises vanuses, samade puuliikidega, vähese alustaimestikuga.



Joonis 3. a) vasemal Ivan Šiškini ja Konstantin Savitski maal Hommik männimetsas b) keskel Jane Remmi maal seeriast Puude portreed: Pärn Nelijärvel, c) paremal Elo-Mai Mikelsaare maal Mustjärve tee.

Looduslikud pühapaigad oluliseks osaks eesti identiteedis (Kultuuriministeerium 2008) ja nende kaitsmist peab tähtsaks 84%, tarbetuks vaid 6% eestimaalastest (Hiite Maja, Faktum Ariko 2014). Metsade olukord paljudes pühapaikades on aga selgelt seda kultuurilist funktsiooni takistav. Arvestades, et nende paikade olemisse kuulub looduslik areng, tähendavad raied ja muu suhteliselt suure mõjuga inimtegevus paiga rüvetamist, mis kahetsusväärset on olnud laialdane (Kaasik 2018) ning seega on seal vaja spetsiifilist sekkumist või majandamise vältimist.

Sotsiaalne funktsioon

Töökohad

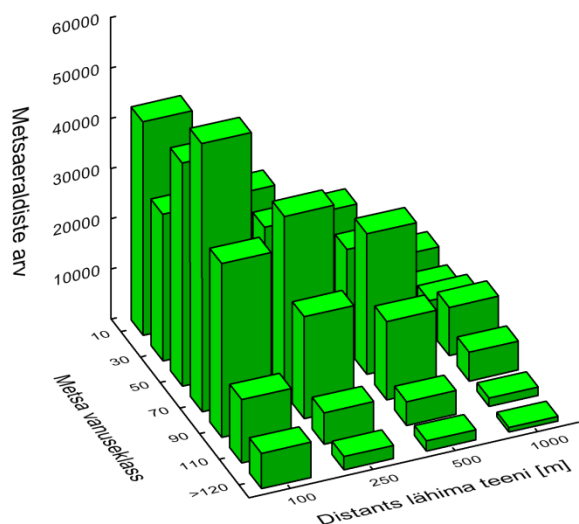
Statistikaameti tööjõu-uuringu andmetel on metsandussektoris hõivatute osakaal on viimasel kümnendil püsinud üsna stabiilselt viie kuni kuue protsendi juures hõivatute koguarvust (Raudsaar jt 2017a), mis on maailma kontekstis suur protsent (Lebedys ja Yanshu 2014). Siin on arvestatud vaid puiduga tegelevate töötajate arvu ning pole kaasatud loodusturismi ega

mittepuiduliste väärtustega seotud töökohti, mille kohta Eestis statistikat ei ole ning suur osa sellest sektorist (saaduste korjamine ja müük) ei ole ka tuvastatavad. Näiteks Šotimaal on leitud, et loodusturism ja rekreatsioonisektor annab 25% metsaga seotud töökohtadest (CJC-Consulting 2015). Just majanduslikult vähekindlustatud inimeste jaoks on olulised metsad, kus leidub palju igapäevasega kogutavaid marju-seeni, kuna nendega teenimine nõuab vähe algkapitali.

Mitmekesisem metsamaastik ja diferentseeritum majandamisviis loob töökohti tulenevalt loovast ja planeerimist ja otsustamist nõudvast ülesandest. Samuti loob töökohti mitmekesine paljusid sektoreid haarav metsa kasutamine, mida võimaldab ökoloogilisi, kultuurseid ja sotsiaalseid funktsioone täitev metsastruktuur. Kui aga neid mittepuidulisi funktsioone toetatakse puidu väljaraiet vähendades, toob see kaasa metsandusega seotud töökohtade riigist välja liikumise — raiutakse mujal, kuna suur nõudlus puidu järgi tõenäoliselt jätkub (Kallio jt 2018). Automatiseerimise tõttu väheneb aga töökohtade arv metsanduses tõenäoliselt ikkagi. Selle pärast oleks vaja hakata leidma töökohti juba nüüd ka väljaspool puidu tootmist. Seega on olukord, kus võiks soovitada tööturu mitmekesistamist mittepuiduliste hüvede turustamise kaudu. Toimuva diskussiooni valguses, et praegune raiemaht ei pruugi olla jätkusuutlik (nt Berg 2018), ning siis ole tagatud ka metsandusega seotud töökohtade pikaajaline säilimine. Seega tuleks mh tähelepanu pöörata mittepuiduliste funktsioonidega seotud töökohtade loomisele perioodiks, mil raievõimalused on väiksemad, samuti puidu väärdamisele ja võimalikult väärtuslike puude kasvatamisele, mis võimaldaks luua kõrgepalgalisi töökohti või toetada majanduslikult vähem tootvaid töökohti. Kui varemalt on metsandus hoidnud töökohti maapiirkondades, siis üha on need koondunud linnadesse tänu tehnoloogilisele progressile metsa majandamisel ja selle korraldamisel. Mittepuiduliste funktsioonide toetamine mh puistute struktuuri kaudu aitaks taasluua töökohti ka väikestes maakohades ning selle saavutamiseks ei tohiks põlata majandamisvõtteid, mis nõuavad enam tööjõudu, kui eesmärk on luua töökohti ja eriti maapiirkondadesse.

Puhkeväärtus

Looduskeskkonna positiivne mõju inimese vaimsele ja füüsilisele tervisele on veenvalt tõestatud (Russell jt 2013), näiteks esineb lapsepõlves rohealade lähedal elanud inimestel vähem skisofreeniat (Engemann jt 2018). Eesti lastekirjandusest nähtub, et lapse positiivse vaimse arengu toetamiseks on vajalikud metsa lähedal elamine või seal elavad sugulased; metsas elamise asemele on lasteraamatutes tekkinud metsas ära käimine, puhkemetsa külastus (Lees 2014), mis rõhutab kergesti ligipääsetavate metsade olulisust. Eestis on küll metsa palju, kuid puhkeväärtuslikus mõttes võib esmatähtsaks pidada linna(lähedasi) metsi, mille puhul on kohati probleemiks kahandamine ja hakkimine uusarendustega (Orru jt 2015). Samuti häirivad linnaelanikke ootamatud raied, mistõttu on soovitatav kooskõlastada raielood linnametsades kohaliku omavalitsusega (Levald 2017) või viia need metsad linna omandusse. Kuigi linnametsadel on ka negatiivseid külgi nagu kuritegevuse riski võimalik tõus, peetakse üleilmselt vajalikuks nende pindala ja funktsionaalsuse kasvatamist (Endreny 2018). Metsaregistri andmetel on Eesti asulate sees ja lähiümbruses (raadius 3 km) metsasus 34%, ning metsaeraldise ligipääsetavus lähimast teest on keskmisele 170m. Samas, hea ligipääsetavusega metsade seas on palju noori või raieküpseks saanud metsi, vähe vanu metsi (joonis 4).



Joonis 4. Asulaümbruse metsade vanuseline ja distantsiline jaotus. Algandmed Eesti Metsaregisteri mai 2018.

Metsade struktuuri sobivust rekreatsiooniks on inimeste eelistuste tasemel palju uuritud. Üldiselt loetakse headeks puhkemetsadeks küpseid ja vanemaid metsi, kus lageraieid peaaegu ei ole, kuid mets on hõre (nt Eggers jt 2017). Eriti madala rekreatsioonilise väärtusega on noorendikud (Edwards jt 2011). Rekreatsioonilist väärtust kasvatavad paremad orienteerumisjuhendid ning teenuste ja vahendite pakkumine matkaradadel (Nestra-Junolaine 2014, Kaevats 2015); puistu struktuuri osas vanade erikujuliste puude ja männikute suurem hulk (Vassiljev jt 2010) ning paljude surnud puudega metsakahjustuse minimeerimine (Hansson jt 2012, Nestra-Junolaine 2014). Kui vaadelda teemat metsamaastiku kontekstis, võib kitsaskohtadeks pidada tendentsi üheliigiliste ja lihtsa struktuuriga puistute osakaalu suurenemisele. Näiteks Saksamaal Swarzwaldis toovad looduses puhkajad häiriva faktorina välja loodusliku-ilmseliste puistute vähesuse ja taimestiku ühetaolisuse, monokultuurid (Mann ja Jeanneaux 2009). Ka Rootsi uuring näitab, et inimesed eelistavad erivanuselise leht-okas segametsa mõõduka määra kõdupuiduga (Nielsen jt 2007). Eesti riigimetsa puhke- ja kaitsealasid külastavad inimesed on üldiselt metsa seisukorraga rahul (RMK 2018), seega, kui soovida metsade puhkeväärtust kasvatada, on selleks suurem potentsiaal tavalistes majandusmetsades ja inimasulate lähedastes metsatukkades (Räst 2014). Tundlike kohtade kaardistamiseks võib kasutada nii kogukonna kaasamist, ekspertküsitlust kui ka inimvalimi põhjal modelleerimist (Römer jt 2015, Remm jt 2018). Et siduda metsa rohkem kohaliku kogukonnaga, võiks kaaluda sarnaselt ühiskondlike külavanematega soovijatel valida kohaliku piirkonna „metsavanem“, kes saaks metsaomanikega sidet pidada. „Metsavanem“ tagaks parema infovahetuse ühiskonna ootuste ja majandustegevuse vahel ja leevendaks ühiskonna soovi vana aja metsavahi järele.

Majanduslik funktsioon

Metsade majanduslikku funktsiooni täitmist riiklikul tasemel iseloomustavad kasumi tootmise jätkusuutlikkus ja see kuivõrd metsad toetavad majanduse kompleksuse suurenemist. Kõrge majanduslik kompleksus näitab võimekust majanduskasvuks (Hausmann jt 2013) ning eeldab

metsalt erinevaid loodushüvesid (st struktuurselt mitmekesisemat metsa). Eesti Metsapoliitika eesmärk on olemasoleva elurikkuse säilitamine ning samal ajal puidu ja mittepuiduliste hüviste tootmismahu ja väärtuse suurendamine (Riigi Teataja 1997). Seega tuleb optimeerida majanduslikke eesmärke ökoloogilise, kultuurilise ja sotsiaalse funktsiooni täitmist võimendava metsastruktuuri piires. Majandusliku funktsiooni täitmist mõjutab aga tugevalt turunõudlus, samas kui teised funktsioonid on esmajärgus sotsiaalseid kanaleid kaudu reguleeritavad. Kui eelmise Metsanduse Arengukava (2010–2020) raames tegeldi füüsilisest isikust metsaomanike huvi tõstmisega metsade puidu majandamise vastu ja selle intensiivistamisega, siis järgmises etapis oleks tarvilik soodustada mittepuiduliste hüvede tootearendusi.

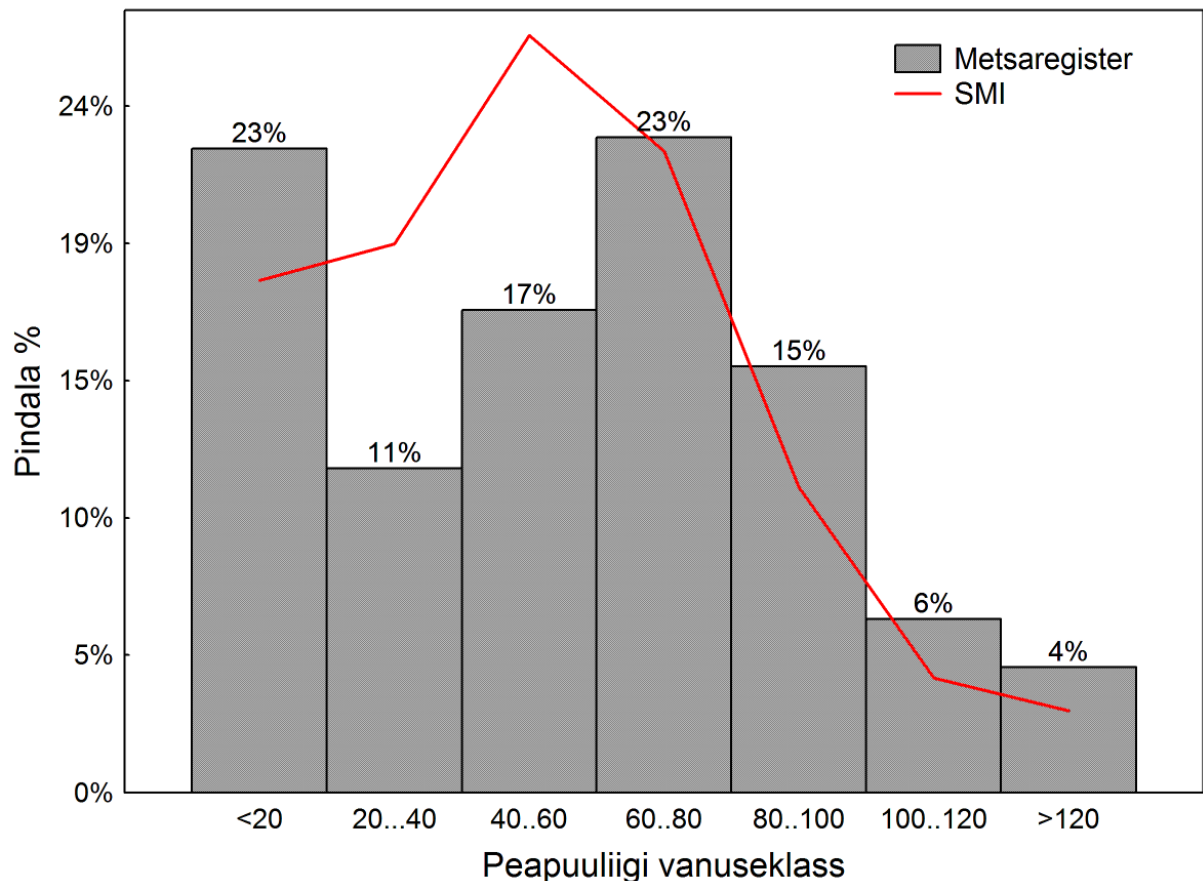
Puiduline

Üldistatult peaks majandusliku funktsiooni täitmiseks metsade struktuur looma võimaluse stabiilseks puiduvarumiseks ja puiduvaru prognoosimiseks. Metsanduse arengu eelduseks on stabiilne toorainevaru olem ja kättesaadavus (MAK 2010-2020). Riigikontrolli audit näitas, et aastal 2010 tulnuks tulevikus samasugust kasutust lubava vanuselise struktuuri tagamiseks raiemahte vähendada (Riigikontroll 2010). Paraku on lageraiete pindala pideva suurendamisega: 2010. ja 2015. a vahemikus 34% (Valgepea jt 2017), muudetud metsade struktuuri üha ebasobivamaks isegi puhtalt majanduslikust eesmärgist lähtudes. Samas ajavahemikus on kasvanud ka metsa üldpindala, kuid vaid 3% (Raudsaar jt 2017b). Riigimetsades on tõusnud lageraiete pindala võrreldes riigikontrolli auditi aja määraga rohkem kui kaks korda (Valgepea jt 2017). Väljakujunenud metsade struktuur ei soodusta ühtlast kasutust. Lühiperspektiivis võimaldab see aktiivset puidukasutust, mis aga toob kaasa muudatused (mõne sortimendi vähenemise) tulevikus. Struktuuri ühtlustamiseks tuleb raiemahte veelgi järsemalt ja tugevamalt kärpida, kui toona Riigikontrolli poolt soovitatud 30 kuni 70% olenevalt puuliigist.

Teoreetilise analüüsi põhjal on tulususe tõstmiseks ja metsakahjustuste vältimiseks (eriti kuusikutes) soovitatud kohati kasutada lühemaid raieringe (Korjus 2011). Nende rakendamisel on aga veelgi raskem tagada metsade ökoloogilist funktsiooni ja seega nende tasuvus väheneb ökoloogilisse funktsiooni investeerimise arvelt. Siiski on mitmed simulatsiooniuuringud leidnud, et intensiivistamine koos kaitsealade pindala suurendamisega võib anda nii kõdupuidu ja teiste loodusmetsaliikide kui ka puidutootlikkuse jaoks positiivse tulemuse (Ranius ja Roberge 2011). Eestis pole sellist analüüsi tehtud ja seepärast pole teada, milline peaks olema kaitsealade pindala ja intensiivistamisest tõusev lisatulu, et süsteem oleks jätkusuutlik.

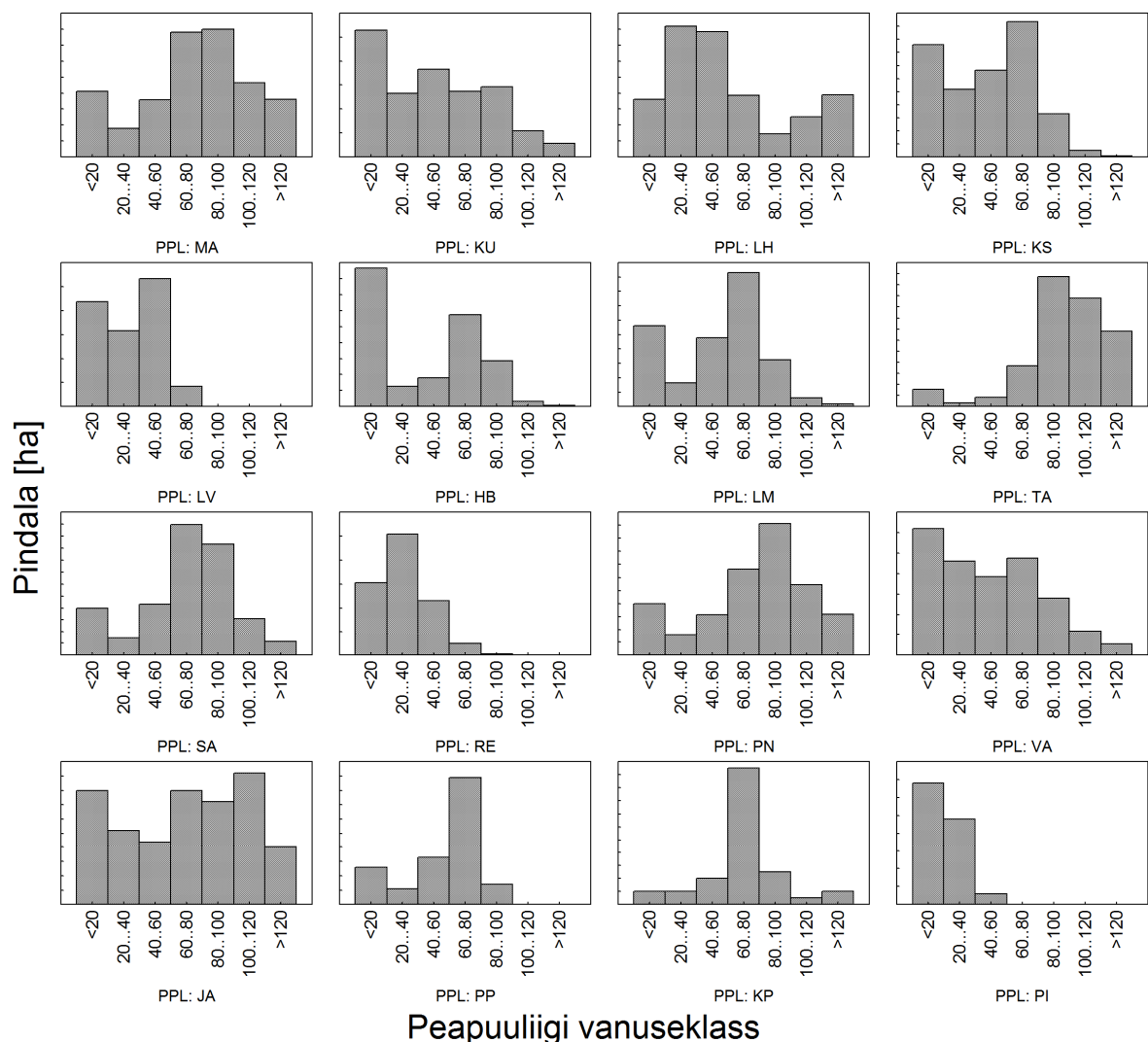
Majandusliku funktsiooni täitmine sõltub suuresti turunõudlusest, nt kütteks kasutatava puidu nõudlusest (Korjus jt 2012) ning turuhindade erinevusest kvaliteetse (tiheda, aeglaselt kasvanud) ja vähem kvaliteetse puidu osas (Moore ja Lehneke 2012), samuti jämedate ja peenemõõduliste sortimentide hinnasuhtest. Viimaste aastate trendid, mis Eesti puiduturgu ilmselt ka lähikümneks kujundavad on Pariisi kliimalepe ja selle eesmärgid taastuva energia osas ning kasvav huvi ja poliitiline soosing puitehitiste osas. Puidutoodete turgude kaupa vaadelduna ennustatakse tugevalt kasvavat nõudlust ehituses, liimpuidu- ja pelletitööstuses. Vähest tõusu või koguni langust saematerjali, puitpaneelide ja paberitööstuses (UNECE COFFI

2017). Lisaks soosib aktiivsem puidu kasutamine energeetikas saematerjali-, vineeri- ja keemilist tselluloositootmist, kuna neis tootmisharudes tekib palju puidujääke võrreldes puitkiudplaatide või mehhaanilise tselluloositootmisega (Lauri jt 2017). Raieringide lühendamise ja metsade olemi järgi raiumise juures võib majanduslikku funktsiooni piiravaks faktoriks olla jämedama ja tihedama puiduga sortimendi hankimine ja sellega ehitusturu nõudlusele vastamine, kuna metsade vanuseline jaotus on nooremate metsade poole kaldu (joonised 5–6).



Joonis 5. Eesti metsade pindala jaotus vanuseklasside vahel.

Näha on noorte metsade hüppeliselt suur osakaal Metsaregistri kaugseirega korrigeeritud andmete põhjal, samas SMI järgi (punane joon) on rohkem keskmise vanuses metsi. Erinevuse põhjuseid on arvatavasti palju (näiteks Metsaregistri andmete ebäühtlane uuendamine, metsamaa erinev esindatus andmebaasides jpm). Algandmed Eesti Metsaregister ja U.Petersoni metsade kaugseire analüüsid KAURile ja SMI andmepäring KAURi kodulehelt.



Joonis 6. Sagedasemate peapuuliikide pindalaline jaotus vanuseklasside vahel. Erinevalt üldises jaotuses (eelmine joonis) on näha mõnede puuliikide jätkusuutikust tasakaalust väljas olev jaotus, nagu näiteks haab, tamm, saar, pärn ja künnapuu. Algandmed: Eesti Metsaregister, mida on korrigeeritud U.Petersoni metsade kaugseire analüüsid KAURile.

Turunõudlusele vastavalt võiks rõhuda just jämeda okaspuu pidevale raievõimalusele ning hakkpuidu (energiapuidu) kogumisele harvendus ja lõppraietel ning avakoosluste puhastamisel väljaspoolt metsamaad (niiduliikide jt avakoosluste toetamiseks).

Metsade struktuuri ja tulu teenimise seoste hindamise muudab keerulisemaks toetustesüsteem, mis võib soosida vähemtulusa struktuuri hoidmist. Näiteks Soome metsade puhul on modelleerimine näidanud, et püsimetsa majandamine on lageraiepõhisest metsamajandusestüldiselt tulusam, kuid mitmesugused toetused, näiteks metsaistutamisele, soosivad ühealaste kultuurpuistute ja lageraiete kasutamist (Pukkala jt 2015). Seepärast tuleks ka Eestis erinevaid majandusstsenaariume analüüsida ja neist lähtuvalt toetustesüsteem üle vaadata.

Eesti metsade kasv tõenäoliselt kiireneb mõnevõrra kliima soojenemise mõjul, kuid vahe pole suur ja sellest tõusva kasumi võivad ära süüa kahjurid ja haigustekitajad, või kasvu pidurdada

sagenevad põuad (Reyer 2015, Sellin jt 2017). Seega ei tasu planeerida suuremaid raiemahte eeldades kiirenevat kasvu.

Majandusliku konkurentsivõime kasvatamiseks peetakse eelkõige oluliseks tooteportfelli mitmekesistamist ja väiksemate ettevõtete efektiivsemaks muutmist (Raudsaar jt 2017a), mitte niivõrd metsade struktuuri muutmist. Samas vaid mitmekesisem metsamaastik soodustab toodete pikaajalist mitmekesisust.

Korilus ja jaht

Metsaandide korjamisel ja jahil on nii majanduslik, sotsiaalne kui ka kultuuriline tähtsus. Mustikakorjamisest lähtuvad, kuid samas ka teiste metsaandide kogumise traditsiooni toetavad, parandamissoovitused oleks raiete vältimine või häil- ja valikraied küladele ja linnadele lähemates metsades, eriti pohla, jänese kapsa-pohla, mustika ja samblasoo metsades, aga ka korilusvõimaluste laiem teadvustamine kaitsealadel. Metsaandide korjajad ei ole tavaliselt keskendunud ühele liigile, vaid koguvad mitmesuguseid seeni-marju. Praeguse majandamispraktika üheks kitsaskohaks on lageraied, mis põhjustavad inimeste ilmajäämist oma harjumuspärastest metsapuhkuse ja koriluse kohtadest (Remm 2018a). Jahipidamise võimalusi piiravad pigem ulukite arvukus ja küttimise määr. Metsastruktuuri olulise piiranguna välja ei tooda (Alas 2016).

Turism ja puhkemajandus

Looduse kui ajendi finantskäibe tekkimisel tähtsus on tõenäoliselt alahinnatud, kuna tüüpiline on olukord, kus reisimise motiiv ja eesmärk on rekreatiivne tegevus looduses, kuid tehtavad finantstehingud (kulutused) toimuvad selliselt, et ametliku statistika järgi ei ole need loodusturismi kui majandusharuga seostatavad (Ehrlich 2013). Mujal maailmas on metsaga seotud turismi panust majandusse siiski hinnatud, nt Šotimaal (kus metsasus on 19%, Forestry Commission 2017) on hinnatud, et turismi ja rekreatsioonisektori kogulisandväärtus moodustab vähemalt viiendiku kogu metsaga seotud sektori (lisaks metsandus- ja puidutööstussektor) omast (CJC-Consulting 2015), kuid Eesti kohta vastavad uuringud puuduvad (vt ptk 1.3) ning ilmselt tuleks siin vaadelda metsa koos ja võrdlevalt teiste looduskooslustega. Eesti turismipotentsiaali hoidmiseks peetakse oluliseks raiete tugevat vähendamist kaitsealadel ning just loodusmetsade hoidmist, sest need tõstavad Eestit esile võrreldes Lääne- ja Kesk-Euroopaga (Mengel 2017).

Üldises plaanis on Eestis loodusturismi sõltuv metsasusest ja üldisemast loodusmaastike hulgast (Ehrlich 2013, Keskkonnaagentuur 2017). Loodusturismiga tegelevaid ettevõtteid on eriti palju (Harjumaal Tallinna-mõjulise erindina välja jättes) Pärnumaal, Valgamaal, Ida-Virumaal ja Saaremaal, kus ka metsasus on üle Eesti keskmise, vähe aga Jõgevamaal, Järvamaal, Viljandimaal, Raplamaal ja Tartumaal, kus metsasus on suhteliselt väike. Hiiumaa ilmselt on juba teistpidine näide, kus metsi on sedavõrd palju ja asustust vähe, et see on põhjuseks suhteliselt vähesele loodusturismi-ettevõtete arvule. Seega võiks metsade

rekreatsioonilise väärtuse suurendamiseks suurendada kõrge puhkeväärtusega metsade pindala ja osakaalu metsavaesemates piirkondades, nagu intensiivse põllumajanduse aladel.

Lühijäreldus ja erinevate funktsioonide kokku toomine

Vaid ühest funktsioonist lähtuvad soovitused on puhuti mõnd teist funktsiooni pisendavad (joonis 1) Sellistel juhtudel tasub soovitusi järgida maastikus diferentseeritult, nt kultuurilisest ja sotsiaalsest funktsioonist lähtuda asulate lähedal ja pühapaikades, ökoloogilisest ajaloolistel hästi ühendatud metsamaadel ning (puidu)majanduslikust vahepeal põllumajanduslikus kasutuses olnud metsamaadel.



Joonis 7. Metsa funktsioonide paremaks täitmiseks antud mõnede metsa struktuuri puutuvate soovituste hinnanguline mõju neile ja teistele funktsioonidele. Kõrgemal asuv joon viitab positiivsemale mõjule. Allpool rõhthoont on negatiivse mõjuga soovitused. Lähteseisundina on arvestatud praegust metsade struktuuri. Kujutatud hüpoteetilised hinnangud andis Liina Remm. Teematika analüütilisem käsitlus vajaks täiendavaid teadusuuringuid.

Sageli on lõivsuhtes ökoloogiline ja majanduslik funktsioon. Täiendava vajaduse majandamise intensiivsuse piiramiseks majandusmetsadeks määrab aga asjaolu, et metsakaitsealad ei ole veel oma ökoloogilise funktsiooni täitmiseks piisavalt vanad ega ka piisavalt ühendatud (Lõhmus 2016).

Tänu loodusharidusele on tulevikus tõenäoliselt ökoloogilise ja rekreatsioonilise funktsiooni ühitamine lihtsam, hoolimata sellest, et praegu meeldib enamikule inimestest majandatud mets (just kõrgpuistu faasis) rohkem kui looduslik, rohke kõdupuiduga mets. Näiteks meeldivad Helsingi looduslikuma struktuuriga metsad rohkem just noortele kõrgemalt haritud inimestele (Tyrväinen jt 2003) ja Põhjamaades on võrreldes 1970-ndatega hakatud looduslikke metsi meeldivamaks hindama (Lindhagen ja Hörnsten 2000). Ökoloogiliste teadmiste suurendamiseks sobiksid hästi inimasulate lähedased näidismetsatukad (Räst 2014).

Kõikide funktsioonide täitmist võiks soodustada metsamaastiku mitmekesisuse hoidmine ja toetamine, seda nii puistute liigilise koosseisu kui ka majandamisviiside osas. Ettevõtete mitmekesisus ja elurikkus võimaldavad operatiivsemalt tundmatu tulevikuga kohastuda ning pakuvad virgestavalt huvitavat puhkemaastikku.

Kasutatud kirjandus

- Alas, T. (2016). Kas jahiturismil on Eestis potentsiaali? Maa Elu 4.08.
- Berg, K. (2018). Mure metsa pärast – kuidas juurdekasvu arvutatakse? Sirp 6.04.
- CJC-Consulting 2015. The economic contribution of the forestry sector in Scotland. In The Economic Contribution of the Forestry Sector in Scotland; CJC Consulting: Oxford, UK.
- Ebenhard, T., Forsberg, M., Lind, T., Nilsson, D., Andersson, R., Emanuelsson, U., ... & Ståhl, G. (2017). Environmental effects of brushwood harvesting for bioenergy. *Forest Ecology and Management*, 383, 85-98.
- Edwards, D., Jensen, F. S., Marzano, M., Mason, B., Pizzirani, S., & Schelhaas, M. J. (2011). A theoretical framework to assess the impacts of forest management on the recreational value of European forests. *Ecological Indicators*, 11(1), 81-89.
- Eggers, J., Holmgren, S., Nordström, E. M., Lämås, T., Lind, T., & Öhman, K. (2017). Balancing different forest values: Evaluation of forest management scenarios in a multi-criteria decision analysis framework. *Forest Policy and Economics*.
- Ehrlich, Ü. (2013). Eesti loodusturism kui majandusharu. Loodusturismi rahalise mahu hindamise meetodika, ülevaade teenusepakkujatest, külastajate hulgast ja Eesti loodusturismi rahalisest mahust 2012. aastal. Tallinn
- Eilart, A., Koka, A. (2011). Pintsliiga tõmmatud Eesti. Eesti Ajalehed.
- Eltis, J., Kuus, A., Leibak, J. (koostajad) (2018) Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing. Tartu.
- Endreny, T. A. (2018). Strategically growing the urban forest will improve our world. *Nature communications*, 9(1), 1160.
- Engemann, K., Pedersen, C. B., Arge, L., Tsirogiannis, C., Mortensen, P. B., & Svenning, J. C. (2018). Childhood exposure to green space—A novel risk-decreasing mechanism for schizophrenia?. *Schizophrenia research*.
- Forestry Commission (2017). Forestry statistics. www.forestry.gov.uk/statistics
- Gromtsev, A. (2002) Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. *Silva Fennica* 36, 41-55
- Hausmann, R., Hidalgo, C. A., Bustos, S., Coscia, M., Simoes, A., & Yildirim, M. A. (2014). The atlas of economic complexity: Mapping paths to prosperity. Mit Press.

- Hiite Maja, Faktum Ariko (2014). Elanike hoiakud seoses hiite jt looduslike pühapaikadega. https://www.flaj.ut.ee/sites/default/files/www_ut/aruanne2014_faktumariko.pdf
- IPBES 2018 Chapters of the regional and subregional assessment of biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Unated Nations. Columbia.
- Jüriado, I., Karu, L., Liira, J. (2012). Habitat conditions and host tree properties affect the occurrence, abundance and fertility of the endangered lichen *Lobaria pulmonaria* in wooded meadows of Estonia. *The Lichenologist*, 44(2), 263 - 276.
- Jüriado, I., Leppik, E., Lõhmus, P., Randlane, T., Liira, J. (2015). Epiphytic lichens on *Juniperus communis* – an unexplored component of biodiversity in threatened alvar grassland. *Nordic Journal of Botany*, 33, 128–139. DOI: 10.1111/njb.00650.
- Jüriado, I., Liira, J. (2009). Distribution and habitat ecology of the threatened forest lichen *Lobaria pulmonaria* in Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica*, 46, 55 - 65.
- Jüriado, I., Liira, J. (2009). Distribution and habitat ecology of the threatened forest lichen *Lobaria pulmonaria* in Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica*, 46, 55 - 65.
- Jüriado, I., Liira, J. (2010). Threatened forest lichen *Lobaria pulmonaria* – its past, present and future in Estonia. *Metsanduslikud Uurimused (Forestry Studies)*, 53, 15 - 24.
- Jüriado, I., Liira, J., Csencsics, D., Widmer, I., Adolf, C., Kohv, K., Scheidegger, C. (2011). Dispersal ecology of the endangered woodland lichen *Lobaria pulmonaria* in managed hemiboreal forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 20, 1803 - 1819.
- Jüriado, I., Liira, J., Csencsics, D., Widmer, I., Adolf, C., Kohv, K., Scheidegger, C. (2011). Dispersal ecology of the endangered woodland lichen *Lobaria pulmonaria* in managed hemiboreal forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 20(8), 1803 - 1819.
- Jüriado, I., Paal, J. & Liira, J. 2003. Epiphytic and epixylic lichen species diversity in Estonian natural forests. - *Biodiversity and Conservation* 12: 1587-1607.
- Kaasik, A. (2017). Rüstatud pühapaigad. http://eestimetsaabiks.emaliikumine.ee/wp-content/uploads/2018/04/ryystatud_pyhapaigad_avaldamiseks.pdf
- Kaevats, G. (2015). Rekreatiivsete loodusturismitoodete arendamine RMK Oandu-Ikla matkatee näitel (Magistritöö, Tartu Ülikooli Pärnu kolledž).
- Kalamees, R.; Püssa, K.; Tamm, S.; Zobel, K. (2012). Adaptation to boreal forest wildfire in herbs: responses to post-fire environmental cues in two *Pulsatilla* species. *Acta Oecologica - International Journal of Ecology*, 38, 1–7. DOI: 10.1016/j.actao.2011.08.002.
- Kalda, R., Kalda, O., Lõhmus, K., Liira, J. (2015). Multi-scale ecology of woodland bat the role of species pool, landscape complexity and stand structure. *Biodiversity and Conservation*, 24 (2), 337–353. DOI: 10.1007/s10531-014-0811-6.
- Kallio, A. M. I., Solberg, B., Käär, L., & Päivinen, R. (2018). Economic impacts of setting reference levels for the forest carbon sinks in the EU on the European forest sector. *Forest Policy and Economics*, 92, 193-201.
- Keis, M., Tammeleht, E., Anijalg, P., Plumer, L., Hindrikson, M., Saarma, U. 2015. Karu ja hundi geneetiline analüüs loodusmassiivide sidususe kontekstis. LOORA projekti aruanne.
- Keskonnaagentuur (2018). Aastaraamat Mets 2016. Tallinn.
- Kohv, K & Liira, J. 2005. Anthropogenic disturbances, structural changes and indicators in the boreal forest. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 122-134.
- Kohv, K., Zobel, M., Liira, J. 2013. The resilience of the forest field layer to anthropogenic disturbances depends on site productivity. *Canadian Journal of Forest Research*, 43 (11), 1040–1049, 10.1139/cjfr-2013-0030.

- Korjus, H., Põllumäe, P., Rool, S. 2011. Profitability analysis of short rotations in Scots pine, Norway spruce and silver birch stands. – *Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused* 54, 28–36. ISSN 1406-9954.
- Kukk, P. (2015). Mikroelupaiku pakkuvad struktuurielemendid erineva kujunemisajalooga puistutes (Magistritöö, Tartu Ülikool).
- Kultuuriministeerium (2008). Eesti ajaloolised looduslikud pühapaigad. Uurimine ja hoidmine. Valdkonna arengukava 2008–2012.
- Kuuluvainen, T. & Aakala, T. 2011. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica* 45: 823–841.
- Lebedys, A., & Yanshu, L. (2014). Contribution of the forestry sector to national economies, 1990-2011. *Forest Finance Working Paper (FAO)* eng no. 09.
- Lees 2014 Kuidas paistab mets lastekirjanduse aknast? *Õpetajate Leht* 2. mai.
- Leppik, E., Jüriado, I., Liira, J. (2011). Changes in stand structure due to the cessation of traditional land use in wooded meadows impoverishes epiphytic lichen communities. *The Lichenologist*, 43, 257 - 274.
- Leppik, E., Jüriado, I., Suija, A., Liira, J. (2013). The conservation of ground layer lichen communities in alvar grasslands and the relevance of substitution habitats. *Biodiversity and Conservation*, 1 - 24.
- Levald 2017 Linnamets pole vaid loodusand. *Sirp* 24.03.2017.
- Liira, J. & Kohv, K. (2010). Stand characteristics and biodiversity indicators along the productivity gradient in boreal forests: Defining a critical set of indicators for the monitoring of habitat nature quality. *Plant Biosystems*, 144, 211–220. DOI:10.1080/11263500903560868.
- Liira, J., Jürjendal, I., Paal, J. (2014). Do forest plants conform to the theory of island biogeography: the case study of bog islands. *Biodiversity and Conservation*, 23 (4), 1019–1039, 10.1007/s10531-014-0650-5.
- Liira, J., Lõhmus, K., Tuisk, E. (2012). Old manor parks as potential habitats for forest flora in agricultural landscapes of Estonia. *Biological Conservation*, 146(1), 144 - 154.
- Liira, J., Paal, T. (2013). Do forest-dwelling plant species disperse along landscape corridors? *Plant Ecology*, 214(3), 455 - 470.
- Liira, J., Sepp, T. (2009). Indicators of structural and habitat natural quality in boreo-nemoral forests along the management gradient. *Annales Botanici Fennici*, 46(4), 308 - 325.
- Liira, J., Sepp, T., Kohv, K. (2011). The ecology of tree regeneration in mature and old forests: combined knowledge for sustainable forest management. *Journal of Forest Research*, 16(3), 184 - 193.
- Liira, J., Sepp, T., Parrest, O. (2007). The forest structure and ecosystem quality in conditions of anthropogenic disturbance along productivity gradient. *Forest Ecology and Management*, 250, 34–46.
- Liira, J., Sepp, T., Parrest, O. (2007). The forest structure and ecosystem quality in conditions of anthropogenic disturbance along productivity gradient. *Forest Ecology and Management*, 250, 34–46.
- Lõhmus, A. 2016. Eesti rangelt kaitstavate metsade tüpoloogiline analüüs. www.envir.ee/sites/default/files/metsade_range_kaitse_2016_alohmus.pdf
- Lõhmus, A., & Kraut, A. (2010). Stand structure of hemiboreal old-growth forests: characteristic features, variation among site types, and a comparison with FSC-certified mature stands in Estonia. *Forest ecology and management*, 260(1), 155-165.

- Lõhmus, A. & Remm, L. (2017). Disentangling the effects of seminatural forestry on an ecosystem good: Bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 404, 75–83.
- Lõhmus, A. & Lõhmus, P. (2005). Coarse woody debris in mid-aged stands: abandoned agricultural versus long-term forest land. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere*, 35, 1502–1506.
- Lõhmus, A. & Lõhmus, P. (2008). First-generation forests are not necessarily worse than long-term managed forests for lichens and bryophytes. *Restoration Ecology*, 16, 231–239. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2007.00266.x.
- Lõhmus, K. Paal, T. Liira, J. (2014). Long-term colonization ecology of forest-dwelling species in a fragmented rural landscape – dispersal versus establishment. *Ecology and Evolution*, 4 (15), 3113–3126, 10.1002/ece3.1163.
- Lõhmus, K. & Liira, J. (2013). Old rural parks support higher biodiversity than forest remnants. *Basic and Applied Ecology*, 14(2), 165–173.
- Lõhmus, P. (2003). Composition and substrata of forest lichens in Estonia: a meta-analysis. *Folia Cryptogamica Estonica*, 40, 19–38.
- Lõhmus, P., Rosenvald, R., Lõhmus, A. (2006). Effectiveness of solitary retention trees for conserving epiphytes: differential short-term responses of bryophytes and lichens. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere*, 36, 1319–1330. DOI: 10.1139/X06-032.
- Mann, C., & Jeanneaux, P. (2009). Two approaches for understanding land-use conflict to improve rural planning and management. *Journal of Rural and Community Development*, 4(1).
- Marmor, L. & Randlane, T. (2007). Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. *Folia Cryptogamica Estonica*, 43, 23–37.
- Marmor, L., Tõrra, T., Saag, L., Randlane, T. (2012). Species richness of epiphytic lichens in coniferous forests: the effect of canopy openness. *Annales Botanici Fennici*, 49, 352–358.
- Meier, E., Paal, J., Liira, J. & Jürjado, I. 2005. Influence of tree stand age and management to the species diversity in Estonian eutrophic alvar and boreo-nemoral *Pinus silvestris* forests. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 135–144.
- Mengel, R. (2017). tsitaat artiklis Sander-Sõrmus, M. Eriarvamus: Metsapoliitika ei arvesta turismisektori vajadustega. põllumajandus.ee 3.03.2017
- Moore, J. R., Lyon, A. J., & Lehneke, S. (2012). Effects of rotation length on the grade recovery and wood properties of Sitka spruce structural timber grown in Great Britain. *Annals of forest science*, 69(3), 353–362.
- Nellis, R. (toimetaja) 2016 Haudelinnustiku punktloendused 2016. aastal. Riigihanke nr 171210 osa nr 18 aruanne. Töö tellija: Keskkonnaagentuur, teostaja: Eesti Ornitoloogiaühing.
- Nestra-Junolaine, L. (2014). Otepää looduspargi matkaradade kasutamine ja külastajate rahulolu uuring (Magistritöö Maaülikoolis).
- Nielsen, A. B., Olsen, S. B., & Lundhede, T. (2007). An economic valuation of the recreational benefits associated with nature-based forest management practices. *Landscape and urban planning*, 80(1-2), 63–71.
- Nilson, A., Kiviste, A., Korjus, H., Mihkelson, S., Etverk, I., & Oja, T. (1999). Impact of recent and future climate change on Estonian forestry and adaptation tools. *Climate research*, 12(2/3), 205–214.
- Orru, K. Roose, A., Ainsaar, M., Gutmann, R., Gauk, M., & Orru, H. (2015) Keskkond, tervis ja heaolu. Väljaandes Eesti inimarengu aruanne 2014/2015. SA Eesti Koostöö Kogu. Tallinn.

- Paal, J., Degtjarenko, P., Suija, A., Liira, J. 2012. Vegetation responses to long-term alkaline cement dust pollution in *Pinus sylvestris*-dominated boreal forests – niche breadth along the soil pH gradient. *Applied Vegetation Science*, 16(2), 248 - 259.
- Paal, J., Turb, M., Köster, T., Rajandu, E., Liira, J. 2011. Forest land-use history affects the species composition and soil properties of old-aged hillock forests in Estonia. *Journal of Forest Research*, 16(3), 244 - 252.
- Paal, T., Kütt, L., Lõhmus, K., Liira, J. (2017). Both spatiotemporal connectivity and habitat quality limit the immigration of forest plants into wooded corridors. *Plant Ecology*, 218 (4), 417–431. DOI: 10.1007/s11258-017-0700-7.
- Plue, J., de Frenne, P., Acharya, K., Brunet, J., Chabrierie, O., Decocq, G., Diekmann, M., Graae, B. J., Heinken, T., Hermy, M., Kolb, A., Lemke, I., Liira, J., Naaf, T., Shevtsova, A., Verheyen, K., Wulf, M., Cousins, S. A. O. (2013). Climatic control of forest herb seed banks along a latitudinal gradient. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 1106-1117. DOI: 1106–1117.10.1111/geb.12068.
- Pukkala, T., Lähde, E., Laiho, O. 2012 Continuous cover forestry in Finland. Pukkala, T., & Gadow, K. (toim). Continuous cover forestry. Second ed. Springer Science & Business Media.
- Raudsaar, M., Laigu, R., Valgepea, M. 2017a. Majandusülevaade. Kogumikus Raudsaar, M., Siimon, K-L, Valgepea, M. Aastaraamat Mets 2016. Keskkonnaagentuur.
- Raudsaar, M., Sims, A., Timmusk, T., Pärt, E., Nikopensius, E. 2017b. Metsavarud. Kogumikus Raudsaar, M., Siimon, K-L, Valgepea, M. Aastaraamat Mets 2016. Keskkonnaagentuur.
- Reier, Ü., Tuvi, E. L., Pärtel, M., Kalamees, R., & Zobel, M. (2005). Threatened herbaceous species dependent on moderate forest disturbances: a neglected target for ecosystem-based silviculture. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20(S6), 145-152.
- Remm, L., Lõhmus, P., Leis, M., Lõhmus, A. (2013). Long-term impacts of forest ditching on non-aquatic biodiversity: conservation perspectives for a novel ecosystem. *PLoS ONE*, 8, e63086.10.1371. DOI: journal.pone.0063086.
- Remm, L., Rünkla, M., & Lõhmus, A. (2018)a. Bilberry (*Vaccinium myrtillus*) pickers on forest landscape: implications for sustaining a non-timber value. Posterettekanne Euroopa Looduskaitsebioloogia Kongressil Jyväskylä. DOI: 10.17011/conference/eccb2018/107510
- Remm, L., Vaikre, M., Rannap, R., & Kohv, M. (2018)b. Amphibians in drained forest landscapes: Conservation opportunities for commercial forests and protected sites. *Forest Ecology and Management*, 428, 87-92.
- Reyer, C. (2015). Forest productivity under environmental change—a review of stand-scale modeling studies. *Current Forestry Reports*, 1(2), 53-68.
- Richardson, J. L., Urban, M. C., Bolnick, D. I., & Skelly, D. K. (2014). Microgeographic adaptation and the spatial scale of evolution. *Trends in ecology & evolution*, 29(3), 165-176.
- Riigi Teataja (1997). Eesti Metsapoliitika, RT I 1997, 47, 768
- Riigikontroll (2010). Riigimetsa majandamise jätkusuutlikkus. Kas RMK jätab tulevastele põlvkondadele samasugused võimalused riigimetsade kasutamiseks, nagu on praegu? Riigikontrolli aruanne Riigikogule. Tallinn.
- Riigimetsa Majandamise Keskuse Külastuskorraldusosakond (2018) Külastajaseire RMK-s. RMK 2010. ja 2015. aasta külastajauuringu kokkuvõte.
- Royo, A.A. & Carson, W.P. (2006). On the formation of dense understory layers in forests worldwide: Consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 1345-1362.
- Runnel, A. (2018). Metsade maastikulise struktuuri ja järjepidevuse mõju elurikkusele. Bakalaureusetöö Tartu Ülikoolis.

- Runnel, K., & Lõhmus, A. (2017). Deadwood-rich managed forests provide insights into the old-forest association of wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology*, 27, 155-167.
- Runnel, K., Remm, L., Lõhmus, P., Kraut, A. & Lõhmus, A. (2018). Häiring võib tõsta metsa loodusväärtust. *Eesti Mets* 1, 38-44.
- Russell, R., Guerry, A. D., Balvanera, P., Gould, R. K., Basurto, X., Chan, K. M., ... & Tam, J. (2013). Humans and nature: how knowing and experiencing nature affect well-being. *Annual Review of Environment and Resources*, 38, 473-502.
- Räst, K. (2014). Lehtpuurikaste metsade struktuur ja ökosüsteemsete hüvede sotsiaalne väärtustamine (Magistritöö, Tartu Ülikoolis).
- Römer S., Viia, A., Tafel-Viia, K., Sepp, K., Terk, E., Lassur, S., Raet, J., Keskaik, A. 2015 Metoodika lageraiete mõju hindamiseks ja konfliktide ennetamiseks maastiku tasandil arvestades sotsiaalseid, majanduslikke ja ökoloogilisi mõjutegureid. RMK projekti aruanne.
- Rünk, K, Zobel, K. (2007). Phenotypic plasticity and biomass allocation pattern in three Dryopteris (Dryopteridaceae) species on an experimental light-availability gradient. *Plant Ecology*, 193, 85–99.
- Rünk, K., Zobel, M., Zobel, K. (2010). Different factors govern the performance of three closely related and ecologically similar Dryopteris ferns with contrastingly different abundance in a transplant experiment. *Botany-Botanique*, 88 , 961–969. DOI: 10.1139/B10-066.
- Sellin, A., Alber, M., Keinänen, M., Kupper, P., Lihavainen, J., Lohmus, K., ... & Tullus, A. (2017). Growth of northern deciduous trees under increasing atmospheric humidity: possible mechanisms behind the growth retardation. *Regional Environmental Change*, 17(7), 2135-2148.
- Sepp, T., Liira, J. (2009). Vanade salumetsade rohuringe koosseis ja seda mõjutavad tegurid. *Metsanduslikud Uurimused (Forestry Studies)*, 50, 23 - 41.
- Siitonen, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological bulletins* 49, 11–41.
- Soomets, E., Lõhmus, A., & Rannap, R. (2017). Brushwood removal from ditch banks attracts breeding frogs in drained forests. *Forest Ecology and Management*, 384, 1-5.
- Stokland, J.N., Tomter, S.M., Söderberg, U., 2004. Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia. *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality* 51, 207–226.
- Suija, A., Liira, J. (2017). Community response to alkaline pollution as an adjusting re-assembly between alternative stable states. *Journal of Vegetation Science*, 28, 527–537. DOI: 10.1111/jvs.12506.
- Zobel, M. 1989. Secondary forest succession in Jarvselja, southeastern Estonia: changes in field layer vegetation. - *Annales Botanicy Fennici* 26: 171-182.
- Tarang, , l. jt 2007 Väike pärandkultuuri käsiraamat. Eesti Loodusfoto. Tartu
- Tyrväinen, L., Silvennoinen, H., & Kolehmainen, O. (2003). Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1(3), 135-149.
- UNECE COFFI (Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni Euroopa Majanduskomisjoni Metsa ja metsatööstuse komisjon) 2017 Market Statement on Forest Products Markets in 2017 and 2018. <http://www.unece.org/forests/fpm/timbercommittee.html>
- Valdes, A., Lenoir, J., Gallet-Moron, E., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., Closset-Kopp, D., Cousins, S. A. O., Deconchat, M., De Frenne, P., De Smedt, P., Diekmann, M., Hansen, K., Hermy, M., Kolb, A., Liira, J., Lindgren, J., Naaf, T., Paal, Taavi, Prokofieva, I. ... Decocq, G. (2015). The contribution of patch-scale conditions is greater than that of macroclimate in

- explaining local plant diversity in fragmented forests across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 24 (9), 1094–1105, DOI: geb.12345.
- Valgepea jt 2017 Raied. Kogumikus Raudsaar, M., Siimon, K-L, Valgepea, M. Aastaraamat Mets 2016. Keskkonnaagentuur.
- Wasof, S., Lenoir, J., Gallet-Moron, E., Jamoneau, A., Brunet, J., Cousins, S.A.O., de Frenne, P., Diekmann, M., Hermy, M., Kolb, A., Liira, J., Verheyen, K., Wulf, M., Decocq, G. (2013). Ecological niche shifts of understorey plants along a latitudinal gradient of temperate forests in north-western Europe. *Global Ecology and Biogeography* 22, 1130-1140.
- Vellak, K., Ingerpuu, N., Ehrlich, L., 2018. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine (viitenumber 183098) osa 16: kõdersammaltaimed (Anthocerotophyta), lehtsammaltaimed (Bryophyta) ja helviksammaltaimed (Marchantiophyta) kõik liigid. Lepingulise töö (06.07.2017- 01.04.2018) lõpparuanne.
- Viljur, M. L., & Teder, T. (2018). Disperse or die: Colonisation of transient open habitats in production forests is only weakly dispersal-limited in butterflies. *Biological Conservation*, 218, 32-40.

Lisad

Lisa 1. Näide ökoloogilise funktsiooni täitmise hindamisest: torikseen Karvane kõbjas (*Trametes trogii*)

Selle liigi Punase nimestiku hinnangu koostasid Asko Lõhmus ja Indrek Sell. Karvane kõbjas, NT 2018, (viimase Punase nimestiku hindamise kinnitamine juhtrühma poolt on veel ees) asustab eeskätt suuremõõtmeliste haabade tüügaspuid häiringualadel. Selle liigi seisundit on ilmselt parandanud lehtmetsade osakaalu suurenemine ja alates 1990-ndatest jäetavad säilikpuud. Arvestades aga alandatud raievanuseid ja seega väiksemaid säilikpuuid raiesmikel, on tulevikus säilikpuud liigile vähem sobivad ning seetõttu on prognoositav langustrend. Seega võib praeguse metsade struktuuri veel lugeda sobivaks, kuid praeguste trendide jätkumine ja metsanduse intensiivistumine tulevikus muudab struktuuri ebasobivaks (st liik liiguks ohukategooriasse). Võimalik parandusmeede oleks raievanuste uuesti tõstmine ja jätkuvalt säilikpuude jätmine lageraitel. Seega paigutuks see karvane kõbjas liikide sekka, mis on IUCN kriteeriumite järgi ohu- või ohulähedasse kategooriasse ning mille jaoks peamine ohutegur oleks Eesti metsade majandamisest tingitud struktuurimuutus. Eesti metsanduspraktika võib olla selle liigi arvukust kas looduslikul tasemel hoidnud või suurendanud, kuid kuna ei üleilmselt ega Euroopas ei ole see liik ohustatud ei sobi ta rühma, kus on liigid, mis on Eesti metsamaastikul soodsas seisundis tänu metsade majandamisele nagu seda on viimasel kümnendil tehtud (st metsade majandamine soosib vastavat liiki), kuid mujal maailmas (globaalsel või Euroopa tasemel) oleks ohustatud.

Geneetilise mitmekesisuse säilitamine võib lisaks elusolendite iseväärtusele olla kasulik ka inimesele praegu ja prognoosimatus tulevikus. Selle liigi puhul sobib näiteks tema geenide kasutamine reoveepuhastus-ensüümi tootmiseks, et selle abil keskkonda vähekoormaval moel lagundada tekstiili värvimisel tekkivaid saasteaineid (Antošová jt 2018 *Biotechnology progress*).

Lisa 2. Liigirühmade ohutegurite ja kaitsesoovituste kokkuvõtted

Keskendusime kahele teemale: kas Eestis esineb liike, (1.) kes kuuluks IUCN kriteeriumite järgi ohu- või ohulähedasse kategooriasse ning kelle jaoks peamine ohutegur oleks Eesti metsade majandamisest tingitud struktuurimuutus; (2.) kes oleks Eesti metsamaastikul soodsas seisundis tänu metsade majandamisele nagu seda on viimastel aastakümnetel rakendatud, ning miks see on nii toimunud (Lisa 1 on näide alginfost) (Lisa 1 on näide alginfost). Ekspertid, kellega konsulteeriti: Anu Tiitsaar, Asko Lõhmus, Ilmar Süda, Jaanus Remm, Kadri Runnel, Kai Vellak, Mari-Liis Viljur, Piret Lõhmus, Tiit Teder, Veljo Runnel, Veljo Volke

Samblad

Võrreldes teiste ohuteguritega on kõige enam samblaliike Eestis ohustatud metsamajanduse tõttu: 36 liiki ohukategooriates, lisaks 20 liiki ohulähedased (Vellak jt 2018). Liikide kokkuvõtted rõhutasid vajadust vähendada kuivendamist, suurepinnaliste lageraiete asemel püsimeetsandust soosida ning tagada kavandatud salu- ja laanemetsa kaitsealade jõustumine (vt ka Lõhmus 2016). Peab arvestama, et nende muutumine mõju vanametsa liikide jaoks

kvaliteetseks elupaigaks võtab kohati veel aastakümneid. Kohaspetsiifilisemate võtetena saab soovitada puistu säilitamist (nt säilikpuugruppina) just suuremate kivide kui mõnede sammalde jaoks olulise substraadi ümber. Sammalde seas ei ole teada liike, mis oleks Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid mida Eesti metsandus soosiks

Soontaimed

Väga paljude metsaväliste soontaimede jaoks on metsandusest tulenev ohutegur niitude ja soode passiivne või aktiivne metsastamine ja kuivendamine. Paraku ei paku ka lageraiesmikud nende liikide jaoks alternatiivset elupaika, kuna avamaarohustu ja põõsad ja puude järelkasv kasvavad kiiresti peale. Eriti just liivastes kuivades kasvukohatüüpides esineb liike, mis vajavad väikseid maapinnahäiringuid ja nende kaitset saab korraldada mõõduka külustuskoormuse tagamisega puhkemetsades (Reier jt 2005). Näiteks võiks nõmmelgile olla soodsam, kui kasvukohtades ei keelataks jalutamist väljaspool tähistatud jalgteid ja laudteid.

Paljud metsas kasvavad ohustatud soontaimeliikide puhul tasub rakendada liigikaitselisi erimeetmeid. Üleriigilises mastaabis oleks paljude liikide seisundi parendamise vaja kontrastsete keskkonnatingimuste käiguga uuendusraiete asendamine püsimeetsandus. See aitaks luua sobivaid elupaiku juurde, et haruldastel liikidel oleks võimalik laiemale levida. Teine mitmetele liikidele oluline soovitus on märgade metsade parem hoidmine ja paiguti (harulduste kasvupaikades, kaitsealadel) kraavide sulgemine. Sestap tuleks tõhustada kraavide rekonstrueerimise piiranguid, eriti ohustatud märgade metsade ja soode liikide kasvukohtade naabruses. Nagu teistegi rühmade puhul joonistus välja plaanitavate salu- ja laanemetsade kaitse realiseerumise olulisus. Meil aastakümneid olnud varieeruva intensiivsusega majandamine (mõõdukas häiring) on soosinud küll mitmeid poolvarjulise elupaiga ja uuenemiseks avatud mullapinda vajavaid liike. Skandinaavia stiili majandamine (Eesti metsamajandajate pikaajaline püüdlus) aga ilmselt ühtegi Euroopa haruldast liiki ei soosi.

Torikseened

Aastakümnete pikkune metsade majandamine on 20-nda sajandi jooksul viinud mõned torikseente seast väljasuremiseni Eestis (vt ka Runnel & Lõhmus 2018). Peamiste kitsaskohtadena saab välja tuua kuuse, haava ja tamme jämedamõõtmeliste lamatüvede vähesuse. Neist lähtuvad soovitusel struktuuri parandamiseks. Väga oluliseks peetakse moodustavate laane- ja salumetsade kaitsealade realiseeruvat kaitset. Kuna paljudel juhtudel on ohufaktoriks lühike raiering, oleks soovitus taastõsta kuuse ja haava raievanuseid. Pikemas ajaskaalas on oluline luua vanade haava osalusega lehtmetsade võrgustik niisuguste kaitsealade piiranguvöönditesse, mille rangelt kaitstavates osades tekivad haava-segametsade asemele põliskuusikud. Selleks saab kasutada pikemaid raieringe, vähendada lausalisi intensiivseid hooldusraieid ning määratleda (ajutisi) vääriselupaiku. Üldvõtteks võiks olla ühel osal raiesmikest üksikpuude asemel haavatukkade jätmine, et haavad kauem püsti püsiks, ja neid ümbritseva raiesmiku looduslik uuenemine haavikuks või haava-segametsaks. Mitmete väga ohustatud liikide puhul on esialgu peamiseks vajaduseks majandamispiirangud teadaolevate leiukohtade ümber, mistõttu pole neil juhtudel vaja mitte üldisi regulatsioone, vaid pigem suutlikkust ja võimaluste loomist koha- ja liigipõhisteks piiranguteks, nt lageraiepõhise majandamise asendamine püsimeetsandusega, haabade säilitamine jne (kohati ka erimajandamiseks). Torikseente seas ei ole teada liike, mis oleks Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid keda Eesti metsandus soosiks.

Samblikud

Värsket Punase nimestiku hindamist pole veel tehtud, sestap kasutasime selleks valmistuva eksperdi (Piret Lõhmus) ülevaadet. Ohustatud metsasamblikud võib lihtsustatult jagada kolme gruppi: laialehistest puudest, kõdupuidust ja põlenud puidust sõltuvad liigid. Mitmed Eestis ohustatud samblikud vajavad substraadina laialehiseid vanu puid. Lisaks selliste puude soosimisele ja istutamisele metsamaastikul, aitaks nende seisundit parandada puhta õhuga maapiirkondade parkides vanade laialehiste puude hoidmine, mh kõdupuiduna. Kõdupuiduliikide jaoks saab soovitada kõdupuidu hulga suurendamist hoides seda alles majandusmetsades, eriti just niiskemates kuusikutes ning palumännikutes. Ka püsimetsandus võiks soosida selliseid liike (kuna sel puhul on metsa varjus olevaid kõdunenud kände), samuti eelmise metsapõlve kändude hoidmine üle lageraiesmiku faasi, et nad toimiksid levikukoldena uues metsapõlves. Söestunud puidu liikide jaoks on otstarbekas vähendada sanitaarraieid põlengualadel (vt ka Runnel jt 2018). Samblike seas ei ole esialgsetel andmetel liike, mis oleks Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid keda Eesti metsandus soosiks.

Limused

Aluseks võtsime viimase Punase nimestiku hindamise. Metsandusest tulenevad tegurid, mille tõttu mõned maismaateod on ohustatuks muutunud seisnevad madalsoode kuivendamises ning vanade kõdupuidurikaste salumetsade pindala vähenemises ja killustatuse suurenemises. Eriliselt rikka teofauna poolest eristuvad pangametsad. Seega on maismaatigudelegi oluline planeeritavate salumetsa kaitsealade realiseerumine. Tugevalt kõdusoostunud madalsoode taastamine oleks väga kulukas ja ei pruugi õnnestuda, kuid vähese kuivendusmõjuga madalsoode puhul oleks see mõistlik. Limuste seas ei ole liike, mis oleks Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid keda Eesti metsandus soosiks.

Päevaliblikad

Mitmete Eesti jaoks on ohuteguriks metsastamine, nt alvarite, nõmmede, liivikute ja avasoode liikidele. Raiesmikel, sihtidel ja metsatee äärtel on oluline roll nii kitsalt metsaga kui ka niiduliikide elupaigana, sh mõnede Euroopa tasemel ohustatud liikide jaoks. Intensiivse põllumajandusega piirkondades, kus niidud praktiliselt kadunud (suured alad Kesk-Eestis, Viljandimaal, Lääne-Virumaal), on majandatud mets leevenduseks avamaastikuliikide elupaigapuudusele. Siiski pole raiesmike tihedus maastikus nende liikide jaoks piirav faktor (Viljur ja Teder 2018) ja metsamajandusest ohustatud elustikku silmas pidades metsamajanduse suunamine, ei kahjusta liblikaid. Kuna aga liblikad väldivad tuuliseid alasid on neid ohustavaks tendentsiks raiesmike pindala suurenemine, sh mitmete lankide liitumisel kujunevad lagedad alad. Optimaalne oleks hoida raiesmike pindala 1-3 ha juures. Ajavahemiku 2008–2011 kohta tehtud analüüs näitab, et metsa tekkivate häilude keskmine pindala on 2,1 ha (Lisa 1), seega ei tohiks praegu see olla liblikate jaoks piirav faktor. Teine potentsiaalne ohutegur, mis mõjub röövikute toidutaimede kaudu, on puistute homogeniseerimine, mida põhjustab kultuuride rajamine ja kõrvalpuu (ja põõsa-) liikide tõrjumine.

Mardikad

Mardikate seas on pea paartuhat liiki, kelle kohta on sedavõrd vähe teada, et ei ole isegi võimalik hinnata, kas nad on ohustatud või mitte. Nende liikide jaoks, mis on hinnatud ohustatud või ohulähedasse kategooriasse, on Eesti metsade struktuuris piiravaks asjaoluks vanade suurte ja/või surnud puude vähesus, eriti tammede, haabade ja mändide. Haavaliikide

olukorra parandamisel saab lähtuda samast võttest, kui mõnede torikseente puhul. Tammeliikide puhul on esmalt primaarne hoida tammesid parkides, puisniitudel, alleedel, sh pärast puu surma, pikemas perspektiivis tammede ja teiste laialehiste puude soosimine metsanduses. Männiliikide toetamiseks oleks paslik rohkema kõdupuidu jätmine raietel, sanitaarraie vältimine või minimeerimine põlengualadel ning puhkemetsades. Kuuse ja lehtpuudega seotud vanade metsade liikide toetamiseks tulevikus on oluline planeeritavate salu- ja laanemetsade kaitsealade realiseerumine. Mardikate seas ei ole teada liike, mis oleks Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid keda Eesti metsandus soosiks.

Sihktiivalised

Eestis sihktiivaliste süstemaatilisi uuringuid viimastel aastakümnetel tehtud. Siiski ei anna ka Punase Nimestiku värsket hindamist tulemuseks metsandusest ohustatud liike. Samuti pole teada selliseid, mis Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid Eesti metsandusest soositud.

Kahepaiksed

Kahepaiksete jaoks võib peamiseks metsandusest tulenevast ohuks pidada kuivendust, soovivateks faktoriteks aga lageraiet ja kopra paisutusi kraavides. Metsandusest ohustatud liigina võib nimetada eelkõige rabakonna. Mõju leevendavate meetmetena saab soovitada üleujutusega märgalade (nt rabade servamärede) taastamist, (ajutiste) vääriselupaikade kehtestamist kopra paisutusega kraavidele, kraavide hoidmist päikesele avatuna ning leevendusveekogude loomist kuivendussüsteemidesse (Soomets jt 2017, Remm 2018b). Kahepaiksete seas ei ole liike, mis oleks Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid keda Eesti metsandus soosiks.

Linnud

Vaatlesime Linnuatlase (Elts jt 2018) liigikirjeldusi koos 2008. aasta Punase nimestikuga, kuna värsket punase nimestiku hindamist pole veel tehtud. Metsade muutustest tõusid ohuteguritena esile metsakuivenduse lagemärgalaid kahandav toime, niitude metsastumine, õõnepuude ja suurte puude raie ja tekke takistamine ning pesitsusaegsed metsatööd. Mitmete liikide jaoks moodustavad lageraiesmikud osa sobivast elupaigakompleksist, kuid nende puhul on oluliseks kriteeriumiks väike pindala (mõned hektarid) ja säilikuude (eelkõige suurte ja õõntega puude) olemasolu. Märjad raiesmikud on sooliikidest teatud aja kasutatavad tikutajale ja sookurele, aga see on samasugune erand kui põllulindudele (nt talvike) ajutise pagula pakkumine. Ulatuslike lagedate, nagu õõtsiksood või rannaniidud, liigid aga raiesmikke ei kasuta. Lisaks ohustatud liikidele, on täheldatud arvukuse kahanemist lindude seas üldiselt. Metsalindude arvukus on 1990-ndate algusest alates langustrendis, paiksete metsaliikide arvukus on hakanud kiiremini vähenema alates 2000-ndate algusest (Nellis 2016). Selle põhjuseks võivad olla metsade üldine noorenemine raiete tõttu ja pesitsusaegsed raided. Ei ole linnuliike, mis oleks Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid keda Eesti metsamajandus soosiks.

Imetajad

Vaatlesime asjakohaseid uuringuid, kuna värsket punase nimestiku hindamist pole veel tehtud. Imetajate seast eristub lendorav. See liik on haruldaseks jäänud ilmselt eelkõige just metsade tugeva majandamise ja ajaloolise (20. saj alguse) pindalamiinimumi tõttu. Praeguses metsade struktuuris on lendorava jaoks vajaka jäävaks faktoriks vanade õõnsustega haabade vähesus ja maastiku killustumine lageraietega.

Teiste imetajate jaoks üldiselt ei ole praegune metsastruktuur piiravaks faktoriks. Kaitsealade vahel on näidatud karu ja hundi piisavat geneetilist ühendatust (Keis jt 2015). Jahiulukite puhul on peamiseks arvukust kujundavaks faktoriks küttemäär. Pisiimetajad (v.a lendorav) ei ole ohustatud. Samas ei ole ka teada liike, mis oleks Euroopa või maailma tasemel ohustatud, kuid Eestis saaks tänu metsade majandamisele hästi hakkama.

Lisa 3. Raiesmike ja teiste häilude pindala 2011 kuni 2018

Pindalalisi muutusi hindavad Eesti metsades SMI, metsaregister ja kaugseirelised lahendused. Kõigil neil on omad tugevad ja nõrgad küljed. Andmete kombineerimine annab arvatavasti kõike adekvaatsema ülevaate. Järgnev on näide Metsaregistri ja kaugseire info ühendamisest.

- Kaugseire metoodika võimaldab hinnata suuremate häilude teket metsaga metsamaa piires, ilma põhjust hindamata, kas siis lageraie või suurepinnaline looduslik häire. Näiteks U.Petersoni metsamuutuste kaardistamine Eesti Metsaregistri tellimusel näitab, et aastas tekib metsamaasse keskmiselt 10500 suuremat häilu, mille keskmine pindala on 2.1 ha ning mille tekkimise intensiivsus on veidi kasvanud üle aastate (Tabel 1).
- Enamus „häilusid“ on alla 3 ha, kuigi on ka väga suurepinnalisi muutuseid (Tabel 2).

Tabel 1. Häilude teke metsade puurindes ajavahemikus 2011-2018. Häilud võivad olla tekkinud nii raiete või looduslike häiringute tõttu. Arvestatud on vaid häilusid, mille pindala on suurem kui 0.5 ha. Raiete hinnang on konservatiivne (st servaosa on häilu pinnast välja jäetud). Andmeallikad: U.Petersoni metsamuutuste andmestik Eesti Metsaregistri tellimusel (2011-2018).

Vaatusvahemik	Perioodi pikkus (aasta)	Häilude		Keskmine pindala	Pindala aasta kohta	Kogupindala perioodi jooksul
		arv	Arv aastas			
2011-2013	2.1	23015	10962	2.0	22010	46210
2013-2015	2.0	19124	9550	2.2	21415	42883
2015-2016	1.2	14015	11523	2.3	23735	32777
2016-2018	1.4	16040	11436	2.1	23735	33289
Kokku	6.7	72194	10742	2.1	23087	155159

Tabel 2. Häilude pindalaline jaotus puurindes ajavahemikus 2011-2018. Häilud võivad olla tekkinud nii raiete või looduslike häiringute tõttu Arvestatud on vaid häilusid, mille pindala on suurem kui 0.5 ha. Raiete hinnang on konservatiivne (st servaosa on häilu pinnast välja jäetud). Andmeallikad: U.Petersoni metsamuutuste andmestik Eesti Metsaregistri tellimusel (2011-2018).

	Pindala klass [ha]												Kokku
	<1	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	>10	
Arv	19510	24430	13312	6895	3507	1993	1075	546	288	174	119	345	72194
Protsent	27.0	33.8	18.4	9.6	4.9	2.8	1.5	0.8	0.4	0.2	0.2	0.5	

Lisa 4. Metsa kultuurilist-inspiratsioonilist väärtust selgitava miniuuringu küsitluskava

Metsanduse arengukava raames uurime, kas Eesti metsade struktuur (nt vanuseline ja geograafiline jaotus ning puuliigiline koosseis) on sobiv metsa erinevate funktsioonide jaoks inimese elus. Muu hulgas püüame avada kultuuriseost. Kui teil oleks võimalik vastata sellega seoses viiele küsimusele, siis

(1) Palun valige üks või mõni oma teos (tore, kui kirjeldate seda lühidalt, aga võite ka selle olemuse saladuseks jätta), milles otsesemal või kaudsemal viisil puudutate metsa teemat ja milleks saite inspiratsiooni metsamaastikul (sh ka näiteks raiesmikel) viibides, ja vastake järgnevatele küsimustele:

(1.1) Kus te selle töö jaoks inspiratsiooni saite? Palun märkige kaardil (juhend lisatud). Kui see pole võimalik, siis palun kirjeldage võimalikult täpselt asukohta ja metsa ilmet. Viimast saate teha ka juhul, kui inspiratsioon on tulnud mitmelt poolt ja asukoht pole enam meeles, kuigi metsamaastik ise meenub.

(1.2) Missugune see paik oli: puude suurus, liigid, üldine ilme?

(1.3) Missugused elemendid ja asjaolud selles paigas teid täpsemalt inspireerisid?

(2) Üldisemalt:

(2.1) Palun kujutage ette ja kirjeldage mõnd näidet metsamaastikust, mis teie jaoks väga vähe inspiratsiooni pakub või hüpoteetiliselt võiks pakkuda, sh metsade paiknemise osas.

(2.2) Analoogiliselt eelmise küsimusega: palun kujutage ette ja kirjeldage milline metsamaastik võiks teie loomingu toetada paremini, kui seda teeb praegune metsamaastik, sh metsade paiknemise osas?

Kas soovite jääda anonüümseks või lubate oma vastuseid nimega seostatult Metsanduse arengukava alusuuringu aruandes näidata?

I 3. Eesti metsade ökosüsteemiteenused

Aija Kosk (Eesti Maaülikool)

Sissejuhatus

Eesti metsanduse arengukava aastani 2020 käsitleb ja seab eesmärgid jätkusuutlikuks metsa majandamiseks, võttes aluseks metsa ökoloogilisi, majanduslikke ning sotsiaalseid funktsioone. Ökoloogia-alases kirjanduses kasutatakse terminit „funktsioon” erinevalt: sellega selgitatakse ökosüsteemi sisemist funktsioneerimist (näiteks toitainete mitmekordne kasutus ja toiduahela interaktsioon), aga ka kasuga, mida inimesed saavad ökosüsteemi omadustest ja protsessidest (näiteks toidu tootmine ja jäätmete käitlemine). Ökoloogilise ökonoomika alases kirjanduses käsitletakse ökosüsteemi funktsioone kui looduslike protsesside ja nende osade võimet pakkuda kaupu ja teenuseid, mis rahuldavad otseselt või kaudselt inimeste vajadusi ja soove ning võimaldavad inimeste eksisteerimise Maal (De Grooti jt. 1992, 2002; Costanza *et al.* 1997; Hanley & Barbier, 2009; Sall *et al.* 2012). Aastatuhande ökosüsteemide hindamise aruanne (*edaspidi* MEA¹³) (2005) kasutab nende kaupade ja teenuste märkimiseks terminit „ökosüsteemiteenused”.

Ökosüsteemiteenused (ÖST) on hüved, mida inimkond saab otse või kaudselt ökosüsteemi toimimisest. ÖSTe käsitletakse kui:

- kaupu ehk ökosüsteemi saaduseid nagu marjad, seemned, puit, ravimtaimed, joogivesi jms;
- teenuseid ehk turismi ja rekreatsiooni võimalusi, ökoloogilisi regulatsioonifunktsioone nagu veepuhastus, kliima regulatsioon, elupaigad, jäätmete lagunemine jms;
- kultuurilisi hüvesid ehk spirituaalseid ja religioosseid kogemusi, pärandkultuuri, õppimise ja teadustöö võimalusi jms.

Kui Eesti metsanduse arengukava aastani 2020 ja kehtiv metsaseadus räägivad metsa ökoloogilistest, majanduslikest, sotsiaalsetest ja kultuurilistest funktsioonidest, siis sisuliselt võib need funktsioonid võrdsustada ökoloogilise ökonoomika seisukohalt ökosüsteemiteenustega.

Ökoloogilise ökonoomika valdkonnas oluliste projektide nagu MEA (2005), TEEB¹⁴ (2008) ja CICES¹⁵ (2013) raames jaotatakse otsesed ökosüsteemiteenused (1) varustavateks, (2) reguleerivateks ja säilitavateks ning (3) kultuurilisteks teenusteks. MEA ja TEEB vaatlevad lisaks otsestele teenustele ka kaudseid teenuseid, jaotades need vastavalt tugiteenusteks või elupaigateenusteks (mis ei ole kattuvad). Kui ÖST määramise ja klassifitseerimise eesmärgiks

¹³ MEA – Millennium Ecosystem Assessment; Kättesaadav: <https://www.millenniumassessment.org/en/index.html>

¹⁴ TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity; Kättesaadav: <http://www.teebweb.org/>

¹⁵ CICES – Common International Classification of Ecosystem Services; Kättesaadav: <https://cices.eu/>

on nende (rahalise) väärtuse hindamine, siis topeltarvestuse vältimiseks käsitletakse ainult otseseid teenuseid ning seega sobib kasutamiseks CICES klassifikatsiooni.

ÖST väärtuse hindamiseks on võimalik kasutada erinevaid meetodikaid: indikaatorite-põhine, astmestike-põhine või inimeste rahalise eelistuse mõõtmine. Ökosüsteemide kaitse ja kasutuse korraldamiseks on soovitatud kasutada rahalise eelistuse mõõtmist, mis võtab arvesse nii ühiskonna väärtused kui ka ökosüsteemi võime pakkuda ühiskonnale mitmekesiseid teenuseid. (MEA, 2005)

Rahalise väärtuse arvutamise meetodikaid hakati avalike hüvede jaotamise korraldamiseks kasutama USAs 1930ndatel aastatel. Need, majandusteadlaste poolt välja töötatud meetodikad annavad sisend sotsiaalse tulu-kulu analüüsi teostamiseks. Niisugust analüüsi eesmärk on anda keskkonnakasutuse korralduse üle otsustajatele täiendavat informatsiooni, kas avalike hüvede erakasutusse andmine suurendab või vähendab ühiskonna heaolu. Eeldusel, et riigi eesmärk on ühiskonna heaolu suurendamine, tuleks avalike hüvede kasutamise otsused teha niisugused, et ühiskonna heaolu suureneks. Avalike hüvede (siinkohal ÖSTide) rahalist väärtust interpreteerides tuleb meeles pidada, et see ei näita ökosüsteemide sisemist väärtust. Rahaline väärtus näitab tegelike või potentsiaalsete tarbijate maksevalmidust ehk nõudlust kauba/teenuse järele antud ajahetkel. Maksevalmidus ei ole ajas konstantne suurus, see sõltub eelkõige tarbijate sotsiaal-majanduslikest näitajatest ning riigi majandus-poliitilisest olukorrast.

Käesoleva metsanduse arengukava aastani 2030 alusuuringu koostamise raames on materjalide kogumiseks kasutatud võrdväärselt otsingusõnu „ökosüsteemiteenused“, „ökosüsteemi teenused“, „ökosüsteemi kaubad“, „avalikud kaubad“, „avalikud teenused“, „looduse hüved“ ja „metsa funktsioonid“.

Kirjanduse ülevaade metsa ökosüsteemiteenustest

Sheingauz ja Sapozhnikov (1988) ning Mather (1999) on oma töödes koondanud parasvöötme metsade poolt pakutavad teenused viide gruppi: biosfäärilised (elurikkus ja kliima regulatsioon), ökoloogilised (vee, mulla ja tervise kaitse), sotsiaalsed (ökoturism, puhkus- ja virgustus, sport), hüved (hingelised, kultuurilised, ajaloolised) ja ressursid (tööstus- ja küttepuit, metsa mitte-puidulised väärtused).

Bishop (1999) grupeerib metsast saadava kasu kasutus- ja mittekasutusväärtuseks vastavalt sellele, kas hüve on turul ostetav-müüdav või mitte (tabel 1). Metsa otsene kasutusväärtus sisaldab nii kaubanduslikku kui ka mittekaubanduslikku metsaga seotud tegevust. Kaudne kasutusväärtus sisaldab metsa peamisi ökoloogilisi funktsioone ning nende väärtus tuleneb võimest toetada või kaitsta majanduslikku tegevust, mis on otseselt turul mõõdetav kasuna.

Tabel 1. Ülevaade metsast saadavast kasust (Allikas: Bishop, 1999)

Kasutusväärtus		Mittekasutusväärtus
Otsene kasutusväärtus	Kaudne kasutusväärtus	
Puit (ehituspuuit, küttepuuit)	Valgala kaitse	Elurikkus
Metsa kõrvalsaadused (toit, ravimtaimed, geneetiline matejal)	Toitainete ringlus	Kultuur ja pärand
Haridus, virgestus ja kultuuriline tarbimine	Õhusaaste vähendamine	Üldine looduse väärtus
Inimese elupaik	Mikrokliima regulatsioon	Pärandväärtus
Maastik	Süsiniku ladustus	

Metsa kasutusväärtus seisneb muuhulgas tema võimes puhverdada suurt sademete hulka ja ennetada üleujutusi, mis omakorda mõjutab kohalikku või allavoolu asuvat põllumajandust, kalastust, veevarustust ja teisi majanduslikke tegevusi. Metsade võime reguleerida kohalikku kliimat võib mõjutada naabruses olevate põldude saagikust. Metsade kaudne väärtus seisneb puude võimes siduda süsinikku. Metsa mittekasutusväärtus tähendab, et inimesed peavad ajaloolis-kultuuriliselt metsa väärtuslikuks ja soovivad seda säilitada ka oma lastele.

Lindberg jt (1997) on oma ökoturismialases uuringus leidnud, et metsad pakutavad ökoloogilisi, majanduslikke, sotsiaal-kultuurilisi teenuseid ning vaateid ja maastikku. Ökoloogilisteks teenusteks on vee regulatsioon, mulla kvaliteedi parandamine, erosiooni kontroll, kliima regulatsioon ja bioloogilise mitmekesisuse s.h elupaiga teenused. Majanduslikud teenused on puit ja puidutooted, paber, kumm, viljad, sööt, ulukid, ehitusmaterjal, taimed, s.h ravimtaimed. Metsa sotsiaal-kultuuriliste teenuste nimekirja kuuluvad mets kui liikide, s.h inimeste elupaik, vaimse ja kultuurilise inspiratsiooni allikas.

MEA (2005) andmetel kasutab hinnanguliselt kuni 200 miljonit inimest metsaga seotud hüvesid otseselt – mets on nende elupaik, osa nende kultuurist ja religioonist. Metsaga seotud turism on kiiresti kasvav turismiharu, mis pakub hingelist ning puhke- ja virgestusteenust miljonitele inimestele.

Arvestades maailma metsade mitmekesisust, pakutavat nad ühiskonnale kuni 100 ökosüsteemiteenust. Puit on metsa majanduslikult kõige olulisem kaup. Puitu kasutatakse puidutööstuse, tselluloosi ja paberitööstuse ning mööblitööstuse toorainena, aga ka kütte- ja ehitusmaterjaliks. Puidule järgnevad elurikkus; maastiku stabiliseerimine; kaitse mullale, veele, majapidamistele, põldudele; ning võime ennetada või vähendada üleujutusi ja maa lihkeid. Globaalselt seisneb metsade hüdrooloogilise funktsiooni tähtsus sademete hulga regulatsioonis ja aurustumise vähenemises; pinnavee ja pindmise vee äravoolu reguleerimises; jõgede sesoonsete üleujutuste tasakaalustamises; jõgede äravoolu suurenemises; maastiku kaitses mulla erosiooni ja maalihete eest; üleujutuste ennetamises ja pehendamises; vee kvaliteedi hoidmises ja parandamises; jõekallaste kaitses; ja settimise ennetamises veekogudes. (MEA, 2005)

Metsa mittepuidulised kaubad on inimestele söödavad tooted (köögi- ja puuviljad, pähklid, seemned, juured, seened, maitseained, mesilaste tooted, putukad, munad jne); loomasööt koduloomadele; meditsiini, parfümeeria ja kosmeetikatoodete tooraine; värvained; ehised; nõud, käsitöö ja ehitusmaterjalid; vaigud ja lateks. Metsal on oluline roll globaalses süsiniku ringes ja sellest tulenevalt kliimaregulatsioonis. Kas mets seob süsinikku või on süsiniku allikas, sõltub tema neto primaarproduktioonist, lagunemisest, looduslikest ja inimtekkelistest mõjudest ning süsiniku transpordist litosfääri ja hüdroosfääri. (MEA, 2005) De Groot (2012) kasutas ÖST väärtuste andmebaasi ja arvutas parasvöötme metsade ökosüsteemiteenused ja nende rahalise väärtused ühe hektari kohta aastas. Tulemused on koondatud tabelisse 2.

Tabel 2. Parasvöötme metsade ökosüsteemiteenuste väärtused 2007. a. hinnataseme juures (Allikas: De Groot, 2012)

Teenus	Kasutatud meetodika (valimi suurus/kasutajate arv)*	Väärtus (2007 \$/ha/a)
Varustusteened	Turuhinna meetod (287/242)	671
1. Toit	Turuhinna meetod (133/118)	299
2. Vesi	Asendushinna meetod (38/9)	191
3. Tooraine	Turuhinna meetod (100/83)	181
Reguleerivad teenused	Kuludel põhinevad meetodid (152/100)	491
1. Kliima regulatsioon	Ennetuskulude meetod (36/9)	152
2. Vee puhastus	Asendushinna meetod (31/19)	7
3. Erosiooni ennetamine	Ennetuskulude meetod (17/7)	5
4. Toitainete ringlus	Ennetus- või asenduskulude meetod (7/4)	93
5. Bioloogiline kontroll	Ennetus- või asenduskulude meetod (4/2)	235
Elupaiga teenused	Tingliku hindamise meetod (81/34)	862
1. Geneetiline mitmekesisus	Tingliku hindamise meetod (53/33)	862
Kultuuriteened	Turuhinna meetod (145/57)	990
1. Puhkus	Turuhinna meetod (122/48)	989
2. Kognitiivne areng	Turuhinna meetod (8/5)	1
Kokku		3013

* esimene number näitab kogu valimi suurus/teine number näitab nimetatud meetodi kasutajate arvu

CICESi süsteemi hakati esmalt arendama ÖST andmebaaside loomiseks, teenuste kaardistamiseks ja hilisemaks teenuste rahalise väärtuse arvestamiseks. CICES on välja töötatud Euroopa Keskkonnaagentuuri poolt keskkonnategevuse raamatupidamise rakendamiseks ja korraldamiseks. See klassifikatsioon toetab ÜRO statistikadivisjoni välja töötatud jaotust. Ühise rahvusvahelise klassifikatsiooni idee tulenes vajadusest standardiseerida ökosüsteemiteenuste kirjeldamine. Standardimist peeti eriti oluliseks juhul, kui tekib vajadus tekitada seos majandusarvestusega.

CICES defineerib ÖSTina inimese heaolu otseselt mõjutavaid ökosüsteemi kaupu ja teenuseid, mis moodustuvad, kas otseselt elusorganismide või elusa ja eluta looduse protsesside interaktsioonis ning on **ökosüsteemi lõpptooted või -väljundid, mis on otseselt inimese poolt tarbitavad, kasutatavad või nauditavad**. Siia kuuluvad ajaliselt eelnevatest projektidest ja uuringutest tuntud ökosüsteemi varustavad, reguleerivad ja säilitavad ning kultuurilised teenused, kuid ei kuulu MEA järgi eristatud tugiteenused ega TEEB järgi eristatud elupaiga teenused. Tugiteenuseid käsitletakse osana ökosüsteemi protsessidest, mida ei saa otseselt kasutada või tarbida, kuid mis aitavad kaasa lõpptoodete ja -väljundite moodustumisele või siis eraldi reguleerivate ja säilitavate teenuste hulgas. Elupaiga teenuseid käsitletakse nii varustavate kui ka reguleerivate ja säilitavate teenuste hulgas.

Käesoleval hetkel kehtib ÖSTide klassifitseerimise süsteemi versioon 5.1., mis käsitleb biootilisi ja abiootilisi teenuseid, jaotades need 3. sektsiooni (näiteks varustavad teenused), 15. divisjon (näiteks biomass), 34. rühma (näiteks kultuurtaimed toiduks, materjalideks või energiaks), 84. klassi (näiteks toiduks kasvatatud kultuurtaimed) ja lisaks veel täpsustatud klassitüübiks (näiteks toiduks kasvatatud teravili). Võimalike metsa ÖST tabel CICES 5.1. versiooni järgi on toodud lisa 1.

ÖST temaatika seotakse järjest enam keskkonna säästva kasutamisega ning metsanduses on vastava sertifikaadi saamiseks kohustuslik neid aspekte analüüsida (Forest Stewardship Council, 2012).

Metsa ökosüsteemiteenuseid käsitlevad õiguslikud dokumendid

Selles peatükis käsitletud rahvusvahelistest ja siseriiklikest dokumentidest on siinkohal välja toodud ainult ökosüsteemiteenuseid käsitlevad või nendega otseselt seotud faktid, strateegilised eesmärgid, sihtmärgid, alaeesmärgid, meetmed, tegevused, väljundid jms.

Rahvusvahelised kokkulepped, millega Eesti on liitunud

Eesti on **elurikkuse konventsiooni** allkirjastanud 1992. aastal ja ratifitseerinud 1994. aastal. Konventsiooni osaliste 10. kohtumisel Nagoyas, Jaapanis (18-29.11.2010) kinnitati otsusega X/2 **elurikkuse strateegiline plaan 2011-2020**. Selle dokumendi strateegiliseks visiooniks on maailm, kus on "elu harmoonias loodusega" ning "2050. aastaks on elurikkuse väärtus hinnatud, säilitatud, taastatud ja seda kasutatakse mõistlikult, säilitades ökosüsteemiteenuseid ja tagades elujõulise planeedi, mis toob kasu kõigile inimestele". Strateegilised eesmärgid ja elurikkuse

sihtmärgid seoses ökosüsteemiteenustega näevad ette parandada elurikkuse olukorda, säilitades ökosüsteemid, nende poolt pakutud teenused, liigid ja geneetiline mitmekesisus; ning laiendada elurikkusest ja ÖSTidest saadavat kasu kõigile. Strateegilise plaani rakendamise, seire, ülevaate ja hindamise seisukohalt tuuakse välja vajadus liikmesriikide poliitilisel tasandil saada aru elurikkuse ja ÖSTide väärtusest ja kirjeldada meetmeid ja tegevusi, mis võimaldavad integreerida elurikkuse ja ÖSTide väärtust riikide otsustusprotsessidesse.

ÜRO (2016) kliimamuutuste raamkonventsiooni Pariisi kokkulepe tunnistas piisavate ja prognoositavate rahaliste vahendite tähtsust rakendamaks poliitikaid, mis eelistavad metsade säilitamist, nende integreeritud ja säästvate majandamist ning sellest tulenevat metsade võimet siduda süsinikku, mis leevendaks kliimamuutusi ja aitaks kaasa kliimamuutustega kohanemisele. Artikkel 5 sätestab, et osapooled peavad tegutsema, et säilitada ja laiendada metsa kui kasvahoonegaase siduvat entiteeti, kasutades selleks kohaseid poliitilisi ja korralduslike vahendeid. Otseselt ÖST-põhist lähenemist selles dokumendis ei käsitleta.

Eestile siduvad strateegilised dokumendid

ÜRO ülemaailmse säästva arengu eesmärgid ja tegevuskava aastani 2030 võeti vastu 25. septembril 2015 ÜRO tippkohtumisel deklaratsioonina „Muudame maailma: säästva arengu tegevuskava aastaks 2030“. Selle tegevuskava üldine eesmärk on kaotada vaesus ning tagada väärikus ja hea elukvaliteet kõigile, arvestades looduskeskkonna võimekusega. Tegevuskava 15. eesmärgi alaeesmärgid näevad muuhulgas ette tagada 2020. aastaks maismaaökosüsteemide (s.h. metsade) ja ökosüsteemiteenuste kaitse, taastamine ja säästev kasutamine kooskõlas rahvusvaheliste kokkulepete raames võetud kohustustega.

ÜRO strateegiline plaan metsade kohta 2017-2030 (toimetamata versioon) loetleb metsa olulise ÖSTina puitu, toitu, kütust, sööta, mitte-puidulisi tooteid ja varjupaika, aga ka mulla ja vee säilitamist ning puhast õhku. Metsad ennetavad maa degradatsiooni ja kõrbestumist, vähendavad üleujutusi, maalihkeid ja laviine, põuda, tolmu, liivatorme ja muid katastroofe. Hinnanguliselt on mets koduks 80% kõigist maapealsetest liikidest. Metsad aitavad oluliselt kaasa kliimamuutuste leevendamisele ja nendega kohanemisele ning elurikkuse säilitamisele.

Strateegilise plaani 2. globaalse eesmärgina nähakse ette suurendada metsast tulenevat majanduslikku, sotsiaalset ja keskkonna-alast tulu, sealhulgas parandades metsast sõltuvate inimeste elatist. Täpsustatud eesmärgina on nimetatud, et metsatööstuse, teiste metsa kasutusel põhinevate ettevõtete ja metsa ÖSTide panus ühiskonna, majanduse ja keskkonna arengusse kasvab oluliselt.

Nimetatud eesmärgi saavutamiseks soovitatakse liikmesriikidel hinnata *metsa poolt pakutavate kaupade ja teenuste väärtus* ning kasutada uuenduslikke rahastamismehhanisme nagu *ÖSTide eest maksmise skeem* ja eksisteerivaid mehhanisme ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni järgi.

ÜRO Euroopa Majanduskomisjoni (2014) „Rovaniemi metsasektori tegevuskava rohemajanduses“ visioon näeb metsanduse sektorit väga olulise osana rohemajandusest. Metsanduse sektor panustab maksimaalselt inimeste heaolu suurendamisse läbi turustatavate ja mitteturustatavate metsa kaupade ja teenuste pakkumise; loob tulu, kaitstes metsade elurikkust;

hooldab ning arendab metsa ÖSTe säästvalt ja seda kõike muutuvates kliimatingimustes. Rohemajanduse tingimustes hakkab metsanduse sektor arvesse võtma kõikide ÖSTide väärtusi ning maksma kompensatsiooni nende teenuste pakkumise eest. Selle visiooni täitmiseks seab tegevuskava eesmärgiks, võtta poliitilistes protsessides arvesse kõik väliskulud ning sobivates olukordades rakendada metsa ÖSTide puhul nende eest tasumist. Tegevuskava tugineb viiel sambal, millest üks on sõnastatud: „Pikaajaline metsa ökosüsteemiteenuste pakkumine“. Selle samba eesmärk näeb ette, et *metsa ökosüsteemiteenused on identifitseeritud, nende väärtused on arvutatud ning säästva tootmis- ja tarbimismustri loomiseks on sisse seatud maksmine ÖSTide pakkumise eest*. Võimalikud tegevused selle eesmärgi täitmiseks on koondatud tabelisse 3.

Tabel 3. Tegevused metsa ökosüsteemiteenuste identifitseerimiseks ja väärtuste arvutamiseks (Allikas: ÜRO Euroopa Majanduskomisjon, 2014)

	Võimalik tegevus	Võimalik tegija
D.0	Väljund: välja töötada ambitsioonikad ja realistlikud strateegiad metsa ÖSTide väärtuse arvutamiseks ja maksustamiseks	
D.01	Üle vaadata ja välja arendada lähenemised metsa ÖST rahalise väärtuse väljaarvutamiseks ning nende eest maksmise korraldamiseks ÜRO Euroopa Majanduskomisjoni piirkonnas.	UNECE/FAO, EFI, FOREST EUROPE, UNEP, JRC, TI
D.1	Väljund: Toetada metsa mitteturustatavate kaupade ja teenuste rahalise väärtuse arvutamist ja suurendada arusaama ning üldist teadmist metsa poolt pakutavate avalike hüvede kohta	
D.1.1	Intensiivistada metsa poolt pakutavate kaupade ja teenuste väärtuse arvutamise teadusuuringuid, eelkõige poliitilistel eesmärkidel, sealhulgas eesmärgiga leida võimalikud rahastamise allikad ja siduda metsa ÖSTide väärtus riikliku raamatupidamise raamistikku. Luua andmebaas ja internetiplatvorm andmete vahetamiseks. Töötada välja juhendmaterjal metsa ÖSTide väärtuse arvutamiseks.	Teadus, EFI, EEA, UNECE/FAO, JRC
D.1.2	Organiseerida foorumeid, mis käsitlevad temaatilisi uuringuid ja analüüse ning viivad konkreetsete soovituseni, kuidas arvutada metsa ÖSTide rahalist väärtust, ja aitavad lahendada teemaga seotud poliitikutel tekkivaid dilemmasid ja leida kompromisse.	EFI, FOREST EUROPE, teadus, sertifitseerijad
D.1.3	Koostöös teiste kogukondadega nagu näiteks tervis, elurikkus, kliimamuutused, energeetika, põllumajandus ja äri, sealhulgas kindlustussektor, vahetada teadmisi hindamismetoodikate kohta.	UNEP, TEEB
D.1.4	Võttes aluseks riiklikud ja regionaalsed ülevaated metsa ÖSTide kohta hinnata koostöös metsakorraldajate, teadlaste ja tarbijatega nende rahaline väärtus, silmas pidades võimalust suurendada metsa investeeringuid.	Valitsused, teadlased, sertifitseerijad, sidusrühmad, FOREST EUROPE

D.1.5	Laiemalt tutvustada nii pakkujatele kui ka tarbijatele metsa ÖSTide rahalist väärtust.	Erasektor, valitsus, sidusrühmad, ARCMED
D.2	Väljund: Propageerida parimaid praktikaid ÖSTide eest maksmise süsteemi väljaarendamisel ja rakendamisel, eesmärgiga kindlustada jätkuv metsa ÖSTide pakkumine	
D.2.1	Läbi vaadata ja vahetada kogemusi metsa ÖSTide eest maksmise tingimuste ja süsteemi seire kohta.	UNECE/FAO, EFI, FOREST EUROPE, sertifitseerijad, teadlased, ARCMED, JRC
D.2.2	Luu riikide tasemel võimekus arendada ja rakendada ÖSTide eest maksmist ja siduda ÖSTide eest maksmise kontseptsioon olemasolevate strateegiatega.	Valitsused, sidusrühmad, ARCMED
D.2.3	Töötada välja juhendmaterjal, mis pakub raamistiku ÖST eest maksmise korraldamiseks ja näeb ette rahastamisvõimalused.	UNEP, sertifitseerijad, ARCMED, JRC
D.2.4	Võimestada metsaomanikke ja soodustada nende omavahelist koostööd ning koostööd teiste osaliste/sidusrühmadega, eesmärgiga arendada ja pakkuda metsa ÖSTe, näiteks metsa turism/ökoturism jms.	Metsaomanike ühendused, riigimetsa organisatsioonid, valitsused, sertifitseerijad, ARCMED
D.2.5	Kapitaliseerida ÖSTide maksustamise edulood metsasektoris ja kasutada neid avalikkuse teadlikkuse suurendamiseks.	FCN, sertifitseerijad, ARCMED
D.2.6	Võrrelda metsa turustatavate ja mitte-turustatavate ÖSTide rahalist väärtust ning välja töötada soovitusel, kuidas akadeemiline väärtuste leidmine muuta maksustamise süsteemiks.	Teadus, erametsaomanikud, finantssektor, JRC
D.3	Vaadata üle, kus mets pakub või kahjustab inimeste tervist ja heaolu ning teha kindlaks, kas see informatsioon on poliitikas ja praktikas õigesti käsitletud.	
D.3.1	Organiseerida regionaalne foorum metsa ja inimese tervise kohta, et saada ülevaade olukorrast, võimalustest ja väljakutsetest, sealhulgas spetsiifilised ohud ja riskid (näiteks metsast tulenev õhu saaste, tulekahjud jms), aga ka metsast saadav tulu inimese tervisele, ja koostada soovitusel tulevaseks tööks rahvusvahelisel ja rahvuslikul tasemel.	WHO, IUFRO, tervishoiu ministriumid, meditsiinikoolid, metsaomanikud, GFMC, UNISDR, ARCMED, JRC
D.3.2	Uurida heaolu, mis saadakse elamisest puitelamus vs. muust materjalist elamus.	Ehitusuuringute organisatsioonid
D.3.3	Läbi viia põhjalik hindamine metsa poolt pakutavate tervise- ja virgestusteenuste kohta (kattes nii positiivsed kui negatiivsed aspektid) ja teavitada selle hindamise tulemustest.	WHO, IUFRO, tervishoiu ministriumid, meditsiinikoolid, metsaomanikud

Eelpool nimetatud elurikkuse strateegiast lähtuvalt kinnitati 2011. aastal **Euroopa Liidu elurikkuse strateegia aastani 2020**. Strateegiline visioon aastani 2050 näeb ette, et EL elurikkus ja sellega seotud *ökosüsteemiteenused on kaitstud, hinnatud ning taastatud* asjakohaselt. Selle strateegia üldine eesmärk on peatada EL elurikkuse vähenemine ja ÖST

kahjustumine ning võimaluste piires elurikkust taastades (vähemalt 15% kahjustatud ökosüsteemidest) soovitakse suurendada ELi panust maailma elurikkuse vähenemise ärahoidmisesse 2020. aastaks. (ELi bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020)

Eelpool nimetatud üldeesmärgi täitmiseks on sõnastatud 2. eesmärk, mis näeb ette ökosüsteemide ja nende poolt pakutavate teenuste säilitamise ja parandamise ning selleks looakse aastaks 2020 roheline infrastruktuur ning taastatakse vähemalt 15% kahjustatud ökosüsteemidest. Nimetatud eesmärgiga seotud meede nr 5 näeb ette *parandada teadmisi ökosüsteemide ja nende teenuste kohta*. See tähendab, et liikmesriigid kaardistavad ja hindavad komisjoni abiga 2014. aastaks ökosüsteemide ja nende teenuste seisundi oma riigi territooriumil, hindavad kõnealuste teenuste majanduslikku väärtust ning aastaks 2020 annavad panuse selle väärtuse lisamiseks ELi ja liikmesriikide arvepidamis- ja aruandlussüsteemidesse. (ELi bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020).

EL elurikkuse strateegia 3. eesmärk näeb ette suurendada põllumajanduse ja metsanduse rolli bioloogilise mitmekesisuse säilitamisel ja suurendamisel. See tähendab, et 2020. aastaks on vähemalt kõigi riigimetsade ja metsandusettevõtete jaoks, mida rahastatakse ELi maaelu arengupoliitika raames, kehtestatud metsamajandamise kavad või samaväärsed vahendid, et parandada mõõdetavalt selliste liikide ja elupaikade kaitsestaatust ning ÖST pakkumist ELi 2010. aasta võrdlustasemega. Meede 8, mis toetab selle eesmärgi elluviimist, soovitab suurendada avalike keskkonnahüvede eest makstavaid ELi ühise põllumajanduspoliitika otsetoetusi. Meede 11 soovitab innustada metsaomanikke kaitsma ja suurendama metsade bioloogilist mitmekesisust LIFE+ programmi abil ning soodustada innovatiivsete mehhanismide (nt *ÖST maksustamine*) loomist, et rahastada mitmeotstarbeliste metsade ÖST säilitamist ja taastamist. (ELi bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020)

Rahvusvahelised dokumendid, mis käsitlevad metsa ökosüsteemiteenuseid

ÜRO üldkogu resolutsioon (17.12.2007) sõnastab 2. ülemaailmse eesmärgina: suurendada metsa-põhiseid majanduslikke, sotsiaalseid ja keskkonnavalaseid tulusid, sealjuures parandades metsast sõltuvate inimeste elatusvahendeid. Meetmetena selle eesmärgi täitmiseks soovitatakse liikmesriikidel arendada ja ellu viia jätkusuutlikku metsa majandamise poliitikat. Niisugune poliitika võimaldab metsal pakkuda laia valikut kaupu ja teenuseid ning aitab kaasa vaesuse vähendamisele ja maakogukondade arengule. Samuti soovitatakse julgustada inimesi märkama metsast saadavate kaupade ja teenuste väärtusi turul.

5. Forest Europe (Varssavi, 5-7. 11. 2007) ministriumide konverentsil esitati väljakutsena vajadust arendada ja rakendada metsa poolt pakutavate veega seotud ÖST tagamiseks näiteks *ÖST maksustamist* või muid meetmed ning rõhutati vajadust saada teada ka teiste metsa ÖST rahaline väärtus.

Oslos (14-16. 06. 2011) toimunud Forest Europe 6. ministriumide konverentsil tunnistati, et metsad ja säästev metsamajandus aitavad kaasa kliimamuutuste leevendamisele ja nendega kohanemisele; taastuvate toorainete, energiavarustuse, vee ja mulla kaitse ning teiste ÖST pakkumisele; ning ühiskonna ja ühiskondliku infrastruktuuri kaitsele loodusriskide eest. Sellest tulenevalt seati aastaks 2020 eesmärgiks, *ühtseid hindamismetoodikaid kasutades arvutada*

Euroopas metsa ÖST koguväärtus ja saadud tulemusi kasutada asjakohastes riiklikes poliitikavaldkondades, turu-põhiste instrumentide rakendamisel ja ÖST maksustamisel. Samas dokumendis lubab Forest Europe välja töötada metsa ÖST rahalise väärtuse hindamiseks ühtse lähenemise ja edendada selle kasutamist ühiskonna teadlikkuse suurendamiseks metsa ÖST väärtuse osas.

Forest Europe 7. ministriumide konverents Madriidis (20-21. 10. 2015) kinnitas, et säästvalt majandatud metsa roll ja panus rohemajandusse, töökohtade loomisse, heaolu suurendamisse ja ühiskonna võrdsusse on oluline ning seega tuleks parandada metsa ÖSTide seisundit ja vähendada keskkonnariske. Konverentsil *otsustati tunnustada metsa ÖST olulist rolli rohemajanduses; vahetada omavahel teavet ÖST rahalise väärtuse hindamise ja ÖST eest maksmise meetodikate kohta ning poliitiliste lähenemisviiside kohta nende rakendamiseks; toetada metsa ÖST väärtuste hindamiseks ühiste meetodikate väljatöötamist ja rakendamist; ning teha jõupingutusi, et metsa ÖST väärtus kajastuks metsaga seotud poliitikates, sealhulgas rahvuslikes metsaprogrammides vms. dokumentides, turu-põhistes instrumentides ja ÖST maksustamisel.*

Euroopa Komisjoni teatis (2013) „Uus ELi metsastrateegia metsade ja metsandussektori jaoks“ kinnitab, et mets täidab nii majanduslikke, sotsiaalseid kui ka keskkonnaga seotud funktsioone, on loomade ja taimede elupaik, mängivad olulist rolli kliimamuutuste leevendamisel ja muude keskkonnateenuste puhul. Metsad pakuvad maa- ja linnakogukondade jaoks olulisi ÖSTe. Uue strateegia üks juhtmõte on kindlustada ELi metsade säästev ja tasakaalustatud majandamine, mitmeotstarbeline roll, metsa ÖSTide pakkumine ja metsa kaitse. Selle juhtmõtte saavutamiseks on seatud aastaks 2020 eesmärgiks tagada, et EL metsi majandatakse vastavalt metsa säästva majandamise põhimõtetele, mille tulemuseks on metsa mitmesuguste funktsioonide tasakaalustamine, nõudluse rahuldamine ja elutähtsate ÖSTide pakkumine. Selle üldeesmärgi saavutamiseks on ökosüsteemiteenuste valdkonnas seatud kolm alaeesmärki:

- Komisjon ja liikmesriigid peaksid hindama põhjalikumalt metsade ühiskondlikke hüvesid ning leidma metsa säästva majandamise kaudu sobiva tasakaalu mitmesuguste kaupade ja teenuste pakkumise vahel;
- Liikmesriigid töötavad komisjoni abiga välja ÖSTide väärtuse arvestamise kontseptuaalse raamistiku, et soodustada kõnealuste teenuste kaasamist 2020. aastaks ELi ja riikliku tasandi arvestussüsteemidesse. Liikmesriigid tuginevad raamistiku väljatöötamisel ökosüsteemide ja nende teenuste seisundi kaardistamisele ning hindamisele.
- Uuritakse ja edendatakse puidu ulatuslikumat kasutamist säästva, taastuva ning kliima- ja keskkonnasõbraliku toorainena, kahjustamata samas metsi ja nende ÖSTe.

Euroopa komisjoni teatis (2013) „Roheline taristu – Euroopa looduskapitali suurendamine“ defineerib roheline taristu kui looduslike ja poollooduslike alade ja muude keskkonnaelementide strateegiliselt kavandatud võrgustikku, mis on loodud ja mida hallatakse selleks, et pakkuda mitmesuguseid ökosüsteemiteenuseid. Selle mõiste kasutamine annab aimu, kui suur on looduse pakutav kasu inimühiskonnale ning aitab paremini suunata investeeringuid looduskapitali säilitamiseks ja suurendamiseks.

Komisjon on võtnud kohustuse arendada välja ELi rohelise taristu strateegia, mis aitab säilitada ja suurendada meie looduskapitali ning saavutada strateegia „Euroopa 2020” eesmärgi. Rohelise taristu strateegia sisaldaks järgmisi elemente.

- Rohelise taristu edendamine peamistes poliitikavaldkondades.
- Teavitamise parandamine, teadmistebaasi tugevdamine ja innovatsiooni edendamine.
- Luua innovatiivsed rahastamismehhanismid rohelise taristu toetamiseks.
- Hinnata vajadust rohelise taristu üleeuroopalise võrgustiku TEN-G (mis põhineks halli taristu üleeuroopalisel võrgul) järele.

ÜRO strateegiline plaan metsade kohta 2017-2030 (toimetamata versioon) loetleb metsa olulise ÖSTina puitu, toitu, kütust, sööta, mitte-puidulisi tooteid ja varjupaika, aga ka mulla ja vee säilitamist ning puhast õhku. Metsad ennetavad maa degradatsiooni ja kõrbestumist, vähendavad üleujutusi, maalihkeid ja laviine, põuda, tolmu, liivatorme ja muid katastroofe. Hinnanguliselt on mets koduks 80% kõigist maapealsetest liikidest. Metsad aitavad oluliselt kaasa kliimamuutuste leevendamisele ja nendega kohanemisele ning elurikkuse säilitamisele.

Strateegilise plaani 2. globaalse eesmärgina nähakse ette suurendada metsast tulenevat majanduslikku, sotsiaalset ja keskkonna-alast tulu, sealhulgas parandades metsast sõltuvate inimeste elatist. Täpsustatud eesmärgina on nimetatud, et metsatööstuse, teiste metsa kasutusel põhinevate ettevõtete ja metsa ÖST panus ühiskonna, majanduse ja keskkonna arengusse kasvab oluliselt.

Nimetatud eesmärgi saavutamiseks soovitatakse liikmesriikidel hinnata *metsa poolt pakutavate kaupade ja teenuste väärtus* ning kasutada uuenduslikke rahastamismehhanisme nagu *ÖST eest maksmise skeem* ja eksisteerivaid mehhanisme ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni järgi.

Eesti siseriiklikku arengut suunavad dokumendid

Eesmärgiga selgitada välja, kas ja kuidas kasutavad mõistet „ökosüsteemiteenused“ ja selle võimalikke alternatiive Eestis kehtivad horisontaalsed, ääremaastumise pidurdamiseks, energeetika, sotsiaalkaitse ja tervishoiupoliitika, keskkonna ning maaelu ja põllumajanduse arengukavad, viidi läbi nende arengudokumentide sõnaotsing. Nimetatud valdkondades on Eestis praegu 21 arengukava või arengut suunavat dokumenti. Neist 8 sõnastavad oma eesmärgi või tegevussuundi ÖSTi ja/või avalike hüvede kaudu.

Kehtivas konkurentsivõime kavas „**Eesti 2020**“ (Vabariigi Valitsuses poolt heaks kiidetud 27. aprillil 2017) on valitsuse poliitika põhisuunana nr 13 sõnastatud majanduse üldise ressursi- ja energiamahukuse vähendamine. Kuna puhta ja loomuliku loodus- ja elukeskkonna säilitamine on muutumas Eesti eeliseks, siis tõhusam ressursikasutus ja loodussõbralikum äritegevus on muutumas oluliseks konkurentsivõime teguriks. Elurikkus pakub majandustegevuseks vajalikke ÖSTe, selle vähenemine ohustab teenuste pakkumist ja seetõttu tuleb ökosüsteemide säilitamiseks ning taastamiseks toetada investeringuid kaitstavate liikide ja elupaikade säilitamiseks ning taastamiseks. *Oluline on ÖSTide väljaselgitamise meetodika väljatöötamine ja ÖST hindamine nende majanduslikku väärtust arvestavate ettevõtlusvõimaluste loomiseks.*

„Eesti 2020“ **tegevuskava aastateks 2017 – 2020** meetme „Ökosüsteemiteenuste sotsiaal-majanduslikult seostatud väärtuse kaardistamine ning vastava hindamismudeli väljatöötamine ja rakendamine“ elluviimiseks on tänaseks (03.06.2018) koostatud ÖST kaardistamise ja hindamise tegevuskava. Läbiviimisel on elurikkuse seiretööde ja nende meetodite indikatiivsuse analüüs. Ökosüsteemide ja nende teenuste seisundi hindamiseks ja prognoosiks vajalike töövahendite loomiseks on koostamisel IT-tehniline visioonidokument. Tegevuskava meetme „Ökosüsteemide säilitamine ja taastamine“ elluviimiseks on asutud ellu viima meetet "Kaitsealuste liikide ja elupaikade säilitamine ning taastamine".

Eesti regionaalarengu strateegia 2014 – 2020 toetab väiksemal määral keskkonnanohiu ja kliimamuutuste leevendamise horisontaalseid eesmärke, näiteks aidates kaasa piirkonnaspetsiifiliste looduse hüvede väärdandamisele. Regionaalarengu strateegia eesmärk 3: „Piirkonnaspetsiifiliste ressursside oskuslikum ärakasutamine“ meede 52.2. näeb ette piirkondade omanäolisust tugevdavate tegevusalade ja kohaturunduse toetamist eeskätt piirkonnaspetsiifiliste loodusliku, kultuurilise ja ajaloolise pärandi ning ökosüsteemiteenuste tähenduses.

Üleriigiline planeering „**Eesti 2030+**“ nimetab oluliste, riigi arengut mõjutavate suundumuste hulgas ära, et EL keskkonnapoliitikas ja -strateegiates rõhutatud elurikkuse hoidmine, ÖSTed ja kestlik looduskasutus avaldavad mõju paljudes eluvaldkondades, alates loodushoiust kuni transpordi korraldamise ja planeerimiseni.

Tasakaalustatud ja kestliku asustuse arengu tagamiseks on vajalik olemasolevale asustusstruktuurile toetuva mitmekesise ja valikuvõimalusi pakkuva elu- ja majanduskeskkonna kujundamine. Selle eesmärgi saavutamiseks on asustussüsteemi planeerimisel vaja arvesse võtta üldisi ja tasandile iseloomulikke põhimõtteid asulate kohaliku elukeskkonna kujundamisel. Sealhulgas tuleb linnades enam pühenduda ökosüsteemi terviklikkuse väärtustamisele ja säilitamisele, rohevõrgustiku sidususe hoidmisele ja parandamisele. Toimivate rohealade ja -rajatiste süsteem, võimaldab liikidel rännata ja kliimamuutustega kohaneda, rikastab inimese elukeskkonda ning toetab ÖSTed ja hüvesid nagu puhas vesi, õhk, tootlik maapind, elurikkus, atraktiivsed puhkepiirkonnad jne.

Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030 (2017) tegeleb kaheksa valdkonnaga, sealhulgas looduskeskkond. Arengukava alaeesmärk 3 näeb ette, et muutuvast kliimas on tagatud liikide, elupaikade ja maastike mitmekesisus ning maismaa- ja veeökosüsteemide soodne seisund ja terviklikkus ning *sotsiaal-majanduslikult oluliste ÖST pakkumine piisavas mahus ja piisava kvaliteediga*. Eesmärgi saavutamiseks sõnastatud meetmed selgitavad eesmärgini jõudmiseks vajaduse *sotsiaal-majanduslikult oluliste ÖST tagamise piisavas mahus ja piisava kvaliteediga, arvestades kliimariske*.

Arengukavas nähakse ette vajadus *ÖST klassifikatsiooni väljatöötamiseks, mahtude ja kvaliteedi ning rahalise väärtuse leidmiseks*. Valminud on Eesti tingimusi arvestav magevee- ja mereökosüsteemi klassifikatsioon, kuid sarnast klassifikatsiooni on vaja ka teiste ökosüsteemide jaoks (mets, soo, niidud, muld, linn).

EL elurikkuse strateegiast tulenevalt on Eesti valitsus 2012. aastal kiitnud heaks Eesti **looduskaitse arengukava aastani 2020**. Arengukavas on seatud kolm strateegilist eesmärki, millest kolmas on sõnastatud: „Loodusvarade pikaajaline püsimine on tagatud ning nende

kasutamisel arvestatakse ökosüsteemse lähenemise põhimõtteid“. Selle strateegilise eesmärgi täimiseks näeb meede 3.1. ette erinevate ÖST majandusliku väärtuse hindamise meetodikate väljatöötamist aastaks 2014; looduse hüvede hetkeseisu baastasemete hindamist ja kaardistamist aastaks 2018; ning hinnata looduse hüvede väärtused ning arvestada nendega riiklikes ja kohalikes otsustusprotsessides ning aruandlussüsteemides aastaks 2020. Seega tegevused, mis looduskaitse arengukavas sätestatud eesmärkideni viivad on järgmised:

- Viia aastaks 2018 läbi kõigi Eesti ökosüsteemide ja nende teenuste biofüüsiline kaardistamine ja teenuste kvaliteedi baastasemete hindamine;
- Aastaks 2020 määratleda/arvutada neile ÖSTle sotsiaal-majanduslikud väärtused ja avalikustada need nii teemakaartidena kui analüüsiaruannetena;
- Luua alus ÖST pidevaks arvestuseks ja nende väärtuste kasutamiseks erinevatel planeeringu- ja otsustustasemetel riigis.

Kehtiv Eesti **metsanduse arengukava aastani 2020** seab eesmärgiks jätkusuutliku metsa majandamise. Jätkusuutlik metsa majandamine võtab arvesse ja arendab nii metsa ökoloogilisi, majanduslikke, sotsiaalseid kui ka kultuurilisi funktsioone. Need funktsioonid on aluseks metsa ÖST pakkumisele. Sõna „ökosüsteemiteenused“ kasutamata arutletakse arengukavas järgmiste teenuste üle: puit, elupaigad, s.h ohustatud liikide elupaigad, geneetiline ressurss, elurikkus, CO2 sidumine, rekreatsioon ja loodusturism, s.h korilus, jahindus, pärandkultuur.

Mõiste „ökosüsteemiteenus“ asemel kasutatakse terminit „keskkonnateenus“. Keskkonnateenus on hüve, mida inimesed saavad keskkonnakasutuse kaudu. Arengukava eesmärgi „Metsade kui elu- ja looduskeskkonna säilimine on tagatud“ elluviimiseks on kavandatud keskkonnaväärtuste turu loomise ja metsaomanike keskkonnateenuste pakkumise võimaluste analüüs (sihtväärtus 2014).

Eesti maaelu arengukava 2014 – 2020 meetmete peatükk sedastab, et kuna mitmekesine loodus, kaunid maastikud, kohalikud tõud ja sordid, viljakas muld, puhas vesi ja õhk on avaliku hüve valdkonnad, millel on küll kõrge ühiskondlik nõudlus kuid mida ettevõtjad ei tooda, kuna sellega kaasnevad ettevõtjale täiendavad kulud või saamata jäänud tulu, siis kompenseeritakse ettevõtjale avalike hüvede piisav pakkumine põllumajanduslike keskkonnatoetustega.

Eesti riiklik turismiarengukava 2014 – 2020 1. alaeesmärgi meetmed näevad ette Eesti kui reisisihi tuntuse suurendamiseks korraldatavates turundusstrateegiates laiendada Eesti loodusturismitoodete valikut. Otseselt ÖSTe seal ei käsitleta.

Eesti autorid metsa ökosüsteemiteenustest

Esimene Eestis läbi viidud uuring, mis käsitleb looduse sotsiaalse väärtuse kontseptsiooni, on kirjutatud Üllas Erlichi poolt 1995. aastal. Alates sellest ajast on Eesti autorid avaldanud ca 115 tööd, infotrukised, bakalaureuse- ja magistritööd, uuringuaruanded ja teadusartiklid mis otse või kaudselt käsitlevad ÖST valdkonda. (Oja, et al, 2017)

Käesoleva peatüki alapeatükis 3.1. refereeritakse Eesti autorite neid töid, mis käsitlevad metsa ÖST ja nende rahalise väärtuse teemat üld-teoreetiliselt; alapeatükis 3.2. tehakse kokkuvõtte Eestis, pilootobjektide kohta, läbi viidud uuringutest.

Üldteoreetilised tööd

2011. a tegi professor Ü. Erlich TTÜ majandusteaduskonnas ettekande „Kas metsa ökosüsteemi teenuste järele on maksujõulist nõudlust?“, rääkides üldiselt looduse utilitaarsest ja mitteutilitaarsest väärtusest. Kui looduse utilitaarne väärtus tuleneb selle otsesest, füüsilisest tarbimisest (nafta, põlevkivi, puit), siis mitteutilitaarne väärtus ei eelda otsest, füüsilist tarbimist. Ülevaade ettekandes nimetatud mitteutilitaarsetest väärtustest on koondatud tabelisse 4.

Tabel 4. Looduse mitteutilitaarsed väärtused (Allikas: Erlich, 2011)

Üldökoloogiline väärtus	Biooloogilise regulatsiooni väärtus	Pühho-sotsiaalne väärtus	Kultuurilis-ajalooline väärtus	Hariduslik ja teaduslik väärtus	Esteetiline väärtus
Vee ja õhu ringluse tagamine	Geneetiliste ressursside säilitamine	Võimaluste loomine olemasolu- ja valikuväärtuse tunnetamiseks	Maastiku ajaloolise struktuuri säilitamine	Võimaluste loomine haridus- ja teadustöök	Võimaluste loomine maastike ja loodusobjektide ilu tunnetamiseks
Vee ja õhu puhastamine	Läikide kaitse				
Pinnase erosiooni vältimine	Ökosüsteemide mitmekesisuse tagamine				
Puhta vee varude säilitamine					
Veerežiimi reguleerimine					
Eluks vajalike tingimuste tagamine (globaalne eluhoid)					

K. Karoles (2011) on artiklis „Metsanduse keskkonnamõjudest“ nimetanud ja grupeerinud metsade ÖSTeid, kui:

- 1) varustamine materjalidega (puit jm. metsasaadused, vesi, toiduained jne.);
- 2) keskkonnaseisundit reguleerivad teenused – veevaru ja selle kvaliteedi, õhu ja mulla hea seisundi tagamine, kliima reguleerimine, süsiniku sidumine ning muude keskkonnaomaduste mõjutamine;
- 3) ökosüsteemi toimimist tagavad üldteenused (elupaigad, elurikkus, aineringe jms.);
- 4) sotsiaalsed ja kultuuriteenused (rekreatsioon, esteetilised väärtused).

Ökosüsteemi keskkonnaseisundi reguleerimise vaatekohast on neil teenustel majanduslik väärtus, mida on võimalik määrata erinevate meetoditega nagu 1) majandusliku kahju meetod, 2) ärahoitud kulude meetod, 3) taastamiskulude meetod, 4) asendamiskulude meetod, 5) sõidukulude meetod, 6) kinnisvarahinna meetod.

Samas on artikli autor kahtleval seisukohal, kas ÖST kontseptsioon leiab laialdasemat tähelepanu või jääb järjekordseks kampaaniaks.

Artiklis „Metsanduse suundumustest Euroopas“ on autor täheldanud, et riikides, kus on metsa ühe elaniku kohta ülivähe (näiteks Taanis 0,12, Belgias 0,07 hektarit) ja metsa ökosüsteemiteenused defitsiitsed, osatakse metsade kaitse- ja puhkefunktsioone paremini hinnata. Elurikkuse vähenemine vähendab metsade ÖSTeid ja kahandab metsadest saadavat potentsiaalset kasu, mis kokkuvõttes tähendab ühiskonnale ökoloogilist ja majanduslikku kahju

ning sotsiaalse heaolu vähenemist. Väikese metsasusega riikides toetatakse metsasektorit riigieelarvest või erinevate fondide kaudu ning ressursi säilitamise huvides imporditakse puidutööstuse tooret ja teisi metsasaadusi. (Karoles, 2012)

Ü. Erlich (2013) „Eesti loodusturism kui majandusharu“ on püüdnud välja arvutada loodusturismi käivet, et hinnata selle sektori mahtu. Siinkohal ei ole ta käsitlenud teemat ÖSTide kaudu. Ta on viinud läbi loodusturismi teenuste pakkujate hulgas fookusgrupi intervjuud ja järeldanud, et sektori käive oli 2012. aastal ca 10 miljonit eurot ning pakkujatest sõltumatu loodusturismi aastane genereeritud kogukäive võiks olla üle 20 miljonit eurot. Kuna statistika neid andmeid ei toeta, siis käesolevas töös neid andmeid ka nõudluse hindamisel ei kasutata.

Eestis läbi viidud pilootuuringud

Uuringus „Eesti tööelise elanikkonna nõudlus looduskaitsealuse metsa järele“ ei käsitletud metsa ÖSTe. Tingliku hindamise meetodit kasutades arvutati Eesti tööelise elanikkonna aastane kogunõudlus looduskaitsealuse metsa järele. Valimist 82% omas positiivset maksevalmidus looduskaitsealuste metsade säilitamise suhtes. Eesti tööelise elanikkonna kogunõudlus looduskaitsealuste metsade säilitamise eest on 17,25 miljonit eurot aastas ning keskmine maksevalmidus 21,7 eurot aastas. Sotsiomeetriliste näitajate järgi on meeste keskmine maksevalmidus kolme euro võrra kõrgem kui naistel. Haridusest, vanusest ja sissetulekust maksevalmiduse suurus oluliselt ei sõltu. (Erlich, 2011)

Uuringus „Eesti kaitstavate metsade ökosüsteemiteenuste majanduslik väärtus Järvelja looduskaitseala näitel“ määrati Järvelja looduskaitseala ÖSTed ja olulisemate teenuste majanduslik väärtus. Kirjanduse põhjal koostatud metsa ÖST nimekirja aluseks võttes küsitleti 38 metsanduse spetsialisti, kellel paluti hinnata teenuse olulisust Järvelja looduskaitsealal 4 palli süsteemis, kus „0“ tähendab, et teenust ei paku ja „3“, et tegemist on väga olulise teenusega. Hindamise ajaks paluti küsitletavatel unustada, et tegemist on kaitsealaga, kus majandustegevusele on piirangud. Tulemused on koondatud tabelisse 5. (Kosk *et al*, 2013; Sinijärv, 2013)

Tabel 5. Järvelja looduskaitseala metsa ökosüsteemiteenused. (Autor: Kosk, et al, 2013; Sinijärv, 2013)

	Ökosüsteemi teenus	Definitsioon või näide	Olulisus
Varustus-	Puit (ehituspuit, küttepuit)	Materjalid nagu ehituspuit, tööstuspuit, küttepuit.	1,6
	Metsa mittepuidulised saadused	Söödavad tooted (pähklid, seemned, juured, seemed, maitseained), loomasööt, ravimtaimed, ulukiliha	2
Kultuuriteenused	Rekreatsioon	Harrastusspordiga tegelemise võimalused – jooksmine, suusatamine, uisutamine, jalgrattasõit, ujumine jms	1,6
	Turism	Reisimine loodusesse kasutades võimalikult väheseid ressursse – jalgsi- ja rattamatkad, linnuvaatlus, puhkamine, jaht	2,3
	Esteetiline väärtus, s.h kultuuripärand	Maastikuline ilu, teadmised, kombed ja uskumused loodusest, mis on kandunud põlvest põlve	2,4
	Loodusharidus ja teadmised	Ökoloogiliste protsesside tutvustamine ja teadlikkuse tõstmine (sihtgrupp külastajad, kohalikud elanikud, huvilised jt). Ökosüsteemide seire, uuringute jms raames kogutud teave	2,7
	Tööhõive	Looduse komponendid, mis pakuvad tööd. Näiteks puistu metsameestele jne	1,5
Reguleerivad teenused	Kliima regulatsioon ja õhu kvaliteedi reguleerimine	Taimestiku võime absorbeerida süsihappegaasi, reguleerida temperatuuri, vähendada õhu saastet	2,2
	Aineringed	Süsiniku-, lämmastiku-, väevli-, hapniku- jt ringed (fotosüntees, bioloogilise materjali lagunemine ja mulla teke, vee puhastus, jne), süsiniku ladustamine.	2,3
	Vee kaitse	Pinnavee ja pindmise vee äravoolu reguleerimine, maastiku kaitse mulla erosiooni ja maalihete eest, üleujutuste ennetamine ja pehmdamine, vee kvaliteedi hoidmine ja parandamine, jõekallaste kaitse ja veekogude täissettimise ennetamine.	1,8
	Mulla kaitse	Mulla erosiooni vähendamine, mulla tekke soodustamine	1,9
Elupaiga	Peatumiskoht/ elupaik	Looduslik elupaik nii looma- ja taimeliikidele aga ka inimestele. Koht, kus kasvatada järglasi. Koht, kus puhata ja taastuda.	2,4
	Elurikkus	Mitmekesine elupaikade, liikide ja geenide varamu.	2,6

Olulisemate Järvelja kaitseala metsa ÖST rahalise väärtuse hindamiseks kasutatud meetodikad ja saadud tulemused on koondatud tabelisse 6.

Tabel 6. Järvelja looduskaitseala metsa olulisemate ÖST rahaline väärtus (Autor: Kosk, et al, 2013; Sinijärv, 2013)

Ökosüsteemiteenus	Rahalise väärtuse arvutamise meetod	Rahaline väärtus, euro/aasta	Rahaline väärtus, euro/ha/a
Varustusteenus		114 379	617
Puit	Turuhinna meetod	60 306	325
Seened ja marjad	Turuhinna meetod	54 073	292
Reguleeriv teenus			
Süsiniku sidumine	Turuhinna meetod	273 159*	1473**
Kultuuriteenus		1 024 292	5525
Rekreatsioon	Turuhinna meetod	540	3
Turism	Turuhinna meetod	15 000	81
Loodusharidus ja teadmised	Kulupõhine meetod	782 793	4222
Tööhõive	Kulupõhine meetod	225 959	1219
Elupaiga teenus		14 633 007	78 927
Elurikkus	Tingliku hindamise meetod	14 633 007	78 927

* Süsiniku sidumise rahaline väärtus on arvatud metsa kogu biomassi kohta

** Rahaline väärtus on väljendatud ühikus euro/ha

Magistritöö „Lahemaa rahvuspargi ökosüsteemiteenused“ eesmärk oli välja selgitada Lahemaa rahvuspargi majanduslikult olulised ÖSTid ning leida olulisemate teenuste rahaline väärtus 2012./2013. aasta hindades. Töös käsitleti põhiliselt Lahemaa rahvuspargi metsaalasid, mille oluliste ÖST määramiseks viidi läbi ankeetküsitlus Keskkonnaameti Ida-Viru regiooni spetsialistide hulgas. Magistritöös määrati oluliseks need teenused, mida pidas oluliseks neli või enam vastajat. Tulemused on koondatud tabelisse 7. (Ehvert, 2013)

Tabel 7. Lahemaa rahvusparki ökosüsteemiteenuste olulisus (Autor: Ehvert, 2013)

Number	Ökosüsteemiteenus	Vastajate arv*
1	Toit	9
2	Puhas vesi	10
3	Bioloogilise päritoluga algnmaterjalid	6
4	Energia/kütus	1
5	Ehitusmaavarad	1
6	Rekreatsioon	10
7	Turism	10
8	Esteetiline väärtus	9
9	Loodusharidus ja teadmised	7
10	Spirituaalsed väärtused	1
11	Tööhõive	4
12	Kliima ja õhu kvaliteedi regulatsioon	4
13	Müra regulatsioon	0
14	Aineringed	7
15	Peatumiskoht/ elupaik	9
16	Ehrukus	10

*Vastajate arvu lahtris on märgitud inimeste arv (0–10 inimest), kes märkisid küsitluses konkreetse ökosüsteemiteenuse ära kui majanduslikult olulise.

Tabelisse 8. on koondatud Lahemaa rahvusparki olulisemate ÖST rahalised väärtused ning informatsioon kasutatud hindamismetoodika kohta.

Tabel 8. Lahemaa rahvusparki olulisemate ökosüsteemiteenuste rahalised väärtused. (Autor: Ehvert, 2013)

Hindamise meetod	Ökosüsteemiteenus*	Rahaline väärtus (miljonit eurot)
Turuhunna meetod	Varustusteenused	
	Toiduga varustamine:	
	Harilik kukeseen	2,1
	Harilik mustikas	6,7
	Harilik pohl	5,2
	Männirüürikas	
	Kogusaagi väärtus	2,6
	Puhta saagi väärtus	1,8
	Puiduga varustamine**	185,8
Kuludel põhinev meetod	Reguleerivad teenused	
	Veepuhastusvõime:	
	2012. aasta sademehulga järgi	32,6 - 37,1
	Keskmise sademehulga järgi	27,6 - 31,5
Tingliku hindamise meetod	Kultuuri teenused	
	Vaba aja veetmise, õppe-, teadustöö võimalus. Esteetiline nauding.	11,7

*Tabelisse on kantud ökosüsteemiteenuste aastane väärtus 2012. aasta keskmiste hindade järgi. Puiduga varustamisel on arvestatud metsa koguväärtust aastal 2012–2013 hindade järgi.

Magistritöö „Lehtpuurikaste metsade struktuur ja ökosüsteemsete hüvede sotsiaalne väärtustamine“ eesmärk oli välja selgitada, milliseid hüvesid ja teenuseid lehtpuurikkad metsad pakuvad ja kuidas inimesed neid väärtustavad. Uurimuse tulemusena selgus, et inimesed väärtustasid kõige rohkem varustavaid (80%), seejärel kultuurilisi (42%), toetavaid (6%) ja reguleerivad teenuseid (2%). Inimeste teadmised ja arusaamad on tarbimiskesksed ning eelkõige nähakse metsa väärtust läbi kasvava puidu. Selgus, et metsa ÖST tajumine ei ole selges seoses professioniga. Samas inimesed, kelle lähimas ümbruses paiknesid ökoloogiliselt kvaliteetsed metsad, omasid paremaid teadmisi puitsaadustest, nad oskasid anda hinnanguid metsa majandusliku väärtuse kohta ja olid teadlikumad toetavatest teenustest. (Räst, 2014)

Magistritöö „Muraste looduskaitseala majanduslik väärtus“ eesmärk oli leida Muraste looduskaitseala majanduslik väärtus. Looduskaitsealal ÖSTeid ei määratud. Maksevalmiduse küsitlus viidi läbi looduskaitsealaga piirnevate Muraste ja Suurupi küla elanike hulgas eesmärgiga saada informatsiooni, kui kõrgelt väärtustavad kohalikud elanikud Muraste looduskaitseala ning kas nad on nõus selle säilimiseks tegema täiendavaid kulutusi. Küsitluse tulemuste põhjal leiti vastajate maksevalmiduse kaudu Muraste looduskaitseala majanduslik väärtus, mis jäi, olenevalt küsitluse stsenaariumist vahemikku 9540 kuni 45 675 eurot aastas. (Elhi, 2015)

Bakalaureusetöö „Karula rahvusparki ökosüsteemiteenused“ eesmärk oli uurida, missuguseid ÖSTeid pakub Karula rahvuspark ning kuidas need teenused on jaotunud kaitseala territooriumil. Uuringu läbiviimiseks koostati ankeetküsitlus, kus seoti ÖSTed maakattetüüpidega ning kogutud andmetest tulenevalt koostati kaardid ÖST pakkumise kohta kaitseala territooriumil. Selgus, et kõige olulisemaks peeti kultuurilisi teenused ja väheoluliseks hinnati varustusteenuste gruppi Karula rahvusparki olulisemad teenused on elupaigad, esteetiline väärtus ning teadmised ja keskkonnaharidus. Karula rahvusparki territooriumil on ÖSTed jaotunud ebaühtlaselt. Olulisemateks maakattetüüpideks varustusteenuste, reguleerivate teenuste ja kultuuriteenuste pakkumisel on metsad ja niidud; kultuuriliste teenuste pakkumisel veekogud. Vähem oluliseks teenuste pakkumisel peeti asustatud alasid, mis pakuvad ekspertide arvates peamiselt vaid kultuuriteenuseid. (Sosar, 2015)

Projekti „BioClim: Kliimamuutuste mõjuanalüüs, kohanemisstrateegia ja rakenduskava looduskeskkonna ja biomajanduse teemavaldkondades“ (2015) rakendajad nimetasid seitsme ökosüsteemi (meri, magevesi, mets, niit, soo, muld ja linn) teenused. Ekspertide hinnangul on sotsiaalmajanduslikult tähtsad ja kliimamuutuste suhtes haavatavad järgmised metsaökosüsteemide teenused:

Varustusteenused:

- Ulukid
- Marjad
- Seened
- Puit toorainena, sh keemiatööstusele
- Puit kütteks

Reguleerivad teenused:

- Süsiniku hoidmine ja sidumine
- Kohaliku ja piirkondliku kliima reguleerimine
- Looduslik veerežiim ja veevoolu stabiilsus
- Kaitse erosiooni vastu
- Õhukvaliteedi reguleerimine

Kultuurilised teenused:

- Virgestus- ja turismivõimaluste pakkumine

Töös jõutakse järeldusele, et tuleks läbi viia uuringud, mis selgitavad välja erinevate Eesti ökosüsteemide poolt pakutavate varustavate teenuste mahud ja alustada sellekohase statistika kogumist; hinnata reguleerivate teenuste pakkumist mõjutavaid tegureid; ning hinnata kultuuriliste teenuste tarbimis- ja kasutusmahusid.

T. Oja ja teiste autorite poolt koostatud aruanne „Ökosüsteemide teenuste kaardistamise ja hindamise tegevuskava“ valmis 2017. aastal ning seal on välja toodud esmatähtsad metsa ÖSTid, mis on koondatud tabelisse 9.

Tabel 9. Eesti metsade olulisemad ökosüsteemiteenused. (Autor: Oja jt, 2017)

Teenuse liik	Teenuse nimi	Olulisus*
Varustavad teenused	Toiduteenus (mittepõllumajanduslikud taimed ja ulukid)	B
Varustavad teenused	Toorainete pakkumise teenus	A
Varustavad teenused	Geneetiliste ja meditsiiniliste ressursside pakkumise teenus	B
Reguleerivad ja säilitavad teenused	Kliimaregulatsiooni teenus	A
Reguleerivad ja säilitavad teenused	Üleujutuste kaitse teenus	C
Reguleerivad ja säilitavad teenused	Saasteainete käitluse teenus	C
Reguleerivad ja säilitavad teenused	Erosiooni pidurdamise teenus	B

Tabel 9. Järg

Teenuse liik	Teenuse nimi	Olulisus *
Reguleerivad ja säilitavad teenused	Muldade viljakuse säilitamise teenus	B
Reguleerivad ja säilitavad teenused	Tolmeldamise teenus	B
Reguleerivad ja säilitavad teenused	Elupaikade säilitamise teenus	A
Kultuurilised teenused	Turismi ja vaba aja veetmise teenused	A
Kultuurilised teenused	Terviseedenduse teenus	B
Kultuurilised teenused	Esteetika pakkumise teenus	C
Kultuurilised teenused	Kultuuri, kunsti, disaini inspireerimise teenus	C
Kultuurilised teenused	Spirituaalne kogemuse pakkumise teenus	C
Kultuurilised teenused	Keskkonnahariduse pakkumise teenus	B
Kultuurilised teenused	Teadustegevuse läbiviimise võimaldamise teenus	C
Tugiteenused	Primaarproduktiooni teenus	A
Tugiteenused	Toitaineringe teenus	B
Tugiteenused	Fotosünteesi teenus (hapniku tootmine)	A
Tugiteenused	Veeringluse teenus	B
Abiootilised teenused	Energiateenus	A
Abiootilised teenused	Abiootiliste materjalide pakkumise teenus	B
Abiootilised teenused	Toitaineliste abiootiliste substantside pakkumise teenus	C
Abiootilised teenused	Looduslike abiootiliste voogude vahendamise teenus	B
Abiootilised teenused	Füüsikaliste, keemiliste ja abiootiliste tingimuste säilitamise teenus	C
Abiootilised teenused	Jäätmete ja toksiliste ainete regulatsiooniteenus	B
Abiootilised teenused	Vaba aja teenuse toetamise teenus	B

* Olulisus:

A teenused, mida oleks vaja Eestis igal juhul hinnata ja kaardistada

B teenused, mille kaardistamist soovitame kaaluda

C teenused, mida võib hinnata/kaardistada, kuid eeldatav nõudlus on väike

Kokkuvõttes saab öelda, et Eestis on akadeemilisel tasemel metsa ökosüsteemiteenuste määramise ja rahalise väärtuse hindamisega tegeletud ca 7 aastat. Selle aja jooksul on valminud ca 7 erineva tasemega bakalaureuse- ja magistritööd ja mõned uuringu aruanded. Peamiselt on need uuringud tehtud erinevate kaitstavate metsade kohta. Kaitstavate metsade ÖSTid pakkumine on kindlasti esinduslikum võrreldes majandusmetsaga, kuid vaatamata sellele sobivad nad käesoleva töö, mille eesmärgiks oli metsa ÖSTide loetelu koostamine ja selle loetelu klassifitseerimine, sisendiks.

Üheks olulisemaks uuringuks tuleb siinkohal pidada T. Oja jt (2017) poolt koostatud tööd, mis koondab Eestis ökosüsteemiteenuste valdkonnas tehtud tööd, määrab erinevate ökosüsteemide poolt pakutavad kaubad ja teenused ning nende olulisuse. Selle töö ainuke kitsaskoht on, et töö autorid on ÖSTide loetelu koostamisel ja klassifitseerimisel lähtunud MEA poolt 2005. aastal esitatud põhimõtetest, mis käesolevaks hetkeks on Euroopa Liidu kontekstis vananenud. Euroopa Keskkonnaagentuuri poolt on perioodil 2013-2017 välja töötatud ökosüsteemiteenuste määramise ja klassifitseerimise põhimõtted, mis on koondatud CICESi klassifikatsiooni.

Hinnangud Eesti metsade ökosüsteemiteenuste kohta

Metsanduse arengukava aastani 2030 alusuuringu lähteülesandes on seatud ülesanne kirjeldada Eesti metsade olulisemate ökosüsteemiteenuste kvaliteeti ja kvantiteeti, nõudlust ja pakkumist. Niisuguseks hindamiseks peaks metsa poolt pakutavad ÖSTid olema loetletud ja klassifitseeritud ning olema peaks olema ühiskondlik kokkulepe, missugused ÖSTid on olulised. Hinnangute andmiseks metsa ÖSTide kvantiteedi kohta peaks olema välja töötatud indikaatorid, kokku lepitud mõõtühikud ja hindamiskriteeriumid. Kui võtta eesmärgiks hinnata metsa ÖSTe nende rahalise väärtuse järgi, siis tuleks selleks rakendada olemasolevaid, tunnustatud kaudse hindamise meetodikaid. Kogu eelneva informatsiooni visualiseerimiseks on võimalik nende teenuste pakkumist kaardistada. Selleks, et teada saada ühiskonna nõudlust metsa ÖST järele, tuleb seda uurida. Võimalikud uurimismeetodid on inimeste turukäitumise jälgimine või nende küsitlemine.

Nagu peatükist 3 selgub on perioodil 2011-2017 Eestis läbi viidud 7 uuringut, peamiselt bakalaureuse ja magistritöödena, mis käsitlevad kaitsealuste metsade ÖSTe. Nendes töödes on koostatud pilootobjektide poolt pakutavate ÖSTide loetelu, katsetatud erinevaid teenuste klassifikatsioone, katsetatud teenuste prioriseerimist ning püütud leida olulisematele teenustele rahalist väärtust. Nende üksikute katsetuste tulemused ei ole laiendatavad kogu Eesti metsale. Viga saaks olema liiga suur. Seega, meil ei ole piisavalt informatsiooni, et käesoleva töös anda hinnang Eesti metsade ÖSTide pakkumisele ega nõudlusele ega hinnata nende kvaliteeti ja kvantiteeti.

Aluseks võttes peatükis 3 kirjeldatud uuringute tulemusi, koostati selle töö raames Eesti metsade ökosüsteemiteenuste loetelu ning klassifitseeriti need CICESi ökosüsteemiteenuste klassifikaatori järgi. Tulemus on lisas 2 (vt *Excel* fail). Kokku moodustus metsa

kasutusvõimalustest 39 kirjet, millest 12 klassifitseerus varustava, 16 reguleeriva ja säilitava ning 11 kultuurilise teenuse gruppi. Selguse huvides ja seose loomiseks CICESi klassifikaatoriga on tabelis esitatud CICESi teenuste koodid (tulp 2). Tulbas 4 on kirjutatud teenuse nimetus nii nagu seda Eesti autorid on eelnevates töödes (peatükk 3) kasutanud. Metsa poolt pakutavate ökosüsteemiteenuste loetelus on kokku 19 kirjet. Need on:

- Varustavad teenused
 - Tooraine pakkumise teenus
 - Energiateenus
 - Toidu pakkumise teenus
 - Geneetilise ressursi pakkumise teenus
- Reguleerivad ja säilitavad teenused
 - Füüsiliste, keemiliste ja abiootiliste tingimuste säilitamise teenus
 - Jäätmete ja toksiliste ainete regulatsiooni teenus
 - Erosiooni pidurdamise teenus
 - Üleujutuste kaitse teenus
 - Elupaikade säilitamise teenus
 - Mulla viljakuse säilitamise teenus
 - Kliimaregulatsiooni teenus
 - Esteetika pakkumise teenus
- Kultuurilised teenused
 - Turismi ja vaba aja veetmise teenus
 - Tervise edendamise teenus
 - Teadustegevuse läbiviimise võimaldamise teenus
 - Keskkonnahariduse pakkumise teenus
 - Spirituaalse kogemuse pakkumise teenus
 - Kultuuri, kunsti, disaini inspireerimise teenus

Tulbas 3 on ÖSTidest parema arusaamise huvides selgitatud metsa kasutamise võimalusi ning tulbas 5 on toodud näiteid teenuse tulemi või saadava tulu kohta.

Peaaegu iga teenuse nimetuse all on mitmeid kasutusvõimaluse. Näiteks varustavate teenuste sektiooni kuuluv geneetiliste ressursside pakkumise teenus sisaldab järgmisi geneetilise ressursi kasutamise võimalusi: taime- ja seenepopulatsioonid, mida kasutatakse aretuseks; geenide eraldamiseks kasutatavad taimepopulatsioonid; loomapopulatsioonid, mida kasutatakse aretuseks; geenide eraldamiseks kasutatavad loomapopulatsioonid. Samas

kultuuriliste teenuste sektsioonis olev spirituaalse kogemuse pakkumise teenus sisaldab viit metsa kasutamise võimalust, arvestades ajaloo ja kultuuripärandit, metsa kui rahvuslikku või kohalikku embleemi, tootemliike, alad ja liigid, mis omavad pärandväärtust.

Tulp 6 esitab teenuse prioriseeringu T. Oja (2017) poolt koostatud „Ökosüsteemide teenuste kaardistamise ja hindamise tegevuskava“ aruande järgi. Olulisuse määramisel on kasutatud kolmest skaalat järgnevalt:

A - ÖSTid, mida oleks vaja Eestis igal juhul hinnata ja kaardistada;

B - ÖSTid, mille kaardistamist soovitame kaaluda;

C - ÖSTid, mida võib hinnata/kaardistada, kuid eeldatav nõudlus on väike.

Olulisuse hinnang A on varustavatest teenustest antud tooraine pakkumise ja energiateenustele, hinnang B geneetilise ressursi ja toidu pakkumise teenustele ning hinnang C tooraine pakkumise teenusele, mis on seotud ulukite nahkade kasutamise ja seemnete või eoste müügiga. Reguleerivatest ja säilitavatest teenustest on olulisimaks hinnatud elupaikade säilitamise ja kliimaregulatsiooni teenus (A), järgnevad looduslike abiootiliste voogude vahendamise, jäätmete ja toksiliste ainete regulatsiooni, erosiooni pidurdamise ja mulla viljakuse säilitamise teenustele (B). C-ga on hinnatud üleujutuste kaitse teenus ning füüsikaliste, keemiliste ja abiootiliste tingimuste säilitamise teenused. Kultuurilistest teenustest on prioriteetseimad turismi ja vaba aja veetmise teenused (A), millele järgnevad tervise edendamise ja keskkonnahariduse pakkumise teenused (B). Ülejäänud teenused on hinnatud C-ga.

Siinkohal tasub meeles pidada, et teenuste niisugune prioriseering on koostatud ühe väikese teadlaste grupi poolt ja ei pruugi esinda ühiskonna arvamust.

Vaadates eelpool toodud teenuste nimekirja, siis leiab erinevatest allikatest informatsiooni üksikute teenuste kohta. Meil on piisavalt usaldusväärset informatsiooni järgmistele Eesti metsa ÖSTide pakkumise või nõudluse kohta.

- Varustava teenuse sektsioon/ tooraine pakkumise teenus/ **puidu pakkumine**;
- Varustava teenuse sektsioon/ tooraine pakkumise teenus/ **puidu nõudlus**;
- Varustavate teenuste sektsioon/ **geneetiliste ressursside pakkumise teenuse nõudlus**.

„Aastaraamat Mets 2017“ (Keskkonnaagentuur, 2018) annab metsa **puidu pakkumise mahu** kohta informatsiooni, mis on koondatud tabelisse 10. Tabelist on näha enamuspuuliikide järgi metsa kogutagavara (pakkumise kogumaht), mis oli 2017. aastal 486 miljonit kuupmeetrit; metsatagavara majandataval metsamaal (majandatava puidu pakkumise maht), mis oli samal aastal ca 413 miljonit kuupmeetrit; ja juurdekasv (pakkumise maht säästva majandamise korral), mis oli ca 16 miljonit kuupmeetrit.

Tabel 10. Eesti metsa puidu pakkumise maht (Allikas: Keskkonnaagentuur, 2018)

Enamus-puuliik	Kogutagavara, 1000m ³	Tagavara majandataval metsamaal, 1000m ³	Surnud puidu maht, 1000m ³	Juurdekasv, 1000m ³ /a
Mänd	174 929	115 911	17 638	4 798
Kuusk	95 524	105 508	25 075	3 620
Kask	124 376	94 839	10 617	4 229
Haab	34 047	30 387	5 185	1 254
Sanglepp	18 435	20 221	2 102	666
Hall lepp	32 885	28 378	8 554	1 291
Teised	5 907	17 854	8 462	181
Kokku	486 104	413 099	77 633	16 038

Puidu nõudluse kohta saame informatsiooni nii „Eesti metsanduse arengukavast aastani 2020“ kui ka eelpool nimetatud aastaraamatust. Arengukava (2010), mis on ühiskondlik kokkulepe metsade majandamise osas, sõnastab puidu kohta **nõudluse** järgnevalt: „Eestis on pikaajaliselt jätkusuutlikuks eesmärgiks kasutada **12 – 15 milj. m³ metsamaterjali aastas.**“ Eesmärgi täitmise mõõtmiseks kasutatavad indikaatorid, baas- ja sihttase on koondatud tabelisse 11.

Tabel 11. Metsanduse arengukava aastani 2020 eesmärgi täitmise indikaatorid, baas- ja sihttase (Allikas: Eesti metsanduse arengukava aastani 2020)

Indikaator	Baastase	Sihttase
Uuendusraie maht ja pindala	5,85 milj m ³ ja 22 400 ha/a	10,1 milj m ³ ja 34 500 ha/a
Erametsa uuendamise osakaal uuendusraiete mahus	20%	40%
Valgustusraiate pindala	22 200 ha/a	32 400 ha/a
Harvendusraiate pindala	14 200 ha/a	34 500 ha/a
Geenireservmetsade pindala	Puudub	2 876 ha
Puhke- ja kaitsealade külastuskordade arv aastas alade koormustaluvust ületamata	1 450 000	1 600 000

Tabelis on kirjas ühiskondlik kokkulepe (nõudlus) uuendus-, valgustus- ja harvendusraiete mahu kohta, geenireservmetsa ja külastuskordade kohta. Siit selgub, et puidu **nõudlus (uuendusraied) on 10,1 milj m³ aastas.** Kehtivast arengukavast nähtub, et ühiskondlik kokkulepe on ka geneetiliste ressursside pakkumise teenusele, mille **nõudluseks** on hinnatud **metsade pindala 2 876 ha.**

Tabelist 12 on näha, et puidu, sealhulgas kuivanud puidu tegelik tarbimine on aastal 2016 olnud ca 10,7 milj. m³ aastas, millest 84% saadakse uuendusraietest ning ülejäänud maht hooldusraietest.

Tabel 12. Puuliikide raiutud tagavara metsamaal 2016. aastal (Allikas: Keskkonnaagentuur, 2018)

Puuliik	Raiemaht 1000m³	kokku,	s.h uuendusraie, 1000m³	s.h hooldusraie, 1000m³
Mänd	1 548		1 313	215
Kuusk	4 096		3 675	395
Kask	2 388		1 942	411
Haab	487		472	15
Sanglepp	644		506	138
Hall lepp	481		453	27
Teised	361		259	91
Kuivanud puud	732		382	325
Kokku	10 738		9 003	1 615

Reguleerivate ja säilitavate teenuste sektsoonist kliimaregulatsiooni teenuse **süsiniku sidumine pakkumise** hindamiseks on tõenäoliselt andmed olemas. Kuna „Aastaraamat Mets 2017“ (Keskkonnaagentuur, 2018) andmetel oli peamine LULUCF¹⁶ sektori süsiniku siduja Eestis metsamaa, mille kogupindalaks on arvestatud 2,42 miljonit ha ja 2016. aastal suurenes süsinikuvaru Eesti metsades 3,15 miljoni tonni CO₂ ekvivalendi võrra ehk puitse biomassi juurdekasv ületas raietest, surnud puidu kõdunemisest, mullahingamisest ning põlengutest tulenevat süsinikukadu nii palju. LULUCF arvutusmetoodikast tulenevalt ei ole siinkohal tegemist absoluutse emissiooni hinnanguga, vaid aastase muutusega. Juhul, kui on olemas absoluutse emissiooni numbrid, siis on teada ka süsiniku sidumise teenuse pakkumise maht. (Selle töö mahus süsiniku sidumise pakkumist ei õnnestunud arvutada.)

Kehtivast metsanduse arengukavast (2010) nähtub, et ühiskondlik kokkulepe puhke- ja kaitsealade külastuskordade arvu kohta aastas on 1 600 000 külastuskorda. See number on käsitletav kui **turismi ja vaba aja veetmise teenuse nõudlus puhke- ja kaitsealade järele**, kuid kindlasti mitte kui kogunõudlust metsa turismi ja vaba aja veetmise teenuse järele.

Kokkuvõttes saab väita, et metsa ÖSTide pakkumise ja nõudluse hetkeseis on tänaseks määratlemata ning kvaliteeti ei saa hinnata, kuna puuduvad nii hindamiskriteeriumid kui ka kvaliteedi mõõtmiseks kokkulepitud indikaatorid.

Erinevate metsamajanduslike võtete mõju metsa ökosüsteemiteenustele

Metsanduse arengukava aastani 2030 alusuuringu lähteülesandes on seatud ülesanne hinnata erinevate metsakasvatustlike võtete mõju metsa ökosüsteemiteenustele. Käesoleva töö käigus hinnati metsauuendustööde, hooldusraie, sanitaar- ja uuendusraie, ning metsa

• ¹⁶ LULUCF - Land Use, Land Use Change and Forestry (Maakasutus, maakasutuse muutus ja metsandus)

maaparandussüsteemide rekonstrueerimise, metsateede ehitamise ja rekonstrueerimise mõju ökosüsteemiteenustele.

Siinkohal nimetatakse metsauuendustöödeks maapinna ettevalmistamist nii, et seemned või taimed hakkaks idanema samal külviaastal. Metsauuenduse käigus säilitatakse võimalikult palju olemasolevaid, looduslikke puuliikide ning bioloogilist mitmekesisust soodustavaid säilikipuid, lamapuitu ja väärislehtpuid. Metsa võib uuendada ka nii, et jälgitakse ja vajadusel abistatakse looduslikku uuendust. Puistu kujundamiseks tehakse metsauuenduse hooldustöid, tallatakse uute metsataimede ümber rohurinnet või lõigatakse segavaid puittaimi.

Hooldusraietena käsitletakse selles töös valgustus- ja harvendusraiet. Valgustusraiet tehakse noorendiku eas metsale selleks, et luua uuendamisel määratud peapuuliigile paremad kasvutingimused. Keskealiste puistute hooldamiseks tehakse harvendusraiet, eesmärgiga parandada raieküpsuks kasvatatavate puude kasvutingimusi. Sanitaarraie korral raiutakse enamasti haigeid ja kahjustatud, aga ka surnud ja surevaid puid. Uuendusraieid tehakse siis, kui puistu on saavutanud küpsuse. Seda võib teha lageraiena, mis tähendab, et puud raiutakse korraga maha ning raiesmikule jäetakse seemnepuud ja säilikipuud või aegjärgk raiena, kus puistu raiutakse mitmes (tavaliselt 3-4) järgus.

Metsamaaparanduse eesmärgiks on muuta liigniiske ala metsakasvatusele kõlblikuks. See tegevus võib sisaldada juba olemasoleva, kuid kinni kasvanud kraavide rekonstrueerimist; nende kujundamist sirgemaks; truupide rekonstrueerimist või uute truupide ehitamist; vajadusel koprahjustuste vältimist.

Metsateede ehitamine koosneb teekoridori ettevalmistamisest, kändude väljajuurimisest ja pinnase eemaldamisest, kuivendussüsteemi ehitamisest või rekonstrueerimisest, truupide paigaldamisest koos aluse ja otsikute ehitamisega, tee muldkeha ehitamisest ja teekatte paigaldamisest. Metsateede rekonstrueerimine tähendab olemasolevate teede parandamist, uuendamist või uute teejuppide ehitamist.

Erinevate metsamajanduslike tegevuste mõju hindamine ÖSTidele toimus ekspertarutelude käigus. Mõju hinnangud anti järgmises skaalas:

↑ mõju suurendab ÖST pakkumist oluliselt

↗ mõju suurendab ÖST pakkumist

↘ mõju vähendab ÖST pakkumist

↓ mõju vähendab ÖST pakkumist oluliselt

↔ ÖST pakkumine jääb mõjust muutmata

Hindamisel võeti arvesse hinnatavate metsakasvatustlike tegevuste mõju ca 5 aastases ajalisel perspektiivis. Hinnangud on koondatud lissasse 3 (vt Excel file).

Kuna hindamine viidi läbi eesmärgiga selgitada metsakasvatustlike tegevuste mõju metsa ÖSTide pakkumisele, siis koostatud tabelit vaadates jääb mulje, et uuendusraie on fataalse lõpuga tegevus, kõik ÖSTid saavad otsa. Tegelikult ei arvestatud hindamisel, et peale uuendusraiet moodustub uus kooslus, raiesmik, mis pakub metsaga võrreldes hoopis teistsuguseid teenuseid. Tabelist on näha, et uuendusraie vähendab oluliselt metsa reguleerivate

ja säilitavate ÖSTide pakkumist, kultuuriliste teenuste pakkumist (välja arvatud teadustegevuse ja keskkonnahariduse pakkumise teenused) ning üldjuhul vähendab varustavate teenuste pakkumist. Metsauuendustööd, hooldus- ja sanitaarraie suurendavad reguleerivate ja säilitavate teenuste pakkumist ja üldjuhul ka kultuuriliste ning varustavate teenuste pakkumist. Maaparandussüsteemide rekonstrueerimine suurendab või jätab muutumatuks reguleerivate ja säilitavate ning varustavate teenuste pakkumise, kuid kultuuriliste teenuste pakkumist võib mõne teenuse osas ka vähendada. Metsateede ehitamise ning uuendamise mõju metsa ÖSTide pakkumist üldjuhul ei mõjuta, kuid kultuuriteenuste pakkumist võib suurendada ning samal ajal vähendada metsa võimet puhverdada visuaalseid ebameeldivusi, müra, tolmu ja lõhnu.

Ettepanekud strateegia eesmärkide ja tegevuste sõnastamiseks

Elurikkuse konventsioon, millega Eesti on liitunud, näeb ette, et "2050. aastaks on elurikkuse väärtus hinnatud, säilitatud, taastatud ja seda kasutatakse mõistlikult, säilitades ökosüsteemiteenuseid ja tagades elujõulise planeedi, mis toob kasu kõigile inimestele". Euroopa Liidu elurikkuse strateegia aastani 2020 pikaajaline visioon aastani 2050 näeb ette, et EL elurikkus ja sellega seotud ökosüsteemiteenused on kaitstud, hinnatud ning taastatud asjakohaselt ning 2. eesmärgi meede 5 näeb ette parandada teadmisi ökosüsteemide ja nende teenuste kohta läbi selle, et liikmesriigid kaardistavad ja hindavad komisjoni abiga 2014. aastaks ökosüsteemide ja nende teenuste seisundi oma riigi territooriumil, hindavad kõnealuste teenuste majanduslikku väärtust ning aastaks 2020 annavad panuse selle väärtuse lisamiseks ELi ja liikmesriikide arvepidamis- ja aruandlussüsteemidesse.

ÜRO ülemaailmse säästva arengu eesmärgid ja tegevuskava aastani 2030 näeb ette tagada 2020. aastaks maismaaökosüsteemide ja ökosüsteemiteenuste kaitse, taastamine ja säästev kasutamine. ÜRO strateegiline plaan metsade kohta 2017-2030 (toimetamata versioon) soovib liikmesriikidel hinnata metsa poolt pakutavate kaupade ja teenuste väärtus ning kasutada nende teenuste tarbimise maksustamist vastavalt ÖSTide eest maksmise skeemile ja ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni järgi eksisteerivatele mehhanismidele. ÜRO Euroopa Majanduskomisjoni (2014) dokument „Rovaniemi metsasektori tegevuskava rohemajanduses“ seab eesmärgiks, et metsa ökosüsteemiteenused on identifitseeritud, nende väärtused on arvatud ning säästva tootmis- ja tarbimismustri loomiseks on sisse seatud maksmine ÖSTide pakkumise eest. Kokkuvõtlikult on soovitatavad tegevused nimetatud eesmärkide elluviimiseks on järgmised:

- Laiemalt tutvustada nii pakkujatele kui ka tarbijatele metsa ökosüsteemiteenuseid, nendest saadavat tulu ja nende rahalist väärtust.
- Võimestada metsaomanikke ja soodustada nende omavahelist koostööd ning koostööd teiste osaliste/sidusrühmadega, eesmärgiga arendada ja pakkuda metsa ÖSTe, näiteks metsa turism/ökoturism jms.
- Välja arendada lähenemised metsa ÖST rahalise väärtuse arvutamiseks ja nende eest maksmise korraldamiseks ning töötada välja vastav juhendmaterjal.
- Luua riikide tasemel võimekus arendada ja rakendada ÖSTide eest maksmist ja siduda ÖSTide eest maksmise kontseptsioon olemasolevate strateegiatega.

Eestile mittesiduvatest dokumentidest on metsa seisukohalt ilmselt olulisim Forest Europe 7. ministeeriumide konverents, mis toetab ÜRO Euroopa Majanduskomisjoni (2014) Rovaniemi metsasektori tegevuskava, sõnastades üldjoontes samad eesmärgid ja tegevused: vahetada omavahel teavet ja töötada välja metsa ÖST rahalise väärtuse hindamise ja nende eest maksmise meetodid ja nende rakendamine ning teha jõupingutusi, et metsa ÖST väärtus kajastuks metsaga seotud poliitikates, sealhulgas rahvuslikes metsaprogrammides vms. dokumentides, turu-põhistes instrumentides ja ÖST maksustamisel.

Eestis kehtivast 21 valdkonnaga seotud arengudokumentidest 8 sõnastavad oma eesmärgid või tegevussuundi ökosüsteemiteenuste ja/või avalike hüvede kaudu. Nendeks on „Eesti 2020“ ja selle tegevuskava aastateks 2017 – 2020, üleriigiline planeering „Eesti 2030+“, Eesti regionaalarengu strateegia 2014 – 2020, kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030, looduskaitse arengukava aastani 2020 ja ka kehtiv metsanduse arengukava. Neis arengudokumentides on põhiliselt sõnastatud vajadus määratleda ökosüsteemiteenused, arvutada välja nende rahaline väärtus ning majandada neid säästvalt.

Eeldusel, et metsanduse arengukava aastateks 2030 jätkab kehtiva metsanduse arengukava eesmärgi elluviimisega samas või uuenenud sõnastuses saab ökosüsteemiteenuste-põhise metsa majandamise seisukohalt oluliseks metsade ökosüsteemiteenuste väärtuste arvestamine metsade majandamises. Hetkel on olemas mõned loetelud Eesti metsa poolt pakutavatest ÖSTidest ning need teenused on ka klassifitseeritud, kuid puudub ühiskondlik kokkulepe, missugused on prioriteetsed ÖSTid ning missugust meetodikat kasutades tuleks arvutada nende rahalised väärtused. Metsa ÖSTide pakkumise ja nõudluse hetkeseis on tänaseks määratlemata ning kvaliteeti ei saa hinnata, kuna puuduvad nii hindamiskriteeriumid kui ka kvaliteedi mõõtmiseks kokkulepitud indikaatorid. Metsa ÖSTide säilitamiseks ja õigete kasutusotsuste vastuvõtmiseks on vajalik fikseerida nende hetkeseis ja määratleda prioriteetsete ÖSTide säilimiseks vajalikud baastasemed. Analüüsida tuleb, kuidas arvustavad metsa ÖSTide säilimist ja seisundit hetkel kehtivad loodusressursside kasutuse tasud ja missugused oleksid võimalused nende muutmiseks eeldusel, et rakendatakse ökosüsteemiteenuste kasutamise maksustamine (PES¹⁷).

Meede x.y. Metsade ökosüsteemiteenuste väärtuste arvutamine metsade majandamises		
<i>Tegevussuunad ja peamised tegevused</i>	<i>Väljund</i>	<i>Tähtaeg</i>
1. Metsa oluliste ÖSTide loetelu kokkuleppimine	Vastavasisulise kokkulepe on olemas	2020
2. Metsa oluliste ÖSTide rahalise väärtuse arvutamise meetodikate kokkuleppimine ja juhendmaterjali koostamine	Kasutatavate meetodikate nimekiri ja juhendmaterjal on olemas	2020
3. Metsa oluliste ÖSTide pakkumise ja nõudluse hetkeseisu ja kvaliteedi hindamiseks vajalike meetodikate väljatöötamine	Nimetatud meetodikad on välja töötatud	2020
4. Metsa oluliste ÖSTide hetkeseisu määramine	Metsa oluliste ÖSTide hetkeseis on hinnatud	2023
4. Metsa oluliste ÖSTide rahalise väärtuse arvutamine	Metsa oluliste ÖSTide rahalised väärtused on teada	2025

¹⁷PES – Payment for Ecosystem Services

5. Avalikkuse teavitamine metsa olulistest ÖSTidest ja nende rahalisest väärtusest.	Avalikkus on teadlik metsa olulistest ÖSTidest ja nende rahalisest väärtusest	2027
6. Luua alus metsa ökosüsteemiteenuste pidevaks arvestuseks ja nende väärtuste kasutamiseks erinevatel planeeringu- ja otsustustasemetel riigis ning loodusvarade kasutuse maksustamisel	Arvestussüsteemid on välja töötatud	2030

Ökosüsteemiteenuste rahalise väärtuse hindamise meetodikad on välja töötatud ja neid rakendatakse eelmise sajandi 40 – 50ndatest aastatest. Neid meetodikaid kasutades on võimalik arvutada ühiskonna nõudlus metsa ÖSTide (avalikud hüved) järele uuritava ajahetkel ning saadud tulemusi kasutades otsustatakse, kas ühiskonna jaoks on majanduslikult tulusam jätta mets avalikku kasutusse või anda erakasutusse. Arvestades, et erinevate meetodikate rakendamisel arvatud rahalised väärtused ei ole otseselt võrreldavad ja arvatud tulemus näitab tegelike või potentsiaalsete tarbijate nõudlust kauba/teenuse järele uuritava ajahetkel, mis sõltub tarbijate sotsiaal-majanduslikest ning riigi majandus-poliitilisest olukorrast, tuleks hoolega kaaluda, kas metsa ÖSTide rahalise väärtuse lausaline arvutamine on mõttekas. Senist maailma keskkonnaökonomika praktikat silmas pidades soovitaksin metsa ÖSTide rahalise väärtuse arvutamist kasutada juhtumipõhiselt, kui otsustajatel on vaja täiendavat informatsiooni, kuidas ühiskonna heaolu muutub juhul, kui mets anda erakasutusse (riigimetsa müümine erametsaks, töötlemiseks vms juhtumid).

Kasutatud kirjandus

1. „Eesti 2020“ tegevuskava aastateks 2017 – 2020. 2017. Kättesaadav: <https://www.valitsus.ee/et/eesmargid-tegevused/arengukavad> (02.06.2018)
2. Bishop T.J. (koostaja) 1999. Valuing Forests. A Review of Methods and Applications in Developing Countries. International Institute for Environment and Development: London.
3. Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. 1997. The valuation of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387, 253–260. Kättesaadav: http://www.esd.ornl.gov/benefits_conference/nature_paper.pdf (14.06.2018).
4. De Groot, R. S. 1992. Functions of Nature. Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff.
5. De Groot, R., Brander L., Ploeg s., Costanza R., bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., McVittie A., Portela R., Rodriguez L. C., ten Brink P., van Beukering P. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their srevices in monetary units. Ecosystem Services, 1 (50-61. Kättesaadav: <http://www.elsevier.com/locate/ecoser> (13.06.2018)

6. De Groot, R., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3), 393–408. Kättesaadav: http://www.uvm.edu/giee/publications/deGroot_et_al.pdf (10.06.2018).
7. Ehvert, K. 2013. Lahemaa rahvusparki ökosüsteemiteenused. Kättesaadav: http://www.keskkonnaamet.ee/public/kaitsealad/lahemaa/Magistritoo_Lahemaa_rahvusparki_okosusteemiteenused.pdf (02.06.2018)
8. EL metsastrateegia. 2013. Kättesaadav: http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:21b27c38-21fb-11e3-8d1c-01aa75ed71a1.0022.01/DOC_1&format=PDF (21.06.2018)
9. Elhi, M. 2015. Muraste looduskaitseala majanduslik väärtus. Kättesaadav: <http://www.etera.ee/zoom/4156/view?page=1&p=separate&view=0,0,2480,3509> (02.06.2018)
10. Erlich, Ü. (2013) Eesti loodusturism kui majandusharu. Tallinn
11. Erlich, Ü. 2011. Eesti tööealise elanikkonna nõudlus looduskaitsealuse metsa järele. Kättesaadav: http://www.envir.ee/orb.aw/.../NoudlusMetsaJarele_YllasEhrlich.pptx (20.12.2012)
12. Forest Europe ministriumite konverentside otsused ja deklaratsioonid. Kättesaadav: <http://foresteurope.org/ministerial-commitments/> (15.06.2018)
13. Karoles, K. 2011. Metsanduse keskkonnamõjudest. Eesti Mets nr 2/2011. Kättesaadav: http://www.loodusajakiri.ee/eesti_mets/artikkel1159_1144.html (30.05.2018)
14. Karoles, K. 2012. Metsanduse suundumustest Euroopas. Eesti Mets nr 3/2012. Kättesaadav: http://vana.loodusajakiri.ee/eesti_mets/artikkel1286_1273.html (02.06.2018)
15. Keskkonnaagentuur. 2018. Aastaraamat Mets 2017. Kättesaadav: <https://keskkonnaagentuur.ee/et/aastaraamat-mets-2016> (23.07.2018)
16. Keskkonnaministrium. 2017. Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030. Kättesaadav: <https://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/kliima/kliimamuutustega-kohanemise-arengukava> (26.07.2018)
17. Konkurentsivõime kava „Eesti 2020“. Kättesaadav: <https://www.valitsus.ee/et/eesmargid-tegevused/arengukavad> (02.06.2018)
18. Kosk, A., Sirg mets, R., Padari, A., Adermann, V., Sinijärv, L. 2013. Eesti kaitstavate metsade ökosüsteemiteenuste majanduslik väärtus Järvelja looduskaitseala näitel.
19. Lindberg, K., Furze, B., Staff, M., Black, R. 1997. Ecotourism and Other Services Derived from Forests in the Asia-Pacific Region: Outlook to 2010. FAO Corporate Document Repository. Kättesaadav: <http://www.fao.org/docrep/w7714e/w7714e01.htm#TopOfPage> (13.06.2018)
20. Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being synthesis. Kättesaadav: <http://www.millenniumassessment.org> (21.05.2018)

21. Oja, T., Varblane, U., Palo, A., Veemaa, J. 2017. „Ökosüsteemide teenuste kaardistamise ja hindamise tegevuskava“.
22. Roheline taristu – Euroopa looduskapitali suurendamine. Kättesaadav: http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d41348f2-01d5-4abe-b817-4c73e6f1b2df.0010.03/DOC_1&format=PDF (21.06.2018)
23. Räst, K. 2014. Lehtpuurikaste metsade struktuur ja ökosüsteemsete hüvede sotsiaalne väärtustamine. Kättesaadav: <http://dspace.ut.ee/handle/10062/42629> (02.06.2018)
24. Sinijärv, L. 2013. Vanade loodusmetsade ökosüsteemi teenuste majandusliku väärtuse hindamine Järvelja põlismetsa näitel. Kättesaadav: <https://dspace.emu.ee/xmlui/handle/10492/1229> (12.06.2018)
25. Sosare, K. 2015. Karula rahvuspargi ökosüsteemiteenused. Kättesaadav: https://dspace.emu.ee/bitstream/handle/10492/2202/Kairi_Sosare_2015BA_MH_t%C3%A4istekst.pdf?sequence=1 (02.06.2018)
26. Üleriigiline planeering „Eesti 2030+“. Kättesaadav: <https://www.valitsus.ee/et/eesmargid-tegevused/arengukavad> (02.06.2018)
27. ÜRO Euroopa Majanduskomisjon. 2014. Rovaniemi metsasektori tegevuskava rohemajanduses. Kättesaadav: <https://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/SP-35-Rovaniemi.pdf> (19.06.2018)
28. ÜRO Strateegiline plaan metsade kohta 2017-2030. Toimetamata versioon. Kättesaadav: http://www.un.org/esa/forests/wp-content/uploads/2016/12/UNSPF_AdvUnedited.pdf (15.06.2018)
29. ÜRO. 2016 Kliimamuutuste raamkonventsiooni Pariisi kokkulepe. Kättesaadav: <https://www.google.ee/search?q=FCCC%2FCP%2F2015%2F10%2FAdd.1&oq=FCCC%2FCP%2F2015%2F10%2FAdd.1&aqs=chrome..69i57j69i58.1413j0j4&sourceid=chrome&ie=UTF-8> (14.06.2018)

I 4. Puidu kui taastuva ressursi asendusefekt taastumatute loodusressursside kasutamise asemel

Peeter Muiste (Eesti Maaülikool)

Koos teiste Euroopa Liidu liikmesriikidega panustab Eesti Pariisi kliimaleppe eesmärkide saavutamisse - aastaks 2030 peab võrreldes aastaga 1990 kasvuhoonegaaside (*greenhouse gas*, GHG) heide vähenema 40%. Eesmärkide saavutamisel on metsanduse panus oluline. Kuna tuleb tagada metsa süsinikuvaru säilimine, siis LULUCF (maakasutus, maakasutuse muutus, metsandus) sektori kasvuhoonegaaside heide ei või ületada süsiniku sidumist riigi territooriumil. See aga määrab puidu jätkusuutliku kasutusmahu.

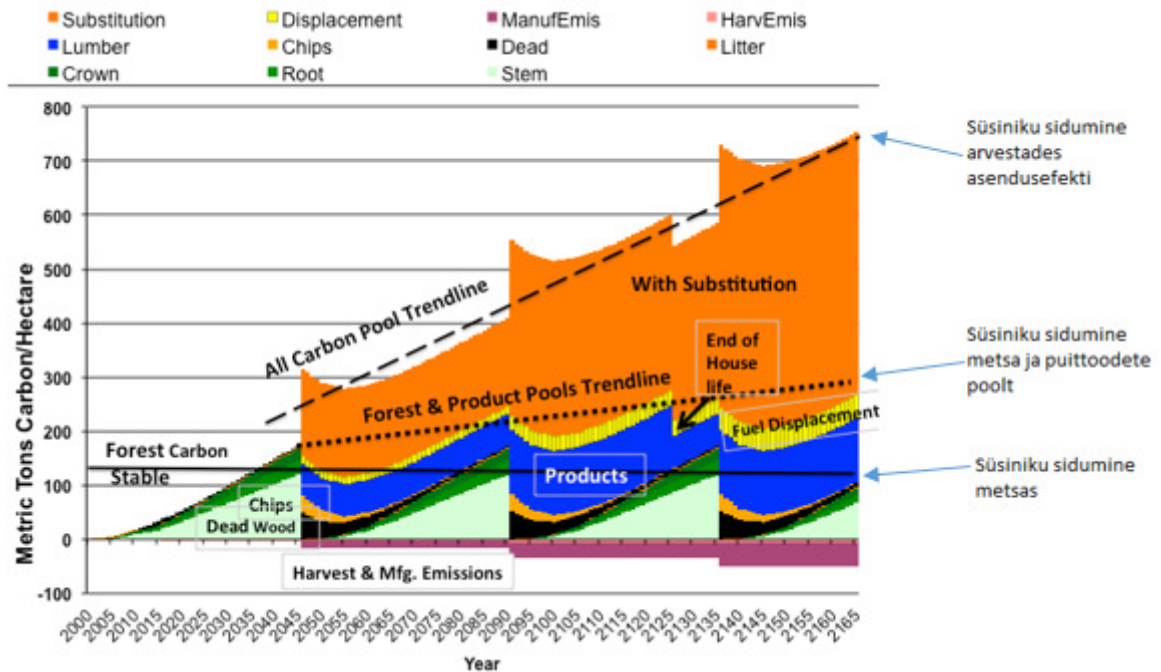
Süsiniku sidumine puittoodetes

Süsiniku ladustamisel metsas kasvavas puidus ja mullas lühiaegses perspektiivis on efektiivne, sest süsinikuvarud kasvavad. Kuid sellisel ladustamisel on teatud piirid ja mingil hetkel jõutakse olukorda, mil süsiniku sidumine ja vabanemine metsas on tasakaalus. Lähtudes põhimõttest, et metsaraie peab olema väiksem juurdekasvust, sellises metsas metsaraie pole enam võimalik. Kuid süsinikku ei saa ladustada mitte ainult metsas, vaid ka puittoodetes. Puittooted (*harvested wood products*, HWP) hõlmavad kogu puitmaterjali, mis on raie käigus metsadest eemaldatud (IPCC Guidelines 2006). Osa puittoodetes sisalduvast süsinikust sisaldub lühiaegselt, osa aga aastakümneid või sajandeid säilivates toodetes. Kirjanduse andmetel (Lundmark 2014, Werner 2010) on puittoodete keskmised kasutusajad järgmised:

- Puitkonstruktsioonid 80 aastat
- Sisetöödel kasutatud puit ning puitmööbel 30 aastat
- Muud puittooted 10 aastat
- Taaskasutatav puit energiatootmiseks 3 aastat
- Raiejäätmed energiatootmiseks 2 aastat

Puittoodete keskmine süsiniku salvestusaeg (*mean residence time, MRT*) on 23 aastat (Profft et al. 2009).

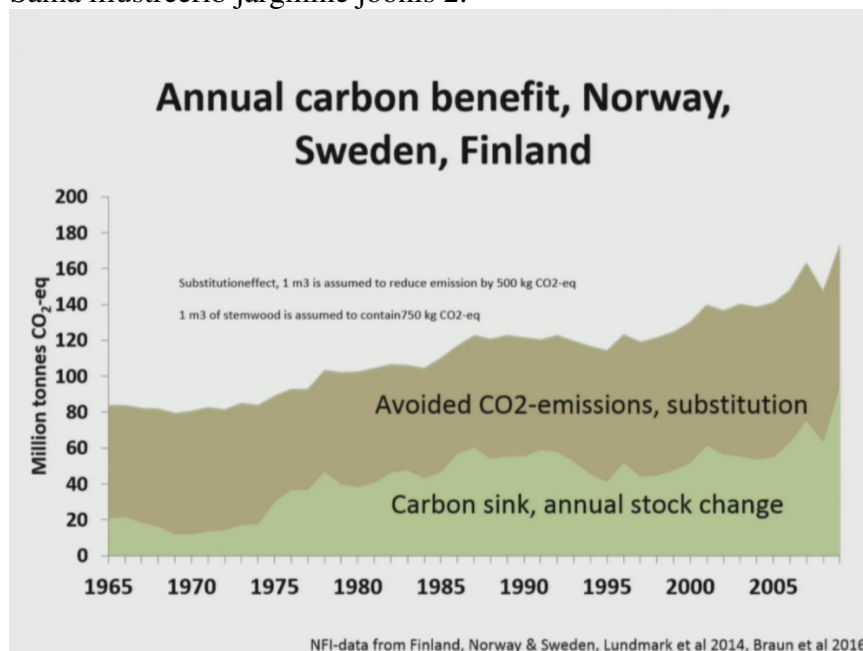
Kuid otseselt puidus ladestunud CO₂ kogusest tulenev mõju on isegi väiksem kui nn. asendusefekt (*substitution effect*), kui puiduga asendatakse rauda, betooni jt. materjale. Metsa ja puittoodete asendusefekti mõju on illustreeritud joonisel 1.



Joonis 1. Metsa ja puittoodete asendusefekti mõju (CORRIM 2013)

Kuigi metsas ja puittoodetes salvestunud süsiniku kogus aja jooksul suureneb, on sellega võrreldes asendusefekti mõju siiski oluliselt suurem. L. Gustavssoni et al (2017) uuring Rootsi kohta näitas samuti, et kliimamuutuste mõju leevendamisel on süsiniku sidumine metsa ökosüsteemi väiksema mõjuga kui metsa aktiivne majandamine koos puidu efektiivse kasutamisega ehitistes ja energiaenergeetikas.

Sama illustreerib järgmine joonis 2.



Joonis 2. Süsiniku sidumine ja asendusefekt (Lundmark 2018)

T. Lundmarki (2014) andmetel on süsinikdioksiidi emissiooni vähenemine Rootsi oludes 470 kg iga raiutud puidu m³ kohta võrra, kui arvesse võtta süsinikuvarude muutust, asendusefekti ning metsade majandamise ja tööstusprotsesside mõju.

M. Knauf (2016) analüüsi tulemused Saksamaa kohta on esitatud tabelis 1. Ka need näitavad, et süsiniku metsa ökosüsteemi sidumise osakaal kogumõjust on vaid 36,6%, ülejäänud on seotud süsiniku sidumisega puittoodetes ja asendusefektiga.

Tabel 1. Saksamaa metsasektori mõju kliimamuutuste leevendamisel aastal 2010 (Knauf 2016)

Category of emission reduction/stock	C-effect absolute [Mio. t CO ₂]	C-effect relative [%]
Forest carbon stock	-51.7	36.6
HWP carbon stock	-9.2	6.5
Material substitution	-39.6	28.0
Fuel substitution	-40.7	28.8
Total	-141.2	100.0

Asendusefektide tüübid

Asendusefekt materjalide asendamisel

Materjalide asendusefekt toimub siis, kui heitmete rohked tooted (näit. teras ja betoon) asendatakse puiduga. Näiteks ühe tonni tsemendi tootmisel eraldub atmosfääri üks tonn CO₂, millest pool on tingitud klinkri tootmisest, 40% kütuse põletamisest ning 10% seotud elektrienergia kulu ning transpordiga. Tsemenditööstuse osakaal inimtekkelise CO₂ emissioonis on seetõttu väga suur – kuni 7-8%. (UNEP GEAS 2010). Veelgi suurema keskkonnamõjuga on terase tootmine. Ühe tonni terase tootmisel eraldub atmosfääri 1,7 tonni CO₂. Kasutades ehitistes betooni ja terase asemel puitu süsinikuemissioon väheneb.

Asendusefekti suurus sõltub puidu lõppkasutusest. Asendusfaktor (*displacement factor*, DF) iseloomustab biomassi kasutamise efektiivsust emissioonide vähendamisel ja näitab, mitme tonni süsiniku emissioonide tekkimist välditakse puitpõhiste materjalide ühe tonni süsiniku kasutamisel võrreldes alternatiivsete materjalidega. Sathre ja O'Connor (2010) poolt analüüsiti 21 uuringut asendusfaktori kohta (Tabel 2).

Tabel 2. Erinevate autorite hinnangud asendusfaktoritele (Sathre and O'Connor 2010)

Low, middle, and high estimates of displacement factors of wood product substitution (tC emission reduction per tC of additional wood products used) based on data from 21 studies.				
References	Application	Displacement factor (tC/tC)		
		Low	Middle	High
Börjesson and Gustavsson (2000)	Apartment building	-2.3	4.3	7.4
Buchanan and Levine (1999)	Hostel building		1.0	
	Office building	1.1	1.2	1.2
	Industrial building		1.6	
	Single-family house	-0.7	3.5	15
Eriksson et al. (2007)	Apartment building	4.4	6.0	7.5
Gustavsson et al. (2006)	Apartment building (Sweden)	1.9	3.7	5.6
	Apartment building (Finland)	0.4	1.8	3.3
Gustavsson and Sathre (2006)	Apartment building	-0.1	2.3	7.3
John et al. (2009)	6-storey office building			
	Timber vs. steel	0.7	0.9	1.1
	Timber vs. concrete	0.9	1.0	1.0
	Max wood content vs. steel	1.1	1.3	1.4
	Max wood content vs. concrete	1.3	1.3	1.3
Jönsson et al. (1997)	Solid wood flooring	0.2	0.4	0.7
Knight et al. (2005)	Wood door vs. steel door		3.0	
Koch (1992)	Mixture of wood products		2.2	
Künniger and Richter (1995)	Roundwood utility pole	0.6	2.5	4.4
	Glulam utility pole	0.1	2.0	3.8
	400V transmission line	1.5	2.7	3.9
	20 kV transmission line	1.0	3.4	5.8
Lippke et al. (2004)	Single-family house			
	Wood vs. concrete (Atlanta)		2.2	
	Wood vs. steel (Minneapolis)		0.9	
Petersen and Solberg (2002)	Roof beams, wood vs. steel	-0.9	0.5	1.5
Petersen and Solberg (2003)	Flooring, wood vs. stone	-0.8	0.4	1.2
Petersen and Solberg (2004)	Flooring, wood vs. alternatives	0.1	1.9	14
Pingoud and Perälä (2000)	Finnish construction sector	0.5	1.1	3.2 ^a
Salazar and Meil (2009)	Single-family house	1.4	1.9	9.0 ^b
Salazar and Sowlati (2008)	Window frames	1.2	5.0	8.8
Scharai-Rad and Welling (2002)	Single-family house	2.3	2.8	3.3
	3-storey building	1.5	2.3	3.1
	Warehouse	0.7	1.2	1.8
	Window frame	1.7	3.2	4.6
Sedjo (2002)	Utility poles, wood vs. steel		1.6	
Upton et al. (2008)	Single-family house			
	wood vs. concrete (Atlanta)	2.8	2.8	6.6
	wood vs. steel (Minneapolis)	-0.01	0.4	2.2
Werner et al. (2005)	Swiss construction sector		1.7	
Averages		0.8	2.1	4.6

Selgus, et enamikes hinnangutes jäi asendusfaktori väärtus piiridesse 1 kuni 3 ning keskmiseks jäi 2,1. See tähendab, et iga kasutatud tonn süsinikku puitpõhistes toodetes muude materjalide asemel vähendab süsiniku emissiooni ligikaudu kahe tonni võrra. Ehk CO₂ emissioon väheneb 3,9 tonni võrra kasutatud kuiva puidu tonni kohta (Sathre and O'Connor 2010, FPI 2010).

Fossiilsete kütuste asendamine puidujäätmetest toodetud biokütustega

Asendusefekti suurus sõltub asendatavatest fossiilsetest kütustest ja kasutatavatest tehnoloogiatest (Tabel 3).

Tabel 3. Erinevate autorite hinnangud asendusfaktoritele fossiilsete kütuste asendamisel puidutöötlemise jäätmetega (Sathre and O'Connor 2010)

Summary of impacts on wood product displacement factors of using associated wood residues to replace fossil fuels.							
Reference	Application	DF	Recovered biomass type				Fossil fuel replaced
			Processing residues	Harvest slash	Stumps	Post-use wood product	
Eriksson et al. (2007)	Apartment building	1.7	X			X	Natural gas
		1.9	X	X		X	Natural gas
		2.0	X	X	X	X	Natural gas
		2.2	X			X	Coal
		2.5	X	X		X	Coal
		2.7	X	X	X	X	Coal
Gustavsson et al. (2006)	Apartment building (Sweden)	4.0	X	X		X	Natural gas
		5.6	X	X		X	Coal
	Apartment building (Finland)	2.2	X	X		X	Natural gas
		3.3	X	X		X	Coal
Gustavsson and Sathre (2006)	Apartment building	1.5					Coal
		2.8	X				Coal
		2.0		X			Coal
		2.6				X	Coal
Petersen and Solberg (2002)	Roof beams	0.5				X	70% hydro, 30% oil
		0.8				X	Oil
Petersen and Solberg (2003)	Floor material	0.4				X	70% hydro, 30% oil
		0.7				X	Oil
Pingoud and Perälä (2000)	Finnish construction sector	0.5					None
		1.1	X				Oil
		2.5	X	X			Oil
		1.2				X	Oil
		3.2 ^a	X	X		X	Oil
Salazar and Meil (2009)	Single-family house	1.9				X	67% coal, 33% natural gas
		4.9 ^b	X			X	67% coal, 33% natural gas
		9.0 ^b	X	X	X	X	67% coal, 33% natural gas
							33% natural gas
Scharai-Rad and Welling (2002)	Single-family house	2.3					None
		3.3				X	Unspecified fossil fuel
	3-storey building	1.5					None
		3.1				X	Unspecified fossil fuel
	Warehouse	1.0					None
		1.5				X	Unspecified fossil fuel
Werner et al. (2005)	Swiss construction sector	1.1					None
		1.3	X				Oil
		1.7	X			X	Oil

Suurim asendusefekt saavutatakse juhul, kui biokütused toodetakse raiejäätmetest ja asendatakse suurema keskkonnamõjuga fossiilseid kütuseid, näiteks kivisütt (Sathre and O'Connor 2010).

Euroopa Parlamendi ja Nõukogu taastuvatest energiaallikatest toodetud energia kasutamise edendamise (uuesti sõnastatud) direktiivi (COM 2016/0382) ettepanekutes seatakse piirangud puiduenergia kasutusele. Ka puidu kui taastuva tooraine kasutamisel tuleb edaspidi tagada astmeline ehk kaskaadkasutus (COM 2014/398, European Commission 2016). See tähendab ressursside efektiivset kasutamist koos taas- ja korduvkasutusega (*Cascading use is the efficient utilisation of resources by using residues and recycled materials for material use to extend total*

biomass availability within a given system). Euroopa Liidu Metsastrateegia (COM 2013/659) soovib seetõttu puidu kasutuses järgmist prioriteetsuse järjekorda:

- puitpõhised tooted
- kasutusea pikendamine
- taaskasutus, korduvkasutus
- bioenergia
- prügilatesse ladustamine

Keskkonnasõbralik on seega sellise puidu kasutamine energeetikas, mis on läbinud astmelise kasutuse esmased astmed ja jõudnud oma elutsükli lõppu (Sikkema et al. 2013). Astmelise kasutuse korral tuleks seega tagada puidu kui kohaliku taastuva tooraine kasutamisel suurema lisandväärtusega puidutööstuse toodangu kasv bioenergeetikas kasutatava metsaressurssi arvelt.

Eelnevast tuleneb järeldus, et kuigi asendusefekt puidu kasutamisel muude materjalide asemel tekib nii materjalide asendamisel kui ka fossiilsete kütuste asendamisel, tuleb eelistada esimest võimalust. Puidust ja puidukiust tooted on kõige olulisemad metsade süsinikusidumise saadused ja Eesti biomajanduse alus. Puidu kasutamise võimalus energeetikas tekib aga astmelise kasutuse tsükli lõpus, kui muud puidu kasutuse alternatiivid on juba ammendatud ja puit materjalina jõuab oma kasutusea lõpule.

Põhisõnum teema kohta:

Eesti biomajanduse arendamiseks eesmärgiks võiks olla süsiniku maksimaalne sidumine pika kasutuseaga puittoodetes, taastumatute materjalide puiduga asendamine ehitussektoris ning puidu suurem kasutamine energeetikasektoris. Sellise puidukasutuse efektiivsust kliimamuutuste protsesside leevendamisel on esile tõstetud paljudes uuringutes (Sathre and O'Connor 2010, Xu et al. 2017, Chen et al. 2018, Geng et al. 2017, Gustavsson et al. 2017 jt.). Eeltingimused, et puidu kasutuse suurenemine toimuks keskkonnasõbralikult:

- Puidu astmeline ehk kaskaadkasutus
- Vähendada puidujäätmete teket
- Võimalikult palju puitu taaskasutada

Kirjandus

The Commissions Circular Economy package (COM 2014/398)

<http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/pdf/circular-economy-communication.pdf>

European Commission, 2016. Cascades. Study on the Optimised Cascading Use of

Wood, Brussels. https://ec.europa.eu/growth/content/study-optimised-cascading-use-wood-0_en

EU Forest Strategy document (COM 2013/659)

<https://www.eea.europa.eu/policy-documents/the-eu-forest-strategy-com>

IPCC Guidelines 2006 <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>

Chen, J., Ter-Mikaelian, M., Yang, H., J. Colombo, S. (2018) Assessing the greenhouse gas effects of harvested wood products manufactured from managed forests in Canada. *Forestry*; 91, 193–205, doi:10.1093/forestry/cpx056

CORRIM's research findings 2009 <https://www.apawood.org/Data/Sites/1/documents/green/corrim-factsheet5.pdf>

CORRIM's research findings 2013

https://corrim.org/wp-content/uploads/2017/12/CORRIM_Factsheet_December_2013.pdf

Directive of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources (recast) COM 2016/0382

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52016PC0767R%2801%29>

FPIInnovations, A synthesis of Research on Wood Products & Greenhouse Gas Impacts, 2nd Edition (2010) <https://www.canfor.com/docs/why-wood/tr19-complete-pub-web.pdf>

Geng, A., Yang, H., Chen, J., Hong, Y. (2017) Review of carbon storage function of harvested wood products and the potential of wood substitution in greenhouse gas mitigation. *Forest Policy and Economics*. 85, 192-200.

Gustavsson, L., Haus, S., Lundblad, M., Lundström, A., Ortiz, C., Sathre, R., LeTruong, N., Wikberg, P. (2017) Climate change effects of forestry and substitution of carbon-intensive materials and fossil fuels. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 67, 612-624

Knauf, M. (2016) The wood market balance as a tool for calculating wood use's climate change mitigation effect — An example for Germany. *Forest Policy and Economics*. 66, 18–21

Lundmark, T. (2018) Broader insights on future forest management in relation to carbon balance and bioeconomy. *Ettekanne Metsanduse Visioonikonverentsil 2018*.

<https://maaelu.postimees.ee/4474037/video-metsanduse-visioonikonverents-eesti-metsandus-2030>

Lundmark, T. et al (2014) Potential Roles of Swedish Forestry in the Context of Climate Change Mitigation. *Forests*, 5,557-578 <https://doi.org/10.3390/f5040557>

Profft, I., Mund, M., Weber, G.E., Weller, E., Schulze, E.D. (2009). Forest management and carbon sequestration in wood products. *European Journal of Forest Research*. 28, 399-413

Sathre, R. and O'Connor, J. (2010) Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy*. 13, 104–114.
DOI:10.1016/j.envsci.2009.12.005.

Sikkema, R., Junginger, M, McFarlane, P. and Faaij, A. (2013) The GHG contribution of the cascaded use of harvested wood products in comparison with the use of wood for energy—A case study on available forest resources in Canada. *Environmental Science & Policy*. 31, 96-108

UNEP GEAS. (2010) Greening cement production has a big role to play reducing greenhouse gas emissions. UN Environment Programme Global Environmental Alert Service, 1-3.

<http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/8832/GreeningCementProductionhasaBigRoletoPlayinReducingGreenhouseGasEmissions.pdf?sequence=3&isAllowed=y>

Werner, F.; Taverna, R.; Hofer, P.; Thürig, E.; Kaufmann, E. (2010) National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios: A model-based assessment. *Environ. Sci. Policy*, 13, 72–85.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901109001622?via%3Dihub>

Xu, Z.; Smyth, C.E.; Lemprière, T.C.; Rampley, G.J.; Kurz, W. A. (2017). Climate change mitigation strategies in the forest sector: biophysical impacts and economic implications in British Columbia, Canada. *Mitig Adapt Strateg Glob Change*, pp 1–34

<https://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=37881>

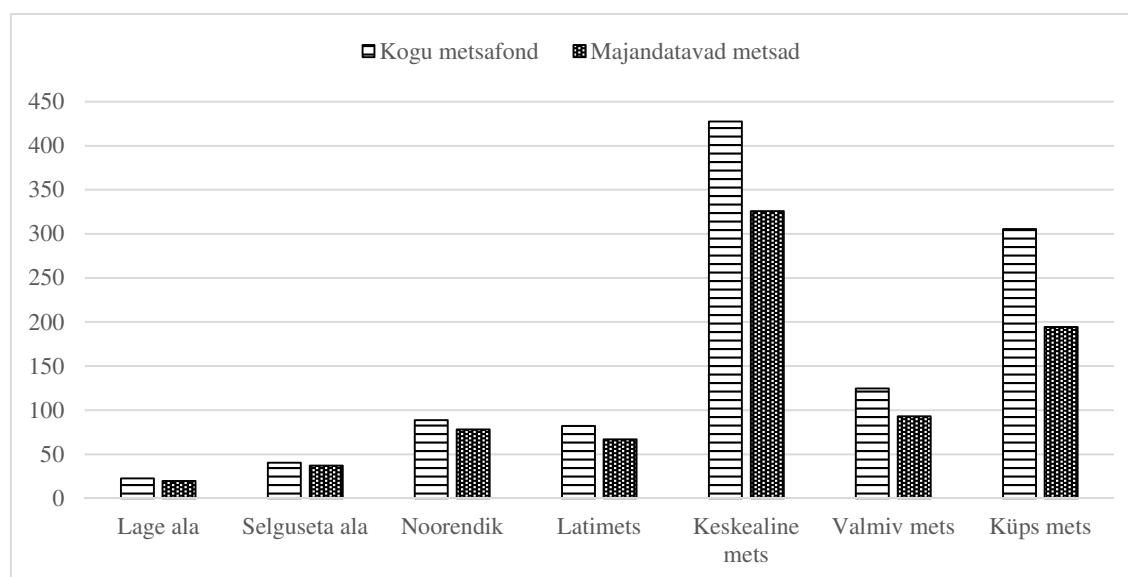
I 5. Riiklike kohustuste täitmiseks raiemahtude reguleerimise, sh piiramise võimaluste analüüs/kirjeldus riigimetsade näitel.

Priit Põllumäe (Eesti Maaülikool)

Taust ja sissejuhatus

Eesti metsapoliitika¹⁸ sätestab, küllalt põhjalikult riigi rolli metsanduses, kusjuures riigi kui metsaomaniku ning riigi kui võimu- ja järelevalveorgani funktsioonid on lahutatud. Riigimetsade majandamise organisatsiooni ülesannete hulka aga võivad kuuluda ka muud Vabariigi Valitsuse poolt antavad ülesanded, mis ei too kasumit ning mille täitmiseks vajalikud kulud kompenseerib riik.

Statistiline metsainventuuri ehk SMI¹⁹ 2017. aasta andmeil on riigimetsamaa pindala 1,09 miljonit hektarit (~45% kogu metsamaast), millest umbes ¼ on praeguse seisuga range kaitse all. Majandusmetsade osakaal kogu riigimetsafondist on 61% (671 tuhat ha). Maailmas on riigi omandil baseeruv metsaomand aga enam domineeriv. FRA (*Global Forest Resources Assessment*) andmetel²⁰ on umbes 84% kogu maailma metsamaast riiklikus omandis.



Joonis 1. Riigimetsamaa (ha) jagunemine arenguklassi ja kategooria järgi (SMI, 2018 põhjal autori koostatud).

¹⁸ Eesti metsapoliitika (1997) Eesti metsanduse arenguprogramm – RT 1997, 47, 768.

¹⁹ Statistiline metsainventuur (2018) Keskkonnaagentuur. <https://veebiandmebaas.keskkonnaagentuur.ee/> (11.05.2018).

²⁰ FAO (2010) Global Forest Resources Assessment 2010. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. 378 lk.

Eestis haldab riigile kuuluvat maad (sh. metsamaad) Riigimetsa Majandamise Keskus (RMK). Viimastel aastatel on RMK üldised metsakasutuse mahud ning majandusnäitajad olnud kasvava trendiga (tabel 1).

Tabel 1. RMK metsamajandamist iseloomustavad näitajad²¹

	2012	2013	2014	2015	2016
Käive (mln eurot)	142,2	154,9	163,5	165,2	178,5
Ärikasum (mln eurot)	27,2	35,4	44,4	36,2	50,6
Omanikutulu riigieelarvesse (mln eurot)	45,8	20,0	18,5	18,3	24,5
Maamaks (mln eurot)	4,0	4,3	4,5	4,6	4,7
Tööjõumaksud (mln eurot)	5,7	5,5	5,7	6,0	6,1
Töötjate arv	810	745	731	726	688
Tööd saavad inimesed kokku	5200	5700	5700	6000	6000
Uuendusraie (ha)	8415	8568	9394	10387	11799*
Harvendusraie (ha)	11895	10778	9909	9339	9079
Valgustusraie (ha)	16481	18150	19375	19769	19366
Sanitaarraie (ha)	10362	6854	10280	6342	6017
Raadamine (ha)	551	1142	680	969	869
Metsaistutus (ha)	5 652	5 865	5 785	6 069	6 443
Istutatud taimi (mln)	17,4	18,4	18,5	19,3	20,2
Metsauuenduse hooldamine (ha)	18751	20865	23048	24559	23966
Ehitatud, rekonstrueeritud ja uuendatud metsateed (km)	212	346	268	495	361
Rekonstrueeritud ja uuendatud maaparandussüsteemid (ha)	7200	17000	7100	23800	13200
Kulutused metsaparandustaristu korrashoidu (mln eurot)	15,5	19,4	23,2	22,9	23,5
Metsataimede kasvatamine (mln tk)	19,4	21,2	22,2	21,7	22,8
Puidu müük kokku (mln m ³)	3,12	3,37	3,33	3,59	3,96

* Pindala suurenemine tulenes tormikahjude likvideerimisest

Enamikus Ida-Euroopa riikides (sh. Eestis) on riigimetsadel olnud tugev roll just kohaliku puiduturu stabiliseerimisel ning aina enam on täheldatav teiste metsakasutusega seotud valdkondade, nagu looduskaitse ja puhkemajandus, tähtsuse tõus^{22*}. Riigi omandis oleva metsa funktsioonid on rohkem mitmekesistunud, millele viitavad mitmekesistunud tegevused ja avalikkusele suunatud informatsioon. Hiljutisest Euroopa riikide riigimetsade ettevõtete/organisatsioonide sotsiaalse vastutuse (*Corporate Social Responsibility, CSR*) raporteerimise analüüsist selgus, et paljudel juhtudel riigimetsade organisatsioonid Euroopas ei koosta ülevaatlike analüüse või kokkuvõtteid. Ning eksisteerivate raportite kvaliteet on väga kõikuv. RMK 2015. a. kokkuvõtet hindasid olemasolevast teoreetilisest lähenemisest tulenevad

²¹ RMK Aastaraamat 2016 (2017) Riigimetsa Majandamise Keskus. http://media.rmkk.ee/files/RMK_Aastaraamat_2016_est.pdf (15.05.2018).

²² Teder, M., Mizaraitė, D., Mizaras, S., Nonić, D., Nedeljković, J., Sarvašová, Z., Vilkriste, L., Zalite, Z., Weiss, G. (2015) Structural Changes of State Forest Management Organisations in Estonia, Latvia, Lithuania, Serbia and Slovakia since 1990. *Baltic Forestry* 21(2), 326–339.

* vt. Riigimetsa organisatsioonide laiemat võrdlust EL riikide näitel: Liubachyna, A., Bubbico, A., Secco, L., Pectenella, D. (2017) Management Goals and Performance: Clustering State Forest Management Organizations in Europe with Multivariate Statistics. *Forests* 8(12), 504 (lk 1-23).

autorid väga heaks. Vähene kriitika mida autorid RMK raporteerimise suunas välja toovad on vähene sotsiaalsete aspektide (töötingimused, sooline jaotumus, tööõnnetused) välja toomine²³.

Riik peaks hoolitsema selle eest, et majanduses ja ühiskonnas oleks olemas töötavad ja toimivad institutsioonid, mis tagaksid muutuva metsaomandi, metsa iseloomu ja ühiskondlike ootuste tingimustes metsa eri funktsioonide täitmise ja loodavate ja/või tekkivate väärtuste olemasolu.

Avalike hüviste tootmine riigimaal

Mitmed riiklikud kohustused on seotud erinevate hüviste tootmisega. Näiteks avalikke hüviseid iseloomustab asjaolu, et hüvise ühe ühiku tarbimisel ei vähene järgnevate inimeste hüvise tarbimise võimalus. Lisaks, kui hüvis on olemas, siis puuduvad ka lihtsad võimalused kellegi tarbimise välistamiseks ehk hüvis on olemas kõigile. Üks kõige klassikalisemaid avalike hüviste näiteid on riigikaitse. Avalike hüviste üheks probleemiks on asjaolu, et ilma riikliku sekkumiseta võib esineda alapakkumine. Sestap eeldab hüviste pakkumine head institutsionaalset korraldust sõltumata sellest kas tegemist on riigi- või eramaaga²⁴.

Tabel 2. Erinevat tüüpi metsanduslike hüvede olemus (Hodge ja Adams, 2013 põhjal⁷)

	Kõrgema konkurentsiga	Madala konkurentsiga
Rohkem teisi kasutajaid välistav	Erahüvis, näiteks: <ul style="list-style-type: none"> – Puitmaterjal 	Maksustatavad hüvised, näiteks: <ul style="list-style-type: none"> – Jahiõiguse rent
Teisi kasutajaid vähem välistav	Ühisomandi hüvis, näiteks: <ul style="list-style-type: none"> – Igaüheõigus – Marjad ja seemned – Dekoratiivoksad, õied jm. 	Avalik hüvis, näiteks: <ul style="list-style-type: none"> – Elurikkus, looduskaitse – Puhas õhk ja vesi – Kliimamuutuste leevendamine

2010. aasta FAO-FRA andmete põhjal tehtud analüüs aga tõi välja seose, kus suurema keskmise leibkonna sissetulekuga riikides väheneb riigi omandis oleva metsa osakaal²⁵. Tegemist muidugi pole vahetu põhjus-tagajärg seosega, ent teisalt on detsentraliseeritud majandusmudeli ja väljundi või tulemuste seoste aruteludes palju räägitud sellest, et just suurem detsentraliseeritus viib suurema efektiivsuse ja paremate tulemusteni. Detsentraliseeritus ei pruugi siinkohal tähendada ilmtingimata just eraomandis olemist. Ka osaliselt riiklikul maaomandil baseeruva omandi struktuuri puhul võivad ilmned erinevad detsentraliseerimise aspektid (näiteks maksed ökosüsteemi teenuste eest). Hüviste (ja nendega seotud kohustuste) tootmise ja tarbimise seisukohast on omandi struktuur seega oluline. Näiteks võib riigimetsa hüviste kasutamine olla mõjutatud erametsade suuremast killustatusest. Viimane võib viia võimalikele suurenevatele konfliktidele riigimaa ja –metsa kasutamise üle (juurdepääs,

²³ **Liubachyna, A., Secco, L., Pettenella, D.** (2017) Reporting practices of State Forest Enterprises in Europe. *Forest Policy and Economics* 78, 162-172.

²⁴ **Hodge, I.D., Adams, W.M.** (2013) The future of public forests: An institutional blending approach to forest governance in England. *Journal of Rural Studies* 31, 23-35.

²⁵ **Whiteman, A., Wickramasinghe, A., Piña, L.** (2015) Global trends in forest ownership, public income and expenditure on forestry and forestry employment. *Forest Ecology and Management* 352, 99-108.

otstarve, eesmärgid, suurem ja mitmekesisem nõudlus (sh. suurenevad kulud)). Viimast on täheldanud oma analüüsis Kligore ja Snyder (2016)²⁶. Samuti mängib teatud hüviste (näiteks looduskaitse) puhul rolli rajatundlikkus. Näiteks ajalooliselt (ning vaadates ka tendentse Eestis) on looduskaitse tuginenud peamiselt just riiklikule maaomandile, kuigi eramaade osatähtsus selles on tõusmas²⁷. Aga ka riiklikul maaomandil baseeruv looduskaitse eeldab sihtrühma aktiivset teavitamist. Inimeste teadlikkus ja sellest tulenevad hoiakud elurikkusele ning konkreetsete elurikkuse komponentide aktsepteerimine (näiteks surnud lamapuit) on omavahel seotud²⁸. Madala konkurentsiga ja huvirühmi või osapooli vähem välistavate hüviste puhul on seetõttu iseloomulik, et eri osapooled tunnetavad hüvisega seotud aspekte (sh. hüvise pakkumisest tekkivad tulud ja kulud) väga erinevalt. Kui eraomandil baseeruv looduskaitse eeldab üldjoontes mingite piirangute kompenseerimist st. tekkiv kulutus on tajutav, siis riigiomandil baseeruva looduskaitse puhul võivad tehtud kulutused jääda abstraktseks või vähem tajutavateks. Samamoodi ei pruugita märgata (vähesest teadlikkusest tulenevalt ei osata) teatud looduskaitsete komponentide olulisust (näiteks „lamapuit kui risustatud metsaalune“).

Riiklikud kohustused

Looduse ja elurikkuse kaitse

Eesti riik on võtnud rahvusvahelise kohustuse (1992, Rio de Janeiro, *United Nations Conference on Environment and Development* (UNCED)) kaitsta elurikkust. Sellest lepest kõige uudsemad siduvad kriteeriumid tulenevad aastast 2010 (nn. Aichi 2020 eesmärgid²⁹). Aichi eesmärgid on sõnastatud globaalsel tasandil, ent oma spetsiifilised eesmärgid sh tegevused on kaardistanud ja sõnastanud ka Eesti riik³⁰.

Eesti Keskkonnastrateegia (aastani 2030) eesmärgid maastike osas hõlmavad nii poollooduslike koosluste pindala ja hooldamist (2015. a. tase 25 000 ha) kui ka kaitstavate alade kogupindala (2015. a. ca 1,6 mln ha, trend kasvav). RMK hooldada on täna umbes 22 500 ha poollooduslike koosluseid ning riigimetsast 38,8% on erineva (sh. 19% range) kaitsereežiimi all. Riigi omanduses oleva metsa baasil on lahendamisel ka rangelt kaitstavate tüpoloogiliselt esinduslike metsade osakaalu suurendamise küsimus. Viimastel aastatel on RMK hallatavatel maadel erinevaid looduskaitseteid teostatud keskmiselt 2 mln € eest aastas.

Looduskaitse arengukavas aastani 2020 on eesmärgistatud ka keskkonnateadlikkusega seotud tegevusi. Hõlmab see nii keskkonnateadlikkuse indeksi kasvu kui ka loodusradade külastatavust. Ka selles valdkonnas on RMK-l olnud küllalt suur roll – puhkealade külastatavus on suurenenud (2,3 mln korda 2016 a.), avatud on teabepunktid, Elistvere loomapark, Sagadi

²⁶ Kilgore, M.A., Snyder, S.A. (2016) Lake States natural resource managers' perspectives on forest land parcelization and its implications for public land management. *Land Use Policy* 59, 320-328.

²⁷ Kamal, S., Grodzińska-Jurczak, M., Brown, G. (2015). Conservation on private land: a review of global strategies with a proposed classification system. *Journal of Environmental Planning and Management* 58(4), 576-597.

²⁸ Rambonilaza, T., Brahic, E. (2016) Non-market values of forest biodiversity and the impact of informing the general public: Insights from generalized multinomial logit estimations. *Environmental Science & Policy* 64, 93-100.

²⁹ <https://www.cbd.int/sp/targets/>

³⁰ http://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/lk-kuu_elk2015_29-ja-30-2017_madli-linder1.pdf

metsamuuseum (170 000 külastajat 2016 a.), koordineeritakse loodusharidusega seotud programme. RMK on hinnanud loodushariduse ja –puhkuse teenuste maksumuseks 5,4 mln € aastas.

On küllalt tõenäoline, et rahvusvahelises mastaabis jäävad 2010 a. sõnastatud Aichi eesmärgid väga suures osas täitmata³¹. Eesti kontekstis võib aga märgata keskkonnaga seotud kohustuste paremat täitmist, kusjuures RMK panus nende eesmärkide täitmisesse on olnud tähtis ning ajas suurenev.

Kliimapoliitika ja taastuvenergeetika

Peamine Eesti riiki puudutav rahvusvahelise taastuvenergeetikaga seotud kohustus on nii energia tootmisega kui ka ressursitõhususega. Laiemalt on need seotud just EL energiapoliitikaga. Lähtuvalt EL taastuvenergia direktiivist³² on eesmärk on saavutada 20-protsendine taastuvenergia osakaal lõpptarbimisest aastaks 2020 ja 27-protsendine taastuvenergia osakaal aastaks 2030. Oluline on see just seetõttu, et 2010. aastal tekkis just energiamajanduse sektoris 88,6% kogu Eesti KHG heitkogustest³³. Taastuvenergeetika ja ressursitõhususe lahendused võimaldavad seega vähendada KGH heitmeid ning liikuda sealjuures edukalt kliimapoliitiliste eesmärkide suunas³⁴.

Eestis on taastuvenergia osakaal suurenenud 2015. aastal energia lõpptarbimises 2,3% võrreldes 2014. aastaga ehk 26,3%-lt 28,6%-ni³⁵. Sellega on sisuliselt täidetud taastuvenergeetikaga seotud rahvusvahelised kohustused kümme aastat ennetähtaegselt (2030). Siseriiklikus kontekstis on seatud aga täiendavaid eesmärke – Energiamajanduse arengukava on seadnud eesmärgiks, et taastuvenergia osakaal energia lõpptarbimises peaks aastaks 2030 olema 50%. Puidupõhise biomassi kasutamine taastuvenergeetikas on printsipiis alternatiiviks fossiilsete kütuste kasutamisele kusjuures süsinikubilansi mõttes tekib positiivne asendusefekt. Viimast aga ei pruugi tekkida seoses juurutatud LULUCF-i (*Land Use, Land-Use Change and Forestry*) põhimõtetest ja KGH arvestusmetoodikast tulenevalt.

Eesti riik on võtnud rahvusvahelise kohustuse esitada igal aastal kasvuhoonegaaside (KHG) heitkoguste inventuuri aruanne ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni sekretariaadile (UNFCCC) ja Euroopa Komisjonile (2015 a. Pariisi kliimakokkuleppe ja EL 2050 eesmärkide raames). Üheks valdkonnaks, milles arvestust pidada tuleb on maakasutus ja selle muutused (mainitud LULUCF). Keskkonnaagentuur korraldab LULUCF-i iga-aastast inventuuriandmete ja -aruande täitmist. Inventuuri ja aruandluse alla kuuluvad kuus maakasutusklassi: metsamaa,

³¹ Hill, R., Dyer, G.A., Lozada-Ellison, L.-M., Gimona, A., Martin-Ortega, J., Munoz-Rojas, J., Gordon, I.J. (2015) A social-ecological systems analysis of impediments to delivery of the *Aichi 2020 Targets* and potentially more effective pathways to the conservation of biodiversity. *Global Environmental Change* 34, 22-34.

³² <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:et:PDF>

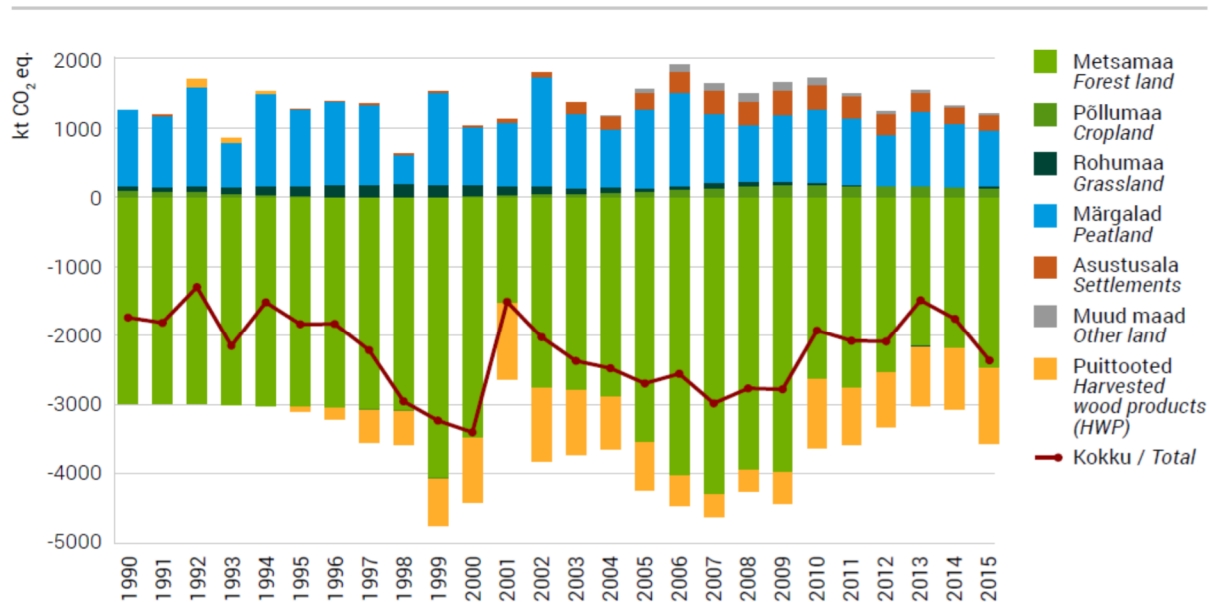
³³ Eesti võimalused liikumaks konkurentsivõimelise madala süsinikuga majanduse suunas aastaks 2050 (2013) https://www.envir.ee/sites/default/files/loppraport_2050.pdf

³⁴ Pariisi kokkuleppe eesmärk on hoida maakera keskmine temperatuuri tõus alla 2 kraadi C. Lisaks on EL liikmesriigid lubanud ühiselt eesmärgi täitmiseks vähendada EL-is 2030. aastaks heitkoguseid 40% võrra võrreldes aastaga 1990.

³⁵ Taastuvenergia aastaraamat 2016. Eesti Taastuvenergia Koda.

põllumaa, rohumaa, märgalad, asustusala ja muud maad³⁶. Kusjuures lisaks peetakse arvestust viimase 20. aasta jooksul muutunud klassides.

Metsanduse seisukohast võib KHG arvestus tähendada üldjoontes positiivset bilanssi ehk see on olukord, kus metsad seovad süsinikku rohkem endasse kui on nendest emissioon. Teatud juhtudel võib mõju siiski olla vastupidine (toimuvad ulatuslikud kahjustused või kui raiemaht ületab juurdekasvu). Metsanduse seisukohast vaadatakse mitmeid komponente – metsastamine ja taasmetsastamine, raadamine, metsamajandus, häiringud, puittoodetes sisalduv süsinik jm.



Joonis 2. LULUCF sektori kasvuhoonegaaside emissioon (+) ja sidumine (-) 1990–2015 (CO₂ ekvivalentides)³⁷.

³⁶ Keskkonnaagentuur (2015) Metsade süsiniku ringlus. <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/susinikuringlus> (30.05.2018).

³⁷Aastaraamat Mets 2016 (2017) /Toim. M. Raudsaar, K-L. Siimon, M. Valgepea. Keskkonnaagentuur. 293 lk.



Joonis 3. Metsamaa CO² emissiooni/sidumise aastane muut (CO² eq., Gg) ja metsade raiemaht perioodil 1990 -2013 (1000 m³) perioodil 1990-2013³⁸.

Suurimad maakasutusest ja maakasutuse muutumisest tingitud emissioonide mõjutajad on metsamaal toimuvad raied (joonis 2), puittoodetesse sidumine (nn. asendusefekt), kuivendamine (peamiselt turvasmullad) ning asustuslade laienemine. Peamine ja kõige olulisem süsiniku siduja on metsamaa³⁹.

Raiete osas on viimastel aastatel olnud olukord selline, et ca 1/3 raiemahust on tulnud riigimetsa majandamisest ning 2/3 erametsast. Sealjuures on suurema kõikumisega just erametsades tehtavate raiete intensiivsus. Riigimetsamaal teostatud raiete kogumaht (m³) on pigem stabiilsem, pindalalt on varieeruvust rohkem ning seda ennekõike raieliigiti (näiteks valgustusraiate osakaalu tõus). Raiemahtude info on riigimetsast ka operatiivsem baseerudes tegelikel mahtudel, erametsade mahtudele saab jooksva aastal anda hinnanguid raiedokumentide põhjal, täpsemad andmed on võimalik koguda jooksvalt SMI kaudu⁴⁰.

Perioodiks 2021-2030 on koostatud uus LULUCF määrus⁴¹ mis on jaotatud kaheks perioodiks (2021-2025 ning 2026-2030). Määratud on ära arvetuskategooriad (metsastatud maa, raadatud maa, majandatav põllumaa ja rohumaa, majandatav metsamaa, puittooted ning alates 2026 ka majandatavad märgalad). Süsiniku talletajateks on kategooriates maapealne biomass, maalune biomass, metsavaris, lagupuit, mulla orgaaniline süsinik ning puittooted. Uue määrusega tekib kohustus tagada, et kohustusperioodi jooksul ei ületaks kogu LULUCF sektoris emissioonid sidumist. Seda siis kõikide arvestuskategooriate summana. Kõikidele arvestuskategooriatele on kehtestatud omad spetsiifilised arvestuse põhimõtted sh. majandatava metsamaa arvestusel tuleb lähtuda metsa heitkoguse võrdlustasemest (*forest reference level*). See võrdlustase võib olla kahe perioodi (2021-2025 ning 2026-2030) puhul erinev ning selle

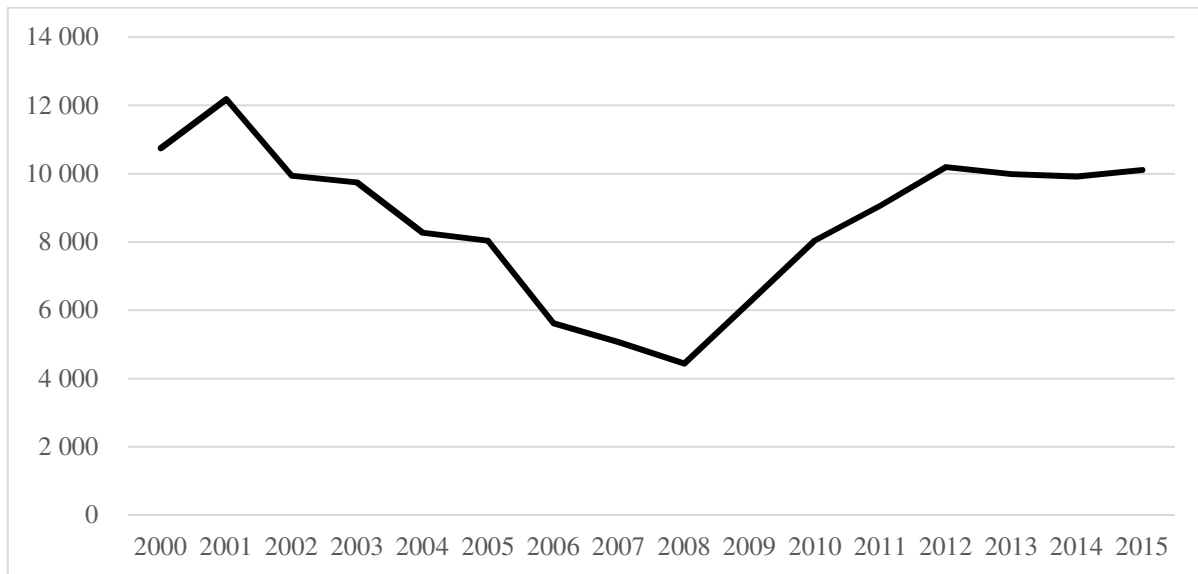
³⁸ Karoles, K., Adermann, V., Konsap, K., Nikopensius, M., Raudsaar, M. (2015) Metsamajanduse ja puittoodete süsinikubilanss. Süsiniku sidumine ja talletamine. Konverentsi „Kestlik tulevikumajandus – fookus metsa- ja puidutööstusel“ ettekanne (30.05.2018).

³⁹ Keskkonnaministeerium (2017) Information on LULUCF actions in Estonia. Progress report Under LULUCF Decision 529/2013/EU Art 10. Submission to the European Commission. 23 lk.

⁴⁰ Aastaraamat Mets 2016 (2017) /Toim. M. Raudsaar, K-L. Siimon, M. Valgepea. Keskkonnaagentuur. 293 lk.

⁴¹ <http://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-15726-2017-INIT/en/pdf?kmi=null>

peab lähtuvalt etteantud kriteeriumitest välja arvutama liikmesriik ise tagades sealjuures (alg)andmete kõrge kvaliteedi.



Joonis 4. Raiemaht (tuhat m³)⁴².

LULUCF sektorisse (sh. metsamaa arvestuses) on välja töötatud ka rida leevendusmeetmeid⁴³. Üldiste leevendusmeetmetena on kasutada kolm eri lahendust. 1) kui sektori emissioonid ületavad sidumist võib liikmesriik ületatud osa (osaliselt)katta jagatud kohustuse otsusega⁴⁴ eraldatud heitkogustest; 2) kui sidumine ületab heidet võib liikmesriik selle üle jääva osa loovutada teisele liikmesriigile ning 3) kui sidumine ületab heidet võib üle jääva osa kanda edasi järgmisesse arvestusperioodi (2021-2025 jäägi saab edasi kanda 2026-2030 perioodi). Lisaks eeltoodud üldistele meetmetele on metsandusega seotud ka veel mõned spetsiifilisemad meetmed. Näiteks võib metsastatud maa ja majandatava metsamaa arvestusest välja jätta teatud hulga KHG koguseid arvestusega, et tegemist on looduslike häiringutega (näiteks põlengud). Lisaks on võimalik arvestuslikku emissiooni kompenseerida arvestades, et pikaajalises madala süsinikusisaldusega strateegiates on olemas konkreetsed tegevused või meetmed süsinikku siduvate süsteemide (mets) hoidmiseks ja laiendamiseks. Selline kompenseerimine on võimalik ka üksnes juhul, kui vaadeldaval ajavahemikul ei ületa kogu Euroopa Liidus koguemissioon kogusidumist. Sealjuures saab kompensatsiooni rakendada maksimaalselt suuruseni -9,8 mln t CO² ekv 10 aasta peale.

Üheks võimalikuks täiendavaks siseriiklikuks leevendusmeetmeks või riskide maandamise kohaks on raiemahtude reguleerimine. Mahtude reguleerimine sh. piiramine on kõige lihtsam riigimetsa seisukohast, kuivõrd näiteks uuendusraie mahtude kavandamine toimub arvestuslangi põhimõttel (uuendusraietega varutakse valdav osa ümarpuidust). Viimast reguleerib ja sätestab metsa korraldamise juhend⁴⁵. Uuendusraiate optimaalse pindala määramine toimub sealjuures Keskkonnaministri määrusega arvestades sealjuures

⁴² Statistikaamet (2018) Metsaraie riikliku metsainventeerimise (SMI) hinnangul. <http://andmebaas.stat.ee/> (31.05.2018)

⁴³ <http://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-15726-2017-INIT/en/pdf?kmi=null>. Artiklid 11 ja 11a

⁴⁴ <https://www.envir.ee/et/esd-ja-esr>

⁴⁵ <https://www.riigiteataja.ee/akt/13124148?leiaKehtiv>

Keskkonnaagentuuri seisukohti⁴⁶. Nimetatud meede üksi ei pruugi tagada jooksva aasta raiemahu tõusu (ennekõike erametsade raieintensiivsuse määramatuse ja suurema varieeruvuse tõttu) pidurdamist, et vältida sektori süsinikku emiteerivaks muutumist. Operatiivsema reageerimise tagamiseks on aga võimalik lisaks kasutada RMK struktuuris toimivaid töökorralduslikke mehhanisme. Selline operatiivsem raiemahu reguleerimine erametsades on tõenäoliselt kulukam ning õiguslikult keerukam. Kindlasti tähendab aga mahtude (ootamatu) suurem piiramine ka riigimetsas RMK majandusnäitajate langust ning probleeme tööde planeerimisel (raietööde ja üldise majandustegevuse planeerimine, töövõtjate tööde mahud jm.).

Ettepanekud ja tähelepanekud Eesti metsanduse arengueesmärkidele 2020+

- Eesti metsanduse arengukava aastani 2030 algatamise ettepaneku koostamise käigus sõnastatud (*Forest Europe* jätkusuutliku metsamajanduse kriteeriumide ja indikaatorite süsteemis) probleemide seas ei leidunud ühtegi sisulist probleemipüstitust riigimetsade majandamise või RMK toimimise kohta, millele tähelepanu täna juba ei pöörataks.

Loetelust leiab erandina punkti K.1.2. milles rõhutatakse, et kodanikel pole kohalikul tasemel piisavalt võimalust kaasa rääkida riigimetsa majandamise planeerimisel. Samas on teada, et RMK on juba juurutanud kõrgendatud avaliku huviga aladele (KAH alad) erinevate kaasamistegevuste rakendamise põhimõtted. Loetelust leiab ka punkti K.4.2. (Seni reformimata riigimaade RMK-le üleandmisel või müümisel ei inventeerita loodusväärtusi, mistõttu kõrge kaitseväärtusega alad võivad sattuda raiesse). RMK teostatud FSC audit (2018 kevadel) tuvastas selles osas teatavad mittevastavused, millele tänaseks RMK juba ka tähelepanu pöörab.

- RMK sisemised toimimismehhanismid ning LULUCF spetsiifilised leevendusmeetmed võiksid olla piisavad selleks, et tagada riiklike kohustuste täitmist (reguleerides näiteks raiemahtusid). Teisalt võiks arengukava kontekstis seada eesmärgiks LULUCF protsessi võimalike mõjude põhjalikum ja sisulisem analüüs Eesti metsandusele (nagu rõhutab ka probleemipüstitus K.1.8).
- Paljude metsanduslike ja looduskaitsete riiklike kohustuste täitmine on vahetult seotud avalike hüviste tootmisega. Viimane sõltub kahtlemata omandivormist aga ka institutsionaalsest korraldusest, kuna paljude avalike hüviste nõudlust ja pakkumist ei ole võimalik lihtsalt turupõhiselt toimivaks teha. Koostatava MAK 2021-2030 raames võiks laiemalt tegeleda metsanduslike ökosüsteemiteenuste ja nende väärtuse kaardistamisega. See võiks olla üheks sisendiks (lisaks aktuaalsetele inventeerimisandmetele) valdkonna lühi- ja pikemaajalisse planeerimisse, teisalt võimaldaks andmed anda konkreetsete (konfliktsete) üksikjuhtumite puhul olukorra kohta täpsemaid hinnanguid. Eesmärgiga haakuksid MAK 2021-2030 probleemipüstitused Ü.4.4. (Ökosüsteemiteenuste turupõhised mudelid puuduvad) ning K.6.7. (Puuduvad uuringud looduskaitse otsestest ja kaudsetest kuludest ja tuludest). Viimase (K.6.7.) probleemi osas oleks sõnastust mõistlik täpsustada.

⁴⁶ Metsaseaduse § 45 lg 5ja 6.

Üksikuid uuringuid on nendel teemadel tegelikult tehtud, ent erinevalt näiteks Soomest⁴⁷ puuduvad Eestis just kompleksed ja ühtsed andmed looduskaitse otsestest ja kaudsetest kuludest ja tuludest.

- Seoses looduskaitsega erametsades on MAK 2021-2030 probleemipüstituste sõnastamisel jõutud nii majandus-, ökoloogia- kui ka sotsiaalvaldkonna juures tõdemusele, et üheks murekohaks on senise süsteemi toimimine (probleempüstitused Ü.4.1-Ü.4.3(Ü.4.4)). Riiklike kohustuste täitmise seisukohast olulise avaliku hüvise puhul, tuleks põhjalikumalt analüüsida hüvise tootmise efektiivsust st. millise kuluga on (sh. sõltuvalt omandivormist) võimalik toota/pakkuda metsadega seotud looduskaitselisi hüviseid?
- Kuna avalike hüviste tarbimise teadvustamine sõltub palju konkreetse inimese taustast, varasemast kogemusest, haridusest jm. siis on oluline suurendada sihtrühma teadlikkust metsanduse eri aspektidest sh. avalike hüviste tootmisest. See võimaldab suurendada kogu valdkonna toimimise läbipaistvust ning toob erinevate hüviste tarbijad ning nende tootjad üksteisele lähemale. Neid aspekte on spetsiifilisemalt välja toodud ka MAK 2021-2030 probleemipüstituste sõnastamisel:

K.6.26	Ühiskonna teadlikkus metsatööstuse rollist heaolu loomisel on madal
Ü.5.4	Üldharidussüsteemis ei käsitleta piisavalt tarbimise keskkonnamõju teemat, metsamajandust, sellega seotud tegevusvaldkondi
Ü.5.5	Looduse ja kultuuritraditsioonidega seotud huvihariduse ja huvitegevuse vähene tähtsustamine ja toetamine KOV tasandil
Ü.5.6	Ebapiisav loodushoidlike tavade ning metsaga seotud Eesti rahvakultuuri traditsioonide õpetamine koolides

Sellest tulenevalt võiks MAK 2021-2030 ühe eesmärgina käsitleda elanikkonna metsandusliku teadlikkuse tõstmist. Selleks on võimalik kasutusele võtta pidevaid meetmeid hindamaks ja parendamaks valdkonnaga seotud teematikate käsitlemist üld- ja huvihariduse tasemel. Lisaks on võimalik kaasata tegevustesse ka era- ja kolmandat sektorit. Lähteolukorra kaardistamise järgselt oleks võimalik sõnastada täpsemad eesmärgid ning seada neile mõõdetavad sihttasemed.

Võttes arvesse käesoleva töö eesmärki ning MAK 2021-2030 sõnastatud probleemipüstitusi võiks MAK 2021-2030 üheks üldiseks eesmärgiks olla:

Erinevate metsanduslike hüviste pakkumise efektiivsemaks muutmine säilitades sealjuures mahtusid vähemalt olemasoleval tasemel.

47 Ministry of Environment (2015) Towards a Sustainable and Genuinely Green Economy – The Value and Social Significance of Ecosystem Services in Finland (TEEB Finland). Jäppinen, J-P., Heliölä, J. (Toim.) 144 lk.

II Metsanduse tugeva seose hoidmine kultuuri ja kogukonnaga

II 1. Sihtrühmade ootused metsanduse arengukavale

Maie Kiisel, Meriliis Kasemets, Hans Hõrak (Tartu Ülikooli sotsiaalteaduslike rakendusuringute keskus)

Uuringu täistekst on vormistatud ja esitatud tellijale eraldi failina

Kokkuvõte

Metsanduspoliitika üle toimub juba mitu aastat terav debatt nii meedias, huvirühmade kohtumistel kui igapäevastes inimeste aruteludes. Selleks, et kaasata laiemat avalikkust metsanduse arengukava probleemipüstituse koostamisse, analüüsiti kahe aasta jooksul Eesti ajakirjanduses juba ilmunud sõnavõtte, tehti internetiküsitlus, millele vastas 566 inimest ning korraldati Eesti eri piirkondades kolm kogukonnapõhist arutelu kohalike inimestega. Tõstatatud probleemidest tehti kvalitatiivne kokkuvõte järgides põhimõtet, et huvirühmade eriarvamused peavad säilima.

Mitmed sihtrühmade tagasisides tõstatatud probleemid on juba kaetud arengukava alusuuringus. Siinkohal kirjeldatakse kaasatute tagasisides koonduvaid olulisemaid probleeme.

Erinevate kaasatud rühmade ühiseks sõlmküsimuseks on kogukondliku kaasarákimise ja kokkuleppimise praktika puudumine metsaste alade kujundamise ja kasutamise üle; ülevaate puudumine sellest, millised mittepuidulised hüved üldse väärivad kusagil tähelepanu ning eraomaniku õiguste piiramise hüvitamisskeemide puudulikkus. Nende lahendamata jätmisel kasvavad kohalike elanike ja metsaomanike vahelised konfliktid ning metsaomanike ja -ettevõtete rahulolematuse oma võimalustega saada metsast majanduslikku kasu. Kogukondlike kokkulepete puudumisel ei saa metsaomanike tegutsemisele seada raame, mis tagavad ökosüsteemiteenuste osutamise järjepidevuse või ühtlase kättesaadavuse, metsaga seotud vastuolud inimeste vahel ja metsade kiire muutumine vähendavad inimeste võimalusi jätkata metsaga seotud traditsioone, kasvab ebakindlus selles, millistes metsas liikuda või mida seal teha tohib. Samamoodi on keeruline säilitada pühapaiku ja kultuurilist mälu, aga ka tervislikku (metsast) elukeskkonda, tagada metsaomaniku majanduslikku toimetulekut (nt kompensatsioon) ja eneseväärikust, ökoloogiliste väärtuste ja maastike järjepidevust, rohevööndit toetavate metsandusteenuste niši arengut.

Metsaomanikke häirib majandamisel kohaline reeglite või nõuete (kaitsekorralduskava, metsahoolduse toetuste jm) jääk tõlgendamine oludes, mis vajaksid kaalutlusotsust. Selliseid otsuseid järgivate tegevustega kaasnevad soovimatud kõrvalmõjud. Looduse pärast muretsejad ei ole rahul võimalustega käsitleda metsa ökosüsteemi ruumiliselt, vanuselisel ja liigiliselt terviklikult ja pika perspektiiviga. Mõlemad (mh kattuvad) rühmad ei ole rahul metsa loodusväärtuste inventeerimise kvaliteediga (küsitlute ja meedia väitel kas alarahastatud, pinnapealsed, tehtud ebasobiva meetodikaga, liiga harva või juhuslikult, staatiliste ja aegunud andmete esitamine). Erinevaid huvirühmi häirib erametsade vähene uuendamine ja hooldus ning metsatööl metsa või esteetilist pilti kahjustavate metsatöövõtete kasutamine.

Osad metsaomanikud ei ole rahul metsaomanike tugisüsteemi, toetuste jagunemise ja õigustega (metsamaa ja metsa müügi erinev maksustamine, eraisiku tulumaks, metsamaa maamaks, toetuste maksustamine, era- ja juriidiliste isikute ning suur- ja väikeomanike, ka piirinaabrite ebavõrdne kohtlemine raieõiguse saamisel, omanike ebavõrdne toetamine ühistu suurusest sõltuvalt, istikute kättesaadavus, väikemetsa omanike vähene kaitse vahendajate eest, väikestele kinnistutele sobiva metsatehnika vähene kättesaadavus, erametsa uuenduste ja raiete kohta andmete esitamise kohustuse puudumine, sunnimeetmete puudumine erametsa uuendamiseks jms).

Metsaettevõtjaid ja -töötajaid häirib RMK roll metsatööde ja puiduturu konkurentsitingimuste kujundamisel: hangete madal hind riigimetsa ülestöötamiseks toob kaasa metsatöölise konkurentsivõimetu töötasu või halvema tööde kvaliteedi, pikaajalised lepped puitu kasutavate ettevõtetega langetavad konkurentide puidumaterjali hinda, hangetes loeb pakkujat madalaim hind. Puidu kasutamise valdkonnas toovad kaasatud välja vajaduse edendada puidu siseriiklikku väärimist ning tagada tööstuse tooraine ühtlase pakkumise.

Metsa ümber kasvavate piirkondlike konfliktide arengu pidurdamiseks on vaja edendada omavalitsustes kokkulepete tegemise praktikat (õigusruum, vahemehed, arutamise kultuur, hüvitised), planeerida riiklikult ökosüsteemi teenuste kasutamist ja maaomanikele hüvitisskeeme kavandatud tulu saamatajäämise eest.

Looduskaitse ja metsade majandamise sujuvamaks ühildamiseks tuleb otsida ja katsetada uudseid lahendusi, rohkem tähelepanu tuleb suunata liigikaitse meetmete tulemuslikkusele, edendada kaalutusotsuste praktikat.

Välja on vaja selgitada metsaomanike eri rühmade (suur- ja väikemetsaomanikud, juriidilised ja füüsilised isikud, kaitsemetsade omanikud, põllu- ja metsamaa omanikud jt) vajadused ja kokku leppida toetuste ja maksude kasutamise eesmärgid ning määrad.

III Metsade tootlikkuse, tervisliku seisundi, elujõulisuse, loodusliku mitmekesisuse, kliimamuutusega kohanemise ning pikaajalise puidulise ja mittepuidulise kasutamise tagamine.

III 1. Metsade tervislikku seisundit mõjutavaid olulisemaid tegurid ja ettepanekud seisundi parandamiseks.

Rein Drenkhan, Kaljo Voolma, Tiit Randveer (Eesti Maaülikool)

Putukkahjurid

Kaljo Voolma

Sissejuhatus

„Metsi ja bioloogilist mitmekesisust tuleb kaitsta tormide, tulekahjude, üha vähenevate veevarude ja kahjurite põhjustatud tõsiste tagajärgede eest. Kõnealused ohud ei tunne riigipiire ja neid teravdavad kliimamuutused.“ Nii on kirjas Euroopa Komisjoni teatises „Uus ELi metsastrateegia metsade ja metsandussektori jaoks“ (Euroopa Komisjon, 2013).

Metsade jätkusuutlikkuse ja säästva majandamise temaatikal on Euroopas rohkem kui 300-aastane ajalugu. Jätkusuutlikkuse mõiste metsanduses esitati esmakordselt 1713. aastal Saksamaal Leipzigi ilmunud Hans Carl von Carlowitzi raamatus „Sylvicultura oeconomica“. See on esimene täielikult metsandusele pühendatud suurteos Euroopas, mis muuhulgas sisaldab ka puude ja metsade kahjustusi ja haigusi käsitleva peatüki. Teose ilmumise 300. aastapäeva tähistamiseks anti sellest välja mitu uustrükki, sealhulgas tänapäevasesse keelde ümberpandud väljaanne (Thomasius, Bendix, 2013).

Ka Eestis ulatub metsakahjustuste, sealhulgas metsaputukate, uurimise ajalugu rohkem kui kahe ja poole sajandi taha (vt Voolma, 1998, 2000, 2001, 2014). Ilmunud on hulgaliselt metsaputukaid käsitlevaid publikatsioone – raamatuid, artikleid ajakirjades, peatükke raamatutes jm. Metsakaitset käsitlevad peatükid, mis sisaldavad ülevaateid peamistest meil esinevatest metsakahjuritest, leiduvad metsanduslikes õppe- ja käsiraamatutes nagu „Metsamajanduse alused“ (Taimre, 1973, 1989; Laas, 2011) ja „Metsamajanduse teatmik“ (Lall, Mutt, 1966; Etverk, 1980). Eraldi väljaannetena on ilmunud mitu pealkirja „Metsakaitse“ kandvat trükist (Daniel, 1935; Maavara et al., 1961; Rõigas, 1982; Karoles, 1986, 1988, 1990; Voolma, Õunap, 2000). Põhjalikuma ülevaate meil esinevatest metsaputukatest 20. sajandi keskpaiga seisuga on koostanud Vambola Maavara raamatus „Metsakaitse“ (Maavara et al., 1961). Hilisemast ajast on olemas pikem ülevaade männil ja männimetsas esinevatest putukatest (Voolma, 2014).

Viimastel aastakümnetel on toimunud nii looduses kui inimtegevuses, sh metsa majandamises, märkimisväärsed muutusi, mis on mõjutanud metsade seisundit ning putukate esinemist ja nende põhjustatud kahjustusi. Kliimamuutused on mõjutanud putukate arengut ja levikut, kaupade ja inimeste intensiivsema liikumisega on suurenenud võõrliikide sissetungi oht. Ka muutused metsa majandamise ja metsakaitse strateegias on avaldanud oma mõju metsakahjurite esinemisele ja metsade seisundile.

Järgnevas ülevaates käsitleme: 1) peamisi metsakahjustusi põhjustanud kodumaiseid putukaliike, 2) putukakahjureid, kelle levila või hulgisigimise piirkond on laienenud viimastel aastatel, 3) meile levinud võõrliike ja 4) võõrliike, keda meil veel ei ole, kuid kes võivad ohustada meie metsa- ja pargipuid.

Peamised metsakahjustusi põhjustanud kodumaised putukaliigid

Harilik maipõrnikas (*Melolontha hippocastani*) on olnud minevikus peamiseks takistuseks suurte lageraiealade metsastamisel. Mardikate massiline lendlus on toimunud meie tingimustes enamasti viieaastase intervalliga. Mullas elavad tõugud toituvad taimejuurtest põhjustades sellega juurdekasvu langust, taimede kiratsemist ja hukkumist. Suuremat kahju metsapuudele tekitavad vanemad, kolmanda-neljanda kasvujärgu tõugud, eriti neljandal aastal peale lendlust ja munemist. Eestis on maipõrnika massilist lendlust jälgitud Karula metskonnas 1931. ja Avinurmes 1936. aastal (Viirik, 1931; Michelson 1936). Neli aastat hiljem registreeriti maipõrnikakahjustusi paljudes metskondades (Rõigas, 1940b). Maipõrnikate tõttu ebaõnnestusid Sagadi metskonna Reevoja vahtkonnas 1932. ja 1936. aasta külvikultuurid ning 1937. aasta istutus, märgatavalt vähenes kasvavate mändide juurdekasv 1939.-1940. aastal (Rõigas, 1940a).

Erakordselt suurest maipõrnikate lendlusest 1940. aastal teatati Aakre, Aegviidu ja Kivinõmme metskonnast (Karu, 1941b). Ometi olid need vaid nn eellennud, sest tõukude loendamine pinnasekaevetest lubas ennustada kümme korda suuremat pealendlust järgmisel, 1941. aastal (Karu, 1941b).

Suured maipõrnika kahjustusalad tekkisid Valgamaal Koorküla metskonna Nihujärve vahtkonnas ja Taagepera metskonna Era vahtkonnas, kus 1925.-1926. aastal tehti ligi 1000 hektari suurune lageraie (Kokk, 1957). Aja jooksul lagendikud uuendusid osaliselt kase ja haavaga, kohati tekkisid aga okaspuu harvikud või lihtsalt rohtunud lagendikud, kuhu sobiva pinnase tõttu peagi asusid maipõrnikad. Nende alade kultiveerimine 1948. ja 1949. aastal ei andnud tulemusi (Parmas, 1973). Oli ilmne, et antud alade metsastamine nõudis pikaajalist ja hästi kavandatud abinõude süsteemi. Maipõrnika tõukude ja nukkude hävitamiseks kasutati täisküнди, valmikute hävitamiseks raputati ja koguti neid pealendluse aastal (1951) küpsussööma puudelt – noortel kaskedelt ja haabadelt – kokku üle 70 kg (Kokk, 1957; Parmas, 1973). Sellest aga ei piisanud ning nii otsustati järgmise pealendluse ajal läbi viia mardikate keemiline tõrje.

Valgamaal Koorküla metskonna Nihujärve vahtkonnas toimus 1956.aasta juunikuu algul esmakordselt Eestis maipõrnikate aviotõrje DDT õliemulsiooniga ligikaudu 250 hektaril (Parmas, 1956). Pritsimine tehti lennukilt PO-2A. Järgmisel aastal teostati maipõrnikate tõrjet

sama lennuki abil Taagepera metskonna Eera vahtkonnas kasutades heksakloraani tolmpreparaati (Kokk, 1957).

Laia toimespektriga tugevatoimeliste insektitsiidide laialdane kasutamine põllumajanduses (aga ka metsas) möödunud sajandi keskel viis maipõrnicate arvu madalseisu nii Kesk-Euroopas (Zimmermann, 2004) kui ka meil. Pestitsiidide kasutamise piiramine on toonud 1980. aastate lõpust alates maipõrnikad Kesk-Euroopas uuesti areenile – Saksamaal ja Austrias on täheldatud nende hulgisigimisi (Wagenhoff et al., 2014). Maipõrnicate arvukus on tõusuteel ka meil ning see võib saada jällegi takistuseks suurte lageraiealade taasmetsastamisel. Erinevalt aga rohkem kui poole sajandi tagusest ajast, mil meil esines peaaegu eranditult harilik maipõrnikas, on domineerivaks liigiks, vähemalt Lõuna-Eestis, kujunenud **lõuna-maipõrnikas** (*Melolontha melolontha*), kes minevikus (Maavara et al., 1961) esines Eestis väga harva. 2013. aastal toimus lõuna-maipõrnika massiline lendlus, põrnikad kandusid tuulega merele, kust nad rannale uhuti. Läänemere idarannik Kaliningradi oblastist Riiani oli kaetud rannale uhitud põrnikatega. Uudisteagentuuride (ELTA 2013; Ru.15min.lt 2013) teatel pidid Klaipeda heakorratöötajad enne suvitushooaja algust rannalt koristama rohkem kui 80 tonni kõdunevaid põrnikaid. Massiliselt oli puudel ja põõsastel toituvaid põrnikaid Riia ümbruse metsades, tavapärasest arvukamalt oli neid näha ka Lõuna-Eestis. 2015.aastal täheldati tõukude tekitatud massilist kahjustust 30-40 cm kõrgustel ja ka suurematel kuuskedel jõulupuustanduses Valgamaal Tõrva lähistel.

Kesk-Euroopas esineb kolm maipõrnika liiki, neist üks – *Melolontha pectoralis* – on Euroopas haruldane, teised kaks arvukad. Ulatuslik metsaraie loob nende sigimiseks soodsad tingimused. Kui harilik maipõrnikas on üldiselt metsaliik, siis lõuna-maipõrnikas võib lisaks metsalagendikele sigida ka põllumaadel. Võimalik, et lõuna-maipõrnika hulgisigimise piirkonna laienemine põhja suunas ja tema arvukuse märgatav tõus meil on märk kliimamuutuse mõjust.

Harilik männikärsakas (*Hylobius abietis*). Männikärsakad on majandatavate metsade kahjurid, kes sigivad okaspuukändude juurtel ja kahjustavad raiestikele rajatud metsakultuure. Eestis esinevast neljast selle perekonna liigist tuleb metsakahjurina arvesse kaks – kõikjal levinud harilik männikärsakas (*Hylobius abietis*) ja niiskematel kuuseraiestikel arvukalt esinev **väike-männikärsakas** (*H. pinastri*). Harilik männikärsakas on värsketele okaspuuraiestikele istutatud okaspuukultuuride kõige olulisem kahjur (Matiisen, 1929; Karu, 1939; Voolma, 1993, 2003; Sibul, 2014). Tulenevalt tema metsamajanduslikust tähtsusest on teda nii Eestis kui ka mujal maailmas, eriti Põhjamaades, põhjalikult uuritud ning tema tõrjeks ja kahjustuste vältimiseks on eri aegadel otsitud ja katsetatud erinevaid ajakohaseid meetodeid (Langström, Day, 2004). Tänapäevaks on välja töötatud tehnoloogia taimede tüvekeste katmiseks spetsiaalse peenliiva sisaldava elastse kaitsekihiga (*Conniflex*), mis välikatsete andmeil on metsakultuurides taganud kuni 97% männi- ja 86% kuusetaimede säilimise (Nordlander et al., 2009). Norras väljatöötatud kaitsevahasid on katsetatud okaspuutaimede tüvekeste kaitseks männikärsakate eest ka meil (Sibul, 2015). Kombineerides taimede kaitse vahendeid metsamajanduslike abinõudega, on võimalik saavutada okasmetsade rahuldav uuendamine ka ilma keemilisi preparaate kasutamata (Nordlander et al., 2011).

Kuuse-juureürask (*Hylastes cunicularius*) on männikärsakate kõrval oluline kuusekultuuride kahjustaja. Juureüraskite kahjustuse tõttu kuivas Tartu metskonna Ropka vahtkonnas 5-aastases kuusekultuuris 1927. aasta kuival ja kuumal suvel umbes 50 % taimedest (Matiisen, 1927).

Järgnevatel aastatel on teatatud kahjustustest Purdi, Huuksi, Triigi ja Väätša metskonnas, kus kooreüraskite tõrjeks teostatud raiete tõttu tekkinud lagendikud ja harvikud olid loonud soodsad tingimused juureüraskite sigimiseks (Ernits, 1941). Ka Rava metskonnas oli 1938.-1940. aastatel rüüste paiguti laastavaks kujunenud (Tiits, 1941).

1971. aastal esines kuuse-juureüraski tugevat kahjustust Kuusiku, Vardi ja Keava metskonnas (Rõigas, 1976). Ühes Kuusiku metskonna 3-aastases kuusekultuuris oli kahjustatud 76,5 %, 2-aastases kultuuris 48 % taimedest. Järvamaa metsamajandi Purdi metskonnas oli ühes kuusekultuuris kahjustatud 43 % taimedest, kusjuures 29 % taimedest oli viidud hukkumisele. Ühelt kuusetaimelt leiti keskmiselt 5-7 juureüraskit, maksimaalselt 22 (Rõigas, 1976). 1973. aastal kuuse-juureüraski arvukus järsult langes.

Männi-juureürask (*Hylastes brunneus*) on küll raiestikele rajatud männikultuurides sage ja arvukas, kuid tekitatav kahjustus, võrreldes kuuse-juureüraskiga, väiksem.

Tähnikipihklane (*Pissodes castaneus*) on kärsaklaste sugukonda kuuluv mardikas, kes asustab noorte (4–15-aastaste) mändide tüvekeste alaosa. Tema tõugud toituvad koore all niineosas, puidukiududega vooderdatud nukuhällid paikevad tavaliselt üksteise lähedal tüve tüükaosas, mõnikord isegi allapool maapinda. Juba vähesed tõugud tüvel võivad puu hukkumiseni viia (Maavara et al., 1961). Esines arvukalt 2015. aastal Põlvemaal Nohipalos 4-5-aasta vanuses männikultuuris.

Latipihklane (*Pissodes piniphilus*) on 3,5–5 mm pikkune pruun kärsaklaste sugukonda kuuluv mardikas, kelle tõugud kaevandavad ebakorrapäraseid looklevaid käike keskealiste, aga ka vanemate mändide õhukesekoorelises tüveosaskoore all, millega kahjustavad niineosa ja kambiumi. Küpsussööm toimub mändide võras. Asustab eelkõige okkakahjurite või seenhaiguste poolt eelnevalt nõrgestatud puid. Tavaliselt järgnevad talle ka säsiüraskid, sel juhul puud hukkuvad. Latipihklane esineb arvukalt meil kohati, sagedasem on ta Kagu-Eesti männikutes, kus on põhjustanud ulatuslikke kahjustusi suurtel aladel (Kohh, 1938, 1939; Riis, 1975; Luik, 1993, 1994; Voolma, Luik, 2001).

Männimähkurid on pisiliblikad, kelle röövikud toituvad noorte mändide pungades ja võrsetes. Meil esinevast seitsmest männimähkuri liigist tuntuim on **männi-virvemähkur (*Rhyacionia buoliana*)**, kes asustab 5-15 aasta vanuste puude pungi ja võrseid mitte üksnes kiratsevates, vaid ka jõulise kasvuga männikultuurides. Kõige ohtlikumaks ladvakahjuriks meie noortes männikultuurides on **männi-pungamähkur (*Blastesthia turionella*)** (Kuusik, 1979).

Vihterpalu metskonnas uuriti männimähkurite kahjustust ja liigilist koosseisu 1959. ja 1960. aasta suvel (Jakobson, 1961). Suurimateks kahjustuskolleteks olid kujunenud kultuurid, mis rajati 1940. aastal tekkinud põlendikualale pindalaga ligikaudu 400 ha. Peamist kahju tekitas männi-pungamähkur, kes kahjustas põlendiku kultuurides kuni 68 % puudest. Männi-virvemähkur esines rohkem mereäärsetes kultuurides, kahjustades kohati kuni 48 % puudest (Jakobson, 1961). 1970. aastate teises pooles esines männi-virvemähkur massiliselt Aegna saare männikultuurides.

Punakas männivaablane (*Neodiprion sertifer*) on männikute kõige sagedasem okkakahjur, kelle hulgisigimisi on Eestis esinenud korduvalt, tema kahjustuskolded on laienenud tuhandetele hektaritele. August Karu (1940, 1941a) on kirjutanud ühest suurimast punaka männivaablase rüüstest Eesti metsades 1930. aastate lõpul. Saaremaal saavutas putuka arvukus oma maksimumi 1937. aastal. Järgneva kahe aasta jooksul ilmnesis ulatuslikud kahjustused

Põhja- ja Lääne-Eesti männimetsades – kahjustusala ulatus Venemaa piirist Pärnu laheni ja saartele. 1938.–1939. aastal oli kahjustusi 42 riigimetskonnas vähemalt 13 000 ha.

Laiaulatuslik punaka männivaablase rüüste tabas Eesti männimetsi ka 1956–1966. Kahjustus algas 1956.–1957. aastal Lääne-Eestist (Haapsalu, Riguldi, Vihterpalu metskond), haaras järgmisel aastal Lõuna- ja Kagu-Eesti ning 1961.–1962. aastal ka mõned männimetsaalad Põhja-Eestis (Narva ja Rakvere lähistel).

1958. aastal esines punakas männivaablane arvukalt Võrumaal tolleaegses Kubja metskonnas. Tugevam oli kahjustus latiealistes puistutes ja noorendikes: 20aastases männikultuuris oli näiteks asustatud 90% puudest, igal puul keskmiselt 200 putukavastset, kuid ebaröövikute kolooniaid leidus ka vanadel puudel. Tookord otsustati männivaablase tõrjeks kasutada isegi lennuki abi: heksakloraani tolm-preparaadiga töödeldi 700 ha männimetsa Võru–Valga raudtee ja maantee vahelisel alal (Paal, 1959).

Teine aviotõrje katse võeti ette 1966 Sangaste metskonnas (Mihkelson, 1968b). Seekord kasutati metsapatoloog Saadi Mihkelsoni juhendamisel valmistatud viiruspreparaati, millega lennukilt pritsiti 220 ha kahjustatud männimetsi.

Tuhandeid hektareid haaranud punaka männivaablase kahjustus esines ka aastail 2007-2008, eriti ulatuslik oli putukarüüste Valgamaa männikutes (Voolma, Kaljula, 2007).

Üldiselt põhjustab punaka männivaablase kahjustus harva otsest puude kuivamist, sest jooksva aasta noored okkad jäävad puule enamasti alles ja puu toibub kahjustusest. Eriti kehtib see nooremate puude kohta. Puude juurdekasvu vähenemine on muidugi paratamatu. Saadi Mihkelsoni (1976) uurimuse kohaselt vähenes kaheaastase kahjustuse tagajärjel 40-aastase männiku mahu jooksev juurdekasv kahjustusele järgneva kuue aasta jooksul 25%. Vanemate puude saatus sõltub suurel määral sekundaarsete tüvekahjurite olemasolust puistus – kui männivaablastest nõrgestatud puid ründavad ka säsiüraskid, ladva-kooreürask või pihklased, ei suuda nad putukatele vastu panna ja kuivavad. Kõrge arvukuse korral närivad männivaablase vastsed laiguti ka võrsete koort ja vaiguerituse tõttu on siis mändide ladvaosad tüvekahjureile asustuseks eriti atraktiivsed. Seetõttu on männivaablase kahjustuskolletes tähtis jälgida ka üraskite ja teiste võimalike tüvekahjurite esinemist, et metsa, eelkõige vanemate männikute hukkumist vältida.

Harilik männivaablane (*Diprion pini*) kahjustab ka jooksva aasta okkaid, mistõttu tema kahjustus võib puule olla ohtlikum. Eestis on ta siiani esinenud siiski, võrreldes punaka männivaablasega, vähearvukamalt. Soomes seevastu on kahjustused käesoleva sajandi algusest alates olnud väga ulatuslikud haarates ca 500 000 hektarit (Kosunen et al., 2017). Eestis on põhjustanud kahjustusi männiseemlates (Пильт, 1986). Hariliku männivaablase laialdast levikut seostatakse kliimamuutustega.

Väike-kuusevaablane (*Pristiphora abietina*) on kuusenoorendike kahjur. Massilisi kahjustusi on ta põhjustanud Kesk-Euroopas. Meil on ta kuuse sagedasim okkakahjur, kes eelistab hõredaid valgusküllaseid noorendikke metsa lõunaservas, kuid kliima soojenemise tõttu võib tema tähtsus kahjurina suureneada. Märkimisväärselt on ta kahjustanud puid seemlates, kus arvukus oli kõrge aastatel 1976-1983 (Voolma, et al., 1997). Viimastel aastatel on kahjustused kuusekultuurides ja noorendikes sagenenud.

Männivaksik (*Bupalus piniaria*) on keskealiste ja vanemate männipuistute olulisim okkakahjur, kes on meil massilisi kahjustusi põhjustanud pikkade ajavahemike järel, viimati 1980. ja 1990. aastate algul (Voolma, Luik, 2001). Kuna lõuna pool, ka juba Lätis, on kahjustuspuhangud sagedasemad, võib kliima soojenedes nii juhtuda ka meil.

Külmavaksikud on meie sagedasemad lehekahjurid nii metsas kui parkides ja aedades. **Metsa-külmavaksik** (*Operophtera fagata*) on meie sagedasim lehekahjur, kes kahjustab peamiselt kaske (Mihkelson, 1967, 1968a). **Harilik külmavaksik** (*O. brumata*) sööb raagu erinevaid lehtpuid, sh tamme.

Hele-villkäpp (*Calliteara pudibunda*) on meil raagu söönud põhiliselt kasepuistused, kuid kahjustab ka teisi lehtpuid. Hulgisigimised on esinenud Tartumaal Laeva metskonnas 1984-1985 (Luik, Voolma, 1987) ja Hiiumaal 2004-2005 (Voolma, 2008c).

Tammemähkur (*Tortrix viridana*) on vanemate tammepuude olulisem lehekahjur. Ta on üks väheseid liike, kelle vastu on kasutatud ka meil aviotõrjet – see oli 1957. aastal Kadrioru pargis (Maavara et al., 1961).

Ürasklased. Eestist on leitud üle 70 liigi ürasklasi, neist kümmekond omab metsanduslikku tähtsust metsakahjurina. Üraskid kuuluvad olulisemate metsakahjustajate hulka – nende asustatud puud on määratud vältimatule hukkumisele. Kõikide metsa kahjustavate tegurite hulgas on üraskid Euroopas kolmandal kohal tormikahjustuste ja metsatulekahjude järel (Gregoire et al., 2015), Ameerikas on nad koguni esikohal, edestades põhjustatud kahjustuste ulatuse poolest metsatulekahjusid ja tormikahjustusi.

Kuuse-kooreürask (*Ips typographus*) on kõige tavalisem, arvukam ja metsanduslikult olulisim üraskiliik meie kuusemetsades, kes sigib eriti arvukalt tormikahjustuste järel ja põua-aastatel, põhjustades ulatuslikku puude kuivamist. Ta asustab nii lamavaid tüvesid, värsket metsamaterjali kui ka seisvaid nõrgestatud puid, kuid kõrge arvukuse korral ründab ka terveid puid. Eelistab hõredamates puistutes, metsa ja häilude servades ning raiestike äärtes kasvavaid kuuski.

Kuuse-kooreürask on Eesti kuusemetsades korduvalt põhjustanud ulatuslikke **üraskirüüsteid**. Reeglina on need puhkenud pärast suuremaid tormikahjustusi, eriti siis, kui kahjustatud puid ei suudetud järgmiseks kevadeks üles töötada ja metsast välja vedada. Tavaline on üraskite hulgisigimine ka põua-aastatel ja metsatulekahjude järel, kui metsas on palju nõrgestatud puid. Üraskid sigivad samuti okkakahjuritest raagu söödud või seenhaigustest nõrgestatud puistutes.

Kõige sagedamini saab üraskite hulgisigimine alguse suveks metsa jäetud toorest metsamaterjalist, eelkõige õigel ajal koristamata tormikahjustusest. Rikkaliku toidulaua tõttu areneb üraskitel arvukas järglaskond, kes sobivama asustusmaterjali ammendumisel ründab kasvavaid puid. Sügis-talvisele tormile järgnev kuiv ja kuum suvi nõrgestab omakorda puid, eriti pinnalähedase juurekavaga kuuske, ning soodustab ühtlasi üraskite arengut. Kuuse-kooreüraskil areneb põua-aastatel sageli kaks põlvkonda, mistõttu nende arvukus kasvab kiiresti.

Kuuse-kooreürask talvitub valmikuna enamasti mullas, kuid osa neist, eriti sooja suve järel arenenud teisest põlvkonnast, jääb ka talveks koore alla. Koore alla jäänud isendid võivad talviste külmade mõjul hukkuda.

Soojem kliima kahtlemata soodustab ürasekite sigimist ja ürasekikahjustusi, mis Kesk-Euroopas, näiteks Austrias ja Šveitsis, on viimastel aastatel olnud enneolematult ulatuslikud (Steyrer et al., 2018). Kliimatingimuste kõrval on ürasekite hulgisigimisele kaasa aidanud muutused metsa majandamise ja ürasekitõrje strateegias. Logistilistel, ökoloogilistel ja majanduslikel põhjustel jääb metsa järjest rohkem ürasekite sigimiseks sobivat materjali (Forster, 2006) ning asjatundliku personali nappuse tõttu metsandusettevõtetes, aga ka erametsades, rakendatakse järjest vähem ennetavaid tõrjemeetmeid (Hoch, Tomiczek, 2013).

Kuuse-kooreüraski kõrval esinevad kuusepuistutes arvukalt veel järgmised ürasekiliigid: **harkkidane kooreürask (*Ips duplicatus*)**, **harilik niineürask (*Polygraphus poligraphus*)** ja **harilik võraürask (*Pityogenes chalcographus*)**.

Männikute arvukamad ürasekiliigid on **suur-säsiürask (*Tomicus piniperda*)**, **väike-säsiürask (*Tomicus minor*)** ja **ladva-kooreürask (*Ips acuminatus*)**. Viimane on agressiivsemaid ürasekiliike männikutes, tema kahjustused on sagenenud viimastel aastatel Lõuna-Eestis (Voolma, 2008b).

Hiidürask (*Dendroctonus micans*) asustab nii mäнди kui kuuske, 1970. aastatel on ta suuremaid koldelisi kahjustusi põhjustanud noortes männikutes, eriti looladele istutatud männikultuurides (Voolma, 1982, 1986).

Lehtpuudel esinevatest ürasekiliikidest on sagedasemaid **kase-maltsaürask (*Scolytus ratzeburgii*)**. Saarikutes leviva saaresurma tõttu on järjest arvukamaks muutunud **väike-saareürask (*Hylesinus fraxini*)** ja **suur-saareürask (*Hylesinus crenatus*)**.

Putukkahjurid, kelle levila või hulgisigimise piirkond on laienenud viimastel aastatel

Okkalainelane (*Lymantria monacha*) on üks Euroopa metsade ohtlikumaid okkakahjureid., kes on põhjustanud ülemöödunud sajandi teises pooles Läänemere idakaldal kõigi aegade suurima putukarüüste, mis ulatus Lõuna-Poolast üle Preisi- ja Kuramaa Saaremaani. Massilise kahjustuse kolle tekkis Saaremaal uuesti 150 aastat hiljem, 2012. aastal (Nilson et al., 2014; Voolma et al., 2014).

Käsnalainelane (*Lymantria dispar*) on ohtlikumaid lehekahjureid nii Euraasias kui ka Põhja-Ameerikas, kuhu ta on sisse viidud. Meil on minevikust teada vaid üksikud selle liigi isendite leiud, esmasleid 1967 Kohtla-Järvelt (Viidalepp, Remm, 1996; Öunap, 2013). Käsnalainelase esmakordne hulgisigimise kolle Eestis (10 ha) avastati Saaremaal 2017. aastal (Aitsam, 2017). Euroopas levinud põhiliigist on veelgi ohtlikum liigi aasia rass, kes on jõudnud nii Euroopasse kui Ameerikasse. Käsnalainelase aasia rassi lendavaid emasliblikaid on leitud ka Leedus (Zolubas et al., 1999).

Paju-võrgendikoi (*Yponomeuta rorrella*) on lõunapoolse levikuga liik, kes tuvastati Eestis esmakordselt aastal 2008, hulgiesinemised meil on teada 2011. aastast alates (Voolma, 2011). Arvukalt esineb Tartus hõbepajudel.

Nõmme-võrgendivaablane (*Acantholyda posticalis*) esineb nii männinoorendikes kui ka keskealistes ja vanemates puistutes. Lendleb mais, muneb 1–2 muna kaupa okastele. Vastsed valmistavad igauks omaette võrgendi, närivad algul eelmise aasta okkaid, hiljem ka jooksva

aasta okkaid. Südasuvel laskuvad toitumise lõpetanud vastsed maapinnale ja kaevuvad mulda. Kollased vastsed (eonümfid) talvituvad mullas, jäädes sageli mitmeks aastaks diapausi. Meil avastati esmakordne hulgisigimine 2008. aastal Saaremaal Mustjala vallas, kus oli raagu söödud 250 hektarit keskealisi ja vanemaid männikuid (Voolma et al., 2009a, 2009b). Tõenäoliselt algas hulgisigimine juba paar aastat varem, sest aastal 2006 oli võrgendivaablase esmakordne kahjustuskolle tekkinud juba Soomes (Uotila et al., 2015; Voolma et al., 2016). Intensiivne lendlus toimus Saaremaal ka 2010. ja 2013. aasta kevadel (Voolma, 2013). Keskkonnaagentuuri metsakaitse peaspetsialist Enn Pilt mõõtis 2013. aasta suvel kahjustusalade pindalaks Aula-Vintri, Küdema, Ohtja, Sauvere, Vendise, Võhma ja Paatsa küla maadel kokku 821 hektarit (Asi, Õunap, 2014). Kahjustus jätkus samas piirkonnas ka 2016. aastal (Õunap et al., 2016).

Nõmme-võrgendivaablane on meie kodumaine liik, kuid tema sagedased hulgisigimised on esinenud lõunapoolsemates piirkondades, eriti Lõuna-Venemaa ja Põhja-Kasahstani metsastepivööndis (Мухамадиев, 2014; Гниненко и др., 2015). Meile lähimad selle liigi hulgisigimise kolded on olnud Leedu kirdeosas Ignalina ümbruskonnas, kus 1973. aastal hinnati kahjustusalasid 5280 hektaril (Рагялис, Валента, 1981). Väiksemas ulatuses on kahjustusi tulnud ette Läti männimetsades: 1966. aastal kujunes 200 hektari suurune kahjustuskolle Läti idaosas Valgevene piiri lähedal. Kahjustuse kulminatsioon oli seal 1968. aastal, kuid ka 1982. aastal oli seal paarkümmend hektarit männikuid kannatada saanud (Ozols, 1985). Daugavpilsis lähistel kujunes 2014. aastal uus ulatuslik kahjustuskolle.

Saare-lehevaablane (*Tomostethus nigritus*) esines esmakordselt Eestis massilise saare lehekahjurina 2014. aastal Haapsalus, arvukas oli ta sealsamas ka 2017. aastal. Tema hulgisigimised on esinenud enamasti lõunapoolsetel aladel, Ukrainas ning Kesk- ja Lõuna-Venemaal (Meshkova et al., 2017; Белова, 1987).

Kase-harivaablane (*Arge pullata*) on lõunapoolne liik, kelle hulgisigimised on omased pigem metsastepi vööndile. Meil registreeriti esmakordne hulgisigimine 2011. aastal Tabiveres, 2013. aastal kulmineerus kahjustus paljude kaskede raagusöömisega (Voolma, 2017a). Kahjustus jätkus väiksemas mahus ka järgnevatel aastatel.

Kuuse-ebakilptäid (*Physokermes piceae*, *Physokermes hemicryphus*). Järvemaal Ambla vallas 5-aasta vanuses istutatud kuusekultuuris avastati 2017. aastal eba-kilptäi (*Physokermes piceae*) tugev kahjustus kuuse võrsetel. Kahjustatud oli 7-8 % puudest. Puukesed, millel oli 100-200 kilptäid võrsetel mahla imemas, olid kahjustatud kuivamiseni. Kuuse-ebakilptäide kahjustust pole sellises ulatuses Eestis varem olnud. Küll on aga eba-kilptäide ulatuslikku kahjustust registreeritud kuusenoorendikes Lätis (Ruba et al., 2014) ja Leedus, viimases 2010. aastal 7700 hektaril (Gedminas et al., 2015). 2017. aastal täheldati ebakilptäide (*Physokermes hemicryphus* ja *Physokermes piceae*) massilist esinemist Austrias (Hoch, Perny, 2018). Mõlemad liigid esinevad ka Eestis (Malumphy, Ostrauskas, 2013), kusjuures esimene neist kahjustab kuusenoorendike kõrval ka keskealisi kuusikuid, teine eelistab nooremaid kuusekultuure. Nende massilist esinemist seostatakse kliima soojenemisega.

Pahktäiliste (*Adelgidae*) sugukonda kuuluv *Pineus pini* esines 2016. aastal arvukalt männikultuurides Pärnumaal Audru vallas. Valgete vahakarvadega kaetud täid imevad mahla männi võrsetel põhjustades puude kiratsemist, tugeva kahjustuse korral ka hukkumist.

Võõrliigid metsa- ja pargipuudel

Inimese ja kaupade liikumisega liiguvad tahes või tahtmatult kaasa paljud teised elusorganismid, sealhulgas puudel ja põõsastel elavad putukad. Möödanikus oli peamine inimeste liikumissuund Euroopast väljapoole, eelkõige Ameerikasse. Seetõttu on ka võõrliike Euroopast Ameerikasse levinud rohkem kui vastupidises suunas (Niemelä, Mattson, 1996). Viimastel aastakümnetel on globaalse kaubanduse oluliseks lähtepiirkonnaks kujunenud Kagu-Aasia, eelkõige Hiina.

Must pahktäi (*Aphrastasia pectinatae*) on sage okkakahjur nulgudel. Tema esinemine Eestis on teada juba 1930.aastatest.

Nulu-tüvetäi (*Adelges piceae*) esineb kohati massiliselt pargipuudel.

Ameerika valgekaruslane (*Hyphantria cunea*) on pärit Ameerikast, massiliselt levinud Lõuna-Euroopas. Tema polüfaagsed röövikud toituvad erinevatel lehtpuudel. Eestis leitud esmakordselt 1981. aastal (Viidalepp, Remm, 1996).

Hobukastani-keerukoi (*Cameraria ohridella*) avastati Eestis esmakordselt aastal 2007. Mõne aastaga levis ta üle kogu riigi (Voolma, 2016b, 2017b).

Pärna-kireskoi (*Phyllonorycter issikii*) on pärit Ida-Aasiast ja laiendab levikut Euroopa suunas. Massilisi kahjustusi on ta põhjustanud Lõuna-Venemaal ning 2000. aastaks oli jõudnud juba Sankt-Peterburgini (Тимофеева, 2014). Eestis esmakordselt tuvastatud aastal 2001 Valgamaalt, seejärel levinud üle Eesti (Jürivete, Õunap, 2008).

Jalaka-harivaablane (*Aproceros leucopoda*) on invasiivne Aasiast pärit liik, kes avastati Eestis esmakordselt 2017. aastal Ida-Virumaal Meriküla lähedalt, kus ta oli palju jalakapuid raagu söönud (Keppart, Voolma, 2017). 2018. aastal täheldati jalakate massilist raagu söömist Puhtus. Iseloomulikud siksakilised söömajäljed lehtedel viitavad kindlalt selle võõrliigi esinemisele.

Võõrliigid, kes võivad ohustada meie metsa- ja pargipuid

Aasia sikk (*Anoplophora glabripennis*) on pärit Hiinast. Euroopas tuvastati aasia sikk looduses esmakordselt 2001. aastal Austrias (Sage, 2001), 2015. aastal leiti ta looduses Soomes (EPPO, 2015). Euroopa ja Vahemeremaade taimekaitseorganisatsioon (EPPO) on kandnud ta ohtlike taimekahjustajate A1 nimekirja (Voolma, 2016a).

Saare-salehundlane (*Agrilus planipennis*) pärineb Kaug-Idast, sealt on ta viidud Põhja-Ameerikasse ja Kesk-Venemaale Moskva piirkonda, kust levila laieneb lääne ja loode suunas (Ижевский, Мозолевская, 2008; Орлова-Беньковская, 2013).

Kase-salehundlane (*Agrilus anxius*) pärineb Põhja-Ameerikast, levinud Kanadas ja USA-s kõikjal, kus kasvavad kased. Võib asustada kõiki kaseliike ja nende hübriide, mistõttu võib saada väga ohtlikuks kase kahjuriks Euroopas. Euroopa ja Vahemeremaade taimekaitseorganisatsioon (EPPO) on kandnud ta ohtlike taimekahjustajate A1 nimekirja.

Ussuuri niineürask (*Polygraphus proximus*) on levinud Kaug-Idast lääne suunas ja põhjustanud märkimisväärseid kahjustusi nulupeistutes Siberis ja Moskva ümbruses ning leitud 1999. aastal ka Sankt-Peterburgist (Гниненко, Клюкин, 2011). Liik on kantud ohtliku kahjurina EPPO A2 nimekirja. Kuna võib asustada ka kuuske, kujutab ta tõsist ohtu Euroopa okasmetsadele.

Siber kedrik (*Dendrolimus sibiricus*) on ohtlik okkakahjur, kelle levila on juba laienenud ka Venemaa Euroopa-ossa ning jätkab laienemist lääne suunas (Õunap, 2013).

Tamme-võrklutikas (*Corythucha arcuata*) pärineb Põhja-Ameerikast. Euroopas leiti esmakordselt aastal 2000 Põhja-Itaaliast (Bernardinelli, 2001), seejärel 2002 Türgist ja Šveitsist (Forster et al., 2005), 2012 Bulgaariast ning järgmisel aastal Horvaatiast ja Ungarist (Neimorovets et al., 2017). Venemaal avastati võrklutikas tammel esmakordselt 2015. aastal Krasnodaris (Щуров и др., 2016). Krasnodari krai metsakaitsekeskuse uuringud näitasid, et liik on Lõuna-Venemaal massiliselt levinud – 2016. aasta sügiseks hõlmas levila rohkem kui 1,5 miljonit hektarit, kusjuures massilise kahjustuse koldeid registreeriti 327,5 tuhandel hektaril (Щуров и др., 2016).

Lisaks putukatele võivad metsa- ja pargipuid ohustada ka teised selgrootud loomaliigid, sh võrgendi- ja pahklestad, nematoodid jt.

Männi-laguuss (*Bursaphelenchus xylophilus*) on ümarusside (nematoodide) hulka kuuluv võõrliik, kes on pärit Põhja-Ameerikast. 20. sajandi algul levis ta Jaapanisse, seejärel Hiinasse ja teistesse Aasia maadesse, kus ta põhjustab puude kiiret hukkamist ning tekitab männipuistutes ulatuslikke kahjustusi. Euroopas avastati männi-laguuss esmakordselt 1999. aastal Portugalis, nüüdseks on teda leitud ka Hispaanias. Euroopa taimekaitseteenistuste poolt jälgitakse hoolikalt tema edasist levikut – regulaarselt võetakse puiduproove kuivavatelt mändidelt ning uuritakse ka nematoodi edasi kandvaid puidusikke (*Monochamus* spp.), seda tehakse ka Eestis (Õunap, 2013). Kliima soojenemine suurendab selle puidunematoodi leviku ohtu. Võimalikuks männi-laguussi Eestisse levimise ja majanduslike kahjude ulatuse hindamiseks ning nende kahjudega toimetulekuks on tehtud värske uuring, mille sisuks on tõrjeabinõude pakkumine kahjustaja leviku ja kohanemise takistamiseks (Sibul et al., 2017).

Kuuse-võrgendilest (*Oligonychus ununguis*) on mõningal määral esinenud kuusekultuurides ja kuusehekkides, kuid meil pole kahjustused siiani märkimisväärsed olnud. Seevastu lõuna pool, ka juba Lätis, on kahjustusi esinenud (Рупайс, 1976).

Pahklestad (*Eriophyidae*) tekitavad liigiomaseid pahku erinevatel puuliikidel (Luik, 1988, 1996; Bellmann, 2012). Metsas pole nende kahjustused kuigi olulised, kuid pargipuudel võivad nad esineda arvukalt.

Kliimamuutuste mõju putukate ja kahjustuste levikule

Putukad on kõigisoojased loomad, kelle areng on otseses sõltuvuses temperatuurist. Temperatuuri tõusuga areng kiireneb, põlvkonna arengutsüklid lühenevad, aastast esinevate põlvkondade arv tõuseb ning põhjustatud kahjustused suurenevad (Voolma, 2008a). Soojematel talvedel ei ähvarda talvituvaid arengujärke küll külma tõttu hukkamise oht, kuid nende

ainevahetus kulgeb intensiivsemalt, energiavarud ammenduvad kiiremini ning sigimisperioodil võib nende viljakus jääda väiksemaks. Samuti võib esineda ebakõla putukate ja nende toidutaimede fenoloogilises arengus, mistõttu kooruvad vastsed ei leia neile sobivat toitu. Sellist nähtust on ette tulnud näiteks harilikul külmaavaksikul (*Operophtera brumata*) (Singer, Parmesan, 2010).

Kliima soojenemise tõttu nihkub põhja poole mitmete Kesk-Euroopas levinud okkakahjurite hulgisigimise piirkond. Männiöölane (*Panolis flammea*) ja männikedrik (*Dendrolimus pini*) on Kesk-Euroopas olulisemaid massilisi okkakahjureid männikus (Möller et al., 2007). Meil esinevad nad kõikjal, kuid siiani vähearvukalt (Maavara et al., 1961). Seevastu Leedus on nad põhjustanud juba tuhandettesse hektaritesse ulatuvaid kahjustusi (Zolubas, 2001).

Viimasel paaril aastakümnel on ka meil registreeritud mitmete okka- ja lehekahjurite esmakordseid hulgisigimisi, mis tavaliselt on iseloomulikud lõunapoolsetele piirkondadele – Kesk- ja Lõuna-Euroopale ning Venemaa metsastepi vööndile, näiteks nõmmevõrgendivaablane (*Acantholyda posticalis*), kase-harivaablane (*Arge pullata*), saarelehevaablane (*Tomostethus nigrinus*), käsnaalainelane (*Lymantria dispar*) jt.

Kliimamuutustega seostatakse ka tormikahjustuste sagedasemat esinemist metsades ning neile järgnevat üraskirüüstet, mis võib tormile järgnevatel aastatel ohustada ka tormist puutumata metsa. Suurem oht varitseb kuusepuistutes, kus esineb arvukalt Euroopa kuusemetsade olulisimaid kahjureid – kuuse-kooreürask (*Ips typographus*).

Inimtegevuse mõju putukate ja kahjustuste levikule

Piiriülene kaubandus, transport ja inimeste liikumine on peamine põhjus võõrliikide levikuks. Suurel määral mõjutab putukkahjurite esinemist metsamajanduslik tegevus – raied, ennetusabinõude rakendamine jm. Tormikahjustuste õigeaegne koristamine vähendab üraskikahjustuse ohtu, kuid kõdunema jäetaval puidul on tähtis roll elurikkuse säilitamisel metsas. Kas tormikahjustus koristada või mitte, millises vahekorras seda teha – see nõuab põhjalikke teadmisi metsaentomoloogia ja metsakaitse alal, aga ka kohalike oludega arvestamist. Probleemi on põhjalikult uuritud Kesk-Euroopas ja Põhjamaades (Duelli, Obrist, 1999; Schroeder, 2001, 2007; Schroeder, Lindelöw, 2002; Forster et al., 2003; Eriksson et al., 2007; Forster, Meier, 2010; Komonen et al., 2011 jt.).

Metsamajanduslikud võtted mõjutavad erinevaid kahjurite rühmi erinevalt. Nii näiteks suurendab lühem raiering männikärsakate arvukust, vähendab aga üraskikahjustuste ohtu (Björkman et al., 2015).

Kokkuvõtte ja ettepanekud seisundi parandamiseks

Muutused putukkahjurite esinemises viimastel aastakümnetel on ilmsed – nende põhjuseks on nii kliimamuutus kui muutused inimtegevuses ja metsa majandamises. Kuigi me pelgame võõrliike, tekitavad siiani meie metsadele rohkem kahju siiski kodumaised liigid. Ajakirjas

„Scandinavian Journal of Forest Research“ on nimetatud Põhjamaade metsade putukkahjurite „suur viisik“, millele võib lisanduda kuues – need on: kuuse-kooreürask (*Ips typographus*), suur-säsiürask (*Tomicus piniperda*), harilik männikärsakas (*Hylobius abietis*), okkalainelane (*Lymantria monacha*), punakas männivaablane (*Neodiprion sertifer*) ja neile lisaks hiidürask (*Dendroctonus micans*) (News and Views, 2016).

Tänapäeva ökoloogiline metsakaitse põhineb metsamajanduslike võtete ja ennetusabinõude rakendamisel, otseseid tõrjeabinõusid kasutatakse harva (Prien, 2016). Metsakaitstes on alati palju tähelepanu pööratud bioloogilistele abinõudele – kahjurite looduslike vaenlaste soodustamisele (Altenkirch et al., 2002; Воронцов, 1963, 1984). Oluline roll metsakaitstes on lindudel (nagu ka sipelgatel, nahkhiirtel jt loomadel), aga nad ei lahenda kõiki metsakaitseprobleeme. Linnud piiravad hästi kevad-suvise kompleksi liblikaröövikute arvukust (näiteks külmavaksikud), vähem mõju avaldavad nad karvastele liblikaröövikutele (lainelased, kedrikased) ja üldse ei ole nad huvitatud kiletiivaliste (hari-, lehe-, männi- ja võrgendivaablased) ebaröövikutest. Aga just nende hulgisigimised on kliimamuutuste kontekstis ka meie piirkonda jõudnud. Kiletiivaliste arvukust mõjutavad eelkõige parasitoidid ja viirushaigused. Viimaseid annab ühe bioloogilise tõrje agendina ka metsas kasutada, näiteid selle kohta on meil ka minevikust, näiteks punaka männivaablase (*Neodiprion sertifer*) puhul. Kiletiivaliste parasitoidide arvukusele mõjuvad soodsalt päikselised õistaimedega metsalagendikud, häilud, võsast puhastatud metsasihid, aga ka raiestikud. Viimased on sobivad ka lindudele pesitsemiseks. Vanas metsas peab arvestama ka putukate looduslike vaenlaste negatiivse mõjuga. Paljud kuivanud ja kõdunevatel puudel elavad ksülobiontsed ja saproksüülsed haruldased mardikad langevad neist toituvate lindude ohvriks.

Väga oluline on kahjustuste õigeaegne avastamine, määramine ja registreerimine. Alates 1988. aastast osaleb Eesti üle-euroopalises metsaseire programmis, millele seatud ülesannete hulgas on ka metsakahjurite leviku kindlakstegemine, jälgimine ja analüüs. Sellest üksi aga ei piisa, sest kahjustuskolded tekivad enamasti mitte seirepunktides vaid kusagil mujal. Minevikus toimunud metsavalve süsteem ja kahjustajate esinemisest signaliseerimine on tänaseks ajalugu. Samuti on reorganiseeritud aastail 1948-2010 toimunud piirkondlike metsapatoloogide tegevus. Seaduse järgi on metsade seisundi ja kahjustuste esinemise jälgimine metsaomaniku kohustus, mille täitmisega paraku ei tulda toime ei riigi- ega erametsas. Keskkonnaagentuuri koostatud ülevaadet metsade seisundist ja kahjustajate esinemisest on üsna pealiskaudsed ega peegelda tegelikku olukorda metsas. Esitatud andmed ja käsitletud kahjustajate nimistu ei kannata võrdlust näiteks Austria, Saksamaa, Soome või Leedu vastavate ülevaadetega. Kompetentse metsakaitsepersonali vähesus on siinkohal tõsiseks probleemiks.

Kirjandus

- Aitsam, V. 2017. Liblikaröövik sõi Kõrkkülas metsa raagu. – Maa Elu, nr. 29(111), 27.juuli 2017, lk. 8-9.
- Altenkirch, W., Majunke, C., Ohnesorge, B. 2002. Waldschutz auf ökologischer Grundlage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 434 S
- Asi, E., Õunap, H. 2014. Metsade tervislik seisund. Metsade seisundist 2012. ja 2013. aastal. – Aastaraamat Mets 2013. Keskkonnaagentuur, Tartu, lk. 100-113.

- Bellmann, H. 2012. Geheimnisvolle Pflanzengallen. Ein Bestimmungsbuch für Pflanzen- und Insektenfreunde. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, 312 S.
- Bernardinelli, I. 2001. GIS representation of *Corythucha arcuata* (Say) distribution in northern Italy. – Journal of Forest Science, 47(Special issue, 2), 54-55.
- Björkman, C., Bylund, H., Nilsson, U., Nordlander, G., Schroeder, M. 2015. Effects of new forest management on insect damage risk in a changing climate. – In: Björkman, C., Niemelä, P. (eds). Climate change and insect pests. CAB International, Wallingford, Boston, pp. 248-266.
- Daniel, O. 1935. Metsakaitse. Riigimaade ja Metsade Valitsuse väljaanne, Tartu, 210 lk.
- Duelli, P., Obrist, M.K. 1999. Räumen oder belassen? Die Entwicklung der faunistischen Biodiversität auf Windwurfflächen im schweizerischen Alpenraum. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 29, 193-199.
- EPPO 2015. First report of *Anoplophora glabripennis* in Finland. – EPPO Reporting Service, 10, 184.
- Eriksson, M., Neuvonen, S., Roininen, H. 2007. Retention of wind-felled trees and the risk of consequential tree mortality by the European spruce bark beetle *Ips typographus* in Finland. – Scandinavian Journal of Forest Research, 22(6), 516-523.
- Ernits, E. 1941. Rohkem tähelepanu kuuse-juureüraskite kahjustusile. – Metsamajandus, 3, 164-165.
- Etverk, I. (koost.). Metsamajanduse teatmik. Valgus, Tallinn, 376 lk.
- Euroopa Komisjon. 2013. Komisjoni teatis Euroopa parlamendile, nõukogule, Euroopa majandus- ja sotsiaalkomiteele ning regioonide komiteele. Uus ELi metsastrategia metsade ja metsandussektori jaoks. Brüssel, 20.9.2013, COM(2013) 659 final.
- Forster, B. 2006. Climate change and management change: the response of forest insects in Switzerland. — In: Csoka, G., Hirka, A. & Koltay, A. (eds.), Biotic damage in forests. Proceedings of the IUFRO (WP 7.03.10) Symposium held in Matrafüred, Hungary, September 12–16, 2004. Hungarian Forest Research Institute, Agroinform, pp. 41–53.
- Forster, B., Meier, F. 2010. Sturm, Witterung und Borkenkäfer: Risikomanagement im Forstschutz. – Merkblatt für die Praxis (WSL, Birmensdorf), 44 (2. Aufl.), 1-8.
- Forster, B., Meier, F., Gall, R., Zahn, C. 2003. Erfahrungen im Umgang mit Buchdrucker-Massenvermehrungen (*Ips typographus* L.) nach Sturmereignissen in der Schweiz. – Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 154(11), 431–436.
- Forster, B., Giacalone, I., Moretti, M., Dioli, P., Wermelinger, B. 2005. Die amerikanische Eichennetzwanze *Corythucha arcuata* (say) (Heteroptera, Tingidae) hat die Südschweiz erreicht. – Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft, 78(3-4), 317-323.
- Gedminas, A., Lynikienė, J., Marčiulynas, A., Povilaitienė, A. 2015. Effect of *Physokermes piceae* Schrank. on shoot and needle growth in Norway spruce stands in Lithuania. – Baltic Forestry, 21(1), 162-169.
- Gregoire, J.-C., Raffa, K.F., Lindgren, B.S. 2015. Economics and politics of bark beetles. – In: Vega, F.E., Hofstetter, R.W. (eds.). 2015. Bark beetles: biology and ecology of native and invasive species. Elsevier, Academic Press, Amsterdam, Boston, Heidelberg, etc., pp.585-613.

- Hoch, G., Perny, B. 2018. Borkenkäferkalamität, Eschensterben & Co.: Heimische und invasive Schadorganismen setzen unseren Wald unter Druck. – BFW-Praxisinformation, 46, 3-5.
- Hoch, G., Tomiczek, C. 2013. Forstschutz: Der Winter ist vorbei - raus in den Wald. – Bauernzeitung, Nr. 11 (14. März 2013), S. 5-6.
- Jakobson, V. 1961. Männimähkuri kahjustustest ja tõrjevõimalustest Vihterpalu metskonnas. – Sotsialistlik Põllumajandus, 16(17), 501-503.
- Jürivete, U., Õunap, E. 2008. Eesti liblikad: kataloog. Estonian Lepidoptera: Catalogue. Eesti Lepidopteroloogide Selts, Tallinn, 175 lk.
- Karoles, K. (koost.). 1986. Metsakaitse. Metsakahjurite ja -haiguste levik Eesti NSV-s 1985. aastal, prognoos nende esinemiseks 1986. aastal ning tõrje. Eesti NSV Riikliku Agrotööstuskomitee Info- ja Juurutusvalitsus, Tallinn, 40 lk.
- Karoles, K. (koost.). 1988. Metsakaitse. Lühiülevaade metsakahjurite ja haiguste levikust Eesti NSV-s 1986. aastal ning prognoos nende esinemiseks 1987. aastal. Abinõud metsade sanitaarse seisundi parandamiseks. Eesti NSV Riikliku Agrotööstuskomitee Info- ja Juurutusvalitsus, Tallinn, 48 lk.
- Karoles, K. (koost.). 1990. Metsakaitse. Lühiülevaade metsade seisundist Eestis 1987. ja 1988. aastal. Abinõud metsade sanitaarse seisundi parandamiseks. Eesti Põllumajanduse Infokeskus, Tallinn, 48 lk.
- Karu, A. 1939. Männikärsakad ja juureüraskid - tähtsaimad okaspuu-uuenduste kahjurid. – Eesti Mets, 19(10), 357-363.
- Karu, A. 1940. Punaka männivaablase (*Lophyrus rufus* Rtz.) massiline esinemine Eestis 1938. ja 1939. a. – Eesti Mets, 3, 85-88.
- Karu, A. 1941a. Punaka männivaablase (*Lophyrus rufus* Rztb) massiline esinemine Eestis 1938. ja 1939. a. – Metsamajandus, 1, 50-56.
- Karu, A. 1941b. Rohkem tähelepanu lehepõrnika (*Melolontha hypocaustani* Fabr.) tõrjele. – Metsamajandus, 2, 119-123.
- Keppart, V., Voolma, K. 2017. Uus invasiivne võõrliik Eestis - harivaablane jalakal. – Eesti Loodus, 68(9), lk. 70.
- Kohh, E. 1938. Latipihklane. – Eesti Mets, 18(3), 81-86; 18(5), 165-169.
- Kohh, E. 1939. Viimasest latipihklase rüüstest Eestis. – Metsanduslikud Uurimused, 1, 65-116.
- Kokk, V. 1957. Maipõrnikaalade metsastamise tulemusi Valgamaa metsamajandis. – Sotsialistlik Põllumajandus, 12(8), 372-373.
- Komonen, A., Schroeder, L.M., Weslien, J. 2011. *Ips typographus* population development after a severe storm in a nature reserve in southern Sweden. – Journal of Applied Entomology, 135(1-2), 132-141.
- Kosunen, M., Kantola, T., Starr, M., Blomqvist, M., Talvitie, M., Lyytikäinen-Saarenmaa, P. 2017. Influence of soil and topography on defoliation intensity during an extended outbreak of the common pine sawfly (*Diprion pini* L.). – iForest, 10, 164-171.
- Kuusik, A. 1979. Männimähkurid. Valgus, Tallinn, 104 lk. (Pääsuke 2).
- Laas, E. (toim.). 2011. Metsamajanduse alused: õpik kõrgkoolidele. Tartu Ülikooli Kirjastus.
- Lall, E., Mutt, O. (koost.). 1966. Metsamajanduse teatmik. Valgus, Tallinn, 356 lk.

- Langström, B., Day, K.R. 2004. Damage, control and management of weevil pests, especially *Hylobius abietis*. – In: Lieutier, F., Day, K. R., Battisti, A., Gregoire, J.-C., Evans, H. F. (eds.). Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 415–444.
- Luik, A. (koost.). 1988. Eesti dendrofiilsed pahklestad. Eesti Põllumajanduse Akadeemia, Tartu, 25 lk.
- Luik, A. 1993. Latipihklane - männikute kuivamisele kaasaaitaja. – Eesti Loodus, 7, 228-230.
- Luik, A. 1994. Some aspects of life history and population dynamics of *Pissodes piniphilus* Hrbst. (Coleoptera, Curculionidae). – Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology, 43(1), 27-36.
- Luik, A. 1996. Puudel ja pöösastel esinevad pahklestade kahjustused. Eesti Põllumajandusülikool, Tartu, 24 lk.
- Luik, A., Voolma, K. 1987. Hele-villkäpp - kas uus kahjur meie metsades? – Eesti Loodus, 6, 370-372.
- Maavara, V., Merihein, A., Parmas, H., Parmasto, E. 1961. Metsakaitse. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn, 735 lk.
- Malumphy, C., Ostrauskas, H. 2013. New data on the scale insects (Hemiptera: Coccoidea) of Estonia, Latvia and Lithuania, including revised checklists for each country. – Zoology and Ecology, 23(2), 115-128.
- Matiisen, V. 1927. *Hylastes cunicularius* Er. kuuse kultuuride hävitaja. – Eesti Mets, 7(12), lk. 270.
- Matiisen, V. 1929. Enam tähelepanu kodumaa suurimale okaspuu kultuuride kahjurile - männikärsakale. – Eesti Mets, 9(4/5), 84-85.
- Meshkova, V., Kukina, O., Zinchenko, O., Davydenko, K., 2017. Three-year dynamics of common ash defoliation and crown condition in the focus of Black sawfly *Tomostethus nigritus* F. (Hymenoptera: Tenthredinidae). – Baltic Forestry, 23(1), 303-308.
- Michelson, A. 1936. Lehepõrnikas ründab. – Eesti Mets, 16(7), 229-230.
- Mihkelson, S. 1967. Metsa-külmaliblika viimane rüüste. – Eesti Loodus, 10, 619-621.
- Mihkelson, S. 1968a. Metsa-külmaliblika kahjustusest Tartu, Kurista ja Elva metsamajandi kaasikutes. – Metsamajandus, [2], 48-53.
- Mihkelson, S. 1968b. Punaka männivaablase aviotõrjest Sangaste metskonnas. – Metsamajandus, [2], 46–47.
- Mihkelson, S. 1976. Punaka männivaablase kahjustuse mõjust puistutele. – Metsamajandus, 88–92.
- Möller, K., Walter, C., Engelmann, A., Hielscher, K. 2007. Die Gefährdung der Gemeinen Kiefer durch Insekten. – In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 32. Landesforstanstalt Eberswalde, 245–257.
- Neimorovets, V.V., Shchurov, V.I., Bondarenko, A.S., Skvortsov, M.M., Konstantinov, F.V. 2017. First documented outbreak and new data on the distribution of *Corythucha arcuata* (Say, 1832) (Hemiptera: Tingidae) in Russia. – Acta Zoologica Bulgarica, suppl. 9, 139-142.

- News and Views, 2016. Can genetics save our forests from pests and pathogens? Shortcuts from the conference. "The Five Big" may become six. – *Scandinavian Journal of Forest Research*, 31(7), 729-730.
- Niemelä, P., Mattson, J. 1996. Invasion of North American forests by European phytophagous insects. – *BioScience*, 46(10), 741-753.
- Nilson, T., Voolma, K., Peterson, U., Lang, M. 2014. Okkalainelase kahjustuskolle Saaremaal Kihelkonnal Landsat-seeria piltidelt. – *Kaugseire Eestis 2014: artiklikogumik*. Tartu Observatoorium, Keskkonnaagentuur, Tallinn, lk. 138-148.
- Nordlander, G., Nordenhem, H., Hellqvist, C. 2009. A flexible sand coating (Conniflex) for the protection of conifer seedlings against damage by the pine weevil *Hylobius abietis*. – *Agricultural and Forest Entomology*, 11(1), 91-100.
- Nordlander, G., Hellqvist, C., Johansson, K., Nordenhem, H. 2011. Regeneration of European boreal forests: Effectiveness of measures against seedling mortality caused by the pine weevil *Hylobius abietis*. – *Forest Ecology and Management*, 262(12), 2354-2363.
- Ozols, G. 1985. Priedes un egles dendrofagie kukaini Latvijas mežos. *Zinatne*, Rīga.
- Paal, H. 1959. Punaka männivaablase aviokeemiline tõrje Võru metsamajandis. – *Metsamajandus. Teaduse ja tootmise eesrindlikke kogemusi*. Tallinn, lk. 39-41.
- Parmas, H. 1956. Aviokeemilise tõrje rakendamisest metsamajanduses. – *Sotsialistlik Põllumajandus*, 11(11), 30-31.
- Parmas, H. 1973. Metsakaitsest Kagu-Eestis metsamajandite algpäevil. – *Metsamajandus*, 1973-1, 68-80.
- Prien, S. (Hrsg.). 2016. *Ökologischer Waldschutz. Für eine biozidfreie Waldwirtschaft*. Ulmer, Stuttgart, 336 S.
- Riis, A. 1975. Latipihklasest Eesti NSV-s. – *Metsanduslikud Uurimused*, 12, 294-314.
- Ruba, J., Miežite, O., Luguza, S. 2014. Impact of risk factor management on the sanitary condition of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) pure stands in Latvia. – *Journal of Forest Science*, 60(5), 181-189.
- Rõigas, P. 1940a. Lehepõrnika kahjustuse tagajärjedest. – *Eesti Mets*, 20(10), 378-381.
- Rõigas, P. 1940b. Metsakaitse kütuse küsimusist möödunud kasvuperioodil. – *Eesti Mets*, 20(3), 89-92.
- Rõigas, P. (vastutav täitja ja juhendaja). 1976. Metsade sanitaarne seisund ja selle parandamise abinõud, I. Putukkahjurite levik ja tõrje. Eesti Metsainstituut, Tartu, 78 lk. (EMI metsakaitse sektori aruanne, käsikiri).
- Rõigas, P. 1982. Metsakaitse. Õppe-metoodiline materjal. Eesti NSV Põllumajandusministeeriumi Informatsiooni ja Juurutamise Valitsus, Tallinn, 88 lk.
- Sage, W. 2001. Erstes Auftreten des asiatischen Bockkäfer *Anoplophora glabripennis* (Motschulsky) in Mitteleuropa. – *Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau*, 8(1), 81-88.
- Schroeder, L.M. 2001. Tree mortality by the bark beetle *Ips typographus* (L.) in storm-disturbed stands. – *Integrated Pest Management Reviews*, 6(3/4), 169-175.

- Schroeder, L.M. 2007. Retention or salvage logging of standing trees killed by the spruce bark beetle *Ips typographus*: Consequences for dead wood dynamics and biodiversity. – Scandinavian Journal of Forest Research, 22(6), 524-530.
- Schroeder, L.M., Lindelöw, Å. 2002. Attacks on living spruce trees by the bark beetle *Ips typographus* (Col. Scolytidae) following a storm-felling: a comparison between stands with and without removal of wind-felled trees. – Agricultural and Forest Entomology, 4(1), 47-56.
- Sibul, I. 2014. Männikärsakad – metsauuenduse olulisimad kahjurid. – Äripäev: Metsamajandus, 4(8), 26-30, mai 2014.
- Sibul, I. 2015. Kaitsevahad männikärsaka vastu. – Eesti Mets, 49(4), 38-43.
- Sibul, I., Drenkhan, R., Kruus, E., Mötte, M., Mänd, M., Padari, A., Prants, J., Viira, A.-H. 2017. Majanduslik analüüs - Ohtlike taimekahjustajate poolt tekitatud kahjude hindamine. Maaeluministeeriumi projekti nr RITA2/020 (2014-2020.4.02.16-0025) lõpparuanne. Tartu, Eesti Maaülikool, 129 lk.
- Singer, M.C., Parmesan, C. 2010. Phenological asynchrony between herbivorous insects and their hosts: signal of climate change or pre-existing adaptive strategy? – Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences, 365(1555), 3161-3176.
- Steyrer, G., Hoch, G., Perny, B. 2018. Forstschutz 2017: Rekord-Käferkalamität. – Forstzeitung, 129(4), 10-13.
- Zimmermann, G. 2004. Vorkommen und Bekämpfung der Maikäfer in Deutschland: Ein historischer Rückblick. – Nachrichtenblatt des deutschen Pflanzenschutzdienstes, 56(5), 85-87.
- Zolubas, P. 2001. Pine beauty moth outbreak in Lithuania, 1999-2002. – Journal of Forest Science, 47(Special issue 2), 46-47.
- Zolubas, P., Žiogas, A., Shields, K. 1999. Gypsy moth female (*Lymantria dispar* L.) flight potential in Lithuania. – Baltic Forestry, 5 (2), 45-48.
- Taimre, H. (koost.). 1973. Metsamajanduse alused, Valgus, Tallinn, 284 lk.
- Taimre, H. (koost.). 1989. Metsamajanduse alused, 2. tr. Valgus, Tallinn, 356 lk.
- Thomasius, H., Bendix, B. 2013. Sylvicultura oeconomica. Transkription in das Deutsch der Gegenwart. Verlag Kessel, Remagen-Oberwinter, 368 S.
- Tiits, A. 1941. Tõrjekatsed naftaliiniga kuuse juureüraski (*Hylastes cunicularius*) ja lehepõrnika (*Melolontha hypocaustani*) tõukude rüüste vastu. – Metsamajandus, 2, 123-125.
- Uotila, A., Kasanen, R., Heliövaara, K. 2015. Metsätuhot. Metsäkustannus, [Helsinki], 206 s.
- Viidalepp, J., Remm, H. 1996. Eesti liblikate määraja. Valgus, Tallinn, 444 lk.+ 40 värvitahvliit.
- Viirok, E. 1931. Märkmeid mõnedest metsakultuuride vaenlastest. – Eesti Mets, 11(8), 228-229.
- Voolma, K. 1982. Hiidürask Eestis. – Metsamajandus. Tallinn, lk. 200-206.
- Voolma, K. 1986. Metsakahjuritest ja nende leviku põhjustest loometsas. – Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat, 70. Tallinn, 48-59.
- Voolma, K. 1993. Männikärsakas - okaspuukultuuride kõige olulisem kahjur. – Aastavakk 94. Põllumehe teatmik-kalender. Tallinn, 123-124.

- Voolma, K. 1998. Ülevaade metsaentomoloogia ajaloost Eestis. – Teaduse ajaloo lehekülgi Eestist. XII kogumik. Metsateaduse ajaloost Eestis. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn, lk. 140-158.
- Voolma, K. 2000. Mets ja putukad - kahjuritõrjest liigirikkuse säilitamiseni. – Akadeemilise Metsaseltsi toimetised, 11, 155-177.
- Voolma, K. 2001. Ajaloolisi märkmeid putukkahjuritest Tallinna linnametsades. – Akadeemilise Metsaseltsi toimetised, 16, 114-120.
- Voolma, K. 2003. Okaspuukultuure ähvardab männikärsakas. – Eesti Mets, 1, 46-48.
- Voolma, K. 2008a. Kliimamuutuste ja inimtegevuse mõju metsakahjustustele. – Luua Metsanduskool. Artiklid ja uurimused, VII, lk. 41-48.
- Voolma, K. 2008b. Ladva-kooreüraski levik laieneb. – Eesti Mets, 1, 46-48.
- Voolma, K. 2008c. The outbreaks of the pale tussock moth, *Calliteara pudibunda* (L.), in Estonia. – Entomologisk Tidskrift, 129(4), 237.
- Voolma, K. 2011. “Hermeliinliblikad” hõbepajul. – Eesti Loodus, 62(9), 24-27.
- Voolma, K. 2013. Võrgendivaablaste hulgisigimised, nende prognoos ja metsakaitseabinõud männikutes. Keskkonnainvesteeringute Keskuse (KIK) metsanduse programmi projekti nr 741 aruanne. Eesti Maaülikool, metsandus- ja maaehitusinstituut, metsabioloogia osakond, Tartu, 24 lk.
- Voolma, K. 2014. Putukad männil ja männimetsas. – Rmt.: Kurm, M. (koostaja ja toimetaja). Mänd Eestis. Tartu, lk. 379-456.
- Voolma, K. 2016a. Aasia sikk - uus oht meie pargi- ja metsapuudele. – Eesti Loodus, 67(9), 54-59.
- Voolma, K. 2016b. Hobukastani-keerukoi (*Cameraria ohridella*) lendluse dünaamika ja voltinism Eestis. – Eesti taimekaitse 95. Konverentsi toimetised. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 31-34.
- Voolma, K. 2017a. Harva nähtav harivaablase hulgisigimine. – Eesti Loodus, 68(6/7), 38-41.
- Voolma, K. 2017b. Hobukastani-keerukoi on vallutanud Euroopa pargid ja puiesteed. – Eesti Loodus, 68(8), 24-28.
- Voolma, K., Kaljula, E. 2007. Vaablane sööb männikud raagu. – Metsaleht (Maalehe lisa), 6(89), 28. juuni 2007, lk. 2.
- Voolma, K., Luik, A. 2001. Outbreaks of *Bupalus piniaria* (L.) (Lepidoptera, Geometridae) and *Pissodes piniphilus* (Herbst) (Coleoptera, Curculionidae) in Estonia. – Journal of Forest Science, 47, Special issue No. 2, 171-173.
- Voolma, K., Õunap, H. 2000. Metsakaitse: metsakahjustused ja nende vältimine. Maaelu Arengu Instituut, Tartu, 60 lk.
- Voolma, K., Luik, A., Pilt, E. 1997. Putukad ja teised kahjustajad kuusesemlates. – EPMÜ teadustööde kogumik, 189, 52-62.
- Voolma, K., Pilt, E., Õunap, H. 2009a. Nõmme-võrgendivaablane ründas Saaremaa männikuid. – Eesti Mets, 3, 28-32.
- Voolma, K., Pilt, E., Õunap, H. 2009b. Nõmme-võrgendivaablase (*Acantholyda posticalis* (Mats.), Hymenoptera: Pamphiliidae) esmakordne hulgisigimine Eestis. – Metsanduslikud Uurimused, 50, 115-122.

- Voolma, K., Nilson, T., Pilt, E. 2014. Okkalainelane Euroopas, Saaremaal ja satelliidipildil. – Eesti Mets, 2, 38-43.
- Voolma, K., Hiisaar, K., Williams, I.H., Ploomi, A., Jõgar, K. 2016. Cold hardiness in the pre-imaginal stages of the great web-spinning pine-sawfly *Acantholyda posticalis*. – Agricultural and Forest Entomology, 18(4), 432-436.
- Wagenhoff, E., Blum, R., Delb, H. 2014. Spring phenology of cockchafer, *Melolontha* spp. (Coleoptera: Scarabaeidae), in forests of south-western Germany: results of a 3-year survey on adult emergence, swarming flights, and oogenesis from 2009 to 2011. – Journal of Forest Science, 60(4), 154-165.
- Õunap, H. 2013. Ohtlikud invasiivsed metsakahjurid. – Eesti Mets, 4, 7-13.
- Õunap, H., Apuhtin, V., Raudsaar, M. 2016. Metsade tervislik seisund. – Aastaraamat Mets 2016. Keskkonnaagentuur, Tallinn, lk. 149-162.
- ELTA 2013. С пляжей Литвы убирают 80 тонн дохлых жуков. ELTA, 19 июня 2013 г. <https://ru.delfi.lt/news/live/s-plyazhej-litvy-ubirayut-80-tonn-dohlyh-zhukov.d?id=61666661> (11.09.2018).
- Ru.15min.lt 2013. Со взморья вывозят тонны мертвых майских жуков. Ru.15min.lt. Вести, 19 июня 2013. <https://www.15min.lt/ru/article/vesti/so-vzmorja-vyvozzjat-tonny-mertvyh-majskih-zhukov-504-346394> (11.09.2018).
- Белова Н. К. 1987. Ясенеvый черный пилильщик в зеленых насаждениях Подмосковья. Межвузовский сборник научных трудов. – Экология и защита леса. Ленинград, с. 54-57.
- Воронцов А.И. 1963. Биологические основы защиты леса. Высшая школа, Москва, 324 с.
- Воронцов А.И. 1984. Биологическая защита леса. Лесная промышленность, Москва, 264 с.
- Гниненко Ю.И., Ключкин М.С. 2011. Уссурийский короед на территории России. – Защита и карантин растений, 11, 32-34.
- Гниненко Ю.И., Серый Г.А., Бондаренко Е.Ю. 2015. Звездчатый пилильщик-ткач: вредоносность, лесопатологические обследования в очагах и меры защиты. ВНИИЛМ, Пушкино, 60 с.
- Ижевский С.С., Мозолевская Е.Г. 2008. Ясенеvая изумрудная узкотелая златка (*Agrilus planipennis* Fairmaire) на московских ясенях. – Российский журнал биологических инвазий, 1, 20-25.
- Мухамадиев Н. 2014. Особенности развития звездчатого пилильщика-ткача в борах Прииртышья. LAP Lambert Academic Publishing, Saarbrücken, 113 с.
- Орлова-Беньковская М.Я. 2013. Европейский ареал жука *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Vuprestidae) расширяется: зона массовой гибели ясеня охватила северо-западное Подмосковье и часть Тверской области. – Российский Журнал Биологических Инвазий, 4, 49-58.
- Пильт Э. 1986. О влиянии повреждения хвои обыкновенным сосновым пилильщиком на прирост по высоте привитых сосен на лесосеменной плантации. – Metsanduslikud Uurimused, 21, 73-78.
- Рагялис А. К., Валента В. Т. 1981. Особенности биологии звездчатого пилильщика-ткача в Литовской ССР. – Труды АН Литовской ССР, сер. В, 1 (73): 43-50.

- Рупайс А.А. 1976. Определитель вредителей декоративных и плодовых деревьев и кустарников по повреждениям. Зинатне, Рига, 324 с.
- Тимофеева Ю.А. 2014. Особенности экологии липовой моли-пестрянки *Phyllonorycter issikii* (Lepidoptera, Gracillariidae) в Санкт-Петербурге. – Известия Санкт-Петербургской лесотехнической академии, 207, 133-141.
- Щуров В.И., Бондаренко А.С., Скворцов М.М., Щурова А.В. 2016. Чужеродные инвазивные виды насекомых-фитофагов, впервые выявленные в древесно-кустарниковых сообществах Северо-Западного Кавказа в 2014–2016 годах. – IX Чтения памяти О.А. Катаева. Дендробионтные беспозвоночные животные и грибы и их роль в лесных экосистемах. Материалы международной конференции, Санкт-Петербург, 23–25 ноября 2016 г. Санкт-Петербург, с. 134-135.

Patogeenide levik ja kahjustused

Rein Drenkhan

Sissejuhatus

Kokkuvõtte baseerub olemasolevatele uuringutele ja kirjanduse andmetele. Esiteks, antakse olukorra hinnang olulisemate kodumaiste patogeenide leviku ja kahjustuste kohta ning suurim tähelepanu on suunatud juuremädanikele. Teiseks, ülevaade invasiivsete ja uute seenpatogeenide kohta (s.h karantiinsed seenhaigused), kes on juba levinud osaliselt seoses ilmastikus toimivate muutustega ning teisalt inimese kaasabil, s.o kontrollimatu istutusmaterjali impordiga. Kolmandaks, võimalike uute patogeenide oht, keda meil pole kuid võivad meie aladele levida. Uute invasiivsete haiguste puhul tuleb paraku arvestada asjaoluga, et haigusetekitaja ei pruugi käituda sarnaselt päritolumaal toimivaga, seega kirjandusest leitavad vältimise abinõud otseselt Eesti kohta ei sobi. Uued liigid saavad meile varjatult ning nad võivad olla kohal juba ammu enne seda, kui me neid märkame või oskame märgata. Invasiivseid liike sh seenpatogeene peetakse kaasajal kogu maailmas üheks suurimaks ohuks nii majandusele kui ka looduslikule mitmekesisusele (Kenis ja Branco 2010). Invasiivsetest liikidest tingitud majanduslik kahju Euroopas on hinnanguliselt 12 miljardit eurot aastas (The European Network..., 2017) ja USA-s on hinnatud ainuüksi metsandusele invasiivsetest patogeenidest tingitud kahju 2,1 miljardi dollarini aastas (Pimentel *et al.* 2000).

Põhja-Euroopas ja ka Eestis olulist majanduslikku kahju metsandusele põhjustavad juuremädanikud. Aastaraamat “Mets 2016” andmetel on juuremädanikest tingitud kahjustusi 2016. aastal Eestis kokku 759,2 ha. Metsaregistri 2015. aasta andmete kokkuvõtte näitab juuremädanike kahjustuse hulka ca 25 600 hektaril majandatavates kuuse enamusega puistutes, see on enam kui 8 % kõikidest majandusmetsa kuusikutest (Puust 2018). Kahjud juurepessu vastuvõtlikes kasvukohatüüpide majandatavates kuusikutes (jänese kapsa, jänese kapsa-mustika, sinilille, naadi, kastikuloo) on 21 630 ha ja nende kasvukohatüübi kuusikute kogupindalast see on üle 10%. Siiski tuleb nentida, et juuremädanikest tingitud kahjustused on märkimisväärselt ulatuslikumad, sest statistikas kajastub see mis kirja pandi ja märgati, aga mitte reaalne olukord. Tegemist on varjatud kahjustusega, seega ei ole juuremädanikke lihtne

avastada ega tuvastada. Esmased analüüsid näitavad siiski 3x kõrgemat juuremädanike kahjustuse osakaalu kuusikutes eelkõige viljakates kasvukohatüüpides (Drenkhan *et al.* avaldamisel).

Seega tuleb analüüsida, 1) mida teha patogeenide ohjeldamiseks ja/või probleemi leevendamiseks ning 2) nende levikut, s.h nende täpsemat ning kiiremat tuvastamist, selle olulisus tuleneb asjaolus, et patogeenide ohjeldamine oleks sisukam ja mõjusam.

1. Hetkeolukord (viimane 10 aastat) metsades, s.o patogeenide olulisimad puhangud ja kahjud

1.1. Looduslikud patogeenid metsa- ja pargipuudel

Männi-pudetõbi – *Lophodermium seditiosum*

Olulisim mändide okkahaigus taimlates ja männi kultuurides kuni 24 eluaastani (Hanso ja Drenkhan 2012). Haiguse puhangud metsas tekivad möödunud aasta keskmisest niiskema suve tingimustes ning viimase 120 aasta jooksul on puhanguid esinenud keskmiselt 4,6 korda dekaadi kohta (Hanso ja Drenkhan 2012). Viimane männi-pudetõve puhang oli tänavu 2018. aasta kevadel, mis haaras enda alla Põhjapoolse Ida-Euroopa (R. Drenkhan, avaldamata andmed). Mida enam on niiskemaid suvesid, seda enam on haiguspuhanguid, kuid põuaste suvede järel neid ei esine. Männi-pudetõbi on männi okkahaigus, võrseid ei kahjusta, kuid vähendab juurdekasvu ja nõrgestab puid, mis suurendab puude vastuvõtlikust teistele patogeenidele. Avamaa taimlates võib olla kahju 100%-ne, kuna nakkusega taimed pole müügikõlblikud. Niiske suve tingimustes profülaktilise pritsimise vajadus kasvab, põua tingimustes väheneb.

Lumepudetõbi – *Phacidium infestans*

Ohtlik mändide haigus, mis kahjustab noorte mändide okkaid ja punga ning levib lume all (Hanso 2000). Tekitab kahjustusi metsas ja taimlates. Kliimamuutused ja lumikattega talvede vähenemine on seenpatogeeni kahjustusi oluliselt kahandanud. Seega, viimase enam kui 10 aasta jooksul olulisi kahjustusi Eestis ei ole esinenud ning lumepudetõve tekitaja levikuala on liikunud meist Põhja poole.

Okaspuu-võrsevähk – *Gremmeniella abietina*

Ohtlik okaspuu võrsete kahjustaja, eelkõige mänd ja tugeva puhangu ajal ka kuusk. Kahjustab okaspuid metsas kui ka taimlas, viimases tuntud kui vihmavarjutõbi. Viimane tõsine puhang Eestis oli 1980ndate aastate aluses, peale seda on olnud kahjustused pigem väheolulised ja üksikutel puudel. Patogeeni kahjustusi leitud enam eksoot-mändidel (Hanso ja Hanso 2003). Patogeeni puhangu eelduseks on niisked ja jahedad suved, kuid ilmselt pole viimase paarikümne aasta suved patogeeni oluliseks puhanguks optimaalsed. Seega on sellegi patogeeni olulisem levikuala liikunud meist põhja poole. Kindlasti esinevad patogeeni kahjud taimlates ja eksoot-okaspuudel. Taimlates tõrje saab olla vaid profülaktiline. Nimetatud patogeeni

kahjustusi võib segi ajada männi-võrsevahi (*Diplodia sapinea*) kahjustustega. Seega, täpne seire on hädavajalik.

Juurepess – *Heterobasidion* spp.

Hariliku kuuse (*Picea abies* (L.) Karst.) puistud viljakates kasvukohatüüpides on kõrge tootlikkusega, 76,1% kuusikutest asub 1 või 1a boniteediklassis (Aastaraamat Mets 2016), kuid kuusikute tervislik seisund on kesine (Drenkhan *et al.* 2017b). Oluline roll kuusikute sanitaarse seisundi halvenemisel on eelkõige juurepessul, mis halvendavad märkimisväärselt kuuse enamusega puistute elujõulisust. Juure- ja tüükamädanikud on okaspuudel väga levinud ja nad põhjustavad metsanduses probleeme kogu põhjapoolkeral. Juurepessu nakkuse olemasolu võib puidu juurdekasvu vähendada kuni 50%, sest puu on kasvuressursid suunanud tegelemaks seennakkusest vabanemisega (Bendz-Hellgren ja Stenlid 1995). Juurepessu nakkusest tulenev majanduslik kahju Euroopas ulatub kuni 800 miljoni euronni aastas (Asiegbu *et al.* 2005). Eestis kaotab metsaomanik juurepessu tõttu hinnanguliselt umbes kolmandiku puidutulust (Hanso ja Õunap 2016).

Siiski, täpsemad juurepessust tingitud kahjud vajavad hindamist. Kuid esmase radiaalkasvu analüüsi tulemusel selgub, et 15 harvendatud kuuse enamusega puistus (vanuses 41-60 aastat) kasvas mädanikuga puude aastarõngaste pindala viimase 10 kasvuaasta jooksul 29% võrra vähem võrreldes tervete puudega (Tsopp 2018).

Juuremädanike levik ja nakatumise ulatus okaspuupuistutes on seotud hooldusraietega (Piri, Korhonen 2008; Gunulf jt 2012), mida üldjuhul teostatakse puistu vanuses, mil juurkontaktid puude vahel on juba moodustunud. Hooldusraie käigus tekitatakse juurepessule sobivad substraadid ehk kännud, mis on vastuvõtlikud patogeeni eosnakkusele. Seetõttu suureneb juuremädanikega nakatumise risk pärast esimese hooldusraie teostamist, seda eriti viljakates kuusikutes (Swedjemark, Stenlid 2001; Mattila, Nuutinen 2007). Täpsem analüüs värskete andmete põhjal valmib 2019. aastal, kus selgub kuusikute harvendamise ja mitteharvendamisest tingitud patogeeni tõttu tekkinud kahjud.

Juurepessu biotõrje võimalused vajavad süvaanalüüse, et minimerida juuremädanikest tingitud kahjustusi ning ühtlasi propageerida metsaomanikke biopreparaate kasutama. Hetkel on info vähesuse tõttu ja ilmselt ka teadmatuses ROTSTOPi kasutamine tagasihoidlik.

Kuusikute majandamine ja sellest tingitud elustiku hinnangud vajavad süvaanalüüse ja need on töös. Lageraiete mõjud kuuse ja männi enamusega puistute mullaelustikule ning patogeenide arvukusele on niisamuti töös ja tulemused võiksid küpseda 2019. aastal.

Külmaseen – *Armillaria* spp.

Külmaseene agressiivsus kasvab tingimustes, kus puude stress kasvab, s.o eelkõige ekstreemsete ilmastiku muutuste tõttu (Hanso ja Drenkhan 2013). Sellepärast on juuremädanike tekitajana viimastel aastatel järjest enam tuvastatud ka külmaseent. Näiteks visuaalselt tervetel hariliku saare puudel on tuvastatud külmaseene kahjustust (Rosenvald *et al.* 2015).

Põleseene – *Rhizina undulata*

Põuaste aastatega kaasneb enam metsapõlenguid, misjärel kasvab ka põleseene kahjustuse osakaal ning põlendike järgsel taastamisel tuleb sellega arvestada. Seene ökoloogiliseks iseärasuseks on tema elutsükli seotus lühiajalise kõrge temperatuuriga, metsas enamasti lahtise

tulega. Põleseene eosed vajavad idanemiseks temperatuurišokki 38–45 °C (Hanso ja Hanso 1998). Seega, põlendike uuendamisel eelistada külvi ja looduslikku uuendust või taimed istutada ühe aastase viitega peale põlemist.

1.2. Invasiivsed ja uued patogeenid metsa- ja pargipuudel

Punavöötaud – *Dothistroma septosporum*

Punavöötaudi tekitaja (*D. septosporum*) avastati esmalt Eestis 2006. aastal mustalt männilt (Drenkhan ja Hanso 2009). Tänapäevani pole see patogeen tekitanud olulisi kahjusid harilikule männile Eestis, küll aga nõrgestab puid ja vähendab juurdekasvu.

D. septosporum'i populatsioonianalüüsi värskemaide tulemusi võib rakenduslikult tõlgendada nii, et range karantiini kehtestamine punavöötaudile Põhja-Euroopa metsades pole vajalik. Küll aga tuleks seda karmistada impordi ja ekspordiga tegelevates taimlates ja puukoolides, et vältida patogeeni uue ja võõra, teadmata päritoluga geneetilise materjali saabumist ja selle tulemusena kujunevate virulentsemate (ohtlikumate) seenetüvede teket. Ühtlasi tuleks jälgida ja vältida ka teise punavöötaudi tekitaja *Dothistroma pini* introductseerimist Põhja-Euroopasse, sest selle liigi patogeensus siin on teadmata. Lisaks leidis globaalse andmestiku läbitöötamisel kinnitust see, et väljaspool musta- ja mägi- männi looduslikku areaali Euroopas tuleks piirata nende männiliikide kasvatamist (k.a haljastuses), seejuures Põhja-Euroopas tuleks eelistada punavöötaudi suhtes vähem vastuvõtlikku harilikku mändi või selle vorme (Drenkhan *et al.* 2017a; Adamson *et al.* 2018b).

Pruunvöötaud – *Lecanosticta acicola*

Pruunvöötaudi tekitaja Põhja-Euroopa jaoks avastati esmakordselt Tallinna Botaanikaaias 2008. aastal (Drenkhan ja Hanso 2009). 2016. aasta sügisel avastati Eestis esmakordselt ka kodumaise hariliku männi haigestumine pruunvöötaudi (Adamson *et al.* 2018a). Euroopas on enne seda märgatud pruunvöötaudi harilikul männil veel Austrias (Cech ja Krehan 2008; EPPO 2015) ja Sloveenias (Jurc ja Jurc 2010). Seni on hariliku männi nakatumine Eestis teada vaid ühes puistus, kus patogeen levis nakatunud mägimändidelt läheduses kasvavate harilike mändide looduslikule uuendusele (Adamson *et al.* 2018a). Kui ohtlikuks patogeen harilikule männile kujuneb vajab edasist monitooringut ja detailseid analüüse, s.h patogeenide populatsioonide võrdlusi ja nakatamiskatseid.

Valgevöötaud – *Cyclaneusma minus*

Valgevöötaudi tekitaja pole tänapäevani Eestis olulisi kahjutusi põhjustanud. Edasine monitooring on siiski vajalik, sest Uus-Meremaal (Drenkhan ja Hanso 2009) ja värske info kohaselt ka Poolas on seen oluline mändide okaste kahjustaja.

Männi-võrsevähk - *Diplodia sapinea*

Eestis leiti männi-võrsevähki esmakordselt mustal männil 2007. aastal (Drenkhan ja Hanso 2009), harilikul männil, mägimännil ning valgekoorelisel männil (*P. leucodermis* Ant.) aga alates 2012. aastast (Adamson *et al.* 2015). Männi-võrsevähk ründab nõrgestatud puid ja eelkõige põuaste aastate järel.

Männi-võrsevähk on universaalne ja ohtlik haigus ka männiseemikutele taimlates, patogeeni esinemist Eesti taimlates on registreeritud alates 2015. aastast.

Patogeeni ohtlikkus seisneb asjaolus, et seen kahjustab seemneid ja käbisid, okkaid, võrseid, juuri ning tekitab ka puidusinetust. Patogeen vajab monitooringut ja süvaanalüüse sisukaks tõrjestrategiejaks.

Sauresurm – *Hymenoscyphus fraxineus*

Euroopas nakatab sauresurm massiliselt harilikku saart (*Fraxinus excelsior* L.), lisaks sellele veel ahtalehist saart (*F. angustifolia* Vahl.), ameerika saart (*F. americana* L.), pensilvaania saart (*F. pennsilvanica* Marsh.) ning Ida-Aasia päritolu mandžuuria saart (*F. mandshurica* Rupr.), hiina saart (*F. chinensis* Roxb.) ja Kesk-Aasia päritolu sogdi saart (*F. sogdiana* Bge.) (Kirisits *et al.* 2009; Drenkhan ja Hanso, 2010; Drenkhan *et al.* 2012, 2017a).

Võrreldes 1994. ja 2013. aastate aastaraamatute andmeid, selgub et sauresurma tõttu on saare enamusega puistute pindala vähenenud, võrrelduna sauresurma-eelse ajaga 400-500 ha võrra, kuid antud number ei iseloomusta saare osakaalu vähenemist saarevähemusega puistutes (Drenkhan *et al.* 2017a). See on märkimisväärne kahju invasiivse patogeeni poolt, sest saare enamusega puistud ongi Eestis vaid 0,33% (Raudsaar *et al.* 2014).

Sauresurma näide demonstreerib selgelt, et invasiivne patogeen on ohtlik ja ettearvamatu, seega sisukas ja asjakohane seire ning analüüs on hädavajalik, eelkõige loodusliku uuenduse hindamisel. Niisamuti on vajalik testida erinevate saarekloonide haiguskindlust järglaskatsealadel.

Jalakasurm – *Ophiostoma novo-ulmi*

Jalakasurma tekitaja (*Ophiostoma novo-ulmi*) tuvastati Eestis juba 2006. aastal. Alates 2013. aastast on jalakate tervislik seisund oluliselt halvenenud, kus esmakordselt avastati uus invasiivne jalakasurma tekitaja *O. novo-ulmi* subsp. *americana* Tallinna linnas. Jalakasurmast tingitud suremust hinnati kahe aasta järel ca 20%, mis demonstreerib patogeeni agressiivsust (Jürisoo *et al.* avaldamisel). Vajab kindlasti monitooringut ja täpsemat liikide tuvastamist ning järglaskatsetes resistentsemate puukloonide otsingud. Väga ohtlik on teadmata päritolu jalaka istikute import Eestisse, millega võib kaasa tuua patogeene.

***Phytophthora* spp.**

Ohtlik patogeenide kompleks, mis kuulub munasseente rühma, levib taimede ja substraadiga ning looduslikult veekogudes. On leitud taimlatest ja juba ka metsast, eelkõige hall- ja mustlepalt (Drenkhan *et al.* avaldamata andmed). Vajalik monitooring ning täpne liikide tuvastamine.

1.2.1. Võimalikud uued patogeenid, kes võivad ohustada meie metsa- ja pargipuid

Dothistroma pini, *Phytophthora* spp., *Fusarium circinatum* ja mitmed roosteseened. Nende kiire tuvastamine on võimalik vaid süsteemse monitooringu ja DNA põhise määramisega.

2. Kliimamuutuste mõju patogeenide kahjustuste levikule (kontekst: kliimasoojenemine ja niiskuse prognoositav kasv)

Kliima soojenemise trend on ilmne, seega võib levida enam uusi lõunapoolse päritoluga patogeene, sest talvekülmadest tingitud takistus on puudu (Hanso ja Drenkhan 2013). Kindlasti intensiivistub ka looduslike patogeenide aktiivsus eelkõige keskmiste temperatuuride kasvu tõttu. Prognoositakse ka niiskuse kasvu, mis on soodus patogeenide arengule, seda nii invasiivsetele kui ka loodulikele (Hanso ja Drenkhan 2012).

Juuremädanike arengut soodustavad soojemad temperatuurid niisamuti. Kliimatingimused, s.h keskmise õhutemperatuuri kasv võivad soodustada oluliselt juuremädanike levikut (Mattila ja Nuutinen 2007). Seda näitab ka fakt, et juurepessu kahjustusi on identifitseeritud 62°N laiuskraadil Kesk-Soomes, varem pole selle patogeeni tõsiseid kahjustusi nii kaugelt põhjast leitud (Kasanen 2012). Soome esmane info ei kinnita selget lineaarset trendi juurepessu nakatamisintensiivsuse ja temperatuuri vahel ja leiab, et tegemist on lisaks ka teiste mõjufaktoritega (Kasanen 2012).

Juurepessu kahjustused Eestis esinevad enamasti jänese kapsa-, sinilille-, naadi- ja kastikuloo kuusikutes, kus on hea aeratsiooniga viljakad rähk- ja jääkkarbonaatsed mullad, kuid ka leetunud mullad. Männikutest on juurepessust kõige enam ohustatud kuivapoolsetel ja värsketel muldadel kasvavad pohlamännikud (Hanso ja Hanso 1999). Kahjustused ongi oluliselt sagedasemad just viljakates kasvukohatüüpides ka Soomes (Mattila ja Nuutinen 2007), kus on olemas oht mulla läbikuivamiseks ja seda eriti keskmise õhutemperatuuri suurenemise korral.

Inimtegevuse mõju patogeenide kahjustuste levikule (kontekst: piiranguteta taimede import ja majandamine)

Uutest kahjurputukatest ja patogeenidest tingitud kahjustustega kahaneb puude ja puistute juurdekasv või see lõpeb puude või isegi puistute hukkumisega, nt saaresurm. Äsjases Inglismaal tehtud uuringus Korsika männi (*Pinus nigra* ssp. *laricio*) tervise kohta selgus, et nimetatud puuliik kaotas ainuüksi invasiivse punavöötaudi tõttu kõrguskasvus terve puistuga võrreldes 31,8% (Mullett ja Brown 2018). Sarnast analüüsi on vaja ka kahjustuste kohta Eestis. Kuna on teada tõsiasi, et biotilistest kahjustajatest tingitud häiringud mõjutavad märkimisväärselt metsa süsiniku üldist varu või selle muutusi (Hicke *et al.* 2012). Seega on ilmselge, et metsa juurdekasvu ja tänapäeval eriti aktuaalse süsinikubilansi arvutusmudelitesse tuleb sisse viia kahjurite ja patogeenide (s.h invasiivsete patogeenide) aspekt.

Globaalsest kaubandusest tulenevate ohtude teavitamiseks ja tõkestamiseks koostati 17 erinevast rahvusest kokku 70 metsapatoloogi poolt IUFRO konverentsil Montesclarose kloostri Valencias, Hispaanias 23.–27. mail 2011 nn Montesclarose deklaratsioon

(IUFRO 2011). See võtab lühidalt kokku vastavad ohud metsaökosüsteemile ja -majandusele. Nimetatud deklaratsiooni valguses, invasiivsete patogeenide ohjeldamiseks on Soome metsapatoloogid välja pakkunud seadusandluse muutmise põhimõtted (Hantula *et al.* 2014),

mis sisaldab muuhulgas ka maksu kehtestamist elusa bioloogilise materjali (nt elustaimede) sisseveole, et võimaldada selle abil katta hilisemaid invasiivsetest patogeenidest tekkivaid kahjusid ning seeläbi parandada omamaist taimlamajandust.

Antud juhul omamaine taimlamajandus ei tähenda vahendusäri, vaid sisukat plaani kasutada Eestis testitud emapuudelt pärit kvaliteetse seemne kasutamist, seda nii loodulike kui ka eksootpuude osas (Drenkhan *et al.* 2017a). Tehtud ja planeeritavad järglaskatsed on suunatud tulevikku ja need ei arvesta ainult paremat puude kasvu, vaid ka suuremat vastupidavust kliimamuutustele ja patogeenidele.

Teravaim on hetkel probleem okaspuu puistute majandamisega ja eelkõige kuuse enamusega puistute majandamisel, s.o juuremädanikest tingitud kahjustuste tõttu. Hea lahenduse pakkumiseks puuduvad tänapäevastele teadmistele (s.o kasumi- ja mahuküpsus arvestades patogeenide ja elurikkusega) tuginevad põhimõtted ja soovitusel. Seega on metsamajandajale võtmetähtsusega ülesanne patogeenide tõrjel ja nende leviku takistamisel õige tööde planeerimine (s.o raied, biotõrje rakendamine ja uue metsapõlve rajamine) arvestades seejuures nii majanduslikke kui ka liigikaitselisi väärtusi. Uue metsapõlve rajamisel tuleb selgelt arvestada eelneva metsapõlve juuremädanike kahjude ulatusega (kahjud dokumenteerida!) ning vastavalt sellele ka tegevused paleerida. Kuusikuid puudutav analüüs valmib 2019. aastaks.

Kokkuvõtte ja ettepanekud seisundi parandamiseks

1. Koostada arvutusmudelid, mis võimaldavad kirjeldada või korrigeerida erinevate sisendite (mädanike osakaal ja levik puutüves, hooldusraiete aeg puistu vanusest ja vegetatsiooniperioodist lähtuvana) abil okaspuupuistute olemasolevat kasvukäiku ja arvutada küpsusvanused (nt mahu- ja hinnaküpsus).
2. Juuremädanike kahjustest okaspuupuistutes lähtuvana arvestada ohustatud kasvukohatüüpide majandamist tervikuna ja mitte lähtuda vaid Ia ja I boniteedist ning ühtlasi arvestada ka elurikkuse muutustega. Tuleb leida kompromiss kuusikute majandamisel majandusliku väärtuste ja elurikkuse vahel.
3. Vajalik on arvutada patogeenidest tingitud majanduslikud kahjud, s.h täiendav mõju süsiniku emissioonile.
4. Süvaanalüüs biopreparaatide efektiivsuse hindamiseks hariliku kuuse puistutes juuremädanike tõrjel, s.h juuremädanike eoste sessorne levik sõltuvalt aastaajast ning õhutemperatuurist kliimamuutuste kontekstis.
5. Resistentsemate järglaste (arvestades kliimamuutusi ja patogeene) otsinguid ning paremini planeeritud metsauuendus eelkõige juuremädanike nakkusega aladel.
6. Patogeenide paremaks majandamiseks ja tõrjeks on vajalik sisukas seire korraldamine ning juurutada lisaks traditsioonilisele seiremetoodikale ka uut ja innovaatilist DNA põhist seiret. Pealiskaudne seire on kasutu! Hetkel meie statistika ei kajasta üleüldse lehtede ja võrsehaigusi, või teeb seda väga marginaalselt.

7. Bioloogilise materjali sisseveo ohjamine läbi tõhusama seire ja järelvalve, vajadusel selle reguleerimine läbi maksude või kompensatsiooni mehhanismi ning seeläbi omamaise taimlamajanduse soodustamine, mis leevendaks invasiivsete patogeenide levimist ja levitamist. Omamaine taimlamajandus ei tähenda vahendusäri, vaid Eestis testitud ja kontrollitud seemnete kasutamist ja sellest kvaliteetsete puutaimede kasvatamist. See on bioloogilise mitmekesisuse kaitse küsimus ja mitte lihtsalt äriplane nüanss.

Kasutatud kirjandus

- Aastaraamat Mets 2016. [WWW document]. URL http://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/mets2016_08.09.pdf
- Adamson K, Drenkhan R, Hanso M. 2015. Invasive brown spot needle blight caused by *Lecanosticta acicola* in Estonia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30: 587-593.
- Adamson K, Laas M, Drenkhan R, Hanso M. 2018a. Quarantine pathogen *Lecanosticta acicola*, observed at its jump from an exotic host to the native Scots pine in Estonia. *Baltic Forestry*. 24: 36-41.
- Adamson, K., Mullett, M.S., Solheim, H., Barnes, I., Müller, M.M., Hantula, J., Vuorinen, M., Kačergius, A., Markovskaja, S., Musolin, D.L., Davydenko, K., Keča, N., Ligi, K., Priedite, R.D., Millberg, H., Drenkhan, R. 2018b. Looking for relationships between the populations of *Dothistroma septosporum* in northern Europe and Asia. – *Fungal Genetics and Biology*, 110, 15–25.
- Asiegbu, F.O., Adomas, A., Stenlid, J. 2005. Conifer root and butt rot caused by *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. s.l. *Molecular Plant Pathology* 4: 395–409.
- Bendz-Hellgren, M., Stenlid, J. 1995. Long-term reduction in the diameter growth of butt rot affected Norway spruce, *Picea abies*. *Forest Ecology and Management*, 74, 239–243.
- Cech, T.L. and Krehan, H. 2008. *Lecanosticta*-Krankheit der Kiefer erstmals im Wald 293 nachgewiesen. *Forstschutz-Aktuell* 45: 4-5.
- Drenkhan, R., Hanso, M. 2009. Recent invasion of foliage fungi of pines (*Pinus* spp.) to the northern Baltics. *Forestry Studies / Metsanduslikud Uurimused*, 51, 49–64.
- Drenkhan, R., Hanso, M. 2010. New host species for *Chalara fraxinea*. *New disease reports*, 22, 16.
- Drenkhan, T., Drenkhan, R., Hanso, M. 2012. Saaresurma tekitaja on hoopis teine invasiivne kottseen). *Eesti Loodus*, 10, 41–43.
- Drenkhan, R., Adamson, K., Drenkhan, T., Agan, A., Laas, M. 2017a. New problems in dendro-pathology – new and invasive pathogens. – *Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused* 67, 50–71.
- Drenkhan, R., Tedersoo, L., Drenkhan, T. 2017b. Kuusikute raieaeg ja haiguste levik. – *Metsamees*. Nr 3 (131), lk 30–33.
- EPPO. 2015. Outbreak of *Lecanosticta acicola* in Tyrol, Austria. EPPO Reporting 322 Service. 2015/192.
- Gunulf, A., Mc Carthy, R., Rönnerberg, J. 2012. Control Efficacy of Stump Treatment and Influence of Stump Height on Natural Spore Infection by *Heterobasidion* spp. of

- Precommercial Thinning Stumps of Norway Spruce and Birch. *Silva Fennica*, 46: 655-665.
- Hanso, M., Drenkhan, R. 2012. Lophodermium needle cast, insect defoliation and growth responses of young Scots pines in Estonia. *Forest Pathology*, 42 (2), 124–135.
- Hanso, M., Drenkhan, R. 2013. Simple visualization of climate change for improving the public perception in forest pathology. – *Forestry Studies / Metsanduslikud Uurimused*, 58, 37–45.
- Hanso, M. 2000. Phacidium snow blight in the Baltic countries. *Metsanduslikud uurimused XXXIV*, 64–74.
- Hanso, S., Hanso, M. 1998. Põleseene (*Rhizina undulata*) kui juuremädaniku tekitaja okaspuudel. *Metsanduslikud uurimused XXIX*. Tartu, 101–108.
- Hanso, M., Hanso, S. 1999. Juurepessu levimisest Eesti metsades. *Metsanduslikud uurimused XXXI*: 162-172.
- Hanso, M., Hanso, S. 2003. The genesis of fungal diseases in forest nurseries, plantations and forest stands. *Metsanduslikud uurimused XXXVIII*, 74–84.
- Hanso, M., Õunap, H. 2016. Olulisemad metsakahjustused ja nende vältimine. Tartu: SA Erametsakeskus. 44 lk.
- Hantula, J., Müller, M.M, Uusivuori, J. 2014. International plant trade associated risks: Laissez-faire or novel solutions. – *Environmental Science and Policy*, 37, 158–160.
- Hicke, J.A. *et al.* 2012. Effects of biotic disturbances on forest carbon cycling in the United States and Canada. – *Global Change Biology*, 18, 7–34.
- IUFRO 2011. [WWW document]. URL <http://www.iufro.org/science/divisions/division-7/70000/publications/montesclaros-declaration/>
- Jurc, D. and Jurc, M. 2010. *Mycosphaerella dearnessii* occurs in Slovenia. *Plant Pathology* 59: 808.
- Kasanen, R. 2012. Way up North? Infection rate of conifer stumps by *Heterobasidion annosum* s.l. at 62°N. Abstract, seminar on Forest Pathology, April 13th, 2012, in Finnish Forest Research Institute <http://www.metla.fi/tapahtumat/2012/pathology/index-april.htm>
- Kenis, M., Branco, M., 2010. Chapter 5: Impact of alien terrestrial arthropods in Europe. – *Alien terrestrial arthropods of Europe*. *BioRisk*, 4(1), 51–71.
- Kirisits, T., Matlakova, M., Mottinger-Kroupa, S., Cech, T.L., Halmschlager, E. 2009. The current situation of ash dieback caused by *Chalara fraxinea* in Austria. *SDÜ Faculty Forestry Journ*, Ser: A, Special Issue, 97–119.
- Mattila, U. & Nuutinen, T. 2007. Assessing the incidence of butt rot in Norway spruce in southern Finland. *Silva Fennica* 41(1): 29–43.
- Mullett, M.S., Brown, A.V. 2018. Effect of dothistroma needle blight on needle and shoot lengths. *Forest Pathology*, 48(1), e12382.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. – *BioScience*, 50(1), 53–65.
- Piri, T., Korhonen, K. 2008. The effect of winter thinning on the spread of *Heterobasidion parviporum* in Norway spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 2589–2595.

- Puust, J. 2018. Hariliku kuuse raievanuse vähendamise mõju analüüs. Eesti Maaülikool, Metsandus- ja maaehitusinstituut, Magistritöö, 59 lk.
- Raudsaar, M., Pärt, E., Adermann, V. 2014. Forest Resources. Yearbook Forest 2013. Estonian Environment Agency, 1–42.
- Rosenvald, R., Drenkhan, R., Riit, T., Lõhmus, A. 2015. Towards silvicultural mitigation of the European ash (*Fraxinus excelsior*) dieback: The importance of acclimated trees in retention forestry. Canadian Journal of Forest Research, 45(9), 1206–1214.
- Swedjemark, G., Stenlid, J. 2001. A highly diverse population of *Heterobasidion annosum* in a single stump of *Picea abies*. Mycological Research, 105: 183-189.
- The European Network on Invasive Alien Species (NOBANIS). 2017. [WWW document]. URL www.nobanis.org
- Tsopp, K. 2018. Radiaalne juurdekasv keskealistes juuremädaniku nakkusega kuusikutes. Eesti Maaülikool, 43 lk.

Ulukikahjustused ja nende ärahoidmine

Tiit Randveer

Lühidalt ulukikahjustuste dünaamikast, nende seire ja ennetamise meetoditest läbi aegade

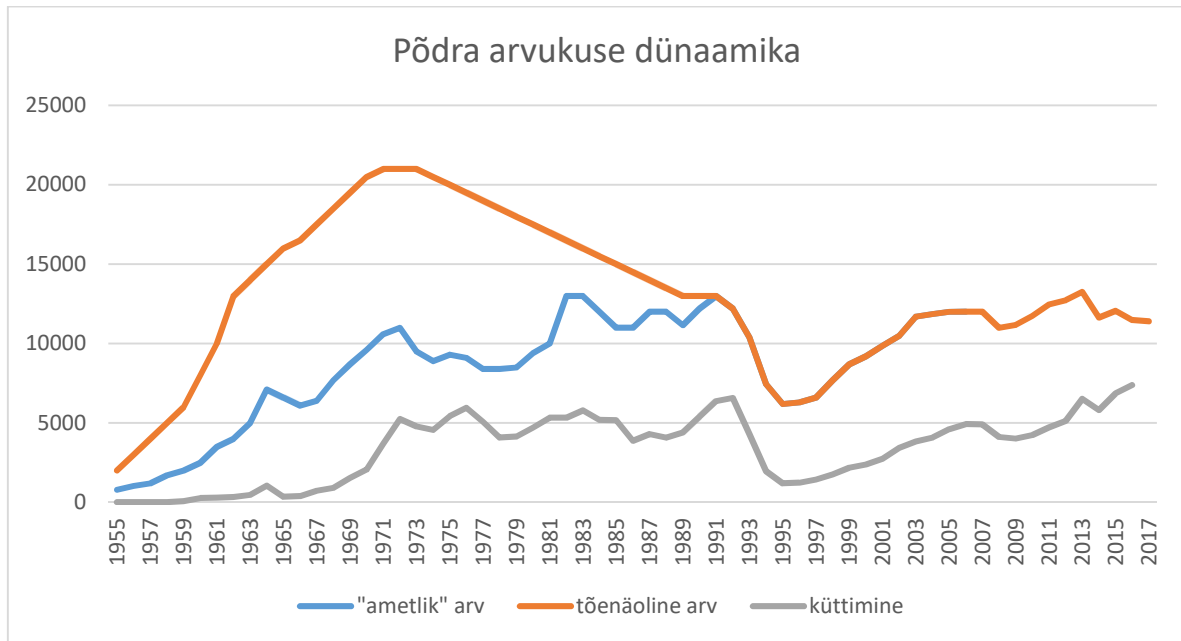
Kuni inimene teadlikult metsa ei kasvatanud, st ei investeerinud sellesse tegevusse, ei olnud ka „kahjustusi“. Kuulus 1782. aasta Campenhauseni juhend nägi muuhulgas ette metsakultuuride rajamist ja selle tööga 18. sajandi lõpul ka alustati. Järgmisel, s.o 19. sajandil hakati Eestis metsandusele suuremat tähelepanu osutama, mis tähendas ka metsakultuuride rajamise hoogustumist. I. Etverk on M. v. Siversi andmetele tuginedes välja arvutanud, et siinsetel/meie aladel rajati XIX sajandil 500-550 ha metsakultuure aastas (Etverk, 1974). Igatahes leidis sajandi lõpukümnenditel esmakordselt metsas midagi sellist, mida oli võimalik „kahjustada“. Ka kõige olulisema „kahjuri“ põdra, arvukus oli pärast huntide hävitamist tublisti kasvanud, võib-olla oli mingi osa ka sisserändel idast (Rootsi, 1987). Sajandi lõpukümnenditel kerkis põdra ja metsamajanduse vahekord esmakordselt päevakorradele. Jahinduse ajaloo hea tundja I. Rootsi on oma asjakohastes artiklites andnud sellest konfliktist hea ülevaate, tsiteerides O.v. Loewise, F. Lühri, F. Siversi, F.v. Bergi ja teiste tollaegsete asjaosaliste artikleid ja väljaütlemisi (Rootsi, 1987; Rootsi, 1998). Neist selgub, et metsakahjustuste probleemi peeti nii oluliseks, et leidis mõisnikke (näiteks M. v. Sivers), kes olid valmis kõik põdrad maha tapma. Oli ka niisuguseid, kes soovitasid asjalikumaid meetmeid, aga sellest edaspidi. Tollaegset põdra arvukust on raske tagantjärele hinnata. Kindlasti oli see oluliselt madalam kui nüüd, aga samas ilmselt palju suurem kui Martensoni poolt (Rootsi, 1987) välja pakutud 3000 isendit Eesti-, Liivi- ja Kuramaal kokku. Kohati võis liigi asustustihedus siiski väga kõrge olla nagu võib välja lugeda mõnest tolle ajastu jahikirjeldusest. Metskitsekahjustuste kohta sellest ajast teateid ei ole, mis on ka mõistetav. Nimetatud liik oli ju äsja ilmunud meie aladele peale sajandite pikkust eemalolekut. Punahirve tulekuni jäi enam kui pool sajandit ja ka kobras, tänapäeval üks olulisem „metsakahjur“, oli ülekütmise tõttu hävinud. Tollaegsete metsakahjustuste ulatust on raske hinnata ja tänase olukorraga võrrelda. Arvestades, et

„kahjustajaid“ oli siis väga palju vähem, nagu sedagi, mida oli üldse võimalik „kahjustada“, võib oletada, et (vähemalt pindalaliselt) ei olnud tolleaegne situatsioon ligilähedaseltki võrreldav tänasega. Aga, mis on siinjuures õpetlik: küll oli tänasega võrreldav asjaosaliste emotsionaalsus. Vähemalt on jäänud niisugune mulje selle ajastu artikleid ja/või nende kokkuvõtteid lugedes. Probleemi ei lahendanud siiski jahiõigust omavad metsaomanikest mõisnikud vaid talupojad ja soldatid, kes 1905 a. revolutsiooni ja Esimese Maailmasõjaga kaasnenud anarhia käigus siinse põdraasurkonna peaaegu hävitasid (Mathiesen, 1939, Roots, 1998). Uuesti kerkis ulukikahjustuste teema esile 1930 aastail ja siis ei olnud peategelaseks põder, kelle arvukuseks arvati olevat ca 300-400 isendit. Tõsi küll, sedagi pidas A. Mathiesen liiga suureks ja metsa arengule ohtlikuks, aga suuremaks probleemiks pidas kuulus metsateadlane metskitsekahjustusi. Küllap oli metskitsi siinmail enamgi kui loendatud 30 000, aga kindlasti vähem kui nüüd. Ja jällegi: asjaosaliste emotsionaalsus ulukikahjustustest rääkides/kirjutades oli siis samaväärne hilisemate väljaütlemistega dendrofaagsete ulukite kordades kõrgema asustustiheduse foonil. Nii on A. Mathiesen (1939) kirjutanud, et „Kuid mitte üksi metsamajanduses ei avane metskitsede kurjad tööd, vaid ka põllumajandus kohati suuremate metsamassiivide lähedal ägab metskitsede sagedaste rüüstete all“. Metsateadlane leidis kurje sõnu ka jäneste ja oravate iseloomustamiseks.

Järgnes Teine Maailmasõda, mil ulukikahjustused metsades oli küll viimane probleem, millega tegeleda.

Pärast Teist Maailmasõda hakkas põdraasurkond kiiresti kasvama nii Eestis, kui naaberriikides (Ling, 1962; Haagenrud et al., 1987; Smirnov, 1987; Baleishis et al., 1998). Peamiseks põhjuseks oli raiete intensiivistumine ja lankide taasmetsastamine, mis oluliselt parandasid dendrofaagide toidubaasi. Vähemalt Eestis oli tähtis tegur hundi arvukuse järsk langus. Ehkki ametlikud loendusandmed näitasid põdra arvukuse kasvu, oli see reaalselt palju kiirem, kui hoomati. Umbes veerandsaja aasta jooksul elutses siinses metsades arvatust palju enam nii põtru kui metskitsi. Umbes kümneaastaste vahedega avaldatud antud teemat käsitlevatest artiklitest saab ülevaate ulukikahjustuste arengust. L. Polli (1959) teateil leiti metsamajandites teostatud põtrade poolt kahjustatud metsaosade ülevaatusel, et „seega vigastati üksnes noorendikke 1617 ha ulatuses“. Ü. Pariku (1973) andmeil oli kümnekond aastat hiljem ulukite poolt kahjustatud 4013 ha noorendikke ja sellele lisaks veel 1322 ha keskealisi männi- kuuse- ja haavapuistuid. Järgmise kümnendi algul ulatus kahjustatud noorendike pindala juba 21 200 hektarini (Эрд, Тыниссон, 1986). Kogu sel perioodil oli põhiliseks „kurjategijaks“ põder ja „ohvriks“ mänd. Teised võimalikud variandid olid marginaalsed. Konflikti olemust on lihtne mõista, kõrvutades mõningaid arve (Randveer, 1998): Kui 1965 a. ulatus 10-20 a. männinoorendikke pindala 60 000 hektarini ja neist sai toidulisa 6000- 8000 põtra, siis 1975 a. oli samasuguseid noorendikke vaid 33 000 ha ja 1980 a. 37 000 ha vähemalt kaks korda kasvanud põdraasurkonna juures. Märkuseks niipalju, et noorendike pind on arvatud H. Paali (1996) andmete põhjal. Tõsi, siinjuure on arvestatud vaid seda, kui palju männikultuure aastas rajati, aga kui palju neist nimetatud ikka jõudis, selle kohta andmed puuduvad. Oluline muutus metsakasvatuses toimus 1974 a. - edaspidi kultiveeriti kuuske rohkem kui mändi. Kui 1950-1974 rajati keskmiselt 3734 ha männi- ja 3080 ha kuusekultuure aastas, siis 1975-1992 keskmiselt 2529 männi- (1992 a. vaid 920 ha) ja 3966 ha kuusekultuure. Selle muutuse põhjuseks oli metsakasvatajate hirm põdra ees. Nii arvas H. Paal (*ibid.*) kui ka nimetatud artiklile kommentaarid lisanud I. Etverk. Kahjuks jõuti sel moel tegutsedes „vihma käest räästa alla“. Metsakaitseteenistuse poolt 1991. a. korraldatud inventuuri käigus leiti olulisi põdrakahjustusi 12 800 hektaril ehk siis 17,5% keskealistes kuusikutest. Põdrad on alati mingil

määral kuusekoort toiduks kasutanud, aga küsimusele miks see nähtus 1980 aastatel siinmail lausa „metsanduslikuks katastroofiks“ muutus, pole ühest vastust. Põhiliselt just kuusekahjustuste tõttu suurendati oluliselt põtrade küttemiskvooti. Nii kütiti aastail 1991 ja 1992 enneolematu kogus põtru, vastavalt 6372 ja 6589 isendit. Selle radikaalse abinõu rakendamine hilines, sest hirvlaste arvukus oli niigi alanemas. Teadliku laskenormi suurendamise, segaste aegade tõttu suurenenud salaküttimise ja huntide rohkuse mõju kumuleerus ning selle tagajärjena vähenes põdrapopulatsioon soovitus enam (joonis 1).



Joonis 1. Põdra arvukuse ja küttimise dünaamika Eestis. Loendusviga vähenes oluliselt 1980 aastatel tänu ajuloenduste korraldamisele ja kevadise pabulaloenduse kasutuselevõtule

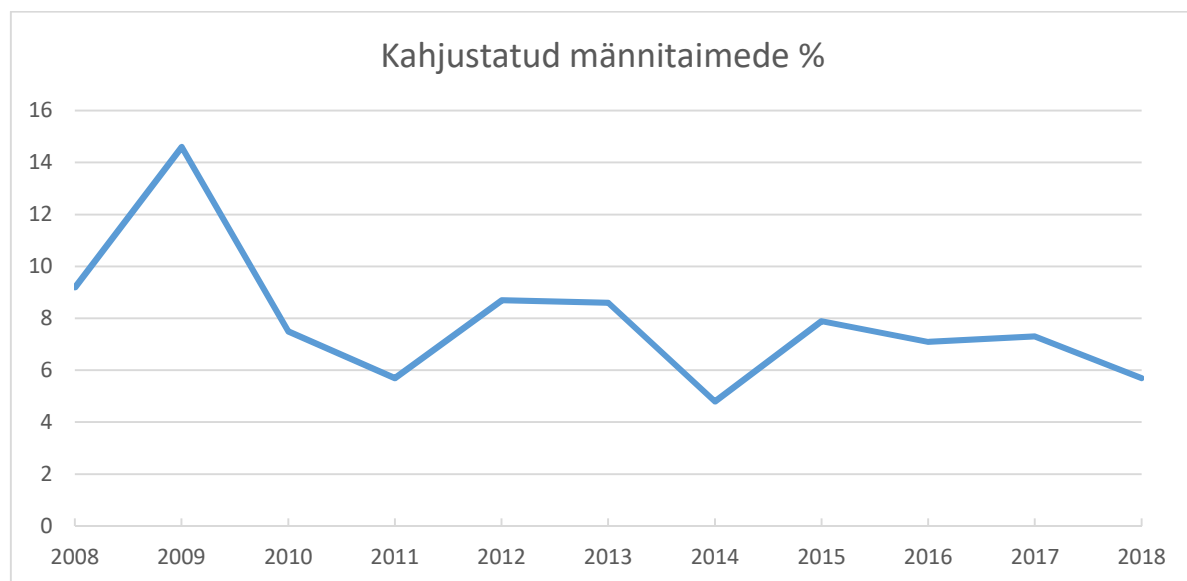
Tahtmatult jõuti teise äärmusesse. Sarnasel moel, s.o. hilinevalt ja liiga jõuliselt vähendati põdra asurkonda ka Lätis ja Leedus, mille tulemusena liigi arvukus Baltimaades tervikuna vähenes 1990-ndate keskpaigaks võrreldes 1970-ndatega viiekordselt (Baleishis *et al.*, 1998). Aga nii või teisiti, 1990 aastad olid metsauuenemiseks soodsad – vähemalt ulukid ei takistanud. Aga juba siis oli prognoositav, et probleem teravneb peagi ja mitte niivõrd looduses, kuivõrd omandisuhetes toimunud muutuste tõttu.

Nii ongi juhtunud. Kired on taas lõkkele löönud. Ulukikahjustuste eest vastutajateks on tehtud jahimehed, kes seaduse kohaselt peavad (omavahelise lepingu puudumise korral) metsaomanikele kahjustused kompenseerima. Kõigi kolme potentsiaalse „kahjuri“ küttemisliimidid on KAUR-i soovitusel ja jahindusnõukogude kinnitamisel olnud viimastel aastatel enneolematult kõrged. Nii kütiti eelmisel, s.o. 2018/2019 a. jahihooajal 1916 punahirve ehk siis rohkem kui kunagi enne ja 7337 põtra (vaid 2017 a. kütiti veelgi enam – 7390). Lokaalse levikuga punahirve arvukus on praegu tõesti suurem kui kunagi varem, aga suurusjärgu võrra olulisema „metsakahjuri“ põdra arvukus on kordades madalam kui 30-40 aastat tagasi. Pärast raskeid 2010 ja 2011 a. talvi kiiresti taastunud metskitseasurkonnast kütiti mullu 15 807 isendit, mida on vaid pisut vähem kui kümnekond aastat tagasi, mil arvukus oli ülikõrge. Häälekamad maaomanikud nõuavad metskitse väikeulukiks kuulutamist, mis

tähendaks kinnisaja piires oma äranägemise järgi küttemismahu määramist. Maaomanike soovidele vastu tulles nõustuti metskitse jahiaja pikendamise jaanuarikuu lõpuni.

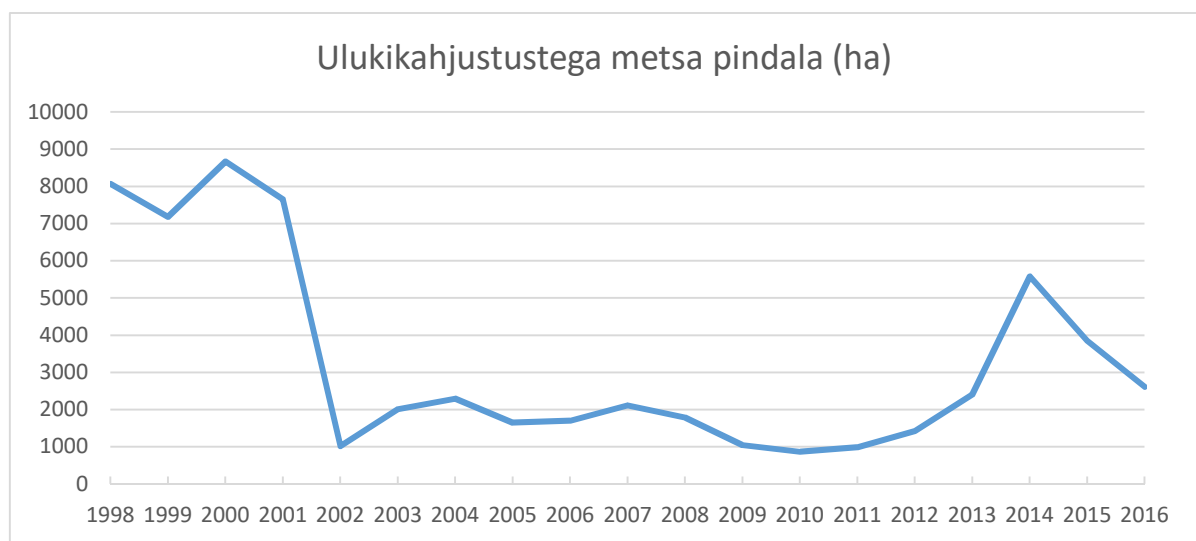
Praeguste metsakahjustuste ulatust varasemaga võrrelda on üsna keeruline. Hirvlaste (või vähemalt – põtrade) mõju metsauuendusele on ilmselt vähenenud. Metskitsi oli väga palju ka 1970-1976 aastatel, aga siis jäid ta pahateod „suurema venna“, põdra varju. Samas on oluliseks probleemiks saanud kopra tegevus. Tõsi küll, selle liigi kahjustuste statistika on veelgi „udusem“ ja metsanduse aastaraamatuis ei pruugi kopra poolt põhjustatud üleujutused kajastuda ulukikahjustustena. Arvele võib kahjustatud metsaala olla võetud hoopis ebasoodsa veerežiimi tõttu või mingil muul põhjusel.

Aga väga raske on hinnata ka hirvlaste poolt põhjustatud kahjustusi (ja võrrelda neid varasemate perioodidega), sest pole üheselt mõistetavaid asjakohaseid andmeid. Praegu on paralleelselt kasutusel mitu seiremeetodit. Üks on KAUR-i ulukiseire raames alates 1999 a. fikseeritud põdrakahjustused kuusikutes ja männikutes. Nendegi meetodika on aja jooksul muutunud, mistõttu ulukikahjustuste dünaamika on aastate lõikes võrreldav vaid alates 2008 aastast. Väga üldistatult: värskest kahjustatud mändide protsent on selles ajavahemikus olnud pigem madal ja näitab pigem langustendentsi (joonis 2): 2018 a. kevadel leiti uuritud proovitükkidel (n= 1083, uuritud puude arv ca 60 000), et 5,7% männitaimedest on viimase talve jooksul kahjustatud. Ka värskest kahjustatud kuuskede protsent püsib madalana, 2018 leiti uusi koorehaavandeid 0,11 %-l vaadeldud puudest.



Joonis 2. Värske kahjustusega männitaimede osakaal KAUR-i proovitükkidel

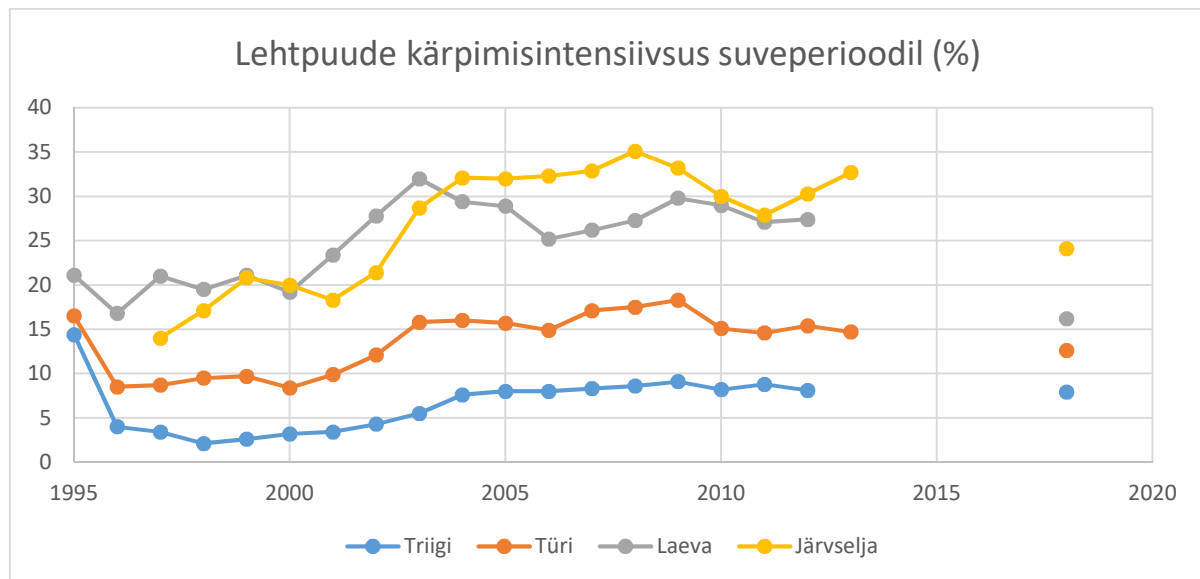
Mingisuguse ülevaate ulukikahjustustest, s.o. kahjustatud metsaalade pindalast ja nende varieeruvusest maakondade ja aastate lõikes võib saada ka Keskkonnaameti metsahoiu ja metsanduse spetsialistide poolt tehtud metsakaitseeksperitiiside (MKE-de) põhjal. Tulemused on avaldatud metsanduse aastaraamatuis ja viimastel aastatel ka KAUR-i ulukiseire aruannetes. MKE-d korraldatakse metsateatiste põhjal, viimaste esitamine sõltub aga väga paljudest subjektiivsetest teguritest. Pealegi ei selgu eksperitiisidest värske ja vana kahjustuse jaotus. Lühidalt: MKE-d ulukikahjustuste ulatuse ja nende dünaamika näitajana (joonis 3) pole eriti usaldusväärsed.



Joonis 3. Ulukikahjustusega metsaalade pindalad MKE-de põhjal

Dendrofaagsete hirvlaste asustustiheduse ja nende toidubaasi suhet on võimalik hinnata ühe lihtsa meetodiga. Määrates parimais/atraktiivsemas elupaikades („suvistel karjamaadel“) vegetatsiooniperioodil kärbitud toitumisulatuses lehtpuude ja –põõsaste osakaalu/protsendi olemasolevaist saab üsna hea ülevaate hirvlaste asustustiheduse vastavusest toidubaasile. Idee autoriks on Arvids Prieditis (1996), kes on seda indikaatorit kasutanud aastakümnete vältel hirvlaste ja nende toidubaasi tasakaalu hindamiseks algul Läti NSV-s ja hiljem Läti Vabariigis. Nimetatud uurija teatel viitab enam kui 50 % lehtpuude ja –põõsaste kärpimine suve jooksul elupaikade mahtuvuse (*carrying capacity*) ammendumisele. Sisuliselt näitab see, et ressursside kasutamine hirvlaste poolt ületab nende taastumisvõimet, mis tähendab ühtlasi, et metsamajanduslikult oluliste ja samas hirvlaste toiduna atraktiivsete puuliikide (haab, kask, kõvad lehtpuud) uuenedamine saab pärsitud. Ka Eestis rakendati seda meetodit ulukiseires ajavahemikus 1994 kuni 2013 a., kokku 12 seirealal, aga eri paigus erineva sagedusega. Peaaegu igal aastal on uuritud seda Triigi, Türi, Laeva, Järvelja ja (alates 2000. aastast) Laasi seirealal. Kogu vaatlusperioodi kõige intensiivsem suvise toidubaasi kasutamine jääb ajavahemikku 2006 a. – 2010 a., mil see näitaja ületas Laasi metsas, kus elutsevad koos põder, metskits ja punahirv, enamasti 40% künnise. Võrdluseks olgu lisatud: A. Prieditise (1996) teatel ulatus 1980 a. keskpaiku, mil naabermaal Eestiski oli hirvlaste arvukus kõrge, see näitaja Lätis kohati 70%-ni. Tõsi küll, need ekstreemsed näitajad fikseeriti Kuramaal punahirve ülitiheda asustustiheduse foonil. Nagu mainitud, Eestis koguti selliseid andmeid ulukiseire projekti(de) käigus 2013 aastani. Just nüüd, 2018 aasta augusti ja septembri kuus vaatasin taas üle need varasemad seirealad, millistelt andmed laekunud kogu perioodi vältel. Motiveerivaks asjaoluks oli koguda infot käesoleva kokkuvõtte jaoks. Joonisel 4 on kujutatud suvise toidubaasi kasutamise intensiivsuse dünaamikat alates 1994 a. kolme aasta jooksu keskmisena (iseloostumaks tendents) võrrelduna 2018 a. analoogiliste andmetega. Nagu eelnevalt prognoositud, on kärpimisintensiivsus seirealadel (ja eeldatavasti kõikjal Eestis?) langenud. Mis võiks olla põhjus? Võrreldes perioodiga, mil kärpimisintensiivsus oli keskmiselt kõrgeim (2005-2010) pole kõige olulisema dendrofaagi, põdra, arvukus praegu oluliselt muutunud (joon.1). Küll aga on suurenenud uuendusraiate pind ja (eeldatavasti) raiesmikel kasvava

„võsa“ biomass. Viimane moodustab väga olulise osa hirvlaste suvisest ja olulise osa talvisest toidubaasist.



Joonis 4. Lehtpuude kärpimisintensiivsus (% olemasolevaist puudest) seirealadel. Seletus tekstis

Kokkuvõtteks: Hirvlaste mõju toidubaasile näitab langustendentsi, mis on tõenäoliselt põhjustatud intensiivsetest raietest tingitud söödava biomassi suurenemisest/toidubaasi paranemisest suurima dendrofaagi, põdra stabiilse arvukuse foonil. Tõenäoliselt tähendab see ka „metsakahjustuste“, s.o. majanduslikult oluliste okaspuude kärpimise ja koorimise vähenemist, ehkki nende seost pole spetsiaalselt uuritud. Seda arvamust/spekulatsiooni toetavad ka KAUR-i seireandmed (joon. 2). Lokaalselt ja ajuti, näiteks metskitse ülikõrge asustustiheduse korral, võivad ulukikahjustused siiski ületada taluvuspiiri.

Ulukikahjustuste rahaline väärtus.

Eestis polegi seda üritatud kokku arvata, küll aga Rootsis. 1980 aastatel, mil põdra asustustihedus oli ülisuur, hinnati põdrakahjustuste „hinnaks“ 20-50 miljonit dollarit aastas (Lavsund, 1987). Huvitav küll, aga sama autori poolt on nimetatud ka 10 korda suurem arv: 200-500 miljonit dollarit aastas (Lavsund, Sandegren, 1989)! Viimases artiklis on lisatud, et seda on enam kui 1000 dollarit ühe kütitud põdra kohta. Kuna arvukuse tippajal lasti jahihooajal kuni 175 000 põtra (1982a), siis võib siit järeldada, et suurem arv on õigem, esimene on ilmselt „trükiviga“. Nii või teisiti, kahjude rahalise väärtuse tuletamine oleks äärmiselt spekulatiivne ja tulemuse (üksipuha millise) aktsepteerimisel konsensuse leidmine ilmselt võimatu. Meie oludes kajastab seda mingil moel jahimeeste poolt metsaomanikele (incl. RMK-le) makstud kompensatsioon.

Probleemid ulukikahjustuste ennetamisel

1. Suutmatus piisava täpsusega määrata ulukite arvukust, millel on nii objektiivsed kui subjektiivsed põhjused. 1980 aastail tragikoomiline olukord: Jahimaade korralduse käigus määrati jahipiirkondade lõikes nn. optimaalne arvukus, omamata aimu reaalselt olemasolevast. Eriti suured „käärid“ olid metskitse nn. ametliku ja tegeliku arvukuse vahel. Põdra arvukus on praegu üsna hästi teada ja põhimõtteliselt kontrollitav. Metskitse arvukust pole võimalik täpselt määrata (ja üldjuhul pole vajagi). Halvem on see, et arvukuse dünaamikat on raske prognoosida ja küttemisega suunata.
2. Kohati on raske määrata „süüdlast“. Meie uurimuses, mis küll jäi pooleli, sest KIK-i otsuse kohaselt ei olnud tegu aktuaalse teemaga, selgus, et punahirve osatähtsust männikultuuride kahjustamisel on oluliselt üle tähtsustatud.
3. Vähene koostöö/usaldamatus metsaomanike ja jahimeeste vahel, mis tekitab (kohati) konflikte.

Ulukikahjustuste ulatust mõjutavad tegurid.

Ennekõike **ulukite asustustihedus**, aga mitte ainult. Näiteks läbi aegade kõige intensiivsemad põdrakahjustused keskealistes kuusikutes Eestis ca 25 - 30 aastat tagasi ilmnesid põdra arvukuse languse foonil. *See oli ühtlasi aeg, mil nn. vahekasutusraied saavutasid oma tipptaseme – nii on öelnud/kirjutanud I. Etverk.* Kindlasti mõjutas seda kuusikute (liigne?) harvendamine, mis tähendab, et kahjustuste ulatust määrab ka **raiete meetoodika**. Oluline osa on ka valgustusraiel nagu näidatud allpool. Mingil määral mõjutab ulukite toiduvalikut **ilmastik**. Näiteks noorte kuuskede kärpimine metskitsete poolt näib sõltuvat talvetingimustest. See on eriti intensiivne lumerikka talve lõpul, s.o. veebruarist aprillini. Tõenäoliselt on põhjuseks mitte niivõrd toidu- kui veepuudus. Kõige enam tunnevad kuuseokaste vastu huvi kurnatud isendid, kes ei suuda paksu lume alt veerikkaid puhmarinde taimi kätte saada. Seega, raskete talveoludega võivad kaasneda keskmisest suuremad ulukikahjustused kuusekultuurides. Keskealised kuusikud on, vastupidi, enam ohustatud soojal talvel, aga eriti veel soojal ja päikeselisel kevadel (Randveer, jt. 1998). Oluline tegur on ka **jahimeeste ja maaomanike omavahelised suhted** – infovahetus, koostöö, jahimaade kasutamise lepingu olemasolu ja selles sisalduv. Jahinduspoliitiliselt oleks vaja toetada maaomanike osakaalu suurendamist jahimeeste hulgas. Paljude (enamuse?) jahiseltside heaks tavaks on uute liikmete vastuvõtul eelistada kohalikke maaomanikke.

Kahjustuste ärahoidmine/vähendamine

- 1. Ulukite arvukuse reguleerimine** on kindlasti kõige olulisem meetod ja seda on võimalik korraldada mitte ainult relvaga vaid ka liikide vaheliste suhete korrigeerimisega – näiteks suurkiskjate küttemiskeeluga kahjustuskohtades. Praegu on (vähemalt) herbivooride arvukusest parim ülevaade, kui kunagi enne ning põdra ja hirve puhul ka (potentsiaalne) võimalus/suutlikkus seda suunata. Võõrliikide (kabehirv, tähnihirv) suhtes peaks valitsema „0 tolerant“
- 2. Metsanduslikud võtted.** Kindlasti oleks abi metsakultuuri suuremast algtihedusest. Seda on näidatud nii seni kõige põhjalikumas Eestis tehtud uurimuses (Эрд, Тыниссон. 1986) kui ka põhjanaabrite analoogilistes töodes (näiteks Heikkilä, Härkönen, 1996). Tugevalt kahjustatud männitaimede arv pindalaühiku kohta ei sõltunud oluliselt metsakultuuri tihedusest, mis tähendab, et tihedamas kultuuris jäi lihtsalt rohkem puid terveks. Tsiteeritud Eesti autorite artiklis viidatakse ka (tolleaegse) Eesti Metsainstituudi (EMI) poolt välja töötatud instruksioonile, kus soovitati männikultuuri rajamisel panna ühele hektarile vähemalt 7000 taime. Ühtlasi soovitati võimaluse korral eelistada külvi istutusele. Ma ei tea küll, kas ja kuivõrd seda ettekirjutust järgiti. Küllap oli nõukogude ajalgi kultuuri rajamise hind oluline. Valgustusraie (cleaning). Soovitused, mida, kui palju ja kas üldse lehtpuid männikultuurist välja võtta on üsna vastukäivad. Soomlaste varasemates uuringutes (Löyttyniemi, Piisilä, 1983; Löyttyniemi ja Lääperi (1988) leiti, et valgustusraiega tuleks eemaldada põdrale atraktiivsed lehtpuud, et mitte meelitada põtru männikultuuri. Siinmail tehtud uuringus selgus, et valgustusraie järel mändide kärpimine hoopis intensiivistus (Эрд, Тыниссон. 1986). Soomlaste hilisemad asjakohased tööd on näidanud, et soovitatav oleks selektiivsus. Lehtpuud tuleks kõrvaldada vaid siis, kui need kipuvad mändidest üle kasvama ja neid varjutama. On näidatud, et varjus kasvanud mändid meeldivad põdrale enam kui hooldatud noorendikus kasvanud (Härkönen, 1998). Toiduobjektina nii suvel kui talvel atraktiivsed pihlakad, pajud ja haavad võiksid jääda kasvama, mis oleks vajalik ka loodusliku mitmekesisuse säilitamiseks. Kuna kaski kärpivad põdrad peamiselt suvekuudel (ja mis pole talvel männiga võrreldes toiduna atraktiivsed) suutmata nende männist ülekasvamist takistada, siis need tuleks valgustusraie käigus eemaldada (Härkönen, 1998; Härkönen *et al*, 1998).
- 3. Alternatiivse toidu pakkumine/toidubaasi parandamine.** Juba 20 sajandi algul räägiti/kirjutati pajukultuuride rajamisest. Sangaste krahv F. von Berg oli teatavasti ka kogenud jahimees. Kütitud põtru lahates pani ta tähele pajuvõrsete suurt osatähtsust maosisudes. Seepärast soovitas ta rajada pajukultuure, eeldades, et atraktiivse toidu küllusel jäävad ehk männikultuurid puutumata (Berg, 1905). Pajukultuuride rajamist ja vanade, tugevalt kärbitud pajustike tagasilõikamist soovitati ka Eesti Metsainstituudi looduskaitse laboratooriumi teema „Põtrade poolt männikultuuridele tekitatud kahjustused ja nende vähendamise võimalused“ aruandes (1977) Olgu nende pajukultuuride rajamisega kuidas on, aga pajustike tagasilõikamist võiks küll kaaluda jahimeeste ja metsaomanike koostöös raames. Kasu oleks ka männi- ja haavalankidele jäänud raiejäätmete põtradele sobival moel eksponeerimisest/kättesaadavaks tegemisest. Ka selleks tehti EMIs juhend, mis lisati jahikorralduskavadele. Ja muidugi oleks abi haabade langetamisest, mis aitaks kõigi dendrofaagide (valgejänesest põdrani) talvist elupaigavalikut sobival moel suunata. Olen

kevadiste marsruutloenduste käigus isegi kogenud (talviste pabulahunnikute paiknemise järgi), kuivõrd koondunud ja paigatruud on olnud põdrad kobraste poolt langetatud haabade ümbruses. Samavõrra või isegi enam on võimalik herbivooride elupaigavalikut suunata soolakute paigutamise järgi. Soomes näib see meetod olevat uluki/metsamajanduse praktikas laialt kasutusel (Heikkilä, 1999)

4. **Repellendid.** Igasuguseid on katsetatud, aga parimad näivad olevat Cervacol, mis sobib kuusekultuuride kaitseks metskitsede eest ja „Trico“, mis on universaalne. Viimast on autor ka ise katsetanud ja teadaolevalt kasutatakse seda RMK-s üsna laialdaselt. Repellentide kasutamine võiks olla üks jahimeeste ja metsaomanike vahelise lepingu teemadest.
5. **Metsaomanike ja jahimeeste vahelise suhtlemise parandamine/infovahetuse tõhustamine.** Praegu on valmimas veebipõhine infosüsteem „Jahis“. Idee järgi peaks see jahipiirkondasid teadustama ka ulukikahjustuste paiknemisest ja suunama küttimist aladele, kus kahjustuste oht kõige suurem. Praeguses „arengustaadiumis“ seda võimalust veel ei ole, aga EJS tegevjuhi (T. Kortsu) sõnul arendatakse infosüsteemi edasi. RMK jahimaadel on analoogiline süsteem juba loodud (K. Männiste, suulised andmed).

Mis on (näib olevat) selge ja mida vaja täiendavalt uurida.

Ulukite kohta kogutud, üldistatud ja üldsusele edastatud tehtud info on oluliselt adekvaatsem kui olemasolev teave ulukikahjustustest. Hirvlaste seire on heal tasemel (muidugi, alati võiks paremini), mis tähendab, et põdra ja hirve arvukus ning aastane juurdekasv on täpsemalt teada kui kunagi varem. Nimetatud ulukiliikide arvukuse dünaamikat on võimalik küttimisega suunata ja arvukuse muutuse suund sõltub peaaegu täielikult jahinõukogudes esindatud huvigruppide kokkuleppes ja (muidugi ka) selle täitmisest. Metskitse arvukuse määramise täpsus on oluliselt madalam ja ka selle dünaamika prognoosimine on raske, sest seda suunavad peamiselt looduslikud tegurid. Jahimeeste võimuses on paremal juhul vaid arvukuse ekstreemsusi „mahendada“. Seega, arendada oleks esmajoones vaja just ulukikahjustuste seiret, st paika panna ja üldistada erinevaist allikatest saadav info. Eelnevalt oleks väga kasulik korraldada uurimus, mille käigus fikseerida praegune olukord ses valdkonnas – s.o midagi analoogilist A. Ördi ja J. Tõnissoni poolt 1980 aastate algul tehtule.

Kasutatud kirjandus

Aastaraamat Mets 2013. Tartu 2014. 243 lk.

Baleishis, R., Bluzma, P., Ornicans, A., Tõnisson, J. 1998. The history of moose in the Baltic countries. – *Alces*, 34(2), 339-345.

Berg, F. 1905. Wie schützen wir unsere Forstkulturen vor Beschädigungen durch Elche? – *Neue Baltische Weidmannsblätter*, 3, 38-42.

Haagenrud, H., Morow, K., Nygren, K., Stalfelt, F. 1987. Management of moose in Nordic Countries. – *Swedish Wildlife Research*, Suppl. 2, 635 - 642.

Heikkilä, R. 1999. Hirvien hakkamaat. *Metsälehti Kustannus*, 147 lk.

Heikkilä, R., Härkönen, S. 1996. Moose browsing in young Scots pine stands in relation to forest management. – *Forest ecology and management*, 88, 179-186.

- Härkönen, S. 1998. Effects of silvicultural cleaning in mixed pine-deciduous stands on moose damage to Scots pine (*Pinus sylvestris*) – Scandinavian Journal of Forest Research, 13, 429-436.
- Härkönen, S., Heikkilä, R., Faber, W., Pehrson, A. 1998. The influence of cleaning on moose browsing in young Scots pine stands in Finland. – Alces, 34, 409 – 422.
- Lavsund, S. 1987. Moose relationships to forestry in Finland, Norway and Sweden. – Swedish Wildlife Research , Suppl. 1, 229 – 244.
- Ling, H. 1962. Pöder (*Alces alces*) ja metsamajandus. – Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat, 54, Tartu, 227 – 249.
- Löyttyniemi, K., Piisilä, N. 1983. Hirvinvahinkot männyn viljelytaimikkoissa Uudenmaan-Hämeen piirimetsälautakunnan alueella. – Folia Forestalia, 553, 1-23.
- Löyttyniemi, K., Lääperi, A. 1988. Moose in Finnish forestry. University of Helsinki.*
- Mathiesen, A. 1939. Jahinduse ja metsanduse vahekordadest. – Eesti Metsanduse Aastaraamat IX. Tartu. 225-285.
- Paal, H. 1996. Metsakultiveerimine Eestis. – Akadeemilise Metsaseltsi Toimetised V. Töid Eesti metsanduse ajaloost. Tartu. 10-27.
- Parik, Ü. 1973. Põtrade lubatavast arvukusest Eesti NSV-s. – Metsanduslikud uurimused. X. Tallinn. 291 -304.
- Polli, L. 1959. Põtrade kahjustustest metsas. – Sotsialistlik Põllumajandus, 18. 865-867.
- Polli, L. 1963. Metsade uhkus – põder. – Jahist ja ulukitest. Eesti NSV Jahimajanduse aastaraamat. Tallinn. 163-168.
- Prieditis, A. 1996. Browsing of woody plants and living conditions of cervids populations. In: Proceedings of the IUGB. XXII Congress „The Game and the Man“. 239-244.
- Prieditis, A. 1996. Moose population and browsing level in the summer habitats. In: Proceedings of the International Union of Game Biologists XXII Congress „The Game and the Man“. 245 – 249.
- Rootsi, I. 1998. Mets, ulukid, inimene – suhted läbi aegade. - Teaduse ajaloo lehekülgi Eestist XII. 194-207.
- Randveer, T. 1994. Põdrakahjustused Eesti kuusikutes. – Metsanduslikud uurimused XXVI. Tartu. 131-141.
- Randveer, T., Mardiste, M., Tõnisson, J. 1998. Kuuskede koorimine põtrade poolt: kahjustuse sisseoonne ja pikaajaline dünaamika ning ilmastiku mõju sellele. Metsanduslikud uurimused. XXIX. 155-163.
- Randveer, T., Heikkilä, R. 1996. Damage caused by moose (*Alces alces*) by bark stripping of *Picea abies*. – Scandinavian Journal of Forest Research, 11 (2), 153-158.
- Ulukiasurkondade seisund ja kütmissooovitus 2018. Koostajad R. Veeroja, P. Männil. 123 lk. https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/seirearuanne_2018.pdf
- Эрд А., Тыниссон Ю. 1986. Повреждение лосем сосновых молодняков в Эстонской ССР и возможности уменьшения повреждения. – Metsanduslikud Uurimused, 21, 7-25.

III 2. Eesti metsade süsinikubilanssi ja selle dünaamika

Veiko Uri (Eesti Maaülikool)

1. Taust

Süsiniku (C) sidumine erinevates metsaökosüsteemides on kaasaja metsanduses ja metsateaduses oluline teema, sellega tegeletakse intensiivselt kogu maailmas. Kuna metsad (ennekõike boreaalsed ning hemiboreaalsed) on efektiivsed C sidujad, nähakse neis potentsiaalseid kliimamuutuste leevendajaid. Metsade C ringe uurimine on aktuaalne ka Eestis, kuna metsade majandamisel tuleb arvestada nende erinevate funktsioonidega, sh. C sidumisega. Samuti on riigil rahvusvahelised kohustused raporteerida oma metsade süsinikubilansist mitmete programmide raames (Eesti Kliimaraport UNFCCC; National Greenhouse Gas Inventory Report, LULUCF ja MCPFE osas mullasüsinik). Samas on suuremate üldistuste tegemine metsade C sidumise kohta tervikuna keeruline, sest teadustööl põhinev empiiriline andmestik erinevate puistute C varudest ja voogudest on veel ebapiisav. Seda enam, et metsade C sidumise võime sõltub paljudest faktoritest, sh. puuliigist, kasvukoha viljakusest, veerežiimist, puistu vanusest jne., isegi alusmetsa mõju C sidumisele võib olla arvestatav (Vogel & Gower, 1998). Ka võib metsaökosüsteemi erinevate osade (näit. muld ja puud) roll selles protsessis olla erineva kaaluga.

Eesti metsade süsiniku (C) ringet tuleks vaadelda kahest aspektist:

a) Metsad, kui olulised süsinikku siduvad ökosüsteemid, metsade C sidumise võime selgitamine. Et saada selgust Eesti metsades seotavast C kogusest, selleks tuleks C voogusid hinnata erinevates metsatüüpides, sh. ühelt poolt puude biomassi seotud süsinikku ja teisalt orgaanilise C voogu mulda läbi varise (maapealne ja maa-alune varisevoog). Lisaks tuleb hinnata C väljundvoogu metsaökosüsteemidest läbi mullahingamise (ennekõike läbi hereotroofse mullahingamise (Rh)). Need kaks C voogu (sisend *versus* väljund) määravad ära metsade C bilansi kujunemise (st. kas metsad seovad või emiteerivad süsinikku ning milliseks jääb metsa aastane C bilanss). Lisaks kogu metsaökosüsteemi C bilansile tuleks eraldi vaadelda ka mulla C bilanssi, mis näitab orgaanilise süsiniku akumulatsiooni metsamulda.

b) Majandamise mõju metsade C sidumisele. Kuidas mõjutab metsade majandamine C sidumist? Milline on erinevate metsamajanduslike tegevuste (uuendus- ja hooldusraied, maapinna ettevalmistamine, kuivendamine, raiejäätmete kogumine jne) võimalik mõju metsade C bilansile?

2. Metsade peamised süsiniku vood ja varud, süsinikubilanss

2.1 Olukord, senised uurimistulemused

Lähitulevikus peaks peamiseks eesmärgiks peaks olema kõiki Eesti metsi üldistava laiapõhjalise süsinikumudeli välja töötamine. Selline mudel peaks arvestama erinevate puuliikide ja kasvukohtade iseärasusi, aga ka majandamise mõju ning katma riigi keskkonna- ja kliimapoliitika vajadused. Ülesande teeb keeruliseks asjaolu, et Eesti metsad on väga

heterogeensed: meil on 21 kasvukohatüüpi, lisaks alltüübid ja üleminekud, mis kombineeruvad erinevate puuliikidega väga paljudeks metsatüüpideks. Isegi see, kas tegemist on esimese metsapõlvkonnaga (näit. põllumajanduslikele maadele tekkinud puistud, karjäärialade metsad) või põlisel metsamaal kasvava puistuga, mõjutab C sidumist (Uri et al., 2014; Carmela et al., 2011). Tulenevalt eespool kirjeldatud suurest mitmekesisusest, saab selline üldistav mudel põhineda detailsetel üksik-uuringutel (nn. *case study* uuringutel), mis on läbi viidud erinevates metsades, see tähendab aga mahukat sellesisulist uurimistööd.

Süsinikuringe uuringuid erinevates metsatüüpides on viimasel kümnendil Eestis läbi viidud mitmeid ja jätkuvalt tegeletakse nendega EMÜ metsakasvatuse ja metsaökoloogia õppetooli töörühmas. Töörühma esimene suurem C ringe uuring selles seerias viidi läbi arukaasikutes, seda ETF-i poolt rahastatud granti „Süsiniku akumulatsioon ja puistu kasvukäik arukaasikutes“ (2007-2010) raames, enamik selle projekti tulemustest on ka publitseeritud (Uri et al., 2012; Varik et al., 2013; 2015).

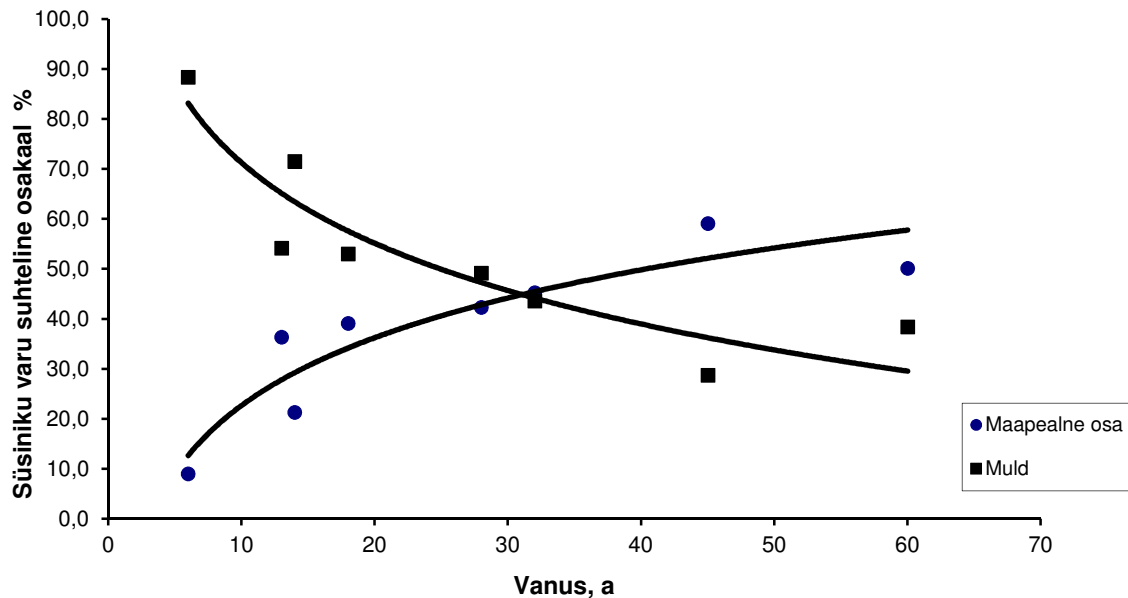
Suuresti tänu järjepidevatele Keskkonnainvesteeringute Keskuse (KIK) toetustele on EMÜ-s viimastel aastatel jätkunud süstemaatilised C ringe uuringud erinevates metsaökosüsteemides. Sealhulgas on KIK rahastanud C ringe uuringuid hall-lepikutes (2012-2014), viljakates kõdusoometsades (2013-2015) ja kuuse-kase segapuistutes (2014-2016). Neist kahe esimese projekti peamised uurimistulemused on jõudnud ka publitseerimiseni rahvusvahelises teaduskirjanduses (Uri et al., 2014; 2017ab). 2018. a. kevadel lõppes KIK rahastatud C ringe uuring palumännikutes (2016-2018).

Metsamulla süsinikuvoogude modelleerimiseks on Põhjamaades kasutusel nn. YASSO mudel (Liski et al., 2005). Mudel võimaldab arvutada mulla orgaanilise süsiniku varusid ja nende varude muutusi, kuid vajab ühe sisendparameetrimulda lisanduva orgaanilise C hinnangut. Üheks oluliseks mulla C sisendvooks on maapealne varis ja et luua eeldused YASSO mudeli rakendamiseks ka Eestis, käivitati 2014. aastal Keskkonnaagentuuri (KAUR) poolt rakendusprojekt „Metsavarise seire, uuringud ja modelleerimine“ (2014-2018), mille eesmärgiks on varisemudelite koostamine erinevate puuliigi puistutele.

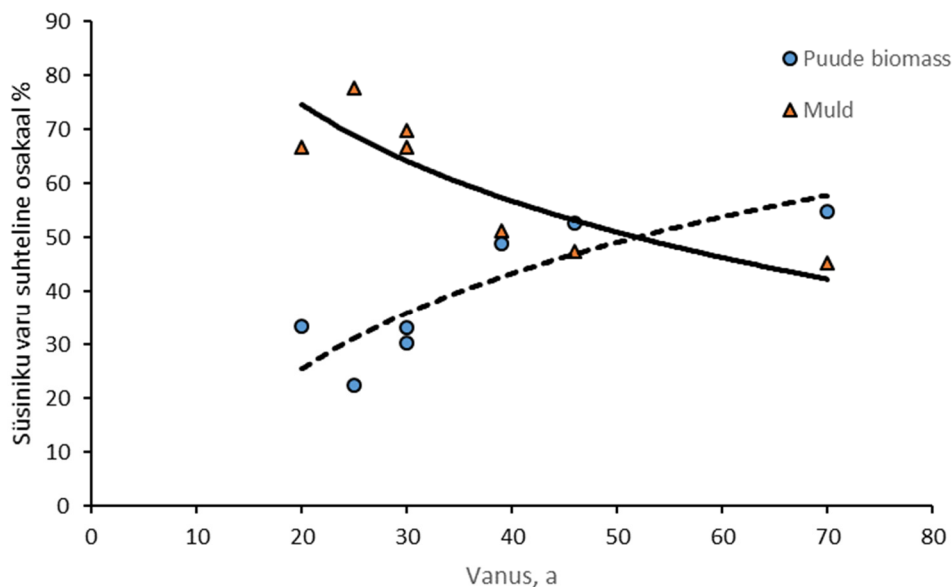
Puude ja mulla osatähtsus süsiniku sidumisel võib erinevates metsades olla erinev. Kõige põhjalikumad uuringud selles valdkonnas on Eestis läbi viidud viljakates arukaasikutes ja hall-lepikutes. Arukaasikute puhul on peamiseks C sidujaks puistu, samas kui mulla orgaanilise C sisend- ning väljundvood on tasakaalus. Seega, viljakas kasvukohatüübis, kus orgaanilise aine lagunemine on kiire, süsinikku mulda ei akumulereeru ja mulla C varud puistu raieringi jooksul ei suurene. Et mulla C varu on stabiilne, küll aga akumulereerub C puudesse, siis on arukaasikutes alates ca 30 a. vanusest suurem osa kogu ökosüsteemi C varudest puudes (joon. 1). Hall-lepikutes on võrreldes puudes oleva C varuga mullas süsinikku rohkem, aga see on tingitud puude väiksemast biomassist hall-lepikutes (võrreldes arukaasikutega). Kuid nii nagu kaasikutes, akumulereerub ka hall-lepikutes süsinik puude biomassis, mulla sisend ja väljundvood on neis tasakaalus.

Kaasikutega sarnane on süsinikuvaru suhteline jaotus puude mulla vahel ka viljakate alade kuuse-kase segapuistutes (joon. 2). Nendes puistutes toimub C sidumine sarnaselt eespool kirjeldatud lehtpuumetsadega, st. C talletub puudes, aastane varisega mulda jõudev orgaanilise süsiniku voog on samas suurusjärgus kumulatiivse heterotroofse mullahingamise vooga.

Uuritud metsaökosüsteemides (arukaasikud, hall lepikud, kuuse-kase segapuistud) seotakse C puude biomassis, mulla süsinikuvaru raieringi jooksul jääb stabiilseks. Seega on sellistes viljaka kasvukoha metsades majandamine efektiivsema C sidumise eesmärgil oluline: optimaalse raieringiga küpseid metsi uuendades säilitame pideva süsiniku akumulierumise metsa.



Joonis 1. Puude maapealse biomassi ja mulla suhtelise süsinikuvaru dünaamika viljaka kasvukoha arukaasikutes (Uri et al., 2012)



Joonis 2. Puude maapealse biomassi ja mulla suhtelise süsinikuvaru dünaamika viljaka kasvukoha kuuse-kase segapuistutes.

Kokkuvõtteks: Eestis on viimasel kümnendil metsade süsiniku-uuringutega tegeletud intensiivselt, teadmised on täienenud mitmete metsatüüpide süsinikuringest, samuti majandamise mõjust C sidumisele. Kuid siiski on praegused teadmised veel üsna fragmentaalsed ega võimalda hinnata Eesti metsade C sidumist tervikuna. Samas on piisavalt

panustades realistlik jõuda metsade C bilansi töötava mudelini uue arengukava perioodi lõpuks (2030. a.).

2.2 Vajadused, mida ja kuidas metsanduse arengukava peaks katma

Eespool on rõhutatud Eesti metsade suurt mitmekesisust ja sellest tulenevalt C sidumise suurt varieerumist erinevates metsatüüpides, mis tingib vajaduse ulatuslike uuringute järgi. Eelseisva arengukavaperioodil tuleks panustada C ringe selgitamisse levinumates, aga veel uurimata metsatüüpides, see looks eeldused regionaalse C mudeli koostamiseks lähitulevikus.

Metsas nähakse olulist C sidujat ja seeläbi kliimamuutuste tasakaalustajat ning seetõttu tuleb metsade majandamisel arvestada tegevuste planeerimisel võimalike mõjudega nende C bilansile. Majandamisega on võimalik metsade C sidumist suurendada, kuid samas põhjalikke teadmisi kõikide metsamajanduslike tegevuste mõjust Eesti metsade C bilansile meil veel pole.

Regulaarselt esitatakse riigi poolt KHG-de inventuuri aruanded vastavalt ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni (UNFCCC) Kyoto protokollile, mis võimaldavad osaleda rahvusvahelises kvoodimüügis ning samuti annavad need aruanded sisendi riikliku kliimapoliitika kujundamisele, kuid empiiriline andmestik erinevate metsade C varudest ja voogudest on senini puudulik. Teadusuuringutel põhinevad riigispetsiifilised C mudelid tagaksid Eestile parema positsiooni rahvusvahelistel läbirääkimistel ning täpsema emissioonide arvestuse.

Kui puude maapealses osas seotud C koguse kohta on võimalik saada üsna täpseid hinnanguid näiteks metsade statistilise inventuuri andmetest (SMI), siis andmeid metsade maa-aluse osa produktsiooni ja juurte osa kohta on äärmiselt vähe. Teine kitsaskoht on metsamulla C emissioonivoogude (ennekõike heterotroofse mullahingamise) hinnangud, ka nende kohta on Eestis andmeid napilt, need piirduvad peamiselt KIK-i ja RMK uurimisprojektides saadutega. Samas on mullahingamisest tuleva C voo selgitamine üheks võtmeküsimuseks metsade C bilansi selgitamisel, kuna ühelt poolt taimedes seotud C ja teisalt läbi mullahingamise emiteeruva C vahekord määrab ära metsaökosüsteemi akumulieruva C koguse.

Edaspidistes uuringutes peaks fookuses olema C bilansi selgitamine erinevates metsaökosüsteemides. Sealhulgas vajaks enam tähelepanu:

- Puude biomassis seotud C voog. Sellega on alustatud: täpsemaks puudes seotud süsiniku hindamiseks (sh. maa-aluses osas) on käimas projekt Eesti tingimustesse sobivate biomassimudelite väljatöötamine (KAUR projekt „Eesti puistute biomassi mudelite väljatöötamine“ 2017-2020).
- Väga vähe on andmeid peenjuurte ($d < 2\text{mm}$) biomassi ja produktsiooni kohta, kuigi nad võivad mõningates metsatüüpides mängida aastases C sidumises ning summaarses C bilansis väga olulist rolli. See on suund, mis vajaks suuremat tähelepanu kogu C ringe kontekstis.
- Samuti on vähe teada erinevate metsade mullahingamise (C emissiooni) kohta. Ometi on see määrav kogu ökosüsteemi C bilansi seisukohalt. Ka see teema vajab laiemaid uuringuid.
- Alustaimestiku osakaal C bilansis on enamikes metsatüüpides üsna ebaselge, mõningates metsaökosüsteemides (näit. palumetsa noorendikud) võivad nad aga katta olulise osa kogu ökosüsteemi aastasest C sidumisest.

3. Metsamajanduslike võtete (uuendus- ja hooldusraied, maapinna ettevalmistus, kuivendus jne) mõju metsade C bilansile.

3.1 Olukord, senised uurimistulemused

Väga oluliseks, kuid siiani väheuuritud valdkonnaks, on erinevate raiete mõju metsade C ringele, selgitamist vajavaid küsimusi on selles valdkonnas palju. Kuna suurt osa Eesti metsadest majandatakse, tuleks metsade regionaalse C bilansi koostamisel arvesse võtta ka majandamise mõju.

Lageraie

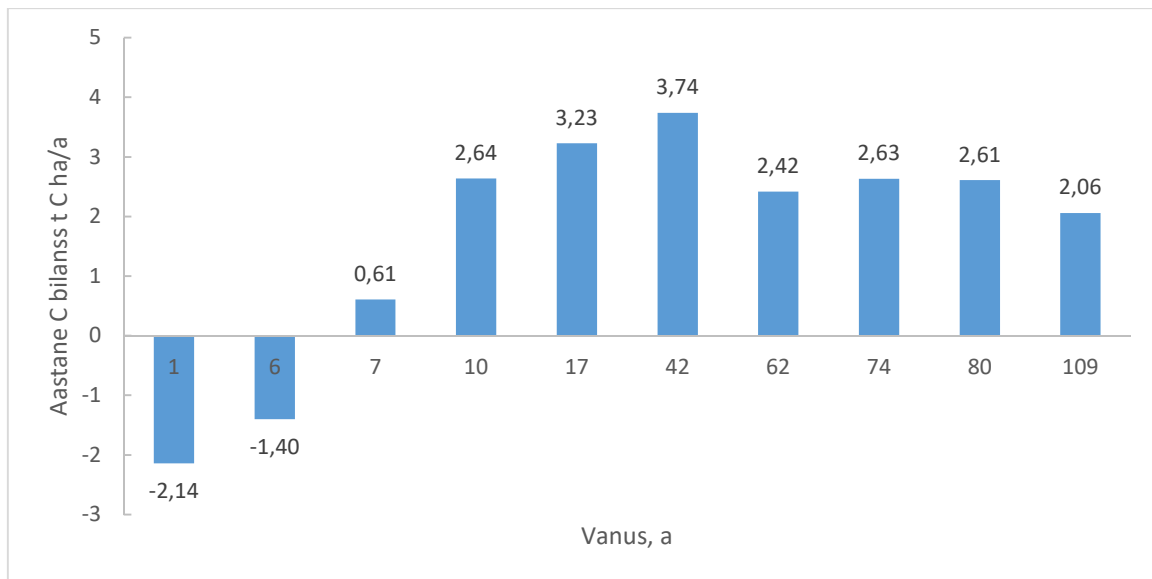
Kõige suurema mõjuga metsamajanduslik tegevus. Lageraiejärgselt toimuvad ökosüsteemis kardinaalsed muutused: drastiliselt muutuvad valgus ja temperatuuritingimused, aga ka toitainete- ning C ringe. Kuna C-d siduvaid puid enam pole või on neid väga vähe (seemnepuud, säilikpuud), kuid mullahingamine võib olla intensiivistunud (lagunevad raiejäätmel, tõusnud mullatemp.), siis muutub ala C siduvast süsteemist C allikaks. Millal taastuv ökosüsteem jälle süsinikku siduma hakkab, see on üks olulisemaid teaduslikke ja rakenduslikke võtmeküsimusi metsanduses süsinikuringe seisukohast.

Levinud on seisukoht, et raiejärgselt on raiesmik/noorendik C allikas ligikaudu 10 aastat või isegi kauem (Amiro et al., 2010; Goulden et al., 2011; Noormets et al., 2012). Sellises vanuses on uue metsapõlvkonna puud juba piisavalt suured ning C sidumine neis ületab aastase heterotroofse mullahingamisega (R_h) emiteeruva C voo. Lõppenud RMK rakendusprojekti („Raiete mõju metsade süsinikuringele“ 2015-2018) saadud tulemused näitavad aga, et isegi suhteliselt madala mullaviljakusega mustika kasvukohatüübis muutus männinoorendik süsinikku siduvaks juba 7 aasta vanuses. Viljaka kasvukoha (jänesekapsa kasvukohatüüp) raiesmik oli teisel raiejärgsel aastal aga vaid nõrk C allikas ($-0,51 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ja muutus süsinikku siduvaks samuti 7. raiejärgsel aastal.

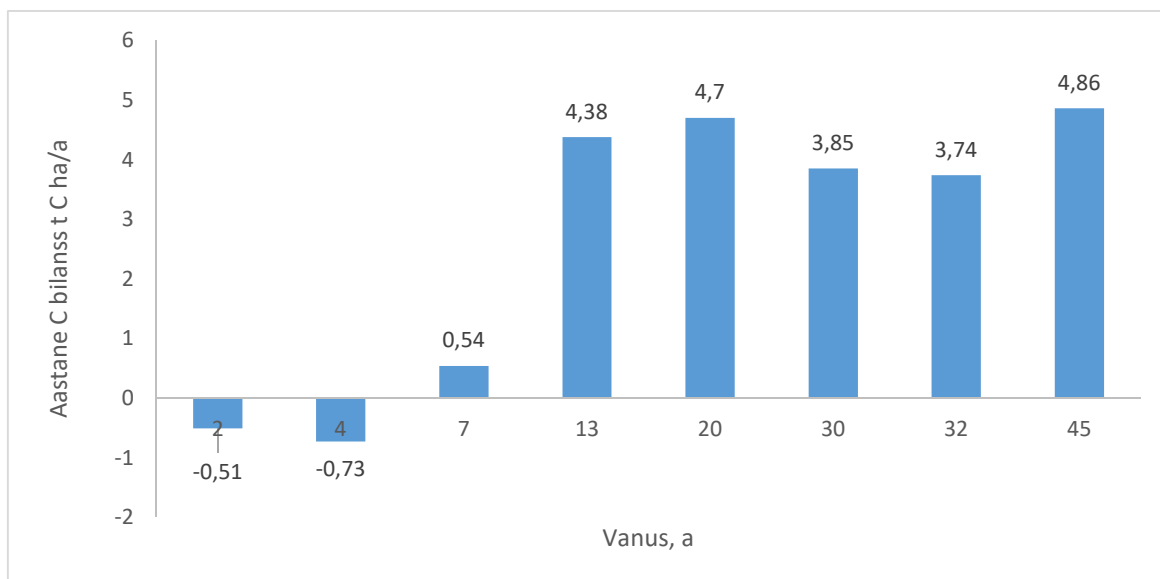
Metsade majandamisega (sh. lageraietega) on seotud ka kumulatiivse C sidumise ja emiteerunud C tagasisidumise küsimus. Et lageraiejärgselt on raiesmik mingi perioodi jooksul C allikas, siis sel perioodil kaotatud C tagasisidumiseks kulub hiljem teatud aeg. Ka siin on küsimus laiem: üks näitaja on metsa C varu, st. millal uus metsapõlvkond jõuab lageraie-eelse C varuni ja teine küsimus on aastane C sidumise intensiivsus, st. millal uus metsaökosüsteem hakkab süsinikku siduma samas suurusjärgus raie-eelse seisuga. Metsa C varu taastumine on loomulikult pikk protsess ja sisuliselt võrdne raieringi pikkusega. Kuid aastane C sidumise voog noortes metsades on võrreldavas suurusjärgus keskealiste või küpsete puistutega või sageli ületab seda.

Et täpsemalt hinnata ajaperioodi, mis kulub negatiivse C bilansiga perioodil kaotatud C varu katmiseks, selleks on empiirilisi andmeid Eestis vähe. Taoline hinnang eeldab head ülevaadet C sidumise dünaamikast pikema aja jooksul, sh. raiejärgsel perioodil. Eestis läbi viidud uuringute põhjal (RMK teadusprojekt, KIK rakendusprojekt) koostati vastav dünaamika palumännikute kohta (joon. 3). Arvestades, et bilanss on negatiivne esimese kuue aasta jooksul ja sel perioodil aastane emissioon väheneb $-2,14 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ kuni $-1,40 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ on hinnanguline C kadu ökosüsteemist kuue aasta jooksul ca 11 t C ha^{-1} . Kui 7-aastasest noorendikus C bilanss sisuliselt tasakaalustub (aastane bilanss ca $+0,6 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), siis sealt

edasi C sidumine suureneb ja hiljem stabiliseerub (joon. 3). Keskealistes ja vanemates männikutes on aastane seotud C kogus keskmiselt 2,5 t C ha⁻¹ a⁻¹. Lageraiejärgselt negatiivse C bilansiga tekkinud süsinikukadu kaetakse noores männikus suurusjärgus 4-5 aastaga.



Joonis 3. Aastased süsinikubilansid palumännikute vanuseraas



Joonis 4. Aastased süsinikubilansid viljakate arukaasikute vanuseraas

Eestis seni läbi viidud uuringute põhjal saab koostada analoogilise dünaamika ka viljaka kasvukohatüübi arukaasikute kohta (joon. 4). Nende alade puhul on tähelepanuväärne, et C emissioon lageraiejärgselt on väike, jäädes suurusjärku ca -0,5 t C ha⁻¹ a⁻¹. Arvestades, et sarnaselt männikutega on bilanss negatiivne esimese kuue aasta jooksul, siis on selle perioodi hinnanguline C kadu ökosüsteemist ca 3,5 t C ha⁻¹. Aga juba 10-aastasest arukase noorendikus on C sidumine suurusjärgus 3-4 t C ha⁻¹ a⁻¹ ning pärast C bilansi tasakaalustumist seotakse raiejärgselt süsteemist kaotatud süsinik tagasi 1-2 aastaga, mis on väga lühike periood. Kogu raie-eelse C varu taastamiseks kulub aga aega loomulikult palju kauem (sisuliselt raiering).

Samas on noored ja keskealised puistud olulised C sidujad, võrreldes küpsete või üleseisnud puistutega.

Hooldusraied

Vaatamata hooldusraiate olulisusele ja laiale kasutamisele metsanduses on nende mõju puistute C bilansile vähe uuritud ning saadud uurimistulemused sageli väga varieeruvad. Hooldusraied on peamine metsakasvatuslik tegevus puistute arengu suunamisel ja nende kvaliteedi parandamisel, võimaldades saada suuremat puidutoodangut ja majanduslikku tulu raieküpselt metsast, aga tagades ka pikemaajalise C säilitamise puittoodetes. Mida kvaliteetsemad puistused õnnestub kasvatada, seda pikema elueaga tooteid neist hiljem saab (ehitusmaterjalid, mööbel, vineer) ja seda kauemaks on C neisse „lukustatud“. Samas mõjutab harvendamine puistu struktuuri ja kogu ökosüsteemi toimimist kuni aastakümneteks. Kui harvendamise mõju aineringetele ökosüsteemi tasandil on ka üldiselt vähe uuritud, siis Eestis need kuni viimase ajani praktiliselt puudusid. Sealhulgas on andmeid äärmiselt napilt harvendamise mõjust puude maa-aluse osa (juured) biomassile ja produktsioonile, samuti mullahingamisele. Ka on olemasolevad tulemused hooldusraiate mõjust mullahingamisele maailmakirjanduses väga varieeruvad. On näiteks leitud, et mullahingamine (Rs) võib harvendamise järgselt suureneeda (Kaye and Hart, 1998; Selmants et al., 2008) või ka väheneda (Tang et al., 2005). Samuti on mõnedes töödes välja toodud, et harvendamine ei mõjuta oluliselt Rs intensiivsust (Pang et al., 2013; Campell et al., 2009).

Eespool toodud küsimusi uuriti lõppenud RMK teadusprojekti (2016-2018) raames, kuid need tulemused katavad väikese osa meie metsade liigilisest ja vanuselisest mitmekesisusest.

Kuigi harvendatud ja kontrollala aastased mullahingamise (Rs) ja heterotroofse mullahingamise (Rh) vood uuritud metsades varieerusid, ei mõjutanud harvendusraie nende (Rs, Rh) intensiivsust kahel raiejärgsel aastal üheski uuritud puistus (männikud, kaasikud). Samuti ei mõjutanud harvendusraie usaldusväärselt maapealse varise aastast voogu. Kuigi lehe või okkavarise mass pärast harvendusraiet enamikel juhtudel vähenes, polnud erinevused võrreldes kontrollalaga statistiliselt olulised. Samuti ei põhjustanud harvendamine olulist raiejärgset CN leostumist, leostunud CN vood olid väikesed nii harvendatud kui kontrollaladel.

Noortes puistutes on harvendusraie vajalik metsakasvatuslik võte kasvava puistu kvaliteedi parandamiseks ja sellega ei kaasnenud C emissiooni suurenemist ega metsa C sidumise võime olulist langust ühelgi uuritud alal. Küll aga parandavad hooldusraied alles jäänud puude juurdekasvu (kasvuressursi suunatakse parematesse, kvaliteetsematesse puudesse), samuti tõuseb puistust saadava puidu kvaliteet.

Ka selles valdkonnas on vajalikud edasised uuringud (erinevad puuliigid, vanused, raiekraad jne.).

Maapinna ettevalmistamine, majandamise mõju mullale

Erinevate maapinna ettevalmistusviiside mõju kasvukoha C bilansile on Eestis siiani praktiliselt käsitlemata teema. Pole hinnatud selle tegevuse võimalikke keskkonnamõjusid, sh. mõju mullasüsiniku emissioonile. Kuid on avaldatud arvamust, et maapinna ettevalmistamine võib põhjustada väga märkimisväärset C kadu mullast (Liira, 2017).

Domineeriv maapinna ettevalmistamise meetod Eestis on ketasadraga vagude valmistamine, mis on üks levinumaid ka Põhjamaades. Näiteks Rootsis, kus maapinda valmistatakse ette metsakultuuridele ca 92% raiesmikest, tehakse sellest ca 52% ketasadraga (Mjöfors et al., 2015). Kuigi on üldistatud, et maapinna ettevalmistamine võib põhjustada olulise C emissiooni suurenemise, mille ökosüsteemi tagasisidumiseks võib kuluda aastakümneid (Liira, 2017), on mitmetes uuringutes jõutud ka vastupidiste tulemusteni: sh. leitud, et ettevalmistamine mõjutab küll ökosüsteemi C bilanssi, kuid mitte mullahingamise (Rs) intensiivsust, C bilanss muutus vähenenud taimede fotosünteesi tõttu (Giason et al., 2006). Ka Rootsis läbi viidud uuringus märgitakse, et maapinna ettevalmistamine ei suurendanud C emissiooni mullast, teatud juhtudel C voog hoopis vähenes (Mjöfors et al., 2015).

Seega on teistes riikides saadud uurimustulemused maapinna ettevalmistamise mõju hindamisel kasvukoha C varudele ning voogudele üsna varieeruvad. Ka tuleks võimalikku mõju analüüsida pikemal ajaskaalal, sest mitte ainult maapinna töötlemise järgne C emissiooni voog ei ole määrav, vaid ka hilisem metsakultuuri areng ja C sidumine selles. Võimalik on uue metsapõlvkonna parem kasv ja seeläbi hilisem suurem C sidumine töödeldud aladel (Mjöfors et al., 2017).

Eestis siiani vastavad uurimused praktiliselt puuduvad, vaid osaliselt on seda küsimust puudutatud RMK finantseeritud kändude juurimise projektis „Kuusekändude varumise metsanduslikud aspektid ja kaasnevate keskkonnamõjude hindamine“ (2011-2014). Juurimist käsitletakse ka ühe maapinna ettevalmistamise viisina, mille tulemusel toimub mullakihtide segamine ja mulla mineraalosa paljastumine. Eesti uuringu tulemused näitasid juurimise mõju puudumist või vähendavat mõju C emissioonile mullast (Uri et al., 2015).

Lisaks maapinna ettevalmistamise mõju hindamisele pole meil põhjalikke teadmisi puudu kokkuveol tekitatava mullahäiringu mõjust. Millisel määral mulla tallamine või rööbaste teke märgadel kasvukohtadel võib mõjutada raiejärgset C bilanssi pikemal ja lühemal ajaskaalal, selle kohta uuringud Eestis puuduvad.

Kuivendamine

Metsade kuivendamise pikaajalist mõju süsinikuringele on Eestis uuritud kahe suurema teadusprojekti raames: RMK projekt „Süsiniku- ja lämmastikuringe muudetud veerežiimiga metsades“ (2013-2016) ja KIK projekt „Kuivendamise mõju viljakate soometsade süsinikubilansile“ (2013-2015). Saadud tulemused näitavad, et pikka aega ja intensiivselt kuivendatud metsatüübid (kõdusood) on enamasti süsinikku siduvad ökosüsteemid, kuna neil aladel kasvavad puistud on väga produktiivsed. Kõrge produktsioon kompenseerib C lendumise atmosfääri, mistõttu kõdusookuusikud ja -männikud osutusid kliimat jahutavateks kooslusteks, sidudes vastavalt $11,7 \pm 3,3$ ja $8,6 \pm 1,6$ t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹. Sookaasikutest olid noored metsad kõdusoodes C-d siduvad, keskealised C neutraalsed, kuid vanemad muutusid C-d emiteerivateks (Uri et al., 2017b). Kuna selliste metsade toimimine C allika või sidujana sõltub ennekõike puistu produktsioonivõimest, siis on nende puistute puhul oluline õige majandamine; sh. on olulisteks küsimusteks puuliigi valik järgmises metsapõlvkonnas ning raieringi pikkus. Kui kõdusoopuistute puhul võtta arvesse ka teised kasvuhooenergiaid, eelkõige N₂O, siis männikud ja kuusikud jäävad jätkuvalt kliimat jahutavateks ökosüsteemideks, kuid kuivendatud kaasikud, kus mõõdeti mõnes puistus kõrged naerugaasi emissioonid, jäävad süsiniku-neutraalseteks. Saadud tulemused on vastupidised seni levinud seisukohale, et kuivendamine muudab soometsad süsiniku allikateks ja seega kliima soojendajateks. Kuid

arvestades kuivendamisest mõjutatud metsade pindala (560 000 ha) (Mets2013), siis on suur osa kuivendatud metsadest süsinikuringe uuringutega katmata.

Raiejäätmete eemaldamise mõju kasvukoha C bilansile.

Kuigi raiejäätmete eemaldamisel need enamasti põletatakse ja C läheb atmosfääri (kuhu see oleks jõudnud ka raiejäätmete lagunemisel), on C dünaamika hindamisel raiejäätmed langil oluline C allikas, mida tuleb arvestada nii kasvukoha C bilansi kui ka üldise regionaalse C bilansi koostamisel. Siiani vastavad uuringud Eestis puuduvad, Põhjamaades osaliselt uuritud, kuid on jätkuvalt aktuaalne teema.

Surnud puit ja lamapuit

Surnud puit ja lamapuit ei mõjuta küll metsade C sidumist, aga surnud puidus seotud C kuulub metsa C varude hulka. Seda teemat on uuritud KIK projekti „Puidu tiheduse muutused ja süsiniku sisaldus lagupuidus - riigispetsiifiliste väärtuste väljatöötamine“ raames 2014-2015 (K. Köster). Surnud puidu, samuti murdunud ning lamapuidu olemi hindmaist riigi tasandil teeb SMI.

Puiduenergia ja energiametsad

Metsasektorist pärit puit katab olulise osa riigi taastuenergia toodangust. Viimasel ajal on tähelepanu juhitud asjaolule, et süsiniku tagasisidumise perioodi pikkus (*carbon payback*) on oluline faktor, mis mõjutab CO₂ kontsentratsiooni atmosfääris ning seeläbi kliimamuutusi. Märgitakse, et teatud juhtudel võib biomassi põletamisel atmosfääri emiteerunud C koguse tagasisidumiseks kuluda isegi sadu aastaid (Commentary on Forest Bioenergy and Carbon Neutrality). Sama allika põhjal soovitatakse taastuvaks energiaks lugeda vaid sellist ressursi, mille puhul C tagastuse aeg jääb suurusjärku 10 aastat või vähem. Põhimõtteliselt on kogu põlemisel emiteerunud C tagasisidumise periood lähedane raieringi pikkusele ja 100 aastane periood oleks võimalik vaid juhul, kui põletaksime valdavalt 100 aastaseid puid, mida aga ei tehta. Peamiste energiapuistutena tuleks Eestis kõne alla hall-lepikud, nende soovitatav raiering jääb aga vanusesse 20-25 a. Hall-lepikute, kui arvestatava ja meie tingimustesse sobiva bioenergiaressursi kohta on läbi viidud rida uuringuid ja saadud tulemused on ka avaldatud (Uri et al., 2009; 2011; 2014; 2017a; Aosaar et al., 2013; Becker et al., 2015). Siinkohal ei tohi ära unustada kõige olulisemat tegurit, mis räägib puidu, kui taastuenergia kasutamise poolt ja selleks on sisuline C neutraalsus, st. ükskõik kui pikaks ei kujuneks ka C tagasisidumise periood, on atmosfääri jõudnud süsinik pärit sealtsamast ja juurde seda ei lisandu. Atmosfääri CO₂ sisalduse suurenemiseni on viinud ikkagi fossiilsete kütuste kasutamine, st. maapõuest pärit süsinik. Pealegi toodetakse väga suur osa katlamajades kasutatavast hakest raiejäätmetest e. raidmetest, st. materjalist mis tekib raietööde käigus ja mis metsa maha jäädes laguneb nagunii suhteliselt lühikese perioodi jooksul ning sellesse seotud C vabaneb atmosfääri. Põletades raiejäätmed hakkena, saab katta osa ühiskonna energiavajadusest, mille reaalseks alternatiiviks oleks fossiilsed kütused. Seega on puidu kasutamisel energiasektoris oluline positiivne mõju atmosfääri C bilansi tasakaalustamisel.

3.2 Vajadused, mida ja kuidas metsanduse arengukava peaks katma

Lageraied.

Erinevate majanduslike tegevuste analüüs C bilansi seisukohalt sh. lageraiejärgsete alade süsinikuringe selgitamine ja C bilansi põhjal hinnangud, millal ökosüsteem muutub taas C siduvaks. Oluline valdkond, kuna võimaldab hinnata lageraiete keskkonnamõjusid (mõju C sidumisele).

Hooldusraied

Praktiliselt uurimata valdkond on hooldusraiete mõju metsade C sidumisele (kui RMK uurimisprojekt kõrvale jätta).

Kuivendus

Uuringutega on katmata suur osa kuivendatud metsade kasvukohatüüpe. Looduslikus olekus soometsade (turvasmullad) C bilansi selgitamisel on oluline ka metaani (CH₄) emissioonide selgitamine, kuna tegemist enam kui 30 korda efektiivsema kasvuhonegaasiga kui CO₂ ja kuivendamine üldreeglina vähendab metaani emissiooni. Kuivendamise tulemusel võib küll suureneada CO₂ voog mullast, kuid puude paremad kasvutingimused suurendavad C sidumist, samuti väheneb metaani emissioon. Puistu C bilanss oleneb sellest, milliseks kujunevad sisend- ja väljundvood.

Maapinna ettevalmistamise ja raiejäätmete eemaldamise mõju uurimine

Mõlemad küsimused vajavad Eestis uuringuid. Seniste maailmas läbi viidud tööde põhjal võivad maapinna ettevalmistamise mõjud C bilansile olla nii negatiivsed kui positiivsed. Teema on aktuaalne, sest RMK teeb aastas maapinna ettevalmistamist ca 7000 ha ulatuses (RMK Aastaraamat 2016), lisaks erametsades tehtav (erametsade kohta statistika puudub).

Raiejäätmete eemaldamise keskkonnamõju analüüs C ringe seisukohast Eestis puudub.

Kokkuvõte

Kuigi viimase kümnendi jooksul on teadmised Eesti metsade süsiniku (C) varudest ja sidumisest tänu uuringutele oluliselt täienenud, jääb siiski jätkuvalt probleemiks, et olemasolevad teadmised ei kata metsade suurt varieeruvust. Eelseisva arengukava perioodil tuleks jätkata süsiniku-uuringuid, eesmärgiga koostada Eesti metsade C sidumist ja varusid kajastav regionaalne süsinikumudel. Sellise mudeli loomine eeldab ulatusliku empiirilise andmestiku olemasolu.

Säästlik ning jätkusuutlik metsade majandamine aitab seniste uurimistulemuste põhjal kaasa süsiniku sidumisele ja talletamisele, sealhulgas pikaajalisele süsiniku hoidmisele puidupõhistes toodetes.

Esialgsed uurimistulemused näitavad, et lageraiejärgne süsinikubilans tasakaalustub kiiremini, kui seni arvatud. Ka olid uuritud aladel aastased süsiniku emissioonid tagasihoidlikud või väikesed.

Kuna lageraiejärgselt ökosüsteemi süsinikusidumise taastumine sõltub ennekõike läbi uue metsapõlvkonna juurdekasvu, siis on raiesmike kiire ja efektiivne uuendamine väga oluline ka metsade C sidumise seisukohalt. Kuna C hoidmine puittoodetes sõltub nende toodete elueast, siis on oluline ka uue metsapõlvkonna liigiline koosseis ja kvaliteet (eesmärgiks peaks olema pika elueaga toodete valmistamiseks sobiva materjali kasvatamine).

Ka näitavad senised uuringud, et lageraiejärgselt olid uuritud alad süsiniku allikaks lühikest aega (kuni 7 aastat) ning noored metsad seovad lageraiejärgsel perioodil kaotatud süsiniku kiiresti tagasi.

Turbe- ja valikraiate mõju ökosüsteemi süsinikuringele pole seni Eestis uuritud.

Uuritud puistutes hooldusraied ei suurendanud heterotroofse mullahingamise voogu st. C kadu metsaökosüsteemist ja mõju C bilansile tervikuna oli väike. Harvendusraiate metsakasvatuslik ja majanduslik positiivne mõju on suur ning harvendamisega ei kaasnenud negatiivseid mõjusid C bilansi seisukohalt.

Maapinna ettevalmistamine on oluline ja laialt kasutatav meetod, mis aitab kaasa edukale uuenemisele ja hilisemale metsapõlvkonna arengule, kuid selle mõjust kasvukoha C bilansile on kirjanduses erinevaid tulemusi. Eestis vastavad uuringud praktiliselt puuduvad.

Pikema aja jooksul kuivendatud soometsade (kõdusoometsade) produktsioon on kõrge, mis tagab selliste alade toimimise süsinikku siduvate ökosüsteemidena. Kuna nende metsade toimimine kas C allika või- sidujana sõltub ennekõike puude juurdekasvust, on majandamine siinkohal oluline, sh. on kriitilised kaks küsimust: puuliigi valik (sookaasikute asendamine produktiivsemate puuliikidega) ja optimaalne raieringi pikkus (vanemad puistud võivad muutuda C allikateks).

Bioenergiaks kasutatav puit on Eestis enamasti metsamajanduse ja puidutööstuse kõrvalsaadus (raidmed, võsa, saetööstuse jäägid), mis võimaldab efektiivsemalt ära kasutada kogu puiduressursi. Eestis tuleks nn. energiametsana kõne alla vaid hall-lepikud, mis seni on olnud tugevalt alamajandatud. Puidupõhiste kütuste laialdasem kasutamine võimaldab vähendada fossiilsete kütuste osa ja seeläbi pidurdada CO₂ kontsentratsiooni tõusu atmosfääris.

Kirjandus

Aastaraamat Mets 2013. Keskkonnaagentuur, Tartu 2014.

Amiro, B.D., Barr, A.G., Barr, J.G., Black, T.A., Bracho, R., Brown, M., Chen, J., Clark, K.L., Davis, K.J., Desai, A.R., Dore, S., Engel, V., Fuentes, J.D., Goldstein, A.H., Goulden, M.L., Kolb, T.E., Lavigne, M.B., Law, B.E., Margolis, H.A., Martin, T., McCaughey, J.H., Misson, L., Montes-Helu, M., Noormets, A., Randerson, J.T., Starr, G. and Xiao, J., 2010. Ecosystem carbon dioxide fluxes after disturbance in forests of North America. *J Geophys Res-Biogeophys*, 115.

Becker, H., Uri, V., Aosaar, J., Varik, M., Mander, Ü., Soosaar, K., Hansen, R., Teemusk, A., Morozov, G., Kutti, S., Lõhmus, K. 2015. The effects of clear-cut on net nitrogen mineralization and nitrogen losses in a grey alder stand. *Ecological Engineering*, 85, 237–246.

Campbell, J., Alberti, G., Martin, J., Law B.E. 2009. Carbon dynamics of a ponderosa pine plantation following a thinning treatment in the northern Sierra Nevada. *Forest Ecology and Management* 257, 453–463.

- Carmela, B.M., Jagtar, S., Chang, X., Sidders, D., 2011. Landuse change effects on ecosystem carbon balance. From agricultural to hybrid poplar plantation. *Agric., Ecosyst. Environ.* 141 (3–4), 342–349.
- Commentary on Forest Bioenergy and Carbon Neutrality. Reports and statements. *Energy Environment* 15.06.2018.
<https://easac.eu/publications/details/commentary-on-forest-bioenergy-and-carbon-neutrality/>
- Giasson M-A, Coursolle C, Margolis HA. 2006. Ecosystem-level CO₂ fluxes from a boreal cutover in eastern Canada before and after scarification. *Agricultural and Forest Meteorology*, 140(1-4), 23-40
- Goulden, M.L., McMillan, A.M.S., Winston, G.C., Rocha, A.V., Manies, K.L., Harden, J.W. and Bond-Lamberty, B.P., 2011. Patterns of NPP, GPP, respiration, and NEP during boreal forest succession. *Global Change Biol*, 17(2): 855-871.
- Kaye, J.P. and S.C. Hart. 1998 a. Restoration and canopy type effects on soil respiration in a ponderosa pine-bunchgrass ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 62:1062–1072.
- Liira J. 2017. Kuidas raied metsas taimi mõjutavad? *Sinu Mets* 48, 22-23.
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M. and Sievänen, R. 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling* 189, 168-182.
- Mjöfors K, Strömgren M, Nohrstedt H-Ö, Gärdenäs AI. 2015. Impact of site-preparation on soil-surface CO₂ fluxes and litter decomposition in a clear-cut in Sweden. *Silva Fenn* 49, 5.
- Mjöfors K, Strömgren M, Nohrstedt H-Ö, Johansson M-B, Gärdenäs AI. 2017. Indications that site preparation increases forest ecosystem carbon stocks in the long term. *Scand J For Res* 32, 8, 717-725.
- Noormets, A., McNulty, S.G., Domec, J.C., Gavazzi, M., Sun, G. and King, J.S., 2012. The role of harvest residue in rotation cycle carbon balance in loblolly pine plantations. Respiration partitioning approach. *Global Change Biol*, 18, 10, 3186-3201.
- Pang, X., Baom, W., Zhu, B., Cheng, W. 2013. Responses of soil respiration and its temperature sensitivity to thinning in a pine plantation. *Agricultural and Forest Meteorology* 171– 172, 57– 64.
- Selmants, P.C., Hart, S.C., Boyle, S.E., Gehring, C., Hungate, B.A. 2008. Restoration of a ponderosa pine forest increases soil CO₂ efflux more than either water or nitrogen additions. *The Journal of Applied Ecology* 45, 913-920.
- Tang, J., Qi, Y., Xu, M., Misson, L., Goldstein, A.H., 2005. Forest thinning and soil respiration in a ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada. *Tree Physiol.* 25, 1, 57–66.
- Uri, V., Varik, M., Aosaar, J., Kanal, A., Kukumägi, M., Lõhmus, K. 2012. Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 267, 112-126.
- Uri, V., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Ligi, K., Padari, A., Kanal, A., Lõhmus, K. 2014. The dynamics of biomass production, carbon and nitrogen accumulation in grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) chronosequence stands in Estonia. *For Ecol Manag*, 327, 106-117.

- Uri, V., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Kukumägi, M., Ligi, K., Pärn, L., Kanal, A. 2015. Biomass resource and environmental effects of Norway spruce (*Picea abies*) stump harvesting: an Estonian case study. *Forest Ecology and Management* 335, 207-215.
- Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Soosaar, K., Morozov, G., Ligi, K., Padari, A., Ostonen, I., Karoles, K., 2017a. Carbon budgets in fertile grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.) stands of different ages. *Forest Ecology and Management*, 396, 55–67.
- Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Morozov, G., Karoles, K. 2017b. Ecosystems carbon budgets of differently aged downy birch stands growing on well-drained peatlands. *Forests Ecology and Management*, 399 82–93
- Varik, M., Aosaar, J., Ostonen, I., Lõhmus, K., Uri, V., 2013. Carbon and nitrogen accumulation in belowground tree biomass in a chronosequence of silver birch stands. *Forest Ecology and Management*, 302, 62-70.
- Varik, M., Aosaar, J., Becker, H., Ostonen, I., Lõhmus, K., Uri, V. 2015. Carbon budgets in fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) chronosequence stands. *Ecological Engineering*, 77, 284-296.
- Vogel, J.G. & Gower, S.T. 1998. Carbon and nitrogen dynamics of boreal jack pine stands with and without of green alder understory. *Ecosystems*, 1, 386-400.

III 3. Geenireservimetsade pikaajalise kasutamise ja seisundi hindamine

Tiit Maaten (Eesti Maülikool)

Sissejuhatus

Geenireservimetsade valimisele Eesti NSV-s eelnes 1982. aastal NSVL metsade puuliikide geneetilise fondi eraldamise ja säilitamise eeskirjade koostamine Moskvast (NSVL metsade puuliikide geneetilise fondi...). Antud eeskirjad olid aluseks geenireservimetsade majandamise eeskirjade koostamiseks erinevates liiduvabariikides ja Eesti NSV jaoks kohandatud eeskirjad kinnitati Eesti NSV Metsamajanduse ja Looduskaitse ministri käskkirjaga nr 183 (30.12.1985) (Eesti NSV metsade genofondi reservaatide...).

Arvestades käesoleva alusuuringu geenireservimetsadega seotud eesmärgi, on oluline teada ka 1985. aastal valitud geenireservimetsade eraldamise ja majandamise põhimõtteid/eeskirju. Lähtuvalt alusuuringu ülesannetest ja põhimõtetest on alljärgnevalt esitatud olulisemad punktid Eesti NSV Metsamajanduse ja Looduskaitse ministri käskkirja nr 183 lisast 2.

4. Genofondi reservaat on antud piirkonnale tüüpiline metsaosa, milles on valitsevalt esindatud geneetilis-selektsioonilises mõttes väärtuslik osa liigi või ökotüübi populatsioonist. Genofondi reservaadid on liikide ja ökotüüpide geneetilise potentsiaali taastootmise ja säilitamise põhivormiks.

5. Genofondi reservaadid eraldatakse liikide ja ökotüüpide kasvuoptimumides.

6. Genofondi reservaadid eraldatakse reeglina riikliku tähtsusega metsades, kasutades selleks esmajoones looduskaitsealade, rahvus- ja loodusparkide, looduskaitse all olevaid, teadusliku või ajaloolise tähtsusega metsi, loodusmälestisi, linnametsi, haljasvööndite parkmetsi, veevarustusallikate sanitaarkaitse tsoonide I ja II vööndi, kuurortide sanitaarkaitse piirkondade ning erosioonitõrje metsi ja eriti väärtuslikke metsamassiive, kus on lubatud vaid hooldus- ja sanitaarraie. Genofondi reservaatide eraldamine neis metsades toimub kaitsekategooriat muutmata.

10. Genofondi reservaadid eraldatakse loodusliku tekkega või kohaliku päritoluga seemnetega kultiveeritud pluss- või normaalpuistutes; reservaatidesse võib lülitada eksootide kultuure. Reservaatidesse koostisse ei võeta majandusliku tegevuse või ebasoodsate looduslike tingimuste tõttu vaesustunud genofondiga metsaosi.

11. Genofondi reservaadid koostatakse esmajoones küpsed, valmivad ja keskealised puistud, millistes on formeerunud ökotüübile iseloomulik produktiivsus ja toimunud vähem kohastunud genotüüpide väljalangemine.

13. Genofondi reservaadid suuruselt kehtestatakse üldreeglina okaspuuliikidele 200 – 500 ha ja lehtpuuliikidele 100 – 400 ha. Väikeste tükkidena paiknevatele eksootidele ja triploidsele haavale on lubatud genofondi reservaatide eraldada vaatamata nende pindala suurusele. /-/

14. Eesti NSV-s eraldatakse männile, kuusele ja kaseliikidele vähemalt 3 genofondi reservaat rannikuvööndis ja samapalju mandrivööndis. Eksootidele ja triploidsele haavale eraldatakse reservaatidest nende paiknevusest.

15. Genofondi reservaatides on keelatud igasugune majanduslik tegevus, mis ohustab genofondi säiluvust või rikub oluliselt metsa looduslikku arengut, sealhulgas eriti:

15.1 – kemikaalide kasutamine umbrohutõrjeks /-/;

15.2 – lageraied, vaigutamine ja mahla varumine;

15.4 – raied, mis muudavad genofondi reservaatides oluliselt puistute genofondi;

15.5 – metsauuendamisel väljastpoolt reservaatidest varutud seemne ja reservaadist varutud seemnest teiste metsamajandite taimlais kasvatatud istutusmaterjali, võõrpuuliikide ja genofondi reservaadid looduslikku koostisesse mittekuuluvate puuliikide istutusmaterjali ning kilehoonetes kasvatatud taimede kasutamine.

16. Genofondi reservaatides on lubatud metsakultuuride ja noorendike hooldamine, hooldus- ja sanitaarraied ning seemnete ja pookeokste varumine koguses ning meetoditega, mis ei kahjusta ega muuda reservaatide genofondi.

16.1 – Metsauuenemisel genofondi reservaatides on põhiliseks generatiivne looduslik uuendumine. Selle tagamiseks rakendatakse vajaduse korral abinõusid metsa looduslikule uuendumisele kaasaaitamiseks, nagu kändude juurimine, maapinna mineraliseerimine, alusmetsa ja ebasoovitava järelkasvu kõrvaldamine, loodusliku uuenduse täiendamine antud reservaadist pärineva materjali külvi või istutusega. Generatiivse järelkasvu puudumisel lubatakse kasutada vegetatiivset uuendamist.

16.2 – kui looduslikku uuendust ei teki, võib erandina rajada ka kultuure. Istutusmaterjal selleks kasvatatakse kohalikult reservaadist varutud seemnest avamaal sama metsamajandi taimlas. /-/
/

16.4 – Loodusliku või kunstliku metsauuenduse hooldamiseks kasutatavad võtted peavad kindlustama sobiva koosseisuga elujõulise noorendiku, mille koosseisu kujundamine jätkub valgustus-, puhastus- ja harvendusraietega. Koosseisu kujundamine peab olema suunatud genofondi reservaadid antud kasvukoha peapuuliigile.

1985. aastal kinnitatud majandamiseeskirjade rakendamise analüüs ja geenireservimetsade eraldamisele järgnenud tegevused

ENSV Metsamajanduse- ja Looduskaitse ministri käskkirja lisas 2 toodud põhimõtted ja kriteeriumid sisaldavad endas palju potentsiaalseid ja reaalseid ideoloogilisi konflikte. Nii on paljude looduskaitsealade üks olulisematest eesmärkidest looduslikele protsessidele mittevahetult segamine, see tähendab loodusliku suksessiooni kaitsmist, geneetiliste ressursside in situ säilitamine aga eeldab konkreetsel kasvukohal sama liigi ja sama populatsiooni (või selle osa) esindatust ka uues metsapõlvles kui eelmise aeg on otsakorral või hakkab sinna jõudma. Seega võib samal ajal kahe kirjeldatud ideoloogia rakendamine olla kas ülikeeruline või võimatu. Eriti keeruline on saavutada valgusnõudlike puuliikide nagu arukask ja harilik mänd looduslik uuendus küpsetes metsades, kus on lubatud teha vaid hooldus- ja sanitaarraieid (punkt

6). Vastuolu on näiteks ka alapunkti 15.4 (raied, mis muudavad genofondi reservaatides oluliselt puistute genofondi) ja tegelikkuse vahel: puistute genofondi muutvad raied on enamasti vajalikud selleks, et geenifond selles kohas säiliks. Ideoloogilise konflikti iseloomustamiseks sobib hästi ka fragment geenireservimetsade valimise ajast osaliselt säilinud kirjavahetusest Eesti Metsainstituudi funktsionääride vahel kus üks kirjutab teisele, andes hinnangu Vihula kandist geenireservimetsaks pakutava ala kohta: „Ilus kantis tükk aga ega tal mõtet ole, ta niigi kaitstud“. Seega said ka toonase valiku heaks kiitnud isikud aru, et nii mõnelgi valitud alal ei ole geneetiliste ressursside säilitamine *in situ* realselt võimalik.

Kuna nõukogude aja viimasel dekaadil koostatud geenireservimetsade majandamise eeskirjad ja põhimõtted sisaldasid rohkem looduskaitsealadele omaseid põhimõtteid kui majandatavate metsade omi siis ei pööratud peale nimetatud alade valimist nende uuenemise küsimustele ka suuremat tähelepanu. Peale taasiseseisvumist oli Eestis tähtsamaidki probleeme kui geenireservimetsade majandamine ja seega jõuti geenireservimetsade majandamist puudutavate järgmiste dokumentideni 1999. aastal kui koostati RMK peadirektori käskkiri, mille lisaks majandamise eeskiri, Purdi geenireservimetsa moodustamise kohta. Samaväärsed käskkirjad, samuti koos lisadega, koostati veel Kabala, Rimmu, Vanaveski, Mõniste ja Kiidjärve geenireservimetsa kohta (Geenireservimetsade säilitamine RMK....).

Viimane kokkuvõte geenireservimetsade olemi ja seisundi osas koostati RMK poolt aastal 2010. Selles jõutakse järeldusele, et geenireservimetsadena on võimalik säilitada järgmised alad: Purdi, Kabala ja Mõniste kuuse ning Kiidjärve ja Aakre männi geenireservimetsad ettepanekutes esitatud piirides ja majandusviisides. Samas tuleb lisada, et geenireservimetsaks sobivuse üheks oluliseks kriteeriumiks olid looduskaitsealased piirangud – kui mingitele aladele olid need kehtestatud siis RMK neid geenireservimetsana säilitamiseks sobivaks ei liigitanud. Lisaks konstateeritakse kokkuvõttes tõsiasi, et aastatel 2007-2008 kuulusid geenireservimetsad Metsaseaduse alusel kaitsemetsade kategooriasse ja alates 01.02.2009 geenireservimetsad enam Metsaseaduse ega ühegi muu õigusaktiga kehtestatud ei ole. Sellest tulenevalt on RMK hallatavatele maadele valitud geenireservimetsade säilitamine, niipalju kui vähegi võimalik, RMK hea tahe kuid arvestatakse muutuvaid olusid (Geenireservimetsade säilitamine RMK...).

Ülevaade käesoleva alusuuringu raames teostatud väli- ja kameraaltöödest ning nende põhjal tehtud järeldustest

Urissaare arukase geenireservimets

Asub tervenisti Niguliste LKA-l, kus geneetiliste ressursside säilitamist kaitse-eesmärgiks seatud ei ole, mistõttu geenireservimetsa staatus puudub. Eelmisel sajandil valitud kvartalid paiknevad Urissaare reservaadis ja Nigula SKV-s. Välitööde käigus hinnati kvartalitel OJ080-OJ085, mis asuvad Nigula SKV-s, kasvavate puude fenotüübi omadusi. Arukased on seal fenotüübilt sellised, mille *in situ* säilitamine ei ole põhjendatud. Nii välitööde käigus kui nimetatud kvartalite takseerandmetega tutvudes tuvastati, et tegemist on varieeruva koosseisuga segametsaga ja sealt ühtegi puuliiki, mille puhul oleks esile tõstmist väärivaid fenotüübilisi omadusi, pole.

Kokkuvõtteks: Urissaare looduskaitseala sihtkaitsevööndis ja ühtlasi reservaadi kõrval asuvad puistud ei ole fenotüübiliste omaduste ja majanduslike piirangute tõttu geenireservimetsaks sobilikud.

Rimmu/Päidre hariliku kuuse geenireservimets

RMK 2010. aastal koostatud geenireservimetsade ülevaates on Rimmu geenireservimetsa kohta kirjutatud järgmist: „Alale kogunenud mitmeid muid kaitse-põhjuseid, pole KU ala, ega geenireservimetsana käsitletud“. Antud ala ehk kvartaleid OI101-OI104; OI108-OI109; OI114-OI117 geenireservimetsaks sobivaks ei peetud.

Lähtuvalt nimetatud kvartalite takseerikirjeldustest ja välitööde käigus tuvastatust, sobivad kvartalid OI102, OI103 ja OI110 endiselt geenireservimetsaks. Nimetatud kvartalitel on rikkalikult kuusepuistuid, mille omadused on selleks piisavalt väärtuslikud. Alusmetsas on kuuse looduslikku uuendust ja kohati on kuuske ka teises rindes. Kohati on otstarbekas puistutest haaba välja raiuda, et anda uuenduseks rohkem valgust ja ruumi. Nimetatud tegevus on aga vähe tõenäoline rakendumas, sest nendelt kvartalilt OI103 on leitud musta toonekure elupaik ja seda piirangut tahetakse laiendada ka teistele kvartalitele. Iseenesest on kõik mainitud kvartalid ka ilma majandustegevuseta ja hoolimata musta toonekure elutsemisest seal mõistlik jätta geenireservimetsa kategooriasse. EUFGISi miinimumnõuded on ka kolme kvartali puhul edukalt täidetud (Pan-European minimum...).

Mõniste/Vastse-Roosa hariliku kuuse geenireservimets

RMK poolt 2010. aastal koostatud geenireservimetsade ülevaates (Geenireservimetsade säilitamine RMK....) on Mõniste geenireservimetsa seisundit kirjeldatud järgmiselt:

Võrumaa metskonna 18.12.2009 hinnangu tulemusel on metsade sanitaarne seisund kvartalitel MO023, MO029, MO030, MO031, MO048 väga halb, eriti puulliigi kuusk osas. Esineb massiliselt kuuse tuuleheidet- ja murdu, mida 2007-2009 pehmete talvedega ei ole õnnestunud koristada. Selle tagajärjel on lisaks tekkinud ürasekirüüste alasid, kus kuusk tänaseks kuivanud. 2009 aasta talvel koristati SR käigus kõnesoleva ala kolmelt enam kahjustatud eraldustelt kokku 120 tm surnud puid, mis tegelikult on vaid väike osa kahjustatud metsast. Kvartalitel MO029, MO030, MO048 vanade veel säilinud männi puistute koosseisu kuuske säilinud vaid 10-20% ja sedagi põhiliselt II rindes. Nendel kolmel metsakvartalil geenireservimetsa tunnustele vastavad kuusikud puuduvad ja nende jätkuv arvamine geenireservimetsade koosseisu ei ole põhjendatud. Kvartali MO029 edelanurk on RMK haldusalast välja läinud. Kvartali MO029 eraldisel 10 on 4 ha suurune VEP. Kvartali MO048 eraldisel 9 on ca 5 ha VEP. Vanadest kuusikutest säilinud vaid 7,6 ha kv MO031 er.14. Ka selle eraldise täius ebahühtlane ja häiludena kuusk hävinud, kuid esineb kuuse järelkasvu 1000 - 1500 tk/ha. Eraldise keskmisena moodustab kuuse osakaal puistust kohati kuni 40% . Valitsev puuliik on tegelikult juba mänd segus kase ja haavaga.

Kvartalite MO023 ja MO031 puistutes, kus kuusk välja langenud, säilinud vaid esimese rinde mänd täiusega 0,3- 0,4. Enamus alal aga toimunud männi turbe all kuuse looduslik uuenemine. Uuendus ebahühtlane (500 -1500 tk/ha) ja kõrgus 1-5 meetrit. Loodusliku kuuse kasvu pidurdab tihe lehtpuu uuendus (RE, PI, HA) mida tuleks edaspidi välja raiuda, et luua paremad kasvutingimused kuusele. Küll ei oska sellele raietele täna nime anda. Ilmselt oleks vajalik

majandamise eeskirjas selle raie tegemine kirjeldada. Kokkuvõtteks võib ülevaatus tulemusena järeldada, et geenireservimetsana on mõttekas säilitada kvartalitel MO023 ja MO031 kasvavad puistud. Antud kvartalid on kantud ka Natura varialade nimekirja.

Kirjeldatud olukord vastab täpselt sellele, mida on võimalik takseerikirjeldustest näha ja samuti täheldati välitööde käigus kvartalitel MO023 ja MO031. Nii nagu 1985. aastal koostatud geenireservimetsade valimise ja majandamise juhendiski kirjas: „Genofondi reservaadi koostisse lülitatakse esmajoones küpsed, valmivad ja keskealised puistud, millistes on formeerunud ökotüübile iseloomulik produktiivsus ja toimunud vähem kohastunud genotüüpide väljalangemine“, nii on see ka tänapäeval, et hindamaks seda, kas puistu on väärt geenireservimetsaks määramist, saab otsustada siis kui puud on minimaalselt keskealised, soovitatavalt vanemas eas. Arvestades viimase 10-11 aasta jooksul kvartalitel MO023 ja MO031 toimunud, ei ole fenotüübiliste vaatluste põhjal võimalik öelda, kas ala sobib geenireservimetsaks. Sobivuse üle otsustamiseks on vajalik teada ajalugu – sellega on praegu põhjendatud ka RMK poolt 2010. aastal koostatud teksti esitamine. Kui arvestada seda, et in situ geneetiliste ressursside säilitamisel on eesmärgiks sama geneetilise materjali kasvama jäämine samas kasvukohas, RMK poolt kirja pandud väide „Enamus alal aga toimunud männi turbe all kuuse looduslik uuenemine“ on reaalsus ning antud alal saab teostada hooldusraieid siis võib antud ala lugeda geenireservimetsa mõistes sobivaks. Seda vähemalt seniks kui samast piirkonnast pole midagi paremat leitud. Männi geenireservimetsaks antud ala mõistlik määrata pole, sest mändi on seal küllaltki vähe ja kuna mõlemal kvartalil on juba palju kuuse looduslikku uuendust siis sinna alale männi uuenduse tekitamine eeldaks küllaltki suuremahulisi metsamajanduslikke töid. Lisaks sellele on Kagu-Eestis männikuid palju ja valiku vähesust pole. Hoolimata raieküpsete kuuskede madalast osatähtsusest Mõniste geenireservimetsas on EUFGISi miinimumnõuded (Pan-European minimum....) siiski täidetud.

Purdi/Esna hariliku kuuse geenireservimets

Purdi geenireservimets oli pindalalt suurim kuuse geenireservimets kui geenireservimetsi valiti. Samas pindalalises suurusjärgus kui see nõukogude perioodi viimasel dekaadil valiti, on ta siiani RMK poolt majandamisel, antud ala hulgas ei olnud õigusvastaselt võõrandatud vara tagastamise teel või muul teel eraomandisse läinud metsa. Ses mõttes on Purdi geenireservimets juba unikaalne. Samuti ei ole sellele alale tekitatud looduskaitselisi piiranguid. RMK 2010. aasta geenireservimetsade ülevaates väidetakse, et Järvamaa metskonna hinnangul on sel alal toimunud järjepidev geenireservimetsana majandamine. Alalt on kogutud piisav seemnereserv (Geenireservimetsade säilitamine RMK....). Viimase olemasolu kinnitati suuliselt ka RMK Taimla ja seemnemajanduse osakonnast 2018. aasta suvel. 2017. aasta suvel esitati Purdi geenireservimets rangelt kaitstavate salu- ja laanemetsade kandidaatalaks. Arvamust küsiti ka Eesti Maaülikoolist. Viimase seisukoht oli rangelt eitav, sest kui viimases kahes Metsanduse arengukavas (Eesti Metsanduse Arengukava aastani 2010; Eesti Metsanduse Arengukava aastani 2020) on prioriteediks olnud uute geenireservimetsade valimine, mida tegelikult tehtud pole, siis miks lubatakse olemasolevale geenireservimetsale kehtestada piirangud, mis võivad uue kuuse metsapõlve saamist sel alal takistada. Mis iganes põhjus või argument kõige olulisemaks osutus aga looduskaitse alla seda ala ei pandud ja tõenäoliselt ka ei panda. Sellest andsid märku välitööde käigus nähtud ulatuslikud raietööd. Keskkonnaameti andmete põhjal

on RMK võtnud Purdi/Esna geenireservimetsa ala peale alates 2017. aasta teisest poolaastast 2018. aasta suveni lageraie teatise enam kui 70 hektari peale.

Geenireservimetsana jätkamise poolt olevad argumendid: 1) puuduvad looduskaitsepiirangud, lubatud on lageraie – antud kvartalitel on tugev rohukasv ning samuti sarapuid suure metsa all, mis teevad loodusliku uuenemise kuusega kas ülikeeruliseks või võimatuks; 2) teadaoleva info kohaselt on uuendusraiate järgselt raiesmikke kohalikust seemnest kasvatatud taimedega uuendatud; 3) RMK-l on olemas seemnevaru; 4) vähestel eraldistel kus on veel küpseid kuusepuustuid on kuuskede fenotüüp geenireservimetsaks igati sobiv.

Negatiivsed argumendid: 1) puistute vanuseline jaotus on küllatki ebahütlane; 2) puudub info selle kohta, kas viimasel hooajal tehtud uuendusraiate alade jaoks on Purdi päritolu taimed olemas.

Vanaveski/Tohvri hariliku männi geenireservimets

Asub tervenisti Leppoja LKA Leppoja sihtkaitsevööndis, RMK käskkirja geenireservimetsa moodustamise kohta ei ole. LKA kaitse-eeskirjas ei ole geneetiliste ressursside säilitamist eesmärgiks seatud (Leppoja looduskaitseala kaitse...). Staatus geenireservimetsana puudub. Mitteametliku geenireservimetsa määranguga praeguseks kvartalid KP033-KP035; KP052; KP065. Kvartalite liigilise koosseisu põhjal ei ole kvartalite KP052 ja KP065 männi geenireservimetsaks pidamine kuidagi põhjendatud, sest mändi on seal väga vähe. Kvartalitel KP033-KP035 domineerib mänd. Kuna nimetatud ala on nõukogude ajast olnud soovituslikult vähese majandustegevusega ja aastast 2005 on seal Leppoja LKA sihtkaitsevöönd, on antud alal metsamajanduslikke töid, just peale LKA loomist, minimaalselt tehtud. Männi ja ka kuuse enamusega puistud on väga tihedad ja kui seal ei otsustata teostada harvendus- või uuendusraieid siis ilma loodusliku häiringuta enamusele alast looduslikku uuendust tekkimas pole. Kvartalitel KP033-KP035 tähendaks männi geenireservimetsana majandamine kindlasti uuendusraieid, sest valdavalt on harilikku kuuske nii esimeses kui teises rindes ja seega on valgustingimused männi uuenduse tekkeks täiesti ebasobivad. Uuendusraietest tuleks kasutada kas lageraieid või turberaieid veerraieid, et ala männiga uuendada. Häil- ja aegjärgne raie sobiks pigem kuusega uuendamiseks. Aga ka kirjeldatud variandid on teoreetilised prognoosid, mis mõnel eraldisel võivad toimida, mõnel mitte, sest kasvukohad ja kasvukohatüübid on antud kvartalitel varieeruvad. Nii on näiteks kvartalil KP034 häil, mille tekkepõhjus on visuaalsete vaatluste põhjal juuremädanike nakkusest põhjustatud okaspuude hukkumine. Nimetatud häilul ei ole looduslikult tekkinud mitte okaspuu uuendus vaid lehtpuu uuendus. Selle näite põhjal oleks kõige riskivabam siiski uue metsapõlve saamiseks kasutada lageraieid ja nendele järgnevat istutust. Fenotüübi omaduste põhjal ei ole männipuistud antud aladel laitmatute omadustega, seda eriti laasumise osas. Koosseisus olevate kuuskede fenotüübi osas pretensioone pole. Kvartalite KP033-KP035 puhul võiks tegemist olla nii kuuse geenireservimetsaga kui ka kuuse ja männi geenireservimetsaga. Mõlemal juhul oleks eeltingimuseks raiete lubamine antud aladel. Kui in situ säilitamise sihtliigiks määratakse ka harilik kuusk võib ala laiendada ka kvartalitele KP052 ja KP065. Arukase osatähtsus kõigil viiel kvartalil on nii väike, et seda puuliiki in situ säilitamise sihtliigiks määrata pole otstarbekas. Nii kuuse kui männi osas on EUFGISi miinimumnõuded täidetud.

1.6. Analüüsida geenireservimetsade pikaajalist kasutamist, sh hinnata nende praegust seisundit ja alade piisavust, majandamisvõtete sobilikkust ning koostada majandamisettepanekud geenireservimetsade geneetilise mitmekesisuse säilitamiseks ja suurendamiseks, sh kaitsealadel.

Kokkuvõte

Eestis eraldati 1985. aastal 10 ala kogupindalaga 3540 ha geenireservimetsadeks, sh 1 arukase ala (417 ha), 5 hariliku kuuse ala (1158 ha) ja 4 hariliku männi ala (1965 ha). Toonaste eeskirjade põhjal nähti ette, et nii männi, kuuse kui arukase kohta peaks olema a 6 geenireservimetsa (kokku 18) ehk arvuliselt täideti plaanist alla poole. Riigikorra muutuse ja muude põhjuste tõttu oli aastaks 2009 geenireservimetsade ainsaks juriidiliseks taustaks RMK peadirektori käskkirjad ja nende põhjal geenireservimetsade pindala 1686 ha. Samal aastal RMK poolt tehtud inventuuri ja analüüsi põhjal sobis neist aladest geenireservimetsaks 1154 ha. Nii Eesti Metsanduse Arengukavas aastani 2010 kui samas dokumendis aastani 2020 on prioriteediks seatud uute geenireservimetsade valimine kuid reaalsuses selleni jõutud pole. Geenireservimetsadel puudub seadusandlik taust, samuti ei ole olemas ei strateegiat ega laiapõhjalist kokkulepet selle kohta, kuidas metsapuude geneetiliste ressursside säilitamine *in situ* peaks Eestis toimuma. 1985. aasta strateegiline lähenemine oli, et Eestis peaks olema harilikul männil, harilikul kuusel ja kaseliikidel 3 geenireservimetsa rannikuvööndis ja sama palju mandrivööndis, alade suurus 200 – 500 ha okaspuude ja 100 – 400 ha lehtpuude puhul. Teiste puuliikide *in situ* säilitamist sel viisil oluliseks ei peetud. 2011. aastal lõppes EMÜ-s KIKi finantseeritud projekt (Metsageneetiliste ressursside säilitamise strateegia ning metsakultiveerimismaterjali tootmise ja kasutamise strateegia lähteülesannete koostamine ning täiendavate vajakute kaardistamine) ja selle aruandes tehakse ettepanek rakendada geneetiliste ressursside säilitamist *in situ* lisaks kuusele, männile ja arukasele ka sanglepale ning kõvalehtpuudele kuid seda väiksematel aladel kui 1985. aasta eeskirjades ette on nähtud. Publitseerimata andmetele tuginedes püütakse Euroopas propageerida ideed, et kõikide pärismaiste puuliikide tarvis peaksid Euroopas olema geenireservimetsad. Eestis ei ole see kindlasti otstarbekas idee. Kirjeldatud tausta ja muutunud ning muutuvaid olusid arvestades ei ole võimalik välja pakkuda kiireid lahendusi, kuidas Forest Europe resolutsiooni S2 (Metsageneetiliste ressursside säilitamine) (Conservation of Forest Genetic Resources...) rakendamine Eestis peaks toimuma, selleks on vaja laiapõhjalisi läbirääkimisi ja otsuseid, sest eelmisel sajandil valitud alade mahust on geneetiliste ressursside *in situ* säilitamiseks sobilik vähem kui kolmandik.

Kasutatud viited:

Conservation of Forest Genetic Resources. Resolution S2. Ministerial Conference for the Protection of Forests in Europe 18 December 1990, Strasbourg/France. 2p. - https://www.foresteurope.org/docs/MC/strasbourg_resolution_s2.pdf

Eesti Metsanduse Arengukava aastani 2010. Eesti Vabariigi keskkonnaministeerium. 31 lk. - https://keskkonnaagentuur.ee/publications/16286_PDF.pdf

Eesti Metsanduse Arengukava aastani 2020. 2010. 38 lk. - <https://www.envir.ee/sites/default/files/mak2020vastuvoetud.pdf>

Eesti NSV metsade genofondi reservaatide eraldamise, säilitamise ja majandamise eeskirjad.
Lisa 2 Eesti NSV Metsamajanduse ja Looduskaitse ministri käskkirjale nr 183,
30.12.1985. a. 8 lk. Koopia EMÜ Metsandus- ja maaehitusinstituudis.

Geenireservimetsade säilitamine RMK metsades. 2010. Tallinn, 12 lk. Koopia EMÜ
Metsandus- ja maaehitusinstituudis.

Leppoja looduskaitseala kaitse alla võtmine ja kaitse-eeskiri. Vabariigi Valitsuse määrus. RT I
2005, 57, 454. <https://www.riigiteataja.ee/akt/950545?leiaKehtiv>

Metsageneetiliste ressursside säilitamise strateegia ning metsakultiveerimismaterjali tootmise
ja kasutamise strateegia lähteülesannete koostamine ning täiendavate vajakute
kaardistamine. 2011. KIK projekti nr 36 lõpparuanne.
<http://mi.emu.ee/teadusinfo/projektid/>

NSVL metsade puuliikide geneetilise fondi eraldamise ja säilitamise eeskirjad. 1982. Moskva.
Lisa NSVL Riikliku metsakomitee käskkirjale nr 112, 13.08.82, 15 lk. Eesti keelde
tõlgitud koopia EMÜ Metsandus- ja maaehitusinstituudis.

Pan-European minimum requirements for dynamic gene conservation units of forest trees.
2008. 5p.
http://portal.eufgis.org/fileadmin/templates/eufgis.org/documents/EUFGIS_Minimum_requirements.pdf

III 4. Okaspuupuistute osakaalu muutus, selle mõju bioloogilisele mitmekesisusele. Metsamajanduslike võtete rakendamine.

Okaspuupuistute osakaal ja elurikkus

Jaan Liira (Tartu Ülikool)

- Eesti metsade elurikkust ohustab küpsete kuusikute osakaalu vähenemine, samas kui männikute osas probleemi ei paista olevat.
- On märgata suurstruktuuride (vanade puude) kadu, mis pikas ajas võib viidata ka väiksemate elurikkuse indikaatorite arvukuse vähenemisele.
- Ökoloogilise stabiilsuse ja mitmekesisuse tagamiseks tuleks toetada segapuistute rajamist ja hoidmist.
- Kasutada rohkem lehist okaspuupuidu kasvatamisel.
- Metsade majandamise ja eelkõige raiete määramisel on vaja arvestada koha pikaajalist ajalugu ja hetkel metsas säilinud struktureid elemente (üksikud vanad puud, erinevad liigid, liigirikas järelkasv ja alusmets).

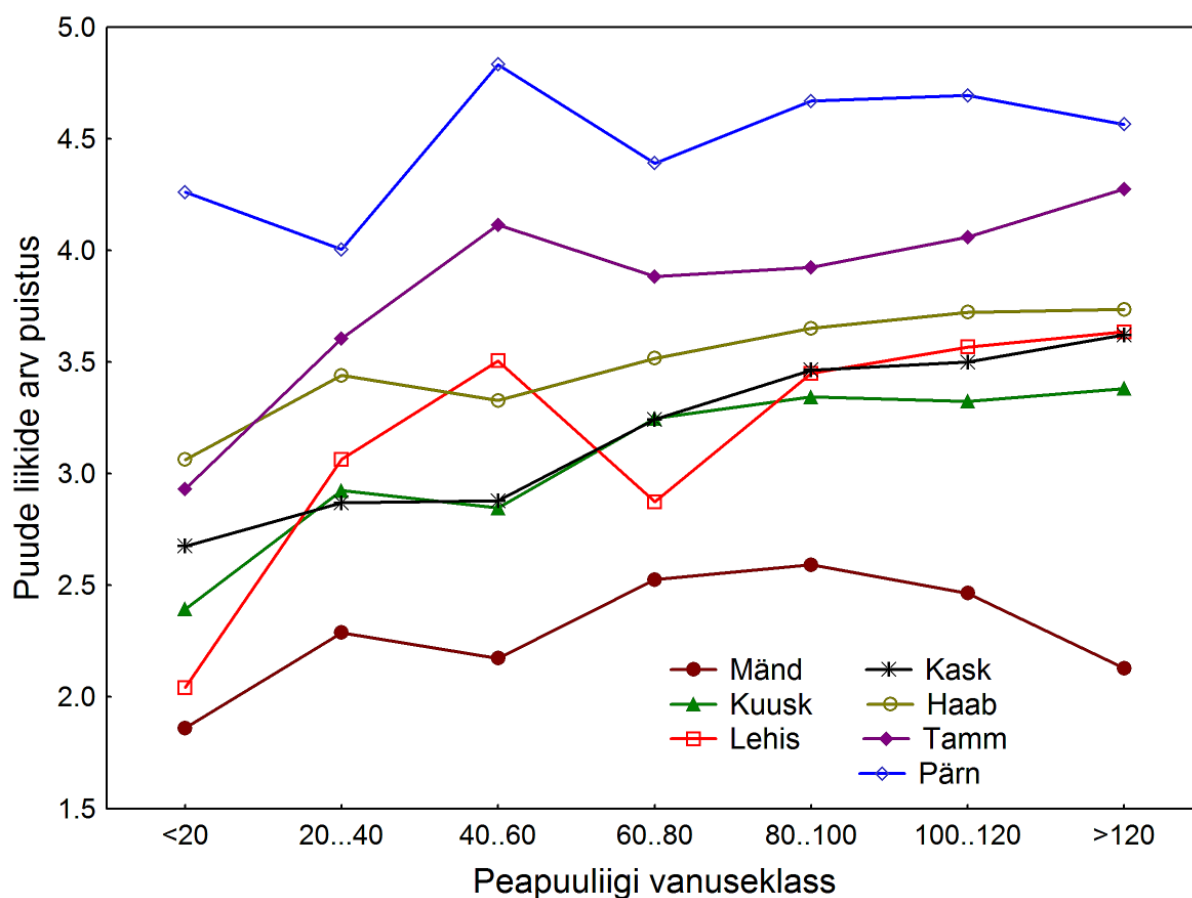
Eesti metsi võib jaotada ökoloogiliselt kasvukohatüübi süsteemi järgi (Lõhmus, 1984, Paal 1997) või majanduslikuma rõhuga peapuu järgi (Laasimer 1965). Mõlemat süsteemi kasutatakse paralleelselt vastavalt tööde eripäradele. Antud ülevaates rõhume peapuuliigile ja ignoreerime ökoloogilisi variatsioone peapuuriühma sees. Palünoloogiliste andmete järgi on okasmetsade osakaal pärast-jäaaegsel ajal muutunud korduvalt (ülevaated Laasimer, 1965, Paal 1997). Oluline on märkida, et kuusk on siiski suhteliselt hiline saabuja Põhja-Euroopas (Giesecke & Bennett 2004). Viimase aastatuhande teisel poolel on inimtegevuse tõttu toimunud märgatav kuuse osakaalu vähenemine, sest inimasulad on koondunud peamiselt kuuse levikualadele. Samas on kasvanud männi ja väikeselehiste puude osatähtsus (Laasimer, 1965, Reitalu et al. 2013). Tänapäeval on okasmetsad suurema osatähtsusega happelistel muldadel, samas, okaspuud ise hapestavad mulda oma varisega.

Okaspuurikkamad on nõmme- ja palumetsad, laanemetsad, rabametsad ja loometsad, aga ka kõdusoometsad (Lõhmus 1984). Samas, vanad looduslikult või poollooduslikult kujunenud okasmetsad ongi valdavalt segametsad lehtpuudega (Liira et al. 2007, Kohv & Liira 2005, Liira & Kohv 2010). Okasmetsade osakaal ja levik on siiski paljuski inimese suunatud. Palünoloogilised ja kartograafilised uurimused Rootsisis aga näitavad, et aasta tuhande(te)ga on inimene tahtlikult suunanud liigirikka segametsa (kõvapuidulise lehtpuuga) okaspuude dormineerimisega kasutusmetsa suunas (Björse & Bradshaw 1998), aga ka vastupidi (Hellberg et al. 2003). Saksamaal pakuti paar sajandit tagasi mändi kui metsamulla puhkuseks vahelduskultuur lehtmetsaalades, kui nüüd on määnd juba muutunud püsikultuuriks.

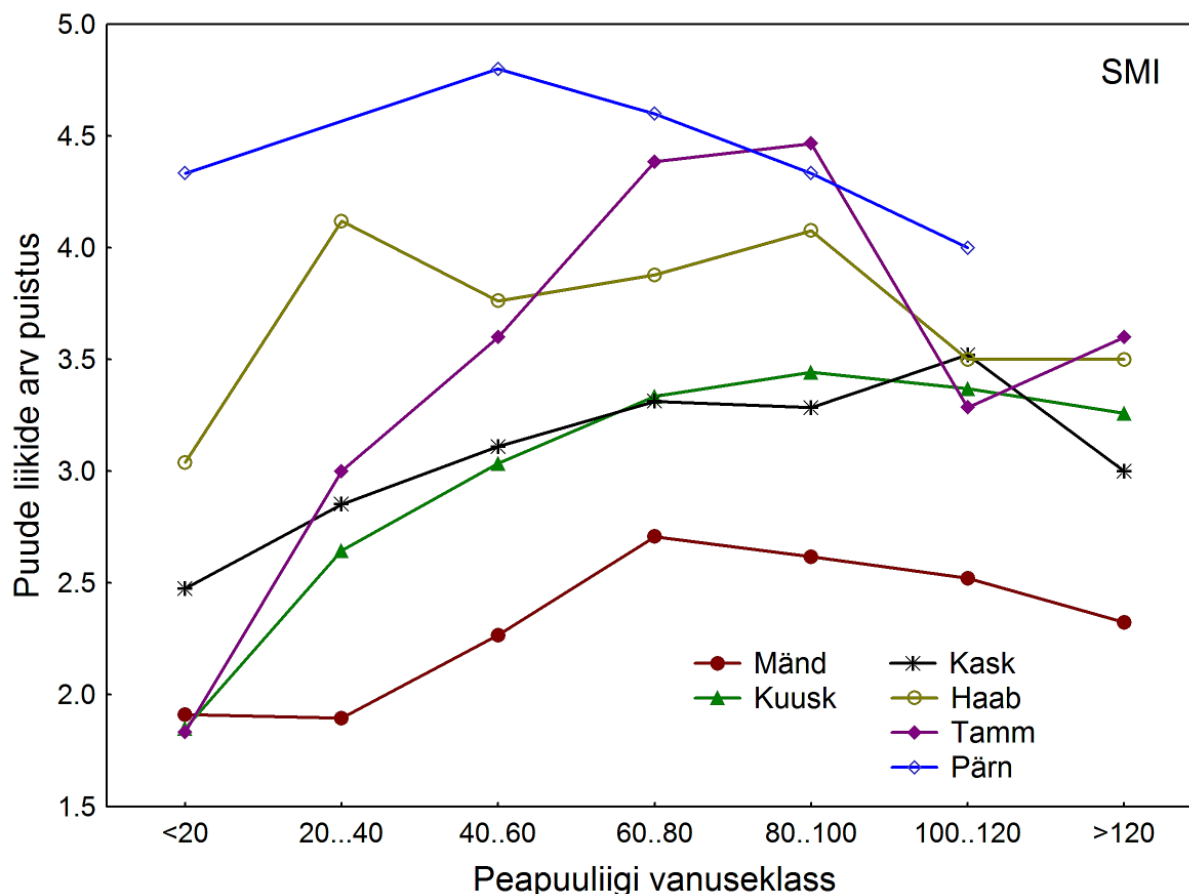
Okasmetsad võivad olla liigirikkad, kuid enamus peapuuliigist erinevaid puid eemaldatakse hooldustööde käigus. Looduslik uuenemine ja bioloogilise mitmekesisuse säilimine puistu tasemel toimub täna häidünaamikale. Nende loodusliku uuenemise käigus hakkab kasvama ka palju lehtpuid, eelkõige kask ja haab, aga väga sageli ka tamm, pihlakas ja vaher (Brumelis et al. 2009, Liira et al. 2011, Paal et al. 2011). Järelkasvu liigirikkus eelkõige määratud kasvukohatüübiga ja vähem tingimustega, kuid siiski mõjutab seemneallikas puurinde liigirikkus konkurents rohu- ja samblarindega, mikroelupaikadega (näiteks lamatüved) ning alumetsa hooldusvõtted ja mosaiiksus (Liira et al. 2007, Liira & Kohv 2010, Kohv et al. 2013, Liira et al. 2011). Borealse metsa (nõmme, pohla, ja jänesekapsa kkt) looduslikku taastumist

ja puistu kujunemisest mõjutavad samad tegurid, mis rohurinnet: regionaalsus, kasvukohatüüp valgustingimuste heterogeensus, teise rinde ja alusmetsa tihedus, mikroelupaikade olemasolu, konkurents ja samblarindega, mikroelupaikade olemasolu, alusmetsa hooldus, aga ka koha metsa ajalooline järjepidevus (Brumelis et al. 2009, Liira et al 2011, Liira et al. 2007, Moora et al. 2007, Paal et al. 2011).

Puude elurikkust toetavad Metsaregistri andmetel põhjal eelkõige küpsed ja vanad kuusemetsad, ja männikute seas eelkõige raieküpsed metsad. Samas, võrreldes mõnede teiste puudega, on okasmetsade, eriti männikute roll kasin. Võrdluseks, kuusikute puude liigirikkus on võrreldav lehisemetsadega ja kaasikutega. Kuid teised lehtmetsad, ka haavikud, aga eriti laialehelised metsad (näiteks toodud pärnikud ja tammikud) toetavad oluliselt rohkem puude elurikkust. SMI juhuvaatlus ei võimalda objektiivselt hinnata väikese pindalaga puuliikide metsade seisuga, kuid mustrid on valdavalt sarnased Metsaregistri põhisele hinnangule.



Joonis 3. Puude üldine liikide arv okaspuuenamusega puistututes ja valitud lehtpuupuistutes peapuuliigi vanuseklasside kaupa. Andmed: Eesti Metsaregister ja U.Petersoni lageraiete kaugseireandmestik KAURI tellimusel.



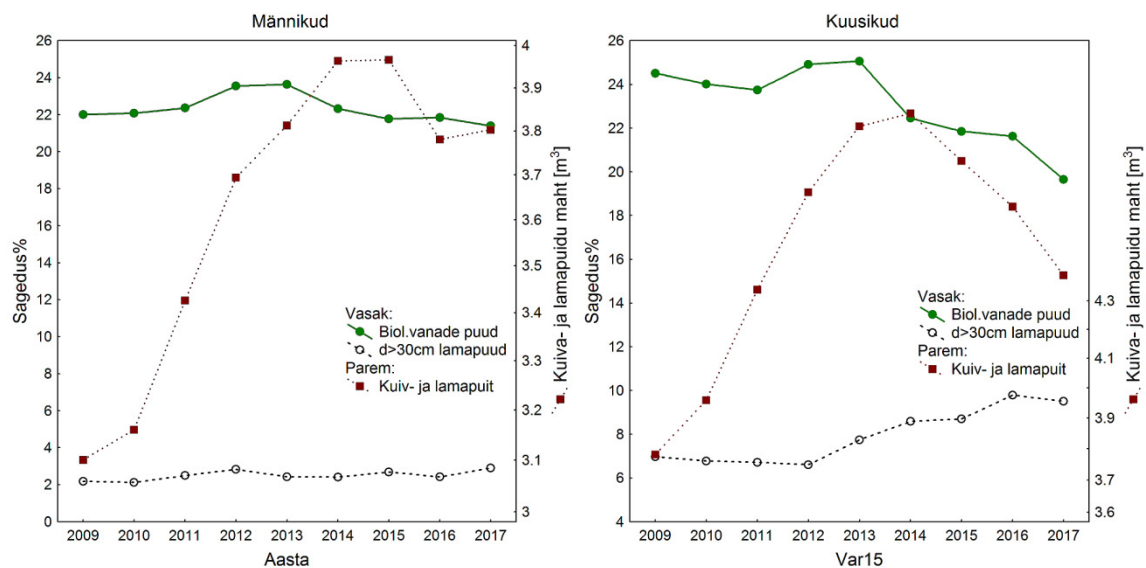
Joonis 1. Puude liikide arv okaspuuenamusega puistututes ja valitud lehtpuupuistutes peapuuliigi vanuseklasside kaupa. Andmed: SMI bioindikatsiooni alamvalim.

(Okas)Metsa hea seisundi (elupaigakvaliteedi) ajalooline järjepidevus on tähtsaim faktor elurikkuse koondumisele ja püsimisele, sest metsa-spetsiifiliste liikide levimisvõimekus on madal (Norden & Appelqvist 2001, Jüriado et al. 2011, Leppik et al. 2011, Palo et al. 2013, Paal, et al. 2011). Järjepidevusega kaasnevad ka häiringud, mis on tähtis struktuurse heterogeensuse looja metsas, mis omakorda on oluline faktor elurikkuse koondumisele (Kohv & Liira 2005, Meier et al. 2005, Liira et al. 2007, 2011, Liira & Kohv 2010, Liira & Sepp 2009, Paal et al. 2011, Kohv et al. 2013). Sealjuures, pikaajaline järjepidev reostamine ei pruugi olla probleem, sest alusmets jõuab sellega kohaneda (Paal et al. 2012, Suija & Liira 2017). Looduslike ja looduslähedases seisus olevate okasmetsade dünaamika sõltub puuliigist (Kuuluvainen & Aakala 2011). Männimetsas on levinud erinevad suurepinnaline häilu kohort-dünaamika ja metsa suurepinnaline asendus-dünaamika, samas kuusemetsas on valdavaks üksikpuupõhine häildünaamika. Peamisteks häiringu põhjustajateks on tulekahjud ja tormid, kuuskede puhul ka vanadussurm. Vana pikaajalise puistu puhul, nagu mändidega rabametsas, on uuenemine pidev, kuid oluliseks häire põhjuseks on tulekahju.

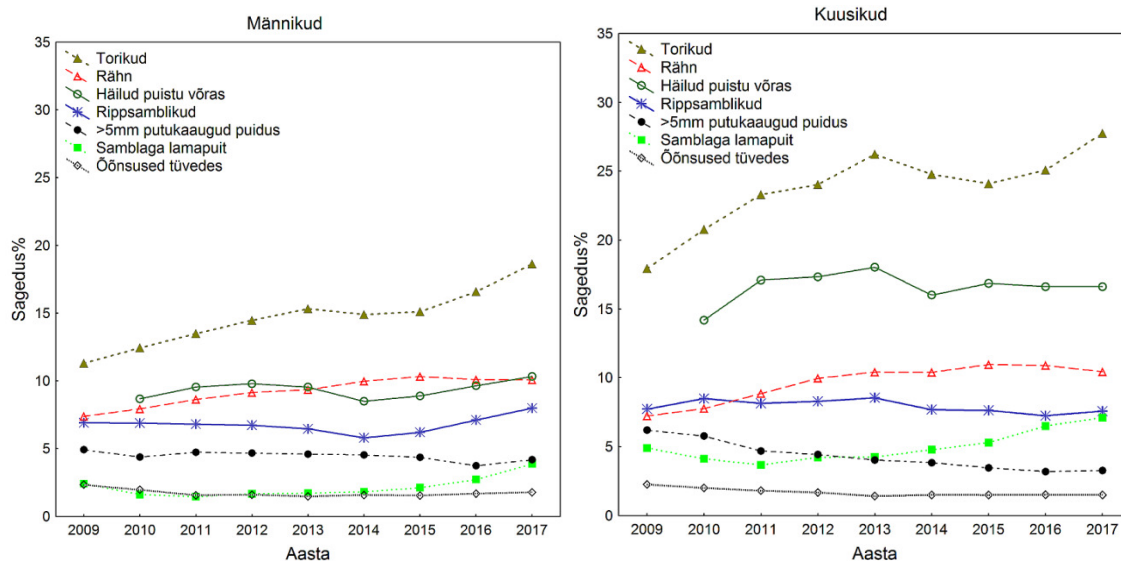
Okasmetsade erinevad kooslused (nagu ka teistes metsades) ja liikide rühmad (sünuusid) on erineva tundlikkusega majandamisele ja looduslikule häirele (Mikusinski et al 2001, Nilsson et al .2001, Kohv & Liira 2005, Meier et al. 2005, Kohv et al. 2013). Näiteks, okaspuud on epifüütide jaoks tähtis peremeespuude rühm, kuid see roll sõltub nii elupaiga kvaliteedist (sh regionaalsusest, kasvukohatüübist, puistu vanusest ja struktuurist), kui ka peremehe omadustest, mida iseloomustavad peremeespuu vanus, koore keemia ja (Jüriado et al. 2003,

2015, Liira et al. 2007, Meier et al. 2005, Liira & Kohv 2010, Marmor & Randlane 2007, Marmor et al. 2012, Suija & Liira 2017). Tüvedes elutsevad ja/ või toituvad liigid sõltuvad samamoodi regionaalsusest, kasvukohatüübist, metsa vanusest ja hooldusest kujunenud struktuurist (Mikusinski et al. 2001, Kohv & Liira 2005, Liira et al. 2007, Liira & Kohv 2010, Liira & Sepp 2009). Okasmetsaga seotud kuhilpealised sipelgas on pigem seotus metsa servadega ja sellega analoogsete häilude mosaiiksusega, kui muu peenema struktuuriga (Liira et al. 2007, Liira & Kohv 2010).

SMI on jälginud ka tavalisemaid bioloogilise mitmekesisuse indikaatoreid. Vaatlusperioodi jooksul on järsult vähenenud bioloogiliselt vanade puude sagedus kuusikutes ja mingil määral ka männikutes. Järsu vähenemise on läbi teinud surnud puidu maht puistutes, samas kui suurel läbimõdulise lamapuit on metsades sagenenud. Väikemõdulistes indikaatorites on jätkuvalt harvenenud õõnsustega tüved ja erinevate putukate tekitatud aukudega ($d > 5\text{mm}$) kuiv puit. Samas on sagenenud üldiselt torikseente viljakehade ja rähnide olemasolu okasmetsades. Sammaldunud lamapuitu on harva, aga olukord paistab paranevat. Rippsamblike sagedus on stabiilne. Kokkuvõtlikult, suur-struktuuride kadumine, õõnsuste ja putukaaukudega tüvede vähenemine võib olla eelnevaks märgiks tulevikus toimuvatele negatiivsetele muutustele ka üldises okasmetsades elurikkuses, isegi kui hetkel ei ole väike-indikaatorite seis seireperioodi jooksul halvenenud.



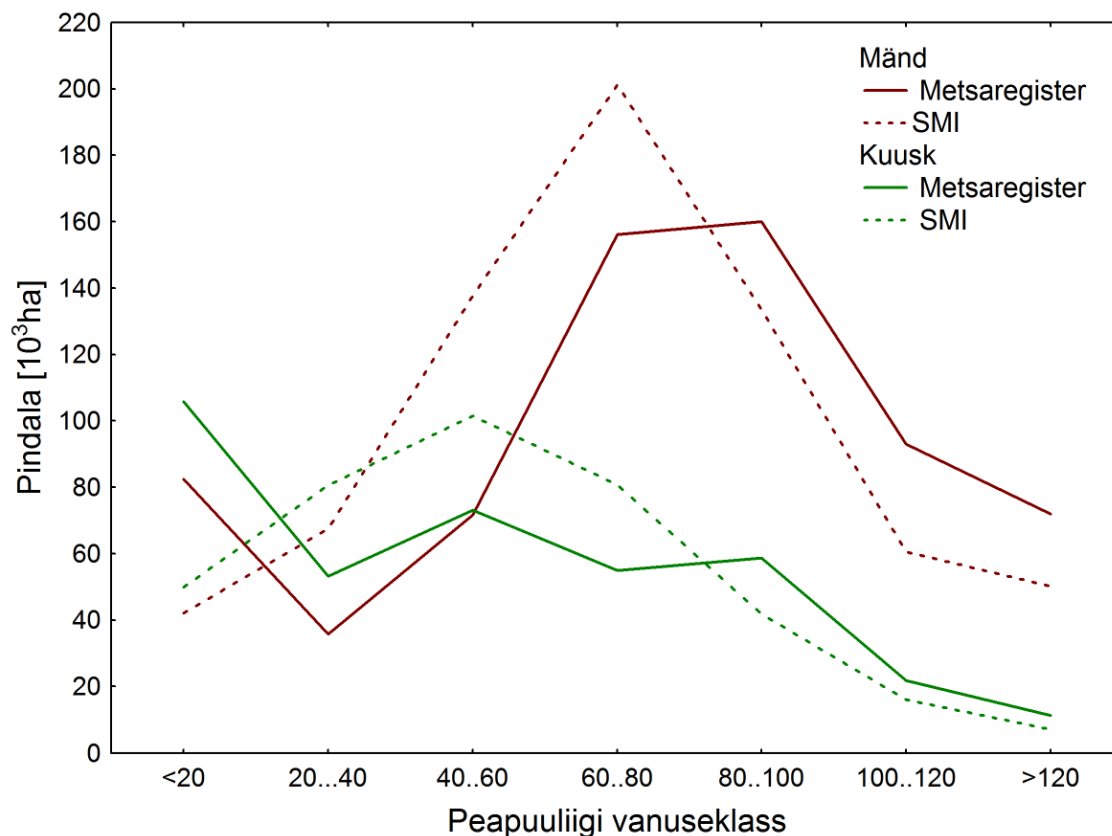
Joonis 2. Puistu struktuursete bioindikaatorite sagedus ja surnud puidu maht männikutes ja kuusikutes. Andmed: SMI bioindikatsiooni alamvalim.



Joonis 3. Bioindikaatorite sagedus männikutes ja kuusikutes. Andmed: SMI bioindikatsiooni alamvalim.

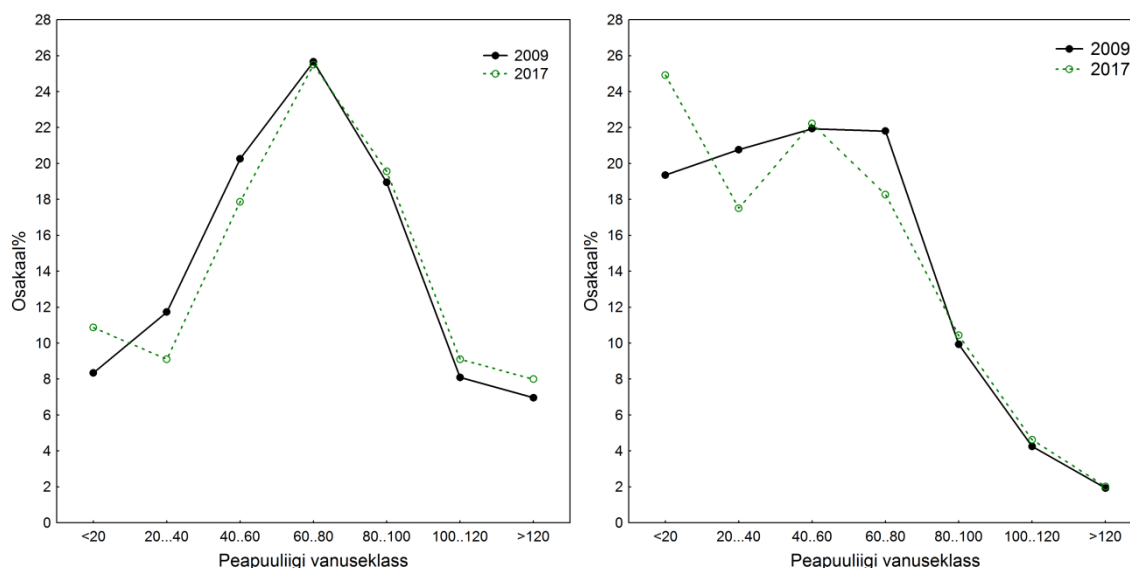
Vanuseklassile pindalaline jaotus ja selle muutused männikutes ja kuusikutes. Probleemi selgitamist segab pindalaliste hinnangute variatsioon erinevate hindamissüsteemide vahel (näiteks Metsaregister ja SMI). Põhjuseks võib olla erinev hindamisala (eraldis vs prooviring) vaatlejaspetsiifiline hinnang peapuuliigile ja tema valdavale vanusele ning metsata alade ja noorendike staatuse määratlemine. Sellegipärast võimaluselt esitatakse mõlemad hinnangud. Valdavaks erinevuseks on hinnang noorendike pindala kohta. Männikute puhul on suur osa metsi raieküpses vanuses ning vanu metsi elurikkuse toetamiseks. Erinev hinnang järjepidevusele tekib kuuse noore ja keskmise vanuse osakaalude omavahelises suhtes, kuid mõlemad andmestikud viitavad vanade elurikkus toetavate metsade väikesele osale.

Kas kaitse on piisav? SMI valimi järgi umbes 37% männikuid ja 24% kuusikuid on mingi määral kaitse staatuses, sh range kaitse all on 22.5% männikuid ja 11.6% kuusikuid. See osakaal on viimase kümnendi jooksul suhteliselt vähe muutunud.



Joonis 3. Mäni ja kuuse vanuseklasside pindalaline jaotus Metsaregistri (korrigeerituna U.Petersoni KAURile toodetud kaugseire kaardikihiga) ja SMI andmete järgi 2018 kevade seisuga.

Kui võrrelda SMI andmetes metsade vanuselist dünaamikat, siis männikutes on lisandunud noori metsi ja osa metsi on jõudnud vanasse ikka, siis kuusikutes on toimunud suuremad muutused kuni raieküpse eani ja ning vanades järkudes on osakaal suhteliselt stabiilne.



Joonis 4. Vanuseklassiline jaotus männikutes ja kuusikutes hinnatud SMI andmetel, kasutades metsi, kus on vaadeldud ka bioindikaatorite olemasolu. Algammed: spetsiaalpäring SMI andmestikust.

Kirjandus

- Björse, G. & Bradshaw, R (1998). 2000 years of forest dynamics in southern Sweden: Suggestions for forest management. *Forest Ecology and Management* 104, 15-26.
- Brumelis G., Strazds M., Eglava Z. (2009). Stand structure and spatial pattern of regeneration of *Pinus sylvestris* in a natural treed mire in Latvia. *Silva Fennica* vol. 43 no. 5 article id 172. <https://doi.org/10.14214/sf.172>
- Giesecke T., & Bennett, K.D. (2004). The Holocene spread of *Picea abies* (L.) Karst. in Fennoscandia and adjacent areas. *Journal of Biogeography* 31, 1523-1548.
- Hellberg, E, Hörnberg, G, Östlund, L, Zackrisson, O. (2003). Vegetation dynamics and disturbance history in three deciduous forests in boreal Sweden. *Journal of Vegetation Science* 14, 267-276.
- Jüriado, I., Paal, J. & Liira, J. 2003. Epiphytic and epixylic lichen species diversity in Estonian natural forests. - *Biodiversity and Conservation* 12: 1587-1607.
- Jüriado, I., Liira, J., Csencsics, D., Widmer, I., Adolf, C., Kohv, K., Scheidegger, C. (2011). Dispersal ecology of the endangered woodland lichen *Lobaria pulmonaria* in managed hemiboreal forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 20(8), 1803 - 1819.
- Jüriado, I., Leppik, E., Lõhmus, P., Randlane, T., Liira, J. (2015). Epiphytic lichens on *Juniperus communis* – an unexplored component of biodiversity in threatened alvar grassland. *Nordic Journal of Botany*, 33 (2), 128–139. DOI:10.1111/njb.00650.
- Kohv, K & Liira, J. 2005. Anthropogenic disturbances, structural changes and indicators in the boreal forest. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 122-134.
- Kohv, K., Zobel, M., Liira, J. 2013. The resilience of the forest field layer to anthropogenic disturbances depends on site productivity. *Canadian Journal of Forest Research*, 43 (11), 1040–1049, 10.1139/cjfr-2013-0030.
- Kuuluvainen, T. & Aakala, T. 2011. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica* 45: 823–841.
- Laasimer, L. 1965. Eesti NSV taimkate. Valgus. Tallinn.
- Leppik, E., Jüriado, I., Liira, J. (2011). Changes in stand structure due to the cessation of traditional land use in wooded meadows impoverishes epiphytic lichen communities. *The Lichenologist*, 43, 257 - 274.
- Liira, J. & Kohv, K. (2010). Stand characteristics and biodiversity indicators along the productivity gradient in boreal forests: Defining a critical set of indicators for the monitoring of habitat nature quality. *Plant Biosystems*, 144 (1), 211–220. DOI:10.1080/11263500903560868.
- Liira, J., Sepp, T. (2009). Indicators of structural and habitat natural quality in boreo-nemoral forests along the management gradient. *Annales Botanici Fennici*, 46(4), 308 - 325.
- Liira, J., Sepp, T., Parrest, O. (2007). The forest structure and ecosystem quality in conditions of anthropogenic disturbance along productivity gradient. *Forest Ecology and Management*, 250, 34–46.
- Liira, J., Sepp, T., Kohv, K. (2011). The ecology of tree regeneration in mature and old forests: combined knowledge for sustainable forest management. *Journal of Forest Research*, 16(3), 184 - 193.

- Lõhmus, E. 2004. Eesti metsakasvukohatüübid. - Eesti Loodusfoto.
- Marmor, L. & Randlane, T. (2007). Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. *Folia Cryptogamica Estonica*, 43, 23–37.
- Marmor, L., Tõrra, T., Saag, L., Randlane, T. (2012). Species richness of epiphytic lichens in coniferous forests: the effect of canopy openness. *Annales Botanici Fennici*, 49, 352–358.
- Meier, E., Paal, J., Liira, J. & Jüriado, I. 2005. Influence of tree stand age and management to the species diversity in Estonian eutrophic alvar and boreo-nemoral *Pinus silvestris* forests. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 135-144.
- Mikusinski, G., Gromadzki, M. & Chylarecki, P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. - *Conservation Biology* 15: 208-217.
- Nilsson, S. G., Hedin, J. & Niklasson, M. 2001. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 3, 10-26.
- Moora, M., Daniell, T.J., Kalle, H., Liira, J., Püssa, K., Roosalu, H., Öpik, M., Wheatley, R., Zobel, M. (2007). Spatial pattern and species richness of boreonemoral forest understorey and its determinants – a comparison of differently managed forests. *Forest Ecology and Management*, 250, 64–70.
- Norden, B & Appelqvist, T. 2001. Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators - *Biodiversity and Conservation* 10: 779-791.
- Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn.
- Paal, J., Degtjarenko, P., Suija, A., Liira, J. 2012. Vegetation responses to long-term alkaline cement dust pollution in *Pinus sylvestris*-dominated boreal forests – niche breadth along the soil pH gradient. *Applied Vegetation Science*, 16(2), 248 - 259.
- Paal, J., Turb, M., Köster, T., Rajandu, E., Liira, J. 2011. Forest land-use history affects the species composition and soil properties of old-aged hillock forests in Estonia. *Journal of Forest Research*, 16(3), 244 - 252.
- Palo, A. Ivask, M. Liira, J. 2013. Biodiversity composition reflects the history of ancient semi-natural woodland and forest habitats - Compilation of an indicator complex for restoration practice. *Ecological Indicators*, 34, 336–344, 10.1016/j.ecolind.2013.05.020.
- Reitalu, T., Seppä, H., Sugita, S., Kangur, M., Koff, T., Avel, E., Kihno, K., Vassiljev, J., Renssen, H., Hammarlund, D., Heikkilä, M., Saarse, L., Poska, A., Veski, S. (2013). Long-term drivers of forest composition in a boreonemoral region: The relative importance of climate and human impact. *Journal of Biogeography* 40, 1524-1534.
- Sepp, T., Liira, J. (2009). Vanade salumetsade rohurinde koosseis ja seda mõjutavad tegurid. *Metsanduslikud Uurimused (Forestry Studies)*, 50, 23 - 41.
- Suija, A.; Liira, J. (2017). Community response to alkaline pollution as an adjusting re-assembly between alternative stable states. *Journal of Vegetation Science*, 28 (3), 527–537. DOI: 10.1111/jvs.12506.

Metsauuendamise olulisus, eesmärgid ja alternatiivid

Eino Laas (Eesti Maaülikool)

Metsade uuendamine okaspuudega

Okaspuudega metsade uuendamise eelistamise alused on:

- eetilised põhimõtted:
metsakasvatustlik aspekt – maakasutuse tõhustamine ja eesmärk/püüed asendada raiutud väheste okaspuudega puistud noorematega, mis muutuksid tulevikus okaspuu-enamusega puistuteks, et nende majanduslik väärtus ja puidu kvaliteet oleksid endistest puistutest paremad;
inimliku järjepidevuse aspekt – uuendusraiet tegev inimpõlvkond kasutab eelnevate põlvkondade töö tulemusi, siis peaks ta kasvatama järgmisele ja ülejärgmisele põlvele kvaliteetse ja mitmekülgsete väärtustega okaspuuenamusega metsa;
- esteetilised põhimõtted:
meie metsades on lehtpuud 6 kuud ilma lehtedeta ja sel ajal on maastik väheste okaspuudega ilmetu ja kõle;
Kesk- ja Lõuna-Eesti viljakatele muldadele tekivad vanade puistute asemele looduslikult pioneerliikidest lehtpuunoorendikud või lehtpõõsastikud, mis on visuaalselt üksluised (eriti kõrgvaadetes) ja ei paku võimalusi esteetiliselt ja majanduslikult nauditavate okas-leht-segapuistute moodustamiseks;
- metsarekreatsiooni (sh metsakoriluse) ja metsateraapia vajadused okaspuupuistute (eriti männikute) järele;
- pikaajaliselt pidevat vanade okaspuuenamusega metsade olemasolu on võimalik tekitada vaid rohke hulga pealekasvavate noorte ja keskealiste okaspuistute näol;
- vajadus pikaajalist okaspuuidust toodete, eriti suuremahuliste ehituskonstruktsioonide järele, mis on kestvad süsiniku säilitajad.

Bioloogiline nõudlus okaspuude järele teatud liikide eksisteerimiseks:

1. Okaspuud on toidubaasiks metsalindudele (suur-kirjurähn, käbilinnud, mänsak, siisike, rohevint) ja oravale seemnete näol.
2. Okaspuud on toidubaasiks inimesele kasulikele ja kahjulikele putukatele: männi ja kuuse niine- ja puiduosas elutsevad üraskid ja puidusikud, koorepragudes elutsevad mardikad, okastest toituvad nn okkakahjurid, lehetäid kuuseokastel.
3. Putukad on omakorda toiduahelas: kuuskedel ja mändidel elutsevad putukad ja nende vastsed on toiduks metsalindudele, kuuskedel olevad lehetäid annavad toitu kuklastele.
4. Männiokkad on toiduks metsisele.
5. Männivõrsed ja -koor põtradele, kuusekoor põtradele ja punahirvele ning kuusevõrsed metskitsedele on neile väga vajalikuks toiduks.
6. Noorte okaspuutaimede koor on toiduks hiirtele (leet- ja uruhiir) ja männikärsakaliikidele.
7. Metsamarjaliikide arvestatavad marjavarud (on toiduks lindudele ja imetajatele) esinevad peamiselt männimetsades ja okaspuuraiestikel (vaarikas nt männi-, männi + kuuse- ja kuuseraiestikel).
8. Okaspuud on vajalikud pesa- ja varjepaigaks lindudele (kana- ja raudkull, ronk, händkakk, musträhn, pasknäär, kaelustuvi, käbilinnud, tihased, põialpoiss, laanepüü, metsis jt) ja väikeloomadele (orav, nugis).
9. Kuklased on seotud okaspuistutega nii toidu kui pesaehitusmaterjali poolest.
10. Okaspuudega eksisteerivad koos mitmed sambliku- ja samblaliigid.

11. Okaspuud on sümbiootilises seoses mitmete kandseeneliikidega.

12. Geneetilises, metsakasvatustalust ja esteetilisest seisukohast on oluline raiestikele säilitamiseks kvaliteetse tüve ja võraga männi seemnepude valimine. Männienamusega puistute vähesusel kõrgemates boniteediklassides ja teistes puistutes männi vähesusel pole võimalik valida fenotüübilt häid puid.

13. **Happelistel ja väga happelistel tüseda metsakõdu või turbakihiga leede-, keskmiselt ja tugevasti leetunud, gleistunud leede-, leede-glei-, turvastunud leede- ning halvasti kuni keskmiselt lagununud turvasmuldadel on taimekoosluste peamiseks dominantideks ja indikaatoriteks mänd ja mustikas.** Nad on süsteemi muld→taim→muld välised peegeldajad mullas toimunud ja toimuvast ning mõjutavad ka ise mulda oma varise ja juurtega, muutes nimetatud muldi veel happelisemateks. Seejuures on mänd valgusnõudlik ja mustikas poolvarju (libisevat varju) vajav liik. Mustikas võib kasvada nimetatud muldadel ka kaasikus ja kuusikus, kuid viimases on ta õitsemine ja viljumine nõrk varjava võrastiku tõttu. Kooslus kask-mustikas on erandlik ja selle kaaskomponendiks on rohttaimed, peamiselt kõrrelised, mis ei soodusta mustika õitsemist ja viljumist.

Mustika õitest ja viljadest sõltuvad paljud metsaelustiku liigid: mesilased, kanaliste tibud ja vanalinnud, marju; mustika lehti ja võrseid söövad mitmed loomaliigid.

Seega on peale lageraiet mustika taasuenemist soodustavaks teguriks männi uuenemine ning viimase kiirendamiseks männi kultiveerimine. Mänd valgusnõudlikuna harveneb looduslikult ka ise, kuid raietega seda kiirendades kiireneb ka mustika taastumine õitsevaks ja viljakandvaks.

Praegused armastatumad mustika ja pohla marjametsad on enamuses kultuurpuistud, milliseid on läbitud mitu korda raiega, seetõttu on seal puud küllalt suurte ühtlaste vahedega ja väheste kaskedega. Nende männikute täius on 60 - 70%, nad on hästi läbitavad ja kasutatavad, sest seal on vähe lamapuitu. Sellistes suhteliselt hõredates männikutes saab lennata ka metsis.

Kuid nendes marjametsades puudub männi looduslik uuendus, mille tekkimiseks on vaja hõredamat puude asetust, just noori männitaimi takistava mändide juurestiku ja võra pärast. Tugevasti takistab männi uuenemist ka kõrge ja tihe puhmarinne, kus niiskematel ja mustika viljakamatel kasvukohtadel on kasvamas veel sinikas ja sookail, kuivendatud siirdesoomännikus ka hanevits. Seetõttu on männi uuendamiseks vaja maapinna ettevalmistamist (mineraliseerimist).

Ökoloogiline vajadus männiga kultiveerimiseks ekstreemsetel muldadel ja kasvukohtades:

1. Kuivad happelised liivad
2. Kruusased mullad
3. Happelised soostunud ja soomullad
4. Põlevkivikarjäärade rekultiveerimisel
5. Kruusakarjäärade (k.a *Rail Baltic*´u tulevased karjäärid) rekultiveerimisel

Vähennõudliku, vastupidava ja kuivataluva liigina saab kasutada vaid mändi. Nimetatud muldadest ja aladest vaid põlevkivikarjäärade heterogeensetel muldadel on võimalik soodsates kohtades kasutada teisi liike.

Lehise kasvatamine on Eestis kahjuks vaibunud, kuid lehiseliikide metsas kasvatamine on kasulik mitmel põhjusel. Süsinikumajanduse seisukohalt on lehiseliigid noores eas väga kiire kasvuga ja puud pika elueaga (Eesti üks vanemaid lehisepuistusi saab 2020. aastal 200-aastaseks). **Lehiste puit on välistingimustes väga kaua kestev, mis tähendab süsiniku väga pikaaegset sidumist.** Lehisekultuurid rajatakse suhteliselt väikese algtihedusega, 1330 - 1670(2000) tk/ha. Noortele lehisele on aga suureks ohuks sokud, kes maikuu sarvede sügamiseks (puhastamiseks) valivad just noori lehiseid.

II. Metsakasvatustilised probleemid MAK 2030 ootuses

1. Eesti majandatavates metsades peaksid kõik metsaomanikud omaks võtma arusaama, et lageraie ja aktiivne metsauuendamine koos järgnevate hooldustega on lahutamatud, mis on eelduseks väärtusliku tulevikumetsa saamiseks.

2. Okaspuudega kultiveerimisele pole alternatiivi ei majanduslikust, ökoloogilisest kui esteetilisest seisukohast. Tulemuslikuks uuendustööks tuleb juba istutustööle eelnevate tööprotsessidega luua vajalikud eeldused, ning eesmärgikohaselt jätkata istutusele järgnevate hooldamiste ja raietega.

3. Okaspuude kultiveerimisega pannakse alus okaspuuenamusega segapuistute moodustamiseks. **Vaja on selgitada kultuuride hooldamisel ja valgustusraiel allesjätavate lehtpuude optimaalne liik, kõrgus ja hulk, et tagada segapuistute optimaalsed koosseisukombinatsioonid peamistes kasvukohatüüpides.**

4. Uuendustööde standardiseerimiseks koostada metsakultuuride rajamise tehnoloogilised skeemid (metsakultuuride tüübid), millest olulisem osa oleks koostatava põhjalikuma „Metsamajanduse head tavad Eestis” (MHT) üks osasid. **MHT oleks vajalik metsapoliitiline, tehnoloogiline ja eetilise dokument, mille koostamise ja järgimisega näidatakse, et metsa majandatakse Eestis jätkusuutlikult, mitmekülgset, hoolivalt, loodusväärtusi hoidvalt ja majanduslikult efektiivselt.**

5. Loodusliku metsauuendamise, metsahoiu, biomitmekesisuse ja ka majanduslikust koondseisukohast oleks optimaalsemaid uuendusraie viise turberaiete üks alaliik – veerraie. See tähendab langilaiuse piiranguga lageraiet. **MAKi üheks tööpunktiks oleks selle raieviisi eksperimentaalne kavandamine mingis RMK metsandikus**, kus suuremad raiestikud pole soovitatavad.

6. Valikraiega püsimeetsa majandamisega (pidev üksikute jämedamate puude raie koos järelkavu hooldusraiega) saavad tegeleda metsandusest väljaspoolt sissetulekuid saavad ning piiratud peapuuliigiga (kuusega) opereerivad inimesed ja firmad.

7. Üks **reaalsemaid valikraie kasutamise kohti** on valmivad või küpsed lehtpuistud, peamiselt kaasikud koos kuuse hajusa/grupilise järelkasvu või kuuse II rindegaga. Siin võib olla kaks lähenemisviisi: raiuda esimeste kordadega jämedamad kased, jättes peenemad kased koos kuuskedega edasi kasvama. Teisel juhul lähtutakse kuuse seisukorrast ja valikraie kordadega suurendatakse esmalt kasvuruumi kehvast olukorras olevatel kuuskedel. Lõpptulemuseks on kuusepuistu üksikute kaskedega, mis kuuskede viljakandvusel võib kujuneda püsimeetsaks.

MAKi sisend: valikraie võimaluste uurimine kuuse järelkasvu või II rindegaga kaasikutes.

III. Metsauuendamise vajalikkusest

Praegune olukord uuendamises SMI põhjal

Riigimetsamaa raiestikel kultiveeritud (istutus + külv) **pindala osakaal lageraie pindalast** on aastatel 1999 - 2016 kõikunud 53,5 - 91,3%, viimasel 5 aastal on pidevalt langenud 71 - 56,7%ni.

Aastatel 1998 - 2011 oli kultiveerimismaht 4300 - 4700 ha aastas, mis 2016. aastaks oli tõusnud 6600 hektarini.

Riigimetsas okaspuukultuuride osakaal aastasest kultiveerimisest aastatel 2003 - 2016 oli 88 - 95%, sh männikultuuride osakaal aastati 30 - 50% ja kuusekultuuride oma 43 - 60%. Männi ja kuuse osakaalu kõikumine sõltub peamiselt raielankide kasvukohatüüpidest ja kultiveerimismaterjali olemist.

Olukorrast puuliikide osakaalu osas SMI põhjal

Männi osatähtsus 1958 ja 1975. aastast (41,9 ja 40,6%) on langenud aastateks 2015 ja 2016 (32,6%) 8 - 9% võrra. Kuuse osakaal 1988. aastast (23,5%) on langenud 2015. ja 2016. aastaks ca 17% peale. Lehtpuude osatähtsus on 2016. a (Ks, Hb, Lm, Lv) kokku 48,5%, 1958. a 34,8%. Seejuures halli lepa osakaal on suurenenud 5,5% ehk 47 tuhandelt hektarilt (1958) 196 - 198 tuhandeni. Hall lepp ja kuusk aga jagavad samu kasvukohti.

Kuni 20-aastaste männikute osakaal männikutest oli 1958. a 22,6% (135000 ha) ja 1975. a 17%lt (122000 ha) langenud 2016. aastaks 5,7%ni (42000 ha). Miinimumseis oli 2005. aastal, kui nende pindala oli 30000 ha ja osakaal 4,1%.

Kuni 20-aastaste kuusikute hulk kuusikutest oli maksimaalne nii pindalaliselt (87400 ha) kui osakaalult kuusikutest (19,2%) 30 aastat tagasi. 2016. a oli see 49000 ha ehk 11,4%. Eriti väike oli selle vanusevahemiku hulk 2005. ja 2010. a seisuga vastavalt 30000 ja 26000 ha ehk ca 7% kuusikutest.

Need arvud näitavad, et tulevikus on suured puudujäägid nende puuliikide vanemates vanuseklassides. Vaatamata küllalt suurele okaspuudega kultiveeritud pindalale riigimetsas on kuni 20-aastaste okaspuistute osakaal terves riigis väike.

Kuni 20-aastaste noorendike hulk ja osakaal

Aasta	Mänd ha	Mänd %	Kuusk ha	Kuusk %
1958	134600	22,6	51150	15,9
1975	122000	16,9	74600	18,3
1988	56050	7,5	87400	19,2
2005	30200	4,1	29900	7,4
2016	42170	5,7	49000	11,4

Erametsas on okaspuudega uuenenud alade osakaal drastiliselt madal, mida näitas 2014. a läbiviidud inventuur 2700 hektaril. Männi enamusega 617 hektarist oli valdavalt männiga uuenenud (vähemalt 1500 vähemalt 0,5 m kõrgust mäнди) 45 ha ja kuuse enamusega 853 hektarist valdavalt kuusega uuenenud (vähemalt 1000 vähemalt 0,5 m kõrgust kuuske) 104 ha. Samal ajal kasepuistute 724 hektarist uuenes valdavalt kasega 717 ha. Inventeeritud aladest oli valdavalt okaspuudega uuenenud 7,4%, lisaks oli okaspuu-lehtpuunoorendikke 19%.

Eesmärk

Eesti peamiste metsapuuliikide kasvatamine neile sobivatel kasvukohtades.

Metsade uuendamine istutuse/külviga riigimetsas vähemalt 65 - 70%, seejuures okaspuukultuuride osakaal oleks vähemalt 90%. Erametsades peaks eesmärgiks olema aastaks 2030 uuendada 30% lageraielankidest okaspuudega. Ülejäänud aladel tagada peapuuliikide uuenduse tekke tulemuslik soodustamine.

Eesmärgi saavutamise vahendid

Soodustada metsakultuuride rajamist erametsades, toetades seda või muutes metsauuendamise kohustusest investeerimisvõimaluseks.

Segapuistute vajadus ja nende kasvatamine

Segapuistuks määratlemise koosseisu kriteeriume on kasutusel mitmeid. Eestis enamkasutatava järgi on segapuistutes kaasliigi osatähtsus vähemalt 10%, puuliike võib olla ka rohkem kui kaks ja nendeks võivad olla kas ainult okaspuu- või ainult lehtpuuliigid või kõige tavalisemalt okas- ja lehtpuuliikide segu. Eestis statistilisel metsainventeerimisel kasutatavad kriteeriumid on teistsugused: kui männi, kuuse, kase, haava, sang- ja halli lepa puhul nende osatähtsus enamuspuuliigina on 70% või enam, siis on tegemist kas männiku, kuusiku, kaasiku, haaviku, sang- või hall-lepikuga. Okas- ja lehtpuu segapuistuks loetakse SMI järgi, kui okaspuuliikide osatähtsus on 40...69%. USAs loetakse puhtpuistuks, kui ülarindes vähemalt 80% puudest on ühest liigist, seega segapuistuks loetakse, kui ülarindes on ühest liigist alla 80% puudest.

Kui sageli on juhendmaterjalides soovitatud kasvatada segapuistuid, siis on selle all mõeldud just okas-leht segapuistute kasvatamist. Klassikaliselt arvestataksegi segapuistuteks just neid puistuid, kus ülarindes kasvavad okas- ja lehtpuud, eriti on Põhjamaades suunitlus kasvatada okaspuupuistutes lehtpuid. Vajadused segametsade kasvatamiseks võivad olla majanduslikud, ökoloogilised, rekreatiivsed ja/või metsakaitselised.

Looduslikult tekivad segametsad mitmele liigile sobivatel piisavalt viljakatel muldadel, mis võimaldavad koos kasvada erinevate nõudlustega puuliike. Segametsade tekke eelduseks on muidugi mitme puuliigi seemet andvad isendid. Kui võtame ette Eesti metsakasvukohatüüpide ordineeritud skeemi, siis segametsad esinevad peamiselt skeemi keskosas ja parema tiiva keskosas, kus on viljakamad, stabiilse veerežiimiga nõrgalt happelised ja neutraalsed mullad. Segapuistud domineerivad Eestis jänesekapsa, jänesekapsa-mustika, jänesekapsa-pohla, sinilille, naadi, angervaksa, tarna-angervaksa, sõnajala, osja, tarna, lodu ning jänesekapsa- ja mustika-kõdusoo kasvukohatüübis, mis moodustavad kokku 79,4% metsamaast (2016. a SMI järgi). Statistilise metsainventeerimise 2016. a tulemuste järgi on Eesti metsade keskmine koosseis tagavara järgi: 28,8Mä 24,7Ku 21,7Ks 8,2Hb 7,7Lv 4,8Lm 1,3Sa 0,9Re 0,7Ta 0,2Pn 0,9Teised.

Puhtpuistute kasvatamine osutub vajalikuks ekstreemsete omadustega muldadel nagu männi kasvatamine leede-liivmuldadel, turvastunud leedemuldadel ja halvasti lagunenenud happelistel turvasmuldadel või sanglepa kasvatamine lodualadel. Tehnoloogiliselt on puhtpuistuid lihtsam rajada, hooldada, teha hooldus- ja uuendusraieid, kuid samas kaasnevad puhtpuistutega pidevalt riskid. Tootlikkus võib puhtpuistutes olla vähe suurem või väiksem kui segapuistutes.

Segapuistute kasvatamise üks põhiviise on valgusnõudlike ja varjutaluvate liikide kooskasvatamine ühes rindes, teiseks põhiviisiks meie kliimaatilistes (valgus-) tingimustes on valgusnõudlike liikide kooskasvatamine. Seejuures on võimalik varjutaluva liigi jäämine II rindesse või vastupidiselt II rinde liigi jõudmine I rinde seguliigiks talle soodsate valgustingimuste tekkimisel või loomisel. Meie tingimustes on segapuistutes peamiseks varjutaluvaks liigiks harilik kuusk, kelle asemel või kõrval väga viljakatel rõsketel muldadel võib esineda harilik pärn.

Segapuistute kasvatamise eelised ja puudused

Meie segapuistutes okaspuude kõige sagedasemad kaaslased on kaseliigid. Kaskede ja leppade segu okaspuistutes vähendab mulla happesust ja kiirendab varise lagundamist ja ainerinet, sest okaspuuokastega võrreldes lehtede suurem kaltsiumisisaldus parandab mullamikroobide

tegevust. Seetõttu on segapuistute kasvatamise üks põhimõtteid, et mulda halvendava liigiga kasvaksid koos mulla omadusi paremustavad lehtpuuliigid. Liigniisketel ja rasketel muldadel kask võib parandada mulla veerežiimi ja juurtel hapniku kättesaadavust. Kase segu vähendab juurkonkurentsi ja toob puistute aineringsse juurde toitained, kuna kase juurestik tungib kuuse juurtest sügavamale. Segapuistus kasvutegurite (vesi, valgus, toitained) kasutus on efektiivsem kui puhtpuistus, kuna eri liikide konkurents kasvutegurite suhtes ei ole nii karm kui sama puuliigi eksemplaride vahel.

Soojus- ja valgusrežiim on segapuistus soodsam kui puhtpuistus. Kase jt lehtpuude lehtedeta olek talvel suurendab lume tüsedust, mis vähendab mulla külmumist. Kevadel muld segapuistus soojeneb kiiremini kui puude arvu poolest vastava kuusiku all. Suvel on segapuistute soojustase kõrgem kui kuusikus. Kase lehevaris ja mulla soojenemine kevadel kiirendavad aineringet ja pidurdavad kuuse okkavarise hapustavat mõju mullale.

Putukad ja haigused tabavad tavaliselt vaid ühte puuliiki, mistõttu suurte kahjustuste risk on segapuistutes väiksem. Lehtpuude esinemine kuusepuistutes raskendab kuusejuurte kontakte ja sellega juurepessu levimist. Ka tormi- ja põlenguriskid on puhtpuistutes suuremad kui segapuistutes, eriti tormikahjustused kuusikutes ja tuleohtlikkus männikutes.

Rekreatsioonimetsas (puhke-sportimetsas) tuleks kujundada kasvukohatingimuste kohaselt võimalikult mitmesuguse koosseisuga segapuistuid. Mida rikkalikum on puittaimede liigiline koosseis, seda rikkalikumaks kujuneb ka selles olev elustik imetajate, lindude, putukate jt näol. Kase ja haava segu suurendab okaspuuenamusega puistu maastikulist väärtust ja metsalooduse mitmekesisust ning parandab metsloomade elutingimusi.

Kui kaske soositakse seguliigina, arvatakse kaske suurendavat puistu juurdekasvu. **Kuid uurimistulemustes männi, kuuse ja kase erinevad koosseisud pole kordagi ühemõtteliselt näidanud segapuistutes juurdekasvu suurenemist.** Uuritud segapuistute lisatoodang on olnud väike (kõige enam 5...10%), kuid mõnes uurimuses on see olnud olematu või on tekkinud juurdekasvu langus. Puidutagavara moodustub mitme teguri ühismõjust, et segapuistu kasvubioloogiast aru ja kasu saada on väga raske üksiktegureid eristada. Võrdlust raskendavad mullaprotsesside aeglus ja puuliikide erinevad kasvurütmid ja kasvukoha-nõudlused. Üherindelise segapuistu jaoks kask peab olema okaspuudest noorem ja noorendiku kasvu alguses umbes meetri jagu lühem. Looduslikult selline männi-arukase segapuistu ei ole tavaline, vaid sageli kahe valgusnõudliku puuliigi puistu on aktiivselt loodav ja säilitatav noorendiku hooldamise ja harvendusraietega.

Puidusortimentide hinnad mõjutavad oluliselt segapuistute kasvatamise tulemuslikkust majanduslikult, kuid mõjutus ei ole ühesuunaline. Puude kvaliteet on nimelt segapuistutes eriti hea võrreldes ühe puuliigi puhtpuistuga. Okaspuude konkurentsi tõttu kased kasvavad pikemaks ja sihvakamaks kui puhtkaasikus. Varjamise tõttu vähenevad ka kasetüvede okslikkus ja kambiumikärbsse vastsete kahjustused.

Kasest saadakse kuusest varem harvendusraiel kvaliteetmaterjali noorte arukaskede kiire kasvu tõttu, mis parandab segapuistu kasvatamise ökonoomsust, sest see suurendab või toob varasemaks harvendustulusid. Okaspuudest suurem puidu tihedus kasel parandab tema puidu konkurentsivõimet, kuid tagavaral põhineval hinna võrdlusel see jääb tähelepanuta.

Viljakal mineraalmullal arukase ja kuuse moodustatud segapuistut peetakse teiste liikide kooslustest paremaks, sest mõlema puuliigi kasvuvõime on hea, kasvukohanõudlused on teineteisele lähedased ja mõlema puidu vajadus on suur. Puuliikide muud omadused erinevad nende vahel tugevasti, mis vähendab nende omavahelist konkurentsi. Arukase noorusea kiire kasv aeglustub 40...50-aastaselt, millal kuusk on alustamas parimat kasvu. K. Mielikäineni (1985) järgi 25-protsendine arukasesegu kuusikus suurendab tüvepuu toodangut 3...5% ja

palgitoodangut 5...9%. Suurem kasesegu suurendab veel enam tagavara, kuid sellega palkide väljatulek väheneb. Palkide väljatulek 20...25 m kõrguses segapuistus oli kuusel ja arukasel 60...75%, kuid sookasel vaid pool sellest.

Segapuistu on majanduslikult ohutum alternatiiv eri puuliikide erineva nõudluse ja hindade kõikumise korral. Segapuistute kasvatamine suurendab aga metsa kasvatamise kulusid. Erandiks on metsa uuendamine, kus looduslikku kaske saab üldiselt tasuta. Noorendiku hooldamisel kase säästmine päriselt ei alanda kulutusi, sest et kasvatamisele jäetavate puude valik võtab aega. Seganoorendiku tasakaalustatud kasvatamine eeldab sagedamini korduvat ja ajaliselt täpsemat paika pandud noorendiku hooldusskeemi võrreldes puhtnoorendikuga. Ka harvendusraie kulutused suurenevad, kuna harvenduskordade arv suureneb segapuistute korral. Segapuistus harvendusraie kokkuveol on erisortimentide arv suurem ja nendes iga sortimendi maht väiksem, mis suurendab kokkuveo- ja transpordikuluseid.

Puuliigid reageerivad erineval viisil harvendamisele. Segapuistute uurimine on näidanud, et kask vajab okaspuudest enam kasvuruumi, mistõttu segapuistuid tuleb harvendada tugevamini kui puhtokaspuistuid. Esimesel harvendusel eemaldatakse kaski suhteliselt enam kui okaspuid. Kase osatähtsus rinnaspindalast või tagavarast püütakse alandada 15...30 protsendini. Kasvamajäävaid okaspuid otseselt takistavad kased eemaldatakse, kuigi need on valitsevad puud. Kaseseguks jäetakse põhireegli järgi palgipuuks arenevaid hea kvaliteediga arukaski.

Soomes viljakal turvasmullal on bioloogiliselt ja majanduslikult põhjendatud kuuse-sookase ja männi-sookase segapuistute kasvatamine. Sel juhul käsitatakse kasuna noorte sookaskede head kasvu ja need harvendatakse suuremas osas välja paberipuuna. Rohke kasesegu kasutab kasvuajal palju vett ja parandab nii soomulla niiskusesolusid. Vajadusel kasevõrastik annab seal kuusetaimedele kaitset öökülmade vastu eriti maa põhjapoolsemas osas. Mineraalmaal on sookask juurdekasvult ja kvaliteedilt nii palju teistest puuliikidest halvem, et ta ei sobi kaaspuuliigiks. Selle asemel arukase ja männi segapuistut võib kasvatada neile mõlemale sobivail kasvukohtadel. Kasvuomadustelt need puuliigid on nii ühesugused, et juurdekasvu suurenemist ei ole oodata ja tagavaragi näib uurimuste põhjal maha jäävat puhtmännikuist.

Segapuistute eelised võrreldes puhtpuistutega:

- segapuistus on puude tüved parema kvaliteediga, seda just arukasel kuuse seguga (oksad peenemad, laasumine parem, tüvi parema vormiga);
- segapuistutes on biomitmekesisus suurem, kuna metsaelustik on rikkalikum vahelduvate valgusolude, soodsama mulla ning mitmekesisema varise ja alustaimestiku tõttu;
- mulla omadused on paremad (väheneb mulla happesus, enam on baktereid, madalam C:N suhe) võrreldes okaspuu puhtpuistutega;
- segapuistud on tormikindlamad kui puhtpuistud;
- segapuistud on haiguskindlamad ning kahjustuvad abiootiliste tegurite tõttu vähem kui puhtpuistud, sest erinevad liigid on erineva vastupanu ja vastuvõtlikkusega; eriti positiivselt mõjub lehtpuusegu kuuse kasvatamisel juurepessuga nakatumisriskiga maadel;
- segapuistud on kindlamad mitmesuguste loomkahjustuste suhtes, sest kõiki liike ei kahjustata;
- segapuistutes on paremad võimalused kuuseuuenduse tekkeks kui puhtkuusikutes (juhul kui puistu koosseisus või läheduses on viljakandvaid kuuski), kuid suures koguses haavalehed maapinnal takistavad kuusetaimede teket;
- mõnes viljaka mullaga ja seetõttu mitme puuliigi kasvatamisvõimalusega kasvukohatüübis (sinilille, jänsekapsa ja jänsekapsa-mustika) on riskivabam rajada segakultuure ja kasvatada seganoorendikke, kui puhtkultuure ja -noorendikke;
- segapuistud mõjuvad puhkemetsamaastikus emotsionaalsemalt, kuna erinevatel aastaegadel on erinevate puuliikide ilme ja roll erinev.

Segapuistute puudused võrreldes puhtpuistutega on peamiselt puhtmajanduslikud ja tehnoloogilised, kuna:

- segapuistutes on konkurentsiprobleemid keerukad ja kompleksed, eksisteerivad liikidevahelised ja liigisisised konkurentsilingud, mille dünaamilist arengut tuleb ette prognoosida;
- teatud kindla koosseisuga segapuistute kasvatamine ning segakultuuride rajamine on rahaliselt ja tööajaliselt kulukam, segapuistud vajavad sagedasemat harvendamist nooruselt peale;
- segapuistute majandamistehnoloogia pole lihtne, nt harvendusraietel puidu kogumine ja realiseerimine on keerukam, sest segapuistus harvendusraiel kokkuveol on sortimentide arv suurem ja nendes iga sortimendi maht väiksem, see suurendab ka kokkuveo- ja transpordikuluseid;
- põdrakahjustused on suuremad männi-lehtpuu seganoorendikes kui männi puhtnoorendikes;
- segapuistute kasvatamine ja majandamine on tervikuna keerulisem, rohkem oskusi, teadmisi ja mõttelist modelleerimist nõudev.

Segapuistute kasvatamisel kompromisslahenduseks, kus oleksid enam-vähem rahuldatud mõlemad pooled (metsabioloogilis-biomitmekesisuse ja majanduslik-tehnoloogiline aspekt), tuleks rajada ühe puuliigi (kuuse või männi) kultuure või mõlemale okaspuule sobivas kasvukohas nende kahe segakultuure, kuhu kindlasti tekib lehtpuid ning edaspidises hooldamises juhitudakse segapuistuna majandamisest. Selliselt tegutsedes ei saa ka kultuuri noorimat staadiumi nimetada monokultuuriks (see tegelikult tähendab ühest liigist istandikku mittemetsamaal), sest looduslikud lehtpuutaimed tekivad sinna kohe.

Lehtpuu-uuendusest sobivama osa säilitamine peaks olema ulatuses 20...35% kogu kultuurpuistu okaspuude arvust. Sellisel juhul kasvatatakse nt kuuse-kase segu kuuse-majandusena. Kui aga kuusekultuur on halvasti säilinud, siis jäävad ülekaalu kased ning kuuse abiga püütakse kasvatada kvaliteetset kaske jämemajandusena. Nii kuuse- kui männi-kultuuride puhul tuleb soosida okaspuude looduslike taimede teket, mis suurendab geneetilist mitmekesisust. Männikultuurides on selles osas suureks abiks kvaliteetsed hea võraga seemnepuud. Looduslikult tekkinud lehtpuunoorendikus tuleb aga soosida sinna tekkinud okaspuid.

Okaspuukultuuride rajamine on abinõu okaspuuenamusega okas-leht segapuistute saamiseks, muidu tekiks meil okaspuudele optimaalsetel muldadel lehtpuistud. Okaspuude istutusteta oleks Eestis noorendike koosseisu langemine teise äärmusesse lehtpuude domineerimisega, mille seest väheste looduslike okaspuude väljakasvatamine oleks väga raske ja kõikidest aspektidest erilise mõjuta.

Peamised võimalikud liigilised kombinatsioonid segapuistuteks Eestis:

- kuusk – arukask** (jänese kapsa, jänese kapsa-mustika, sinilille ja naadi kasvukohatüüp);
- kuusk – arukask – haab** (jänese kapsa, jänese kapsa-mustika ja naadi kasvukohatüüp);
- kuusk – arukask – haab – sanglepp – saar** (naadi, sõnajala ja angervaksa kasvukohatüüp);
- kuusk – tamm** (ka viimane istutatuna, jänese kapsa ja naadi kasvukohatüüp);
- haab – pärn – arukask – kuusk** (naadi kasvukohatüüp);
- kuusk – kask – sanglepp** (angervaksa ja kuivendatud lodu kasvukohatüüp);
- kask – haab – sanglepp – saar** (sõnajala, angervaksa, osja ja tarna kasvukohatüüp);
- aru- ja sookask – sanglepp** (angervaksa ja lodu kasvukohatüüp);
- mänd – kuusk** (jänese kapsa, jänese kapsa-pohla, jänese kapsa-mustika, sinilille, kastikuloo ja kõdusoo kasvukohatüüp);
- mänd – kuusk – arukask** (jänese kapsa, jänese kapsa-mustika, mustika-pohla, sinilille,

kastikuloo ja jänesekapsa-kõdusoo kasvukohatüüp);
mänd – arukask (jänesekapsa-pohla, jänesekapsa-mustika ja mustika kasvukohatüüp);
mänd – kask (osja, tarna, karusambla ja kuivendatud siirdesoo kasvukohatüüp).

Kokkuvõte

Riigimetsamaal on istutuse ja külviga rajatud metsakultuuride pindala osakaal lageraie pindalast aastatel 1999 - 2016 kõikunud SMI andmetel vahemikus 53,5 - 91,3%, viimasel 5 aastal on see pidevalt langenud 71 - 56,7%ni. Aastatel 1998 - 2011 oli kultiveerimismaht 4300 - 4700 ha aastas, mis 2016. aastaks oli tõusnud 6600 hektarini.

Erametsades on eksperthinnangu järgi tõusnud uuendamise osakaal uuendusraiate pindalast 28%ni 2016. a ja 35%ni 2017. aastal, ulatudes 2017. a 6600 hektarini.

Riigimetsas okaspuukultuuride osakaal aastast kultiveerimisest aastatel 2003 - 2016 oli 88 - 95%, sh männikultuuride osakaal aastati 30 - 50% ja kuusekultuuride oma 43 - 60%. Männi ja kuuse osakaalu kõikumine sõltub peamiselt raielankide kasvukohatüüpidest ja kultiveerimis-materjali olemist.

¹ Metsakultiveerimine on metsa uuendamine metsapuude istutamise või metsaseemne külviga

Olukorrast puuliikide osakaalu osas SMI põhjal

Männi osatähtsus 1958 ja 1975. aastast (41,9 ja 40,6%) on langenud aastaks 2017 (32,1%) *ca* 10% võrra. Kuuse osakaal 1988. aastast (23,5%) on langenud 2015. ja 2017. aastaks *ca* 17% peale. Lehtpuude osatähtsus on 2017. a (Ks, Hb, Lm, Lv) kokku 48,7%, 1958. a 34,8%. Seejuures halli lepa osakaal on suurenenud 1958. aasta 5,5% ehk 47 tuhandelt hektarilt 194 - 198 tuhandeni, mis moodustas majandatavate puistute pindalast 2017. aastal 10,1%. Hall lepp ja kuusk aga jagavad samu kasvukohti. Majandatavates puistutes oli kuni 10-aastaseid hall-lepikuid 43600 ha ja sama vanu kuusenoorendikke vaid *ca* 16000 ha, 11 - 20-aastaseid hall-lepikuid *ca* 37000 ha ja sama vanu kuusepuistuid *ca* 31000 ha.

Kuni 20-aastaste (k.a) männikute osakaal männikutest oli 1958. a 22,6% (135000 ha) ja 1975. a 17%lt (122000 ha) langenud 2017. aastaks 5,8%ni (42000 ha). Miinimumseis oli 2005. aastal, kui nende pindala oli 30000 ha ja osakaal 4,1%.

Kuni 20-aastaste kuusikute hulk kuusikutest oli maksimaalne nii pindalaliselt (87400 ha) kui osakaalult kuusikutest (19,2%) 30 aastat tagasi. 2017. a oli see 50000 ha ehk 11,4%. Eriti väike oli selle vanusevahemiku hulk 2005. ja 2010. a seisuga vastavalt 30000 ja 26000 ha ehk *ca* 7% kuusikutest.

Kuni 20-aastase vanuseklassi pindala ja osakaal puuliigi puistute pindalast (SMI)

Aasta	Mänd ha	Mänd %	Kuusk ha	Kuusk %
1958	134600	22,6	51150	15,9
1975	122000	16,9	74600	18,3
1988	56050	7,5	87400	19,2
2005	30200	4,1	29900	7,4
2017	42200	5,8	49900	11,4

Need arvud näitavad, et tulevikus on suured puudujäägid nende puuliikide vanemates vanuseklassides. Vaatamata küllalt suurele okaspuudega kultiveeritud pindalale riigimetsas on kuni 20-aastaste okaspuistute osakaal terves riigis väike.

Erametsas on okaspuudega uuenenud alade osakaal drastiliselt madal, mida näitas 2014. a läbiviidud inventuur, kus inventeeritud aladest oli valdavalt okaspuudega uuenenud 7,4%, lisaks oli okaspuu-lehtpuunoorendikke 19%.

Kuna männi ja kuuse I vanuseklassi pindala nii absoluut- kui osakaalu arvud on tugevasti langenud, siis okaspuukultuuride rajamine on väga tähtis abinõu okaspuuenamusega okas-leht segapuistute saamiseks. Okaspuudega kultiveerimisele pole alternatiivi ei majanduslikust, ökoloogilisest ega esteetilisest seisukohast. Tulemuslikuks uuendustööks tuleb juba istutustööle eelnevate tööprotsessidega luua vajalikud eeldused ning eesmärgikohaselt jätkata istutusele järgnevate hooldamiste ja raietega. Mittekultiveerimisel tekiks meil okaspuudele optimaalsetel muldadel lehtpuistud.

Otsides alternatiivi suurepindalalistele lageraietele oleks turberaieliikidest reaalseim kasutada veerraiet, mis on vastavates tingimustes optimaalne kompromiss majandusliku, metsauuendamise ning metsahoiu ehk ökoloogilise seisukoha vahel.

Eesmärk

Ökoloogiliste, majanduslike ja esteetiliste funktsioonide täitmiseks okaspuuliikide aktiivne kasvatamine neile sobivates kasvukohtades, mis on eelduseks väärtusliku tulevikumetsa saamiseks.

Metsade uuendamine istutuse/külviga riigimetsas vähemalt 70%, uuendusraie aladest, seejuures okaspuukultuuride osakaal oleks vähemalt 90%. Erametsades aastaks 2030 uuendada 40% uuendusraiealadest okaspuudega.

Soovitused

1. Tagada metsauuendamiseks vajaliku kvaliteetse okaspuuseemne olemasolu.
2. Looduslikule uuenemisele jäetavatel aladel tagada peapuuliikide uuenduse tekke tulemuslik soodustamine.
3. Tagada mitmekülgset tähtsust omavate kvaliteetsete ja elujõuliste männi seemnepuude vajalik hulk, mida on vähendatud lehtpuude mittekvaliteetsete säilikpuude massiga.
4. Metsauuendustööde raskuse ja tööjõu vähesuse tõttu tuleb arendada metsauuendustööde tehnoloogiat, mille üheks teeks on masinaga üheaegne maapinna ettevalmistamine koos potitaimede istutamisega.
5. Metsamajanduslike tööde efektiivsuse ja metsakeskkonna seisundi säilitamiseks koostada põhjalik „Metsamajanduse head tavad Eestis” (MHT, metsapoliitiline, tehnoloogiline ja eetilise dokument), mille koostamise ja järgimisega näidatakse, et metsa majandatakse Eestis jätkusuutlikult, mitmekülgset, hoolivalt, loodusväärtusi hoidvalt ja majanduslikult efektiivselt.
6. Kriitiliselt hinnata ümber metsa uuendamiseks kasutada lubatud puuliikide ja uuenenuks hindamisel arvesse võetavate puuliikide nimistu metsa majandamise eeskirjas.

Segametsad ja nende majandamine

Marek Metslaid (Eesti Maaülikool)

Üle-Euroopaline uuring

Viimastel aastakümnetel on segametsade uurimine oluliselt kasvanud. Uuringutes on eelkõige vaadeldud puuliikide segunemise mõju metsaökosüsteemide tootlikkusele ja stabiilsusele. Üle-Euroopalise uurimistöo raames käsitleti segametsade metsakasvatustlikke, ökoloogilisi ja majanduslikke aspekte. Selgitati välja, millised segametsadega seotud küsimused pakuvad metsade majandajatele kõige suuremat huvi. Anti ülevaade praeguste teadmiste hetkeseisust ja käsitleti tuleviku uurimissuundi (Coll jt. 2018).

Üldiselt langesid metsamajandajatele kõige enam muret tekitavad teemad kokku nende teemadega, mis on ka enamike uurimisprojektide keskmes. Teemad hõlmasid aspekte, mis on seotud segametsade majandamisega ja nende rolliga metsade stabiilsuse tagamisel, millega seistakse silmitsi kliimamuutuste ja looduslike häiringute puhul ning ökosüsteemi teenuste pakkumisel ühiskonnale. Analüüs näitas, et praegused teaduslikud teadmised nende teemade osas on üsna varieeruvad, eriti vähesed on aga hetketeadmised segametsade majandamisest pikemal ajaperioodil ja majandamisega seotud kuludest. Samuti leiti, et kuigi enamikes uurimisprojektides on püütud hinnata, kas segapuistud on võrreldes puhtpuistutega stabiilsemad või pakuvad rohkem ökosüsteemi teenuseid kui puhtpuistud, on nende erinevusi põhjustavate mehhanismide kohta veel ebapiisavalt teavet. Teadmiste vähesus ruumilis-ajalis skaalal, milles kesksel kohal on segametsade vastupanuvõime ja kohanemine kliima- ja keskkonnamuutustega (Coll jt. 2018).

Küsimused, mis metsamajandajatele kõige rohkem muret tekitavad, on seotud segametsade suutlikkusega reageerida kliimamuutuste mõjudele ja looduslike häiringute esinemisele (nt põud, üleujutused, metsapõlengud, tormid). Seda võib seletada asjaoluga, et nende sündmuste esinemise osas valitseb ebakindlus ja ettenägematus, mis on seotud asjaoluga, et need sündmused ei ole "kontrollitavad" mistahes majandamisstrateegia või -meetme rakendamisega. Huvitaval kombel on need teemad olnud paljude teadusuuringute algatuste keskmes Coll jt. (2018).

Teaduskirjanduses valitseb üldine arusaam, et segapuistud on looduslike häiringute suhtes vastupidavamad kui puhtpuistud ja neil on rohkem võimalusi kliimamuutustega kohanemiseks. Samas mõned neist positiivsetest aspektidest tunduvad olevat rohkem seotud konkreetse puuliigilise koosseisuga kui puude mitmekesisusega iseenesest. Selles osas tuleks teha täiendavaid jõupingutusi, et hinnata millist liiki või funktsionaalseid rühmi tuleks soodustada, et võidelda prognoositavate (või ootamatute) kliima- ja keskkonnamuutuste võimalike negatiivsete mõjudega. Selles osas jagavad üle-Euroopalise uuringu autorid Jactel jt. (2016) arvamust, et selle teema osas võiks edasine uurimistöo olla pühendatud võimalikest liikide ja koosluste vahelistest seostest arusaamisele, mis on seotud vastupanuvõime ja taastumisega erinevate häiringute ja kliima- ja keskkonnamuutuste korral. Tuleviku teadusprojektide raames võiks parandada teadmisi ruumilis-ajalis skaalal, milles segude mõju vastupanuvõimele ja muutustega kohanemisele aset leiavad (Coll jt. 2018).

Vastupidiselt mitmekesisuse-stabiilsuse seoste aluseks olevate mehhanismide analüüsile, mis on teadusringkondades märkimisväärset tähelepanu pälvinud, on hetkel vähe teavet segametsade majandamisest pikemal ajaperioodil ning majandamisega seotud kuludest ja

tuludest (eelistest). Sellest tulenevalt on selle teema osas metsamajandajate poolt tõstatatud küsimustele võimalik anda väga vähe tõenduspõhiseid vastuseid. Kui selle teema kohta avaldatud vähene kirjandus üle vaadata, siis peab tõdema, et pikaajaliste püsiproovitükide, millega uuritakse ja illustreeritakse segametsade metsakasvatust erinevates metsakasvukohatüüpides, järele on kriitiline puudus. Sellised püsiproovitükid on vajalikud teoreetiliste uuringute raames saadud tulemuste valideerimiseks, samuti praktika toetamiseks ja segametsade majandamise suuniste väljatöötamiseks. Püsiproovitükke saaks kasutada ka selleks, et uurida kas sõraliste (nt. põder, metskits, hirm) tekitatud kahjustused takistavad uute segapuistute rajamist või mitte. Samuti ei ole peaaegu üldse dokumenteeritud juhtumiuuringuid (*case studies*) mis tõendaksid suuremat majanduslikku paindlikkust, mida segametsadelt eeldatakse. Lisaks mõned üksikud integreeritud majandusanalüüsid, mis näitavad segametsade suurema kasutamise mõju ökosüsteemi teenuste pakkumisele metsanduse-puidu ahelas. Sellistes analüüsides võib osutada vajalikuks nõuetekohaselt arvesse võtta ebakindlust ja riski ning esitada kulud ja tulud, mis vastavad metsamajandajate vajadustele (Coll jt. 2018).

Üle-Euroopaline segametsade uuring näitas ka metsamajandajate huvi saada teaduslikke tõendeid laialdase arvamuse kohta, et segapuistud pakuvad puhtpuistutega võrreldes rohkem ökosüsteemi funktsioone ja teenuseid. Läbiviidud analüüs kinnitas seda arvamust. Teadmised puuliikide mitmekesisuse mõju kohta metsa toimimisele on viimastel aastatel märkimisväärselt kasvanud, mille tulemuseks on üldised põhimõtted, mida võiks metsamajandajate poolt kasutatavate juhendite väljatöötamisel kasutada (vt Forrester ja Bauhus 2016) (Coll jt. 2018).

Samas puuduvad ikka veel kompleksed hinnangud loodusliku mitmekesisuse erinevate komponentide (nt liigirikkus, liigiline koosseis, funktsionaalne mitmekesisus) ja organiseerituse tasemete (nt troofilised tasemed, taksonid/organismid, jne) rolli kohta ökosüsteemi funktsioonide (eriti nendega mis on seotud maa-aluste protsessidega ja biogeokeemiliste tsüklitega). Endiselt ollakse kaugel mõistmisest, kuidas üksikud ja kombineeritud ökosüsteemi funktsioonid kujunevad ökosüsteemi teenusteks. Samuti on vaja paremat arusaamist loodusliku mitmekesisuse-ökosüsteemi funktsiooni seosest, seda majandamisküsimuste seisukohast kõikidel olulistel ajalistel ja ruumilistel skaaladel, samas endiselt arvestades segavate faktoritega. Uuringud, mis käsitlevad metsaökosüsteemi funktsioonide reaktsiooni looduslikule mitmekesisusele, on sageli piiratud puistu tasemega ja väga väikese osaga puistu tsüklil ja puu elueast. Täiendavad jõupingutused tuleks pühendada protsessipõhiste mudelite väljatöötamisele, et aidata metsamajandajatel määrata parimad puuliikide kombinatsioonid, et optimeerida sihtteenuste (*targeted services*) pakkumist (samal ajal hoides teisi suhteliselt kõrgel tasemel). Kasutamiseks peaksid need mudelid andma metsamajandajatele täpse teabe toote väljundi, puiduomaduste ja puidu väärtuse kohta (Coll et al. 2018).

Veel mõned mõtted segametsadega seoses

Puuliigi valik

Segametsade kujundamisel tuleks arvesse võtta erinevate puuliikide valgusnõudliklust (valguslembesed vs varjutaluvad). Valguslembesed puuliigid (nt. harilik mänd, aru- ja sookask) eelistavad suuremate häiringute ja tugevamate raiete tagajärjel tekkinud tingimusi. Varjutaluvad puuliigid (nt. harilik kuusk) on kohanenud ja suudavad teiste puude varjus kasvada ning on vabastamisjärgselt võimelised tekkinud soodsaid tingimusi ära kasutama ja head kasvu näitama (Metslaid jt. 2005a,b; Metslaid jt. 2007; Vodde jt. 2011). Liigiline koosseis eeluumenduse olemasolul ja häiringujärgselt (sh. raiet) tekkinud uuenduse puhul võib olla

oluliselt erinev, mis omakorda mõjutab uuenemise dünaamikat (Kangur jt. 2011). Suuremate häiringute ja tugevamate raiete järgselt moodustavad eeluuendus ja häiringujärgne uuendus segapuistu. Samas keskmiste häiringute ja nõrgemate raiete järgselt on eelis varjataluvate puuliikide (nt. harilik kuusk) eeluuendusel (Vodde jt. 2011).

Okaspuu-lehtpuu segametsade kujundamine

Võimalusel tuleks soodustada segametsade kujunemist. Metsamajanduslike tööde käigus kombineerida erinevaid metsauuenduse meetodeid ja hooldusvõtteid, mis ühelt poolt soodustavad segapuistute kujunemist ning teiselt poolt parandavad puistu tootlikkust ja stabiilsust. Näiteks okaspuukultuuri rajamisel tuleb sinna üldiselt piisaval hulgal looduslikku lehtpuu uuendust, mille säilitamisel hooldusraiate käigus on võimalik kujundada produktiivne ja elujõuline okaspuu-lehtpuu segamets. Sarnaselt võiks looduslikule uuenemisele jäetavatel lehtpuuenamusega raiesmikel soodustada okaspuu loodusliku uuenduse teket.

Kasutatud kirjandus

- Coll, L., Ameztegui, A., Collet, C., Löf, M., Mason, B., Pach, M., Verheyen, K., Abrudan, I., Barbati, A., Barreiro, S., Bielak, K., Bravo-Oviedo, A., Ferrari, B., Govedar, Z., Kulhavy, J., Lazdina, D., **Metslaid, M.**, Mohren, F., Pereira, M., Peric, S., Rasztovitsv, E., Short, I., Spathelf, P., Sterba, H., Stojanovicz, D., Valsta, L., Zlatanov, T., Ponette, Q. 2018. Knowledge gaps about mixed forests: What do European forest managers want to know and what answers can science provide? *Forest Ecology and Management*, 407, 106–115, doi: 10.1016/j.foreco.2017.10.055
- Forrester, D.I., Bauhus, J. 2016. A review of processes behind diversity-productivity relationships in forests. *Current Forestry Reports*, 2 (1), 45–61.
- Jactel, H., Boberg, J., Bonal, D., Castagneyrol, B., Gardiner, B., Gonzalez-Olabarria, J.R., Koricheva, J., Meurisse, N., Brockerhoff, E.G. 2016. Tree diversity-forest resistance relationships. In: *Integrating Scientific Knowledge in Mixed Forests (Book of abstracts of the EuMIXFOR Final Conference, 5–7 October, Prague, Czech Republic)*, 15-15.
- Kangur, A., Yoshida, T., Kubota, Y., **Metslaid, M.** 2011. Approaches for forest disturbances studies: natural variability and tree regeneration. *Journal of Forest Research*, 16 (3), 153–154.
- Metslaid, M.**, Ilisson, T., Vicente, M., Nikinmaa, E., Jõgiste, K. 2005a. Growth of advance regeneration of Norway spruce after clear-cutting. *Tree Physiology*, 25 (7), 793–801.
- Metslaid, M.**, Ilisson, T., Nikinmaa, E., Kusmin, J., Jõgiste, K. 2005b. Recovery of advance regeneration after disturbances: Acclimation of needle characteristics in *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20, 112–121.
- Metslaid, M.**, Jõgiste, K., Nikinmaa, E., Moser, W.K., Porcar-Castell, A. 2007. Tree variables indicating the growth response and acclimation of advance regeneration of Norway spruce and other coniferous species after the release. *Forest Ecology and Management*, 250, 56–63.
- Vodde, F., Jõgiste, K., Kubota, Y., Kuuluvainen, T., Köster, K., Lukjanova, A., **Metslaid, M.**, Yoshida, T. 2011. The influence of storm-induced microsites to tree regeneration patterns in boreal and hemiboreal forest. *Journal of Forest Research*, 16 (3), 155–167.

Metsamajanduslike võtete rakendamine

Hardi Tullus (Eesti Maaülikool)

1. Okaspuu enamusega puistute osakaal (protsentuaalne) võib Eestis prognoositavalt väheneda. Peamine põhjus: viimasel veerandsajandil on erametsades rajatud vähe okaspuukultuure. Okaspuistute pindala (absoluutväärtus) ei vähene. Neid seisukohti kinnitavad KAURI SMI tulemused. Olukorda saab parandada toetuste süsteemiga: erametsades tehtavale noorendike hooldusele, taimlamajandusele ja okaskultuuride rajamisele.
2. Kuna viimastel aastakümnetel on okaspuukultuuride rajamisel nõutav minimaalne algtihedus olnud suhteliselt madal, siis ei ole rajatud okaspuukultuuripuistud üldjuhul monokultuurid, lisandub looduslik lehtpuu ja osadel juhtudel ka okaspuu uuendus. Nii kujunevad metsad, mida võib nimetada pool-looduslikeks. Eesti metsad on valdavalt pool-looduslikud. Tegemist ei ole istandikega, vaid FAO klassifikatsioonis „*planted forest*“.
3. Okaspuistute peamine roll kliimamuutuste leevendamisel on okaspuidust (mänd ja kuusk) saadava puidu (süsiniku) ladustamine ehitistesse. Seega võetakse süsinik pikaks perioodiks ringlusest välja ja toimib asendusefekt (tsement, raud jne jääb tootmata ning vastav kogus fossiilseid kütuseid jääb põletamata. Samuti toimib okaspuidu kaskaadkasutus.
4. Lageraie asemel on võimalik senisest enam kasutada turberaiet ja valikraiet. Alternatiivseid raieviise senisest edukamalt võimaldavad muudatused viidi 2016 metsaseadusse ja metsa majandamise eeskirja. Kehtima hakkasid need majandusmetsade suhtes. Keskkonnaorganisatsioonide vastuseisu tõttu kehtivad turberaie ja valikraie edukat kasutamist ja metsade edukat looduslikku uuendust takistavad piirangud jätkuvalt piiranguvööndi metsades.
5. Turberaie ja selle erinevad viisid – aegjärgne raie, häilraie ja veerraie – on metsanduses ammutuntud võtted metsade uuendamisel Eestis ja naabermaades: Soomes ja Rootsis, eelkõige männikute uuendusraiena. Samas näitab metsastatistika, et Eestis kasutatakse metsade uuendamisel ja majandamisel ning kaitsmisel väga vähe lageraie suhtes alternatiivseid raieviise: turberaiet ja valikraiet. Mitte et lageraiet oleksid suures mahus asendatavad, aga võrreldes praeguse turberaiete paarirotsendilise osakaaluga uuendusraiate pindalast võiks turberaiete maht olla suurem küll, seda eriti täiendavate kaitsepiirangutega metsades.
6. Euroopa metsanduslik seadusandlus ja metsakasvatustlik nõustamine on arenenud suunas, kus lageraie alternatiivina mõistetakse püsimeetsandust (*continuous forestry*), mis sisaldab endas (Eesti mõistes) peamiselt turberaieid. *Continuous forest cover* tähendab aga paljudes maades laiemas mõistes vana metsa asemele uue metsa saamist looduslikul teel või metsa kultiveerides, see on metsamaa hoidmist pidevalt metsaga kaetuna. Turberaiet Euroopas tähendavad Eesti metsanduslikust terminoloogiast lähtudes pigem suurearvulist seemnepuude jätmist. Klassikalist valikraiet rakendatakse Euroopa metsades tunduvalt vähem, kui see raieviiside ametlikust nimetamisest välja paistab. Maades, kus lageraie on keelatud, tehakse seda miniraielankidega (enamasti 0,1 kuni 0,5 hektarit, erandjuhtudel 1 kuni 2 hektarit) ja tegemist on seega pigem suurte häiludega häilraiega.
7. Turberaie teostamisel võib tulevikus olla kaks erinevat, eesmärgist tulenevat suunda, millest sõltuvalt tuleb esitada ka soovitusel metsa majandajale või piirangud objekti kaitse-eeskirjas. Majandusmetsas, seal kus lageraie on lubatud, on eesmärgiks metsa kiire ja ökonoomne looduslik uuendamine. Neis metsades võimaldab turberaie kasutada vanametsa puid turbena ja seemnelise uuenduse andjana, saame ühendada seemnepuude jätmise ja aegjärgse raie võtted ning eraldi turberaieist lähtuvaid piiranguid pole vaja. Keskkonnakaitse eesmärgil on vaja piiranguid eelkõige piiranguvööndi metsade kohta. Kaitstavates metsades

ja kõrge rekreatiivse väärtusega metsades on eesmärgiks vanametsa elementide võimalikult rohke ja pikaajaline hoidmine nii liikide elupaiga kui ka maastiku ilmestajana. Iga kaitseala kohta saab eraldi fikseerida, millise liigi elutingimuste hoidmiseks on vaja metsa hõrendada, alusmetsa likvideerida või teatud suurusega lageraielankidena (häiludena või veerudena) uuendada.

8. Praegu on valikraie metsaseaduses fikseeritud eraldiseisva raieviisina. Varasemates raieviiside süsteemis, mis kehtisid enne 1993. aasta metsaseadust on valikraie kuulunud turberaiete hulka. Valikraie viimine tagasi turberaiete ja ühtlasi uuendusraiate hulka on mõeldav. Välistada ei tohiks ka varianti, et paigutada valikraie hooldusraiate hulka, kehtestades seejuures valikraiele ja harvendusraiele võrdse piirangu pärast raiet alles jääva puistu minimaalse rinnaspindala kohta.
9. Kehtivas MSis MMEs fikseeritu on kompromiss erinevate arusaamade taustal valikraiate olemuse kohta. Arvestada tuleb Eesti kui hemi-boreaalse metsakasvu piirkonna kliimatilisi ja mullastikulisi tingimusi ja meil kasvavate puuliikide bioloogilisi ja ökoloogilisi iseärasusi. Kehtivas MSis ja MMEs fikseeritud valikraie põhimõtted ei vasta Kesk-Euroopa arusaamadele valikraiest ja püsimeetsast. Eespool nimetatud õigusaktides olev käsitlus on kasutatav vaid juhul, kui on vajadus hakata majandama valikraietega seni ühevanuselise lihtsa liigilise koosseisu ja struktuuriga puistut. Ideaalsel püsimeetsal ei ole vanust ja püsimeetsas ei ole puurindeid. Seetõttu ei saa olla ka püsimeetsal täiust, mille arvutamise aluseks on puude keskmine kõrgus. Püsimeetsa saab kirjeldada puude jaotuse alusel diameetri järgi ja püsimeetsa tihedust saab kirjeldada puistu rinnaspindala kaudu. Eesti MS ja MME kehtestab aga valikraie läbiviimist lubava puistu minimaalse vanuse ja valikraie järgse minimaalse lubatava esimese rinde rinnaspindala. Metsa minimaalne lubatav vanus valikraie tegemiseks on raskelt mõistetav. Metsaomanikul puudub võimalus asuda valikraie nime all kujundama püsimeetsa enne ametliku küpsusea (lageraieks nõutava vanuse) saabumist.
10. Kui me ei lähtu Eesti Metsaseaduses valikraie osas Kesk-Euroopa arusaamadest, siis tuleks seda põhimõtet ka selgelt seadusandluses väljendada. On tungiv vajadus valikraie mõistet, sisu ja piiranguid senisest enam selgitada metsaomanikele, ka ühiskonnale tervikuna, ning publitseerida kirjalikult juhendmaterjalid. Praegu on valikraied kõigi raieviiside hulgast kõige enam erinevaid arusaamu tekitanud.

III 5. Lageraiepõhise metsamajanduse mõju ohustatud elustikule ja selle leevendamise võtted

Asko Lõhmus (Tartu Ülikool)

Kokkuvõte

Lageraiepõhise metsanduse elustikku ohustavad mõjud on seotud paljude eri protsessidega: peamised on mikroelupaikade ja populatsioonide lokaalse hävimine ning liikidevaheliste seoste muutused, mis tulenevad igakordsest raiehäiringust, sellele järgneva suktsessiooni laadist, puistute ühealilisusest ning eelmainitute seotud sekundaarsetest mõjudest. Mõjude ulatust reguleerivad raieringi pikkus ja raiejärgsed säilikstruktuurid (kaudselt seega raiemahud), raiesmike pindala ja paiknemine ning valitud uuendamisviis ja teised metsakasvatuse võtted (nt kombineerimine kuivendusmõjudega). Eesti uuringutes on piirkondlikul tasemel kõige ulatuslikumalt dokumenteeritud 1) pikaajaliselt või suktsessiooni hilisemates faasides kujunevate mikroelupaikade vähenemise mõjud; 2) ohustatud liikide asurkondade isoleerumine raiesmike tõttu. Ebapiisavalt on uuritud näiteks ahelväljasuremisi ja raiete võimalikke saastemõjusid, ainult üksiknäidetena on teada raiesmike võõrliike soosivad mõjud. Ohustatud elustiku ja teiste ökoloogiliste funktsioonide seisukohalt ei ole lageraiepõhise metsanduse lausaline kasutamine majandatavates metsades optimaalne.

1. Hinnangute koostamise põhimõtted

Lageraiepõhise metsanduse mõjude analüüsil arvestati, et nii planeerimise kui läbiviimise tasemel kujutab see endast **võtete kompleksi**, millest raie ise (s.t langilt korruga kõigi puude raiumine) moodustab ainult lühikese episoodi. Kompleksi teised, lageraieist tulenevad olulised osad on: 1) puistute ühealilisus ja maastiku jaotumine eri vanuses (suktsessiooniastmes) puistuteks, sageli järskude servaüleminekutega; 2) kasvatatavate puuliikide valik ja nende kasvatamisega seotud hooldusvõtted; 3) raiejärgse soostumise vältimiseks tehtud (sekundaarne) kuivendus teatud kasvukohtades. Üldiselt loetakse lageraiepõhist metsandust olemuslikult kõrge intensiivsusega metsanduseks (Duncker jt 2012), kuid maastike ja riikide mastaabis võib varieeruvus olla suur ning see omakorda on pöördseoses elurikkuse jaoks oluliste elupaikade seisundiga (nt Angelstam jt 2018). Intensiivistumise põhikomponendid on raieringi pikkus, raiesmike suurus, hooldustööde valik ja sagedus ning lankidele juurdepääsuga seotud infrastruktuur ja kuivendus.

Analüüsi fookust iseloomustab järgmine näide. Eestis on koostamisel ülevaateuuring metsades kasvavate samblike tundlikkuse kohta metsamajandusele (P. Lõhmus). Selle kohaselt on >40% liigifondist generalistid, kes saavad hakkama ka intensiivselt majandataval metsamaastikul. >10% on põlismetsaspetsiifilised liigid, kelle peamine kaitsevõte on range kaitse. Ülejäänud **u. 40% liigifondist on liigid, kelle säilimine metsamaastikul oleneb viisist, kuidas seda majandatakse** või pole nende tundlikkus teada. Eriti viimaste seas on aga palju haruldusi liike (u. 30% kogu liigifondist), kelle iga leiukoht on väärtuslik ja seetõttu on majandajate tähelepanu neile õigustatud. Lageraiepõhise majandamise leevendusmeetmed ja mitmekesistamine peakski elurikkuse osas olema suunatud sellele, et vähendada selle u. 40% liigifondi vaesumise riske. Selle arvestamise kaudu on enamasti võimalik käsitleda ka teisi ökoloogilisi funktsioone,

kuivõrd need ongi väljendatavad protsessidena, mis looduslikes maastikes sellele osale elurikkusest elupaiku tagavad. Eritähelepanu on aga põhjust pöörata lageraiete **sotsiaalsetele ja kultuurilistele** mõjudele, mis ei pruugi olla elurikkuse eesmärgiga vastavuses.

Lageraiete keskkonnamõju on maailmas väga palju uuritud (nt Keenan & Kimmins 1993), kuid suhteliselt harva eristavad need kompleksi kõiki eri mõjusid, ruumimastaape ja ajaskaalasid. Käesolevas kokkuvõttes on seda kriitiliselt arvestatud. Eristatud on mõjud, mis tulenevad lageraietöödest, raiejärgsest avatud keskkonnast, raiejärgsest suktsessioonist ning kaugmõjuna ümbritsevate alade raiest.

2. Lageraietöödega seotud mõjud

2.1. Ohustatud liikide hävimine koos substraadi või mikroelupaigaga

Üldhinnang. Väga hästi dokumenteeritud probleem, mis esmajoones oleneb raiete intensiivsusest, leevendavatest meetmetest ja eelinfost puistu loodusväärtuste kohta, mitte alternatiivsest metsandussüsteemist. Märkus: tehniliselt siia kuuluvat linnupesade hävimist on käsitletud pkt. 2.2.

Kirjeldus. Peamised mõjud on seotud valdava osa elusate puude raiega (epifüüdid; suuri ja õõnepuid asustavad loomad; puude sümbiondid), seisvate surnud puude raiega kas ohutuskaalutlustel või kaasmõjuna (epiksüülised samblikud; saproksüülseid putukad; õõneloomad), olemasoleva lamapuidu purustamise, mattumise või eemaldamisega (kõdupuiduelustik). Konkreetsetes kooslustes võib probleemiks olla ka haruldasemate struktuurielementide kahjustamine, nagu suured kuuse tuuleheitejuurestikud või sammaldunud kivid. Kõdupuiduelustiku seisukohalt on vahetult konfliktseim sanitaarlageraie pärast põlengut, sest niisuguseid elupaiku on Eesti maastikel vähe. Viited Eestist: A. Lõhmus jt 2005, 2013, P. Lõhmus jt 2018, Runnel jt 2018.

Mõju modulaatorid. Mõju epifüütidele oleneb säilikpuude hulgast ja konkreetsete säilitatavate puude valikust. Lamapuidu ja maapinnasubstraadide puhul võib raiest suuremgi mõju olla maapinna mehaanilisel ettevalmistusel. Kui substraat hävib, siis määravad raieringi pikkus, raiesmike suurus ning elujõuliste asurkondade lähedus langile tagasilevimise ja sedakaudu asurkondade püsimise maastikul, s.t eriti ohustatud on aeglaselt levivad, aeglaselt tekkivate substraatidega seotud ja fragmenteerunud asurkondadega haruldased liigid. Hooldusraiate intensiivsusest ja kasutatavast tehnikast oleneb, kas lageraiel hävinud substraadid saavad järgnevas suktsessioonis taastuda: mõju kõdupuidule on üldiselt negatiivne, aga poolvarju eelistavatele epifüütidele võib olla ka positiivne. Viited Eestist: Rosenvald & Lõhmus 2007, Lõhmus & Lõhmus 2011, Runnel jt 2013, Rosenvald jt 2018.

Tõendid probleemist Eestis. Vanade eluspuudega seotud liikide leviku ahenemine, tulenevalt põliste esinemisalade raiest ja võimetusest tagasi levida, on mitmel juhul dokumenteeritud protsessina (kopsusamblik, neersamblikud, lendorav). Kõdupuiduliikide seas on seda otse järeldatud eeskätt jämedamõõtmelist kuuse lamapuitu asustavate liikide väljasuremisest ja/või kaasajal üksnes põliste kaitsealadele koondunud levikust. Enamiku teiste liikide (sh seisvate surnud puude elustiku) puhul on seda järeldatud kaudselt: arvestades liikide substraadinõudlust ja nende substraatide kadu lageraietega. Vanade haabade ja kuuskedega seotud haruldaste torikseente elupaikade pindala prognoos näitab, et kaitsealade paranev seisund ei suuda

praeguse raieintensiivsuse juures tervik-asurkondi stabiilsena hoida. Avakoosluste lamapuitu asustavate putukaliikide jaoks oli aastatel 2005–2007 riigimetsade raiesmikel piisavalt substraate. Viited: Lõhmus & Sellis 2003, Jüriado & Liira 2010, Kraut jt 2016, Runnel 2017 aruanne (KIK).

Tõendid probleemist mujal. Soomes on hästi dokumenteeritud lageraiemajanduse ajalugu järgiv geograafiline gradient ohustatud kõdupuidumardikate hulgas ja väljasuremismääras, samuti konkreetsete liikide samasugused taandumismustrid.

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Seni tehtud uuringute põhjal mõjutavad lageraiesmikule jäetavad säilikpuud selle esteetilist väärtust vähe, kuid negatiivsena nähakse suurt hulka lamapuitu („risu“) ja spetsiaalselt elustiku jaoks lõigatud tüükaid. Viide: Kõivik 2014.

Teiste raiesüsteemide võimalused: ühtset positiivset mõju ei ole, oleneb konkreetsete substraatide paremast säilimisest. Valikraiete positiivne mõju eluspuudega seotud elustikule ilmneb ainult siis, kui puistus on rohkem vanu puid; tundlikule kõdupuidu- ja maapinnaelustikule on sagedasema häiringu tõttu mõju reeglina negatiivne. Viited: P.Lõhmus jt 2012, A. Lõhmus jt 2018, Rosenvald jt 2018.

2.2. Loomade hukkumine või häirimine

Üldhinnang. Sotsiaalselt konfliktne probleem, mille tervikmõju on ebapiisavalt uuritud, kuid kahtlemata oleneb raie sesoonist ning on leevendatav alternatiivsete metsandussüsteemide kaudu.

Kirjeldus. Raietehnika mõjutab muldasid ja mullaelustikku pindmise mullakihi kokkupressimise ja mullahäiringute, sh rööbaste tekke kaudu. Hästiliikuvad loomad (linnud, imetajad) põgenevad raietöödega häirimise tõttu, sh langi lähiümbrusest; nende pesad hukuvad seetõttu reeglina isegi füüsilise säilitamise korral.

Mõju modulaatorid. Kõige olulisemad modulaatorid on sesoon (loomade sigimisperiood, sulajärgne või vihmaperiood) ning mullaelustiku kahjustamise osas ka mulla survetaluvus, veesisaldus, kasutatav raietehnika ning maapinna mehaanilise ettevalmistuse kasutamine raie järel. Häirimismõju kaitsealustele, pika pesitsusperioodiga liikidele (nagu röövlinnud või metsis) saab vähendada pesapaikade ümbrusse sesoonseid piiranguid seades, milleks on vaja kvaliteetse eelinfot nende sigimispaikade kohta. Eeldavasti on mõju ka sellel, kuidas langile ja sealt ära liigutakse.

Tõendid probleemist Eestis. Väliuuringuid on väga vähe: dokumenteeritud on metsise mägukohtade nihkumise seos lageraietega 1–3 km raadiuses. On tehtud teoreetilisi arvutusi kevadsuviste lageraietega hukkuvate linnupesade hulga kohta, lähtuvalt eri linnuliikide asustustihedusest ja pesitsussesoonist. Kaitstavate metsalindude tegevuskavades on raietega häirimisele omistatud ohutegurina Eestis tavaliselt keskmine tähtsus, kuid on üksikuid väga häirimistundlikke ohustatud linnuliike, nagu kassikakk. Üksikjuhtumitena on fikseeritud talvituvate pruunkarude häirimine ning et karud on ka talvitumiskoha valimisel häirimistundlikud. Juriidiline aspekt on ebakõla looduskaitseaduse § 74³ (Looduslikult

esinevate linnu- ja nahkhiireliikide kaitsenõuete rikkumine) lõigetega 1–2. Viited: Lõhmus & EOÜ linnukaitsekomisjon 1999, Peensoo 2015, Tammeleht & Pärna 2015.

Tõendid probleemist mujal. Mulla mesofauna vähenemine kokkusurumise tõttu (isegi >90% ulatuses) on langi tasemel hästi dokumenteeritud; ilma selleta ja teistes mullaelustiku rühmades ei pruugi olulist vähenemist toimuda. Bakteritoiduliste liigirühmade arvukus võib isegi tõusta. Häirimise mõjud on halvasti uuritud. Kummagi mõjutüübi tervikmõju maastiku tasemel ja pikas perspektiivis on uurimata. Viited: Huhta 1976, Battigelli jt 2004.

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Eeskätt lindude pesitsusperioodil tehtavad raied on pälvinud sageli avalikkuse pahameele; teema on jätkuvalt aktuaalne (nt Berg 2018).

Teiste raiesüsteemide võimalused: kui arvestada, et hinnanguliselt hukub ka suvisel hooldusraiel u. 70% linnupesadest, siis on häirimise mõju pikas perspektiivis seotud raiekordade arvuga. Sama puudutab ka mullahäiringuid. Järelikult on valikraied paremaks alternatiiviks ainult siis, kui need kasutavad ka oluliselt kergemat ja vähem häirivamat tehnikat.

3. Lageraiejärgse keskkonnaga seotud mõjud

3.1. Järsk metsatingimuste kadu ja muutunud konkurentsisuhted

Üldhinnang. Hästi uuritud (v.a. mullaelustiku osas) ja lageraiele spetsiifiline probleem, mis on puistu tasemel alternatiivsetes metsandussüsteemides seda nõrgem, mida kõrgema liituse juures puistut majandatakse. Maastiku mastaabis põhjustab mõõduka ulatuse puhul liigirikkuse suurenemist avakoosluste liikide arvel, intensiivse majandamise korral aga elustiku homogeniseerumist ja levikutõkete kujunemist paljudele metsaliikidele.

Kirjeldus. Lageraie järel eksponeeritakse varem metsa varjus elanud elustik drastiliselt muutunud mikrokliimale: suurenevad otsene päikesekiirgus ning tuulisus ning kõikumised temperatuuris ja õhuniiskuses. Mikrokliima suhtes tundlikud liigid vähenevad, alale ilmuvad uued (sh sageli kõrgem ja tihedam maapinnataimestik) ning konkurentsuhete kaudu võivad väheneda ka liigid, kes mikrokliimale vahetult kuigi tundlikud ei ole. Taimestiku ümberkujunemine pakub ajutist elupaika paljudele niidu- ja avatud sookoosluste liikidele, sh ohustatud liikidele. Need mõjud puudutavad nii liikide püsivaid elupaiku kui levimisvõimalusi. Viited Eestist: P. Lõhmus jt 2006, Jaius jt 2009, Remm jt 2013, Remm & Lõhmus 2016, Viljur & Teder 2016.

Mõju modulaatorid. Metsaliikidele avalduvat negatiivset mõju leevendab säilikpuude jätmine ning suurendab maapinna mehaaniline ettevalmistus. Säilikpuude mõju alustaimestikule on Eestis kasutatava mahu puhul (<10% tagavarast) siiski nõrk või mõnikord puudub. Mõju oleneb kasvukohast, nt tigude kooslused kujunevad ümber just viljakates kasvukohtades. Niisugustel aladel võib taimestik hakata vohama spetsiifiline kõrgtaimestik (vaarikas, pilliroog jt), mis on taimestik tugevasti konkurentne, kuid mille vari võib mikrokliimat samas oluliselt puhverdada. Kui liik langilt hävib, siis pikemas perspektiivis määravad asurkondade püsivuse tagasilevimist mõjutavad tegurid: raieringi pikkus, raiesmike suurus ning elujõuliste asurkondade lähedus, s.t eriti ohustatud on aeglaselt levivad ja fragmenteerunud asurkondadega haruldased liigid. Avamaaliikidele avalduv positiivne mõju on eeldatavasti seda suurem, mida looduslikum taimestik ja pikemaks ajaks püsima jääb; päevaliblikate puhul hinnatakse

raiesmiku optimaalset suurust 1–3 ha (M.-L. Viljur). Viited Eestist: Remm jt. 2013, Remm & Lõhmus 2016.

Tõendid probleemist Eestis. Langi tasemel on hästi dokumenteeritud raiesmike maapinnataimestiku muutused, epifüütide liigiti erinev kadumine avatud tingimustesse jäetud säilikpuudelt ning puiduseenekoosluste ulatuslik teisenemine (osaliselt seotud substraatide kvaliteedi muutustega). Mustika katvus väheneb esimesel raiejärgselt kümnendil keskmiselt >90%, olenevalt säilikpuude jätmisest. Vanadel haabadel metsa varjus elavatest puiduseentest umbes pooled ei moodusta raiesmiku avatud tingimustes viljakehi. Teada on rea konkurentsitudlike ohustatud taimeliikide hääbumine raiesmikel, kuid mõjud on reeglina keerulised. Nt öövilke (käpaline) ajutine kadumine ei pruugi piisavalt pika raieringi puhul olla asurkonnale probleem ning ohustatud tarnade puhul võivad raiest olulisemad olla muutused raiesmiku veerežiimis. Sammalde ja samblike aklimatiseerumise seisukohalt on kriitilised umbes viis esimest raiejärgset aastat. Raiesmike poolt tekitatud levikutõkkeid on seni otseselt dokumenteeritud lendorava puhul, kelle pesitsuskogumid võivad raiesmikest täielikult ümbritsetud metsa-aladel jääda isolatsiooni. Kaudselt näitavad sama uuringud metsakeskkonda vajavate liikide väikeste (<100 m) levimiskauguste kohta. Viited: Kull & Kull 2006, Lõhmus & Lõhmus 2010, Jüriado jt 2011, Lõhmus 2011ab, Lõhmus & Kull 2011, Absalon 2013, Remm jt 2013, Lõhmus & Remm 2017.

Tõendid probleemist mujal. Hästi uuritud. On leitud, et suur muutus taimestikis on seotud võrastiku katvuse vähenemisega alla kriitilise künnise, tüüpiliselt <10%..20%. Maastiku tasemel ja pikas perspektiivis on Soomes dokumenteeritud mustika tugev (>50%) taandumine lageraiemajanduse tingimustes. Viiteid: Bergstedt & Milberg 2001.

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Marjakohad kujunevad ümber: mustikas kaob, aga kuivad kasvukohad võivad muutuda headeks pohla- ja viljakad lühiajaliselt vaarika-metsmaasika korjekohtadeks. Intensiivselt majandatavates maastikes ei reageeri marjakorjajad niisugustele muutustele piisava kiirusega, mistõttu maastiku mastaabis võivad marjasaagid väheneda, isegi kui see bioloogilises mõttes nii ei ole. Väikesed valgusrikkad raiesmikud (välud) reeglina rikastavad maastikupilti ja lisavad puhkeväärtust. Viide: Remm jt 2018.

Teiste raiesüsteemide võimalused: mõju on nõrgem turbe- ja eriti valikraiete puhul.

3.2. Sekundaarsed väljasuremised raiesmikel hääbuvate teiste liikide tõttu

Üldhinnang. Halvasti uuritud, aga eeldatavasti toimuvad valdavalt sama mustri järgi nagu neid põhjustavad algsed muutused (vt pkt 3.1).

Kirjeldus. Liigid kaovad raiesmikelt mitte vahetult ebasobivate tingimuste tõttu, vaid sellepärast, et olenevad teistest liikidest (nt toidutaimedest, peremeesliikidest), mis on raiele tundlikud. Ökoloogiliselt võib selliseid mõjusid eeldada taime-, seene- ja varisetoiduliste liikide ja parasitoidide seas ning nende liikide seas, kelle levimine oleneb bioloogilistest vektoritest (nt loomlevivad taimed).

Mõju modulaatorid. Uurimata.

Tõendid probleemist Eestis. Uurimata, kuid mõned eeldatavad mõjud on pigem nõrgad. Nt sipelglevi efektid taimedele ilmnevad Eestis pigem ikka alles põllumajandusmaastikus. Teokoosluste muutumist raiesmikel on omistatud taimestiku muutumisele, kuid ohuna ei ole seda käsitletud. Viiteid: Remm & Lõhmus 2016.

Tõendid probleemist mujal. Teada üksikuuringute tasemel. Hästi on uuritud kuklaste kadu raie järel, mida põhjustab eeskätt toidubaasi vähenemine ning millel on omakorda mõju ülejäänud putukakoosluse ümberkujunemisele. Samuti on teada, et raiesmikel vaesub seenesääsklaste fauna koos oma toiduobjektiks oleva seenestikuga. Torikseente puhul on teada kolmeastmeline hävimisahel: seen-fungivoorne liblikas-parasitoid. Viiteid: Punttila jt 1991, Økland 1994, Komonen jt 2000.

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Uurimata.

Teiste raiesüsteemide võimalused: mõju on eeldatavasti nõrgem turbe- ja eriti valikraiete puhul.

3.3. Võõrliikide levimine raiesmike kaudu

Üldhinnang. Eestis probleemina väga lokaalne, lageraie alternatiive pole uuritud.

Kirjeldus. Teatud võõrtaimeliigid (potentsiaalselt ka nt limused) leiavad raiesmikul sobiva elupaiga ja levivad sealt metsamaastikule.

Mõju modulaatorid. Vähe uuritud, kuid üldiselt oleneb koloniseerimiseks sobivate paikade olemasolust. Nt maapinna ettevalmistus tõenäoliselt soosib võõrliikide ilmumist. Viide: Huebner & Tobin 2006.

Tõendid probleemist Eestis. Võõrtaimeliikide üldine sagedus on Eesti raiesmikel madal, eriti võrreldes põllumajandusmaastikuga. Lokaalselt on raiesmike kaudu metsadesse levinud väikeseõieline lemmalts ja tähk-toompihlakas (neist esimene on osaliselt seotud ka kuivendusemõjudega), harva kanada kuldvits.

Tõendid probleemist mujal. Probleem on hästi dokumenteeritud ja enamasti selgelt tõsisem kui Eestis.

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Praeguse väikese ulatuse puhul puuduvad.

Teiste raiesüsteemide võimalused: uurimata, aga ilmselt pole aktuaalsed.

3.4. Raiesmik hajareostuse allika ja õhusaaste levimistena

Üldhinnang. Eestis halvasti, maailmas ebaühtlaselt uuritud; peamine mõju tekib kombinatsioonina raiesmikelt leostuvate toitainete hulga ning kasvukoha puhverdusvõime vähenemisest.

Kirjeldus. Raiesmikel kiiresti kõdunev biomass võib sademetele eksponeerituna põhjustada toitainete (nitraatide, ammooniumi, fosfaatide ja kaaliumi) leostumist esmalt mullavette ja sealt veekogudesse; probleemi võib süvendada avakoosluses vohama hakkav heitlehine taimestik.

Inimtekkelise saastega aladel (eriti teedelt lähtubv tolmu- ja saaste) võib raie avada võimaluse saastel kaugemale levida. Mõlemat tüüpi saastele tundlike liikide seisund võib halveneda.

Mõju modulaatorid. Raiesmiku veerežiim ja lähima veekogu kaugus; mulla puhverdusvõime.

Tõendid probleemist Eestis. Viljakamate kasvukohtade raiesmikel on tüüpiline nitrofiilsete taime- ja samblikuliikide vohamine ning oligotroofsete alade taimede vähenemine. Dokumenteeritud on tolmu- ja saaste negatiivne mõju habesamblike geneetilisele mitmekesusessele. Viiteid: Runnel jt 2013, Degtjarenko jt 2016.

Tõendid probleemist mujal. Ulatuslikult dokumenteeritud, vt Keenan & Kimmins 1993.

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Veekogude (sh suublate) rikastumine toitainetega võib kahjustada nende puhkeväärtust.

Teiste raiesüsteemide võimalused: püsimeets funktsioneerib nii tolmu- kui müratõkkena, selle raietel tekib korraga vähem kõdunevat orgaanilist ainet ja selle kõdunemine on metsa varjus aeglasem.

3.5. Raiesmiku servaeft kõrvalolevale metsale

Üldhinnang. Väga levinud mõju, mis tõenäoliselt kahjustab ulatuslikult väikeste kaitsealade loodusväärtust, kuid mille mõju tervik-asurkondadele on ebapiisavalt uuritud.

Kirjeldus. Raiesmik loob terava ülemineku lageda ala ja metsa vahel ning tekitab sellega uue metsaserva. Sellises servas toimub koosluse mõningane teisenemine ning muutub häiringurežiim (eeskätt suureneb tuuleheiterisk).

Tõendid probleemist Eestis. Juba Tartumaa maastikes 1990. aastate lõpul olid raiesmiku metsaservad kõige tavalisem metsaservatüüp (sh oli 65% puistute pindalast metsaservast <200 m kaugusel); looduslike metsaservi oli majandusmetsades ainult 21%. Sellise muutuse ökoloogilised tagajärjed on ebapiisavalt uuritud, kuid on teada mõned ohustatud linnuliigid, kes väldivad metsaservade lähedust. Lõhmus 2002, Angelstam jt 2004

Tõendid probleemist mujal. Ulatuslikult dokumenteeritud.

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Eeldatavasti tunnetatakse suurima probleemina suurenenud tuuleheiteriski piirnevas metsas, olenemata selle metsa sihtotstarbest.

Teiste raiesüsteemide võimalused: üksikpuude põhine valikraie sellist mõju ei tekita, kuid senistel andmetel ei pruugi häilraie või turberaie servamõjud olla väiksemad kui lageraie. Viide: Harper jt 2015.

3.6. Mõju veekogude vooluhulkadele

Üldhinnang. Kuivendusega kompleksis ilmnev ja halvasti uuritud ökoloogilise mõjuga probleem, mille puhul raiesüsteemide mitmekesistamisel oleks esmajoonel ettevaatusprintsipi järgiv mõte.

Kirjeldus. Väheneb puistu vett siduv funktsioon ning vooluhulgad hakkavad otsesemalt olenema pinnavee hulkadest. Sellega võivad ajutised veekogud sagedamini kuivada ja teisalt võivad tekkida äkilised üleujutused.

Mõju modulaatorid. Raiesmiku veerežiim, lähima veekogu kaugus ja – kõige olulisemana – vooluvete võrgustik ümbritseval maastikul. Eeldatavasti on näiteks kuivendussüsteemide mõju vee vooluhulkadele enamikus Eesti maastikes nii domineeriv, et raieviisi lisamõju võib olla marginaalne.

Tõendid probleemist Eestis. Halvasti uuritud, tehniliselt on probleemiks tüüpiliselt samaaegse kuivenduse segav mõju nii puistu kui (eriti) maastiku mastaabis. Eesti on tehtud üks uuring väikeste pinnaveekogude hulga kohta veerohkel aastaajal, kus leiti, et soomuldadel oli kuivendamata metsades vaba vett oluliselt suuremal pinnal kui kuivendamata raiesmikel ning mineraalmuldadel selline erinevus puudus. Tulemus ei ole siiski uuritava protsessi seisukohalt üheselt tõlgendatav. Üksikvaatlustena on märgitud näiteks 1960-ndate ulatuslike raiete järel Kõrvemaal kahepaiksete suurte kudemisalade kadumist (F. Jüssi). Viide: Remm jt 2015.

Teiste raiesüsteemide võimalused: mõju on eeldatavasti nõrgem turbe- ja eriti valikraiete puhul.

4. Lageraiepõhisena majandataval maastikul avalduvad mõjud

4.1. Maastiku heterogeensus koondub kitsasse skaalavahemikku

Üldhinnang. Majandatavate maastike ökoloogiline homogeniseerumine on hästi tuntud ja teoreetiliselt põhjendatud probleem, hoolimata vähestest uuringutest ohustatud liikide kohta. Lageraiepõhise metsanduse täiendamine häil- ja valikraietega hõlmavate võtetega on selle käsitluse põhjal asjakohane.

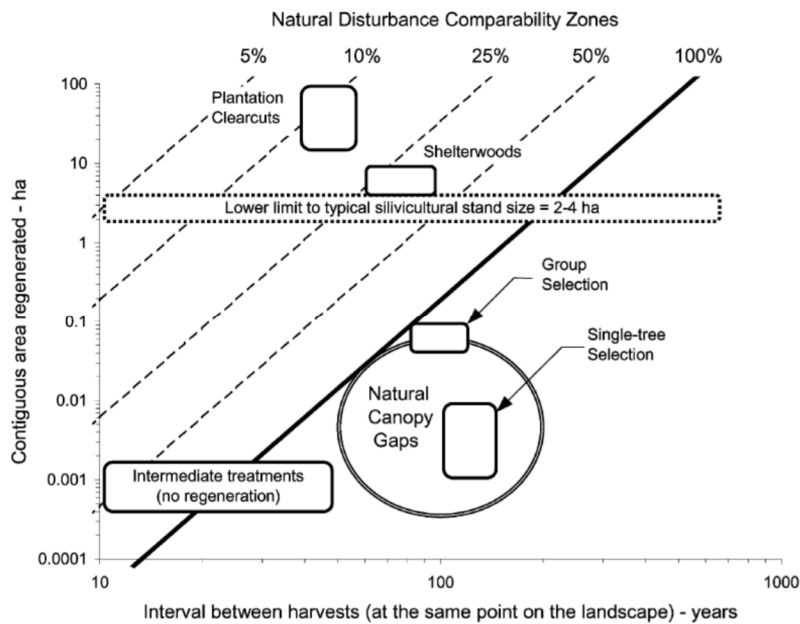
Kirjeldus. Eesti raiesmike tavaline suurus varieerub umbes ühe suurusjärgu piires (u. 0.5–5 ha), mille tulemusena on looduslikult dünaamilise maastikuga võrreldes homogeniseerunud nii puistud (ühealised, samamoodi majandatud jne) kui ka maastikud (ühtviisi killustunud). Homogeniseerumine pärsib liike, kes vajavad puistute sisemist heterogeensusust või kelle asurkonnad toimivad looduslikult suurtes elupaigalaikudes.

Mõju modulaatorid. Mõju on seda tugevam, mida ühtlaselt suuremad on raiesmikud ja lühemad raieringid (joonis 1). Leevendavaks mõjuks on suurte loodusmaastike (kaitsealade) olemasolu maastikul.

Tõendid probleemist Eestis. *Forest Europe* (2015) metsa konnektiivsuse hinnang (mis lähtub 1 km levimisvõimega teoreetilisest „generalistliigist“) näitab Eesti kohta mõõdukat konnektiivsuse vähenemist perioodil 2000–2012. Ohustatud liikide uuringud puuduvad, kuid liikide loodusloo põhjal on väidetud, et väikesepindalistest häiringutest oleneb u. 1/3 Eesti ohustatud rohttaimeliikidest. Puistusisesele homogeniseerumisele viitavad näiteks kahepaiksete vähesus majandusmetsades ning linnukoosluste liigirikkuse tugev seos lamapuidu hulgaga (kuna linnud lamapuid otseselt ei vaja, siis on see ilmselt häilulisuse indikaatoriks). Viited: Reier jt 2005, Lõhmus 2006a, Rosenvald jt 2011.

Tõendid probleemist mujal. Ulatuslikult dokumenteeritud. Nt Seymour jt 2002, Kuuluvainen 2009.

Teiste raiesüsteemide võimalused: maastiku dünaamikalt kõige looduslähedasem kombinatsioon oleks lisada pika raieringiga lageraietele valik- ja häilraied (joonis 1).



Joonis 1. Looduslike ja metsaraie poolt tekitatud häiringute sageduse ja pindala tüüpilised seosed. Eesti lageraiet vastaksid skeemil turberaietena (*shelterwood*) märgitud kombinatsioonile, s.t 25%-50% vastavusele loodusliku dünaamikaga võrreldes (Seymour jt 2002).

4.2. Lageraietärgse puistu koosseis erineb süstemaatiliselt raie-eelsest

Üldhinnang. Ebapiisavat tähelepanu pälvinud probleem, mis ühest küljest ei ole loodusliku uuenduse sageduse tõttu Eestis väga terav, kuid mille tegelik tähtsus ilmneb alles pikas (sajandite) perspektiivis. Ka käimasoleva kliimamuutuse kontekstis oleks oluline mõista, milline roll võiks Eestis nii ökoloogiliselt kui ka majanduslikult olla praegu haruldastel pärna-, jalaka-, vahtra- ja tammepuistutel.

Kirjeldus. Teatud puuliigid vähenevad lageraietärgse puistuga majandataval metsamaastikul seetõttu, et nad ei esine enam loodusliku uuenduse koosseisus või eemaldatakse nad sealt metsa hooldamisel, samuti pole nad kunstliku uuenduse objektiks. Vastavalt väheneb ka nende puuliikidega seotud elustik ja muud ökoloogilised funktsioonid, sh puistute mitmekesisusest tulenev puhverduvõime.

Mõju modulaatorid. Loodusliku uuenduse kasutamine, raieringi pikkus, puistute hooldusvõtted ning hilissuktsessioniliste puuliikide (nagu kuusk) kultiveerimise ulatus. Eriti tugev muutus toimub kuivendatud soometsades, mille raie järel muutub sageli järsult metsatüüp (nt kuivendatud siirdesoomännikust kõdusoo-segametsaks või –kaasikuks).

Tõendid probleemist Eestis. Hästi on dokumenteeritud laialehiste varjutaluvate puuliikide (pärn, jalakas, vaher) vähesus Eesti metsades, võrreldes nende loodusliku dünaamikaga. On näidatud, et nende puuliikide säilitamine puhverdab saaresurma mõju epifüütidele (alternatiivne peremeespuuliik). Keerulisem protsess on tamme kadumine metsadest, mis hõlmab ka tema järelkasvuks vajalikke ning poolavatud kooslust säilitavaid häiringuid; samas on just tammega seotud liikide seas teada Eestis ka väljasuremisi. Metsades on haruldased veel puukujulised remmelgad ja pihlakad, mida rutiinselt eemaldatakse noorendiku hooldusel. Kuivendusega kombineeritud puuliikide vaheldus on samuti hästi teada ja selle mõju on alles

välja kujunemas, kuivõrd esimene tööstuslikult kuivendatud metsapõlvkond on suurtel aladel veel raiumata. On väidetud sanglepikute järkjärgulist asendumist kaasikutega korduvate lageraiete järel ka kuivendusega, kuid uuringud puuduvad ning sanglepp on Eesti metsades esialgu tavaline ja püsib mujal Euroopas sageli intensiivse raie tingimustes (võsametsadena). Viited: E. Lõhmus 1981, Lõhmus jt 2005, Lõhmus & Kraut 2010, Remm jt 2013, Lõhmus & Runnel 2015.

Tõendid probleemist mujal. Vähe uuritud, kuid on teada, et puuliikide vahetust hõlmav lageraie on kohapealse elustiku jaoks kõige tugevam negatiivne metsamajandusmõju (Paillet jt 2010).

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Laialehiste puude puistud on sageli olnud põlised hiiekohad; vanad pärnad, tammed ja vahtrad on Eestis kultuuriliselt tähtsad.

Teiste raiesüsteemide võimalused: valikraied võiksid sobida eeskätt hilissuktsessiooniliste puuliikide osakaalu tõstmiseks, kuid leevendusmeetmena saaks ka täiendada säilikuude jätmise praktikat (jättes täiendavalt nende puuliikide 2. rinde puid). Tamm väärrib metsakasvatustlikku eritähelepanu (Lõf jt 2015).

4.3. Elustiku vaesumine noorendiku ja latimetsa faasis

Üldhinnang. Sellel koosluste järjepidevust katkestaval perioodil on negatiivsed tagajärjed, mida saab leevendada heterogeensust tekitavate valgustusraiate ja säilikuude abil.

Kirjeldus. Raiesmikel väljakujunenud elustik (sh ka paljud raie-eelse metsa jäänukliigid) hääbub tihedas noores metsas mitme mehhanismi koostoimel (valguse puudus võrastiku all; paks lehe- või okkavaris; tihniku läbimatus suurte loomade jaoks; raiejärgse kõdupuiduvaru ammendumine).

Mõju modulaatorid. Uuendamisviis ja noorendiku hooldusvõtted. Puiduseenekoosluste puhul on näidatud, et võrreldes loodusliku suktsessiooniga on viljakatele muldadele rajatud tihedad kuusekultuurid üldse kõige suurem kõrvalekalle looduslikust arenguteest (Lõhmus 2011b).

Tõendid probleemist Eestis. Raiejärgsete tihnikute madal elurikkus on üldiselt hästi teada.

Tõendid probleemist mujal. Uuringute sünteesid näitavad üldiselt selles faasis valgustusraiate positiivset või neutraalset mõju elurikkusele (Verschuyl jt 2012), mida annab veelgi võimendada nende raiete ruumilise varieerumisega (Carey 2003). Samas muudab valgustusraie maapinna mitmeks aastaks risuseks ja ala suurematele loomadele raskesti läbitavaks.

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Inimestele läbimatu tihnikuna tunnetatud alal on madal rekreatiivne ja esteetiline väärtus. Seejuures peetakse eri kultuurides esteetiliseks väga erineva tihedusega noorendikke (Pettucco jt 2018).

Teiste raiesüsteemide võimalused: püsimeetsades on tihnikufaasi võimalik vältida, kuid see eeldab raiekordade suurt sagedust ja üksikuude valikraie tehnikat.

4.4. Lageraiejärgne puistustruktuur on ühealisuse ja ühekülgsel häiringurežiimi tõttu vaesunud

Üldhinnang. Lähedane probleemiga 4.1. Ohustatud liikide seisukohast on piisavalt uuritud ainult suurte elus ja surnud puude puudumise probleem, kuid koosluste mitmekesisuse ja teoreetilised uuringud viitavad vajadusele lageraiejärgsete metsade puistustruktuuri tervikuna mitmekesistada.

Kirjeldus. Lageraiejärgse metsa ühealisus tähendab, et pärast hõrenemisfaasi domineerib kuni raievanuseni häiringutest peamiselt üksikpuude suremine ja võrastik püsib tihe. Vastavalt ei teki puistusse kuigivõrd vertikaalset heterogeensust (rindeid), häilulisust ja häiludes omakorda eripärast puistuarengut, mis on paljude liikide jaoks olulised. Puistutes puuduvad põlispuud, puuõõnsuste hulk ja mitmekesisus on väga väike ning surnud puud on enamasti väiksemad kui domineeriva rinde eluspuud; nende struktuurielementide teke raieringi lõpul tähendab ühtlasi, et nende koloniseerimise aeg elustiku poolt jääb väga lühikeseks.

Mõju modulaatorid. Raieringi lühidus suurendab probleemi, säilikpuude jätmise leevendab. Mitmekesine metsastruktuur kujuneb kiiremini välja viljakates kasvukohtades, mis väljendub ka põlismetsakoosluste kiiremas tekkes (Lõhmus & Lõhmus 2011).

Tõendid probleemist Eestis. Põlispuude ja suurte surnud puude olulisus paljudele linnu-, sambliku-, sambla- ja puiduseeneliikidele on hästi dokumenteeritud, sh ka nende piirav mõju ohustatud asurkondadele ja mitmete liikide võime asustada niisuguste puude olemasolul ka majandusmetsi. Näiteks suurte kulliliste pesitsemiseks on olulised just piisavalt suured pesapuud ning looduslikult mitmekesine metsastruktuur; nende olemasolul ei ole mõõdukas raie probleem. Väljakujunenud häiludünaamika on praegu Eestis omane peamiselt ainult põlismetsadele, nt Tartumaa maastikes 1990. aastate lõpul hinnati toimiva häiludünaamikaga puistute pindalalist osakaalu 0,5% (kõik kaitsealadel), väljakujunenud rindelisusega puistused oli veel 1,9%. Samas $\geq 5\%$ täiusega II rinne oli SMI'2007 andmetel 34% puistutes, millest omakorda 71% juhtudel oli tegu kuuse teise rindegaga. Küsimus, mil määral metsasihid ja metsateed asendavad looduslikke häilusid on uurimata; teada on, et näiteks kahepaiksete kudemiseks muutuvad kraavid oluliselt sobivamaks, kui nende servast võsa eemaldada. Viited: Lõhmus 2002, 2005, 2006b; Adermann 2008, Lõhmus & Lõhmus 2011, Soomets jt 2017.

Seotud sotsiaalsed ja kultuurilised mõjud. Eesti inimeste esteetilised eelistused metsade kompleksse struktuuri osas on vastuolulised: ühest küljest hinnatakse küll suurte puude olemasolu ja terviklikkuse muljet, kuid teisalt peetakse inetuks läbipääsmatuna paistvaid metsaosi ning eriti surnud puid (Hansson jt 2012).

Teiste raiesüsteemide võimalused: valik- ja häilraietega, eriti kui need hõlmavad ka säilikpuude jätmist, saab tekitada oluliselt rohkem nii vertikaalset heterogeensust kui häilulisust.

4.5. Põdrakahjustused noorendikes

Üldhinnang. Kohatine metsamajanduslik probleem männikute ja haavikute raiejärgsel uuenemisel, mille ökoloogilised mõjud ei ole tõenäoliselt suured. Puude koorimine põtrade poolt keskealistes metsades on pigem metsastruktuuri mitmekesistav häiring (vt pkt. 4.1 ja 4.4).

Tõendid probleemist Eestis. Negatiivne mõju elurikkusele ei ole teada. Põdra kohatine tamme järelkasvu piirav mõju väljakujunenud puistutes ei ole spetsiifiliselt seotud lageraiepõhise majandamisega.

Tõendid probleemist mujal. Omamaistel suurtel „käripjatel“ (*browser*) ei ole seni teadaolevalt muud olulist negatiivset mõju elurikkusele kui teatud puuliikide järelkasvule (Bernes jt 2018).

4.6. Ökoloogiline vaesumine järjestikuste raieringide jooksul

Üldhinnang. Potentsiaalne, kogu maailmas ebapiisavalt uuritud probleem. Võib olla seotud paljude asjaoludega, nagu muldade vaesumine, puude genofondi vaesumine (sh kunstliku selektsiooni tõttu), jäänukpopulatsioonide järkjärguline väljasuremine (eristub üldistest hilinenud mõjudest just raie-episoodide järkjärgulise mõju kaudu) jmt.

Viidatud kirjandus

- Absalon, M. 2013. Lendorava (*Pteromys volans*) ruumikasutus ja populatsiooni sidusus Virumaa metsamassiivis. Magistritöö, Tartu Ülikool.
- Adermann, V. (koost.) 2008. Eesti metsad 2007. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus.
- Angelstam, P., Roberge, J.-M., Lõhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönz-Breuss, M., Edenius, L., Kosinski, Z., Kurlavičius, P., Larmanis, V., Lukins, M., Mikusinski, G., Račinskis, E., Stradzs, M., Tryjanowski, P. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51: 427–453.
- Angelstam, P., Naumov, V., Elbakidze, M., Manton, M., Priednieks, J., Rendenieks, Z. 2018. Wood production and biodiversity conservation are rival forestry objectives in Europe's Baltic Sea Region. *Ecosphere* 9: e02119.
- Battigelli, J.P., Spence, J.R., Langor, D.W., Berch, S.M., 2004. Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1136–1149.
- Berg, K. 2018. Kevadsuvine raierahu – kellele ja miks? Sirp, 27.7.2018.
- 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.
- Bernes, C., Macura, B., Jonsson, B.G., Junninen, K., Müller, J., Sandström, J., Lõhmus, A., Macdonald, E. 2018. Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests: impacts on vegetation and invertebrates. A systematic review. *Environmental Evidence* 7:13.
- Carey, A.B. 2003. Biocomplexity and restoration of biodiversity in temperate coniferous forest: inducing spatial heterogeneity with variable-density thinning. *Forestry* 76: 127–136.
- Degtjarenko, P., Marmor, L., Tõrra, T., Lerch, M., Saag, A., Randlane, T., Scheidegger, C. 2016. Impact of alkaline dust pollution on genetic variation of *Usnea subfloridana* populations. *Fungal Biology* 120: 1165–1174.

- Duncker, P.S., Barreiro, S.M., Hengeveld, G.M., Lind, T., Mason, W.L., Ambrozy, S., Spiecker, H. 2012. Classification of forest management approaches: a new conceptual framework and its applicability to European forestry. *Ecology and Society* 17: 51.
- Forest Europe 2015. State of Europe's forests 2015. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Madrid.
- Hansson, K., Külvik, M., Bell, S., Maikov, K. 2012. A preliminary assessment of preferences for Estonian natural forests. *Baltic Forestry* 18: 299-315.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Mayerhofer, M.S., Biswas, S.R., Esseen, P.A., Hylander, K., Stewart, K.J., Mallik, A.U., Drapeau, P., Jonsson, B.G., Lesieur, D. 2015. Edge influence on vegetation at natural and anthropogenic edges of boreal forests in Canada and Fennoscandia. *Journal of Ecology* 103: 550–562.
- Huebner, C.D., Tobin, P.C. 2006. Invasibility of mature and 15-year-old deciduous forests by exotic plants. *Plant Ecology* 186: 57-68.
- Huhta, V. 1976. Effects of clear-cutting on numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates. *Annales Zoologici Fennici* 13: 63-80.
- Jairus, K., Lõhmus, A. & Lõhmus, P. 2009. Lichen acclimatization on retention trees: a conservation physiology lesson. *Journal of Applied Ecology* 46: 930–936.
- Jüriado, I., Liira, J. 2010. Threatened forest lichen *Lobaria pulmonaria* – its past, present and future in Estonia. *Forestry Studies* 53: 15–24.
- Jüriado, I., Liira, J., Csencsics, D., Widmer, I., Adolf, C., Kohv, K., Scheidegger, C. 2011. Dispersal ecology of the endangered woodland lichen *Lobaria pulmonaria* in managed hemiboreal forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 20: 1803–1819.
- Keenan, R.J., Kimmins, J.P. 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1: 121-144.
- Komonen, A., Penttilä, R., Lindgren, M., Hanski, I. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos* 90: 119-126.
- Kraut, A., Liira, J., Lõhmus, A. 2016. Beyond a minimum substrate supply: sustaining saproxylic beetles in semi-natural forest management. *Forest Ecology and Management* 360: 9–19.
- Kull T., Kull T. 2006. Habitat loss and reproduction biology as related to decline in rare *Carex* species. *Ekolõgia* 25: 280–288.
- Kuuluvainen, T., 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: the complexity challenge. *Ambio* 38: 309–315.
- Kõivik, M. 2014. Erinevate raiete esteetilise väärtus. Magistritöö, Eesti Maaülikool.
- Lõhmus, A. 2002: The lack of old-growth forest – a threat to Estonian biodiversity. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology/Ecology* 51: 138–144.
- Lõhmus, A. 2005. Are timber harvesting and conservation of nest sites of forest-dwelling raptors always mutually exclusive? *Animal Conservation* 8: 443–450.
- Lõhmus, A. 2006a. Kahepaiksete ja roomajate suhtelisest arvukusest eri tüüpi metsades ja raiesmikel. *Eesti Looduseuurijate Seltsi Aastaraamat* 84: 207–217.

- Lõhmus, A. 2006b. Nest-tree and nest-stand characteristics of forest-dwelling raptors in east-central Estonia: implications for forest management and conservation. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology/Ecology* 55: 31–50.
- Lõhmus, A. 2011a. Aspen-inhabiting Aphyllophoroid fungi in a managed forest landscape in Estonia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26: 212–220.
- Lõhmus, A. 2011b. Silviculture as a disturbance regime: the effects of clear-cutting, planting and thinning on polypore communities in mixed forests. *Journal of Forest Research* 16: 194–202.
- Lõhmus, A. & Eesti Ornitoloogiaühingu linnukaitsekomisjon 1999. Eesti metsalinnustiku kaitse. Tartu.
- Lõhmus, A., Kull, T. 2011. Orchid abundance in hemiboreal forests: stand-scale effects of clear-cutting, green-tree retention, and artificial drainage. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 1352–1358.
- Lõhmus, A. & Lõhmus, P. 2010. Epiphyte communities on the trunks of retention trees stabilise in 5 years after timber harvesting, but remain threatened due to tree loss. *Biological Conservation* 143 (4): 891–898.
- Lõhmus, A., Lõhmus, P. 2011. Old-forest species: the importance of specific substrata vs. stand continuity in the case of calicioid fungi. *Silva Fennica* 45: 1015–1039.
- Lõhmus, A., Remm, L. 2017. Disentangling the effects of seminatural forestry on an ecosystem good: bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in Estonia. *Forest Ecology and Management* 404: 75–83.
- Lõhmus, A., Sellis, U. 2003. Nest trees – a limiting factor for the the Black Stork (*Ciconia nigra*) population in Estonia. *Aves* 40: 84–91.
- Lõhmus, A., Lõhmus, P., Remm, J., Vellak, K. 2005. Old-growth structural elements in a strict reserve and commercial forest landscape in Estonia. *Forest Ecology and Management* 216: 201–215.
- Lõhmus, A., Kraut, A., Rosenvald, R. 2013. Dead wood in clearcuts of seminatural forests in Estonia: site-type variation, degradation, and the influences of tree retention and slash harvest. *European Journal of Forest Research* 132: 335–349.
- Lõhmus, A., Vunk, E., Runnel, K. 2018. Conservation management for forest fungi in Estonia: the case of polypores. *Folia Cryptogamica Estonica* 55: 79–89.
- Lõhmus, E. 1981. Anthropogenous forest site types on drained peatlands. In: Laasimer, L. (ed.), *Anthropogenous changes in the plant cover of Estonia*, pp. 77–90. Tartu, Institute of Zoology and Botany, Academy of Sciences of the Estonian SSR.
- Lõhmus, P., Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2006. Effectiveness of solitary retention trees for conserving epiphytes: differential short-term responses of bryophytes and lichens. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1319–1330.
- Lõhmus, P., Leppik, E., Motiejunaite, J., Suija, A., Lõhmus, A. 2012. Old selectively cut forests can host rich lichen communities – lessons from an exhaustive field survey. *Nova Hedwigia* 95: 493–515.
- Lõhmus, P., Lõhmus, A., Hämäläinen, A. 2018. Rapid legacy-dependent succession of lichen assemblages after forest fires: insights from two boreal regions. *Journal of Vegetation Science* 29: 200–212.

- Löf, M., Brunet, J., Filyushkina, A., Lindbladh, M., Skovsgaard, J.P., Felton, A., 2016. Management of oak forests: striking a balance between timber production, biodiversity and cultural services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 12: 59-73.
- Økland, B. 1994. Mycetophilidae (Diptera), an insect group vulnerable to forestry practices? A comparison of clearcut, managed and semi-natural spruce forests in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 3: 68–85.
- Paillet, Y., jt. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101–112.
- Peensoo, B. 2015. Metsise (*Tetrao urogallus*) kohanemine metsamaastiku muutustega: mängualade asukohadünaamika Eestis. Magistritöö, Tartu Ülikool.
- Petucco, C., Jensen, F.S., Meilby, H., Skovsgaard, J.P. 2018. Visitor preferences of thinning practice in young even-aged stands of pedunculate oak (*Quercus robur* L.): comparing the opinion of forestry professionals in six European countries. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33: 81–90.
- Punntila, P., Haila, Y., Pajunen, T., Tukia, H. 1991. Colonisation of clearcut forests by ants in the southern Finnish taiga: a quantitative survey. *Oikos* 61: 250–262.
- Remm, L., Lõhmus, A. 2016. Semi-naturally managed forests support diverse land snail assemblages in Estonia. *Forest Ecology and Management* 363: 159–168.
- Remm, L., Lõhmus, P., Leis, M., Lõhmus, A. 2013. Long-term impacts of forest ditching on non-aquatic biodiversity: conservation perspectives for a novel ecosystem. *PLOS ONE*: e63086.
- Remm, L., Lõhmus, A., Rannap, R. 2015. Temporary and small water bodies in human-impacted forests: an assessment in Estonia. *Boreal Environment Research* 20: 603–619.
- Remm, L., Rünkla, M., Lõhmus, A. 2018. How bilberry pickers use Estonian forests: implications for sustaining a non-timber value. *Baltic Forestry*, revision submitted.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2007. Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: tree retention effects in relation to site type. *Forestry* 80: 503–516.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A., Kraut, A. & Remm, L. 2011. Bird communities in hemiboreal old-growth forests: the roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management* 262 (8): 1541–1550.
- Rosenvald, R., Tullus, H., Lõhmus, A. 2018. Is shelterwood harvesting preferable over clear-cutting for sustaining dead-wood pools? The case of Estonian conifer forests. *Forest Ecology and Management* 429: 375–383. 188.
- Runnel, K., Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2013. The dying legacy of green-tree retention: different habitat values for polypores and wood-inhabiting lichens. *Biological Conservation* 159: 187–196.
- Runnel, K., Lõhmus, P., Remm, L., Kraut, A., Lõhmus, A. 2018. Häiring võib tõsta metsa loodusväärtust. *Eesti Mets* 1: 38–44.
- Seymour, R.S., White, A.S., deMaynadier, P.G. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America—evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* 155: 357–367.

- Soomets, E., Lõhmus, A., Rannap, R. 2017. Brushwood removal from ditch banks attracts breeding frogs in drained forests. *Forest Ecology and Management* 384: 1–5.
- Tammeleht, E., Pärna, K. 2015. Pruunkarude talvituskoha valikut mõjutavad tegurid Eestis. Käsikiri (https://www.zoologia.ut.ee/sites/default/files/zoologia/loora_karu_talvituskohad.pdf)
- Verschuyf, J., Riffell, S., Miller, D., Wigley, T.B. 2011. Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests—a meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261: 221–232.
- Viljur, M.L., Teder, T. 2016. Butterflies take advantage of contemporary forestry: Clear-cuts as temporary grasslands. *Forest Ecology and Management* 376: 118–125.

Säilikuude leevendavad mõjud lageraiepõhise metsanduse poolt ohustatud elustikule (ja teistele metsa funktsioonidele).

Raul Rosenvald (Eesti Maaülikool)

Raiete negatiivse mõju vähendamiseks elustikule saab ühe viisina jälgendada looduslikku häiringurežiimi, kasutades sarnast raieintensiivsust ja -tüüpe (nt Fries jt 1997). Eesti metsamaastikule ei ole kõikjal iseloomulikud sagedased looduslikud puistuvahetus-häiringud (Lõhmus jt 2004). Ka Skandinaavias on varasemalt nende sagedust üle hinnatud (nt Kuuluvainen ja Aakala 2011). Kuna (osaliselt puistuvahetus-häiringuid jälgendav) lageraie on Eestis valdav uuendusraie viis, siis osa metsaelustikust võib meie tavapärase majandamisviisi tõttu olla ohustatud ka metsamaastiku tasemel. See on suurema tõenäosusega, kui ulatuslikud lageraied kestavad pikemal perioodil. Nii raiemahu planeerimine kui valikraie ulatuslikum kasutamine aitaks tõenäoliselt vähendada neid riske.

Üks viis lageraieid (kuid ka teisi lõppraieid) looduslikele häiringutele sarnasemaks muuta on seal valikuliselt elusaid ja surnud puid säilitada.

Uuendusraietel säilitatavatel säilikuudel on kolm põhilist eesmärki (Franklin jt 1997):

- 1) Tekitada metsamaastiku selliseid struktuurielemente (eeskätt vanad elus ja surnud puud), mis lageraiepõhise metsamajanduse puhul on vähesed või puuduvad.
- 2) Aidata säilitada raiealal eelmise metsapõlvkonna (eeskätt aeglase levikuga) liike
- 3) Aidata ühendada maastikku (liigid, kellele lageraie on levikutõkkeks).

Kogu maailmas on tehtud sadu uurimusi (ülevaateartiklid nt Gustafsson jt 2012, Fedrowitz jt 2014) säilikuude efektiivsusest nende eesmärkide täitmisel. Uuringute põhjal võib väita, et säilikuud aitavad leevendada mitmeid lageraiega kaasnevaid elustikule negatiivseid tegureid, kuid see efektiivsus sõltub paljudest asjaoludest.

- Kindlasti ei suuda leevendada säilikuude jätmise kõigi lageraie poolt ohustatud metsaliikide populatsioonide elujõulisust. Osad liikidest vajavad metsa sisekeskkonda või varjulisi tingimusi ja neile säilikuudest kasu pole (nt Lõhmus jt 2006, Rosenvald ja Lõhmus 2008). Äärmisel juhul võiks nende säilimist tagada puudegrupid suurusega rohkem kui üks hektar (Aubry jt 2009), kuid see pole Eesti suhteliselt väikeste raiesmike puhul mõistlik. Selliste liikide kaitsmiseks on vajalikud kaitsealad, kus metsa ei majandata või majandatakse üksnes liigi elupaigatingimuste säilitamiseks.

- Teine osa liikidest hakkavad säilikpuudest kasu saama alles pikema aja jooksul (Hansen jt 1995, Franklin jt 1997, Mazurek ja Zielinski 2004), kui säilikpuudega ala on jõudnud saada vanaks puistuks (vahel ka juba varem, kuid siiski aastakümneid pärast uuendusraiet) ja säilikpuud on sarnasemad muust metsast oluliselt vanematele „põlispuudele“.
- Osadele nn „häiringuliikidele“ pakuvad säilikpuud spetsiifilisi elupaiku ka juba varsti pärast raiet. Sellised liigid vajavad elus või surnud puid avatud tingimustes. Eestis on leitud et säilikpuud (või nendest tekkinud surnud puud) raiesmikel pakuvad spetsiifilisi elupaiku putukatele (Kraut jt 2016), torikseentele (nt Runnel jt 2013) või näiteks kalakotkale (Konts 2013).
- Enne lageraiet metsas olnud liikide säilimist raiealal tänu säilikpuudele on maailmas uuritud kõige rohkem (Rosenvald ja Lõhmus 2008). See toimib vaid osade liikide puhul. Näide Eesti uurimusest - enne raiet metsas olnud liikidest aitavad säilikpuud säilida nt samblikel, kuid sammalde kaitseks nad üldjuhul ei sobi (Lõhmus jt 2006). Metsamaastiku tasemel on see oluline eeskätt aeglase levikuga liikide puhul. Kui metsamaastikus on vanemat metsa olulisel määral, siis igal raiealal olemasolevate tavalistest liikidest isendite kaitse ei ole kriitiline.

Järgnevalt (tähtsuse järjekorras) Eesti oludes olulisemad aspektid, mis vajavad suunamist ka MAK2030 raames.

1) Kompleksne ülevaade metsamajanduse mõjudest elustikule Eestis

Säilikpuud on ainult üks paljudest viisidest muuta metsade majandamist looduslähedasemaks. Algul nimetatud looduslikke häiringute jäljendamist (ja ka elustiku uuringuid) kasutades saaks välja arvutada optimaalsed ja elustikule ohutud eri tüüpi raieviiside osakaalud ja mahud. Samuti on oluline erineva vanusega (ka metsatüübiti) metsade ruumiline paiknemine, tagamaks kõigi liikide levimisvõimalused.

Ka säilikpuude efektiivsus oma eesmärkide täitmisel sõltub üldisest metsanduse intensiivsusest. Oluline on näiteks ümbritseva metsamaastiku vanuseline jaotus (levikuallikate olemasolu) ja uuendusraie vanused (mõjutab säilikpuu vanust).

Vaja oleks välja töötada Eesti metsadele spetsiifiline majandamissüsteem, mis tagaks metsade elurikkuse seisundi säilimise ja paranemise. Ilmselt vajaks see elustiku osas ka eriuuringuid, kuid palju infot on ka olemas ja vajab ühtsesse süsteemi koondamist.

2) Säilikpuude kogus

Prægune minimaalne säilikpuude kogus metsamajandamise eeskirja järgi on 5 tm/ha (10 tm ha <5 ha raiesmikel). See ei ole ilmselgelt piisav kogus, et säilikpuud efektiivselt oma eesmärgi täidaksid. Sellele osutavad ka globaalsed ülevaateartiklid (Rosenvald ja Lõhmus 2008; Fedrowitz jt 2014). Kehtivas metsanduse arengukavas oli uuringuvajadusena kirjas „Säilikpuude ja surnud puidu optimaalse vajaliku koguse määramiseks raiestikel uuringu korraldamine“ tähtajaga 2014, kuid see on jäänud läbi viimata. *Uues arengukava raames tuleks see uuring kindlasti läbi viia.*

3) Põlispuud

Säilikpuude üheks olulisemaks eesmärgiks Eestis on tekitada metsamaastikku (eeskätt vanade „põlispuudega“ seotud) spetsiifilisi elupaiku, mis lageraiepõhises metsamajanduses puuduvad. Eriti olulised võiksid need olla juba vanemaks saanud metsas. Säilikpuud on Eestis jäetud vähem kui paarkümmend aastat, seega metsamaastiku tasemel saab rakendada see säilikpuude eesmärk alles aastakümnete pärast. Ka on Eesti kaitsealad suures osas noored (Lõhmus 2016), ega suurenda seega oluliselt põlispuude hulk metsamaastikus.

Ka praegu säilitatavate säilikuude kvaliteet on madal. Näiteks tüüpilises lageraie eas raiutud RMK raiesmikel ei ole enamuse säilitatavatest puudest (va osa haabadest) saavutanud veel elustiku mõttes väärtuslike „põlispuude“ omadusi (Rosensvald 2014).

Üldjuhul olemasolevad uurimused rõhutavad säilikuudest tekkinud vanade „põlispuude“ tähtsust spetsiifilisele elustikule, siiski selliseid pikemaajalisi uuringuid säilikuude väärtusest „põlispuudena“ on vähe kogu maailmas (Rosensvald ja Lõhmus 2008). ***Ka Eestis on vajalikud vastavad uuringud vanade põlispuude hulga kohta metsamaastikus ja nendega seotud liikide ja nende elujõulisuse kohta. Samuti vajab lahendamist küsimus - kuidas saaks leevendada põlispuude vähesust, seni kuni säilikuudest ega kaitsealade puudest pole neid piisavalt arenenud?***

4) Seisev surnud puit

Lisaks lageraiel elusate puude säilitamisele on oluline ka surnud püstiste puude säilitamine. Kuigi praegu seadusaktid käsitlevad neid koos, pakuvad elus ja surnud puud elupaikasad suure osas erinevatele liikidele. Seega tasuks neid ka käsitleda eraldi. Eestis ei ole üldiselt surnud puiduga seotud elustik väga ohustatud (Lõhmus jt 2016), kuigi mitmed surnud okaspuudega seotud torikseened on kriitilises seisus (Runnel ja Lõhmus 2017). Küll aga on probleem uuendusraiate käigus seisvate surnud puude ja tüügaste hävimine. Praegu säilib raieküpses metsas olevast seisva surnud puidu mahust uuendusraie käigus enamasti vaid mõni protsent (Rosensvald jt 2018).

Üheks probleemi lahenduse võimaluseks on tekitada raietel kunsttüükaid, eriti kuuskede puhul, mida säilikuuna sageli ei jäeta. Sellist lahendust kasutakse aktiivselt Skandinaaviamaades (sealne FSC nõue) või ka USA-s ning soovitatakse ka mitmete teadusuuringute poolt (nt Ekvall jt 2013; Perry ja Thill, 2013; Ranius jt 2014).

Siiski praeguse Eesti metsamajandusmudeli juures (kus sanitaarraiet ei tehta väga intensiivselt) on raieküpses metsas olemasolev püstise surnud puidu kogus piisavalt suur, et eesmärgiks seada selle praegusest oluliselt suuremas mahus säilitamine uuendusraietel. Samuti võib olla varasemalt metsas loodusliku konkurentsi tingimustes tekkinud püstiste surnud puude/tüügaste püsivus (surevate puude aeglasema kasvuga tekib tihedam puit) ja kvaliteet elustikule parem (Runnel jt. 2013). Tüügaste säilitamist lageraiel peetakse ka üheks kõige kuluefektiivsemaks meetmeks surnud puiduga seotud elustiku elutingimuste parandamisel (Jonsson jt 2010, Ekvall jt 2013). ***Seda teemat saaks lahendada eelkõige metsaomanike harimise teel, kuid vajalikud oleksid ka uuringud Eesti tingimustes kuluefektiivsemaks tüügaste säilitamiseks uuendusraietel. Samuti oleks vajalik seadusaktides eristada elusate säilikuude ja seisvate surnud puude miinimumkogused uuendusraietel.***

5) Teadlik säilikuude valik

Säilikuude efektiivsust elustiku kaitsel kui ka nende tuulekindlust saab oluliselt suurendada, kui arvestada nende valimisel puuliiki, puu läbimõõtu ja eritunnuseid, asendit raiesmikul ning maastikul (Rosensvald ja Lõhmus 2008, Rosensvald jt 2008). Samuti saab suurendada säilikuude elurikkust (nt Ylisirniö ja Hallikainen 2018) ja tuulekindlust, kuid ka vähendada nendega seotud kulusid, jättes säilikuud gruppideks. ***Need teemad on juba piisavalt uuritud (kuigi uuringud jätkuvad) ning ka seadusaktides käsitletud, et metsaomanike harimine säilikuude valikul võiks aidata suurendada säilikuude efektiivsust lageraie mõjude leevendamisel.***

Kirjandus

Aubry, K.B., Halpern, C.B., Peterson, C.E. 2009. Variable-retention harvests in the Pacific Northwest: A review of short-term findings from the DEMO study. *Forest Ecology and Management*, 258 (4), 398-408.

- Ekvall, H., Bostedt, G., Jonsson, M. 2013. Least-cost allocation of measures to increase the amount of coarse woody debris in forest estates. *Journal of Forest Economics*, 19 (3), 267-285
- Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S.C., Lindenmayer, D.B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J.F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L. 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. 51(6), 1669-1679
- Franklin, J.F., Berg, D.R., Thornburgh, D.A., Tappeiner, J.C., 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. In: Kohm, K.A., Franklin, J.F. (Eds.), *Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington, D.C., 111–139.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B., Simonsson, P., 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 94, 89–103.
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lõhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A., Franklin, J.F. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. *BioScience*, 62 (7), 633-645.
- Hansen, A.J., Garman, S.L., Weigand, J.F., Urban, D.L., McComb, W.C., Raphael, M.G., 1995. Alternative silvicultural regimes in the Pacific Northwest: simulations of ecological and economic effects. *Ecol. Appl.* 5, 535–554.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G. 2010. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for wood-dwelling species: A comparison among boreal tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25 (1), 46-60.
- Konts, K. 2013. Säilikpuude sobivus kalakotka (*Pandion haliaetus*) pesapuudeks. Bakalaureusetöö, Eesti Maaülikool, Metsandus- ja maaehitus instituut.
- Kraut, A., Liira, J., Lõhmus, A. 2016. Beyond a minimum substrate supply: Sustaining saproxylic beetles in semi-natural forest Management. *Forest Ecology and Management*, 360, 9-19.
- Kuuluvainen, T. & Aakala, T. 2011. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica* 45(5): 823–841.
- Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A and Viilma, K. 2004. Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. *Ecological Bulletins* 51: 401–411
- Lõhmus, P., Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2006. Effectiveness of solitary retention trees for conserving epiphytes: Differential short-term responses of bryophytes and lichens. *Canadian Journal of Forest Research*, 36 (5), 1319-1330.
- Lõhmus, A. 2016. Eesti rangelt kaitstavate metsade tüpoloogiline analüüs. www.envir.ee/sites/default/files/metsade_range_kaitse_2016_alohmus.pdf
- Lõhmus, A., Nellis, R., Pullerits, M., Leivits, M. 2016. The Potential for Long-Term Sustainability in Seminatural Forestry: A Broad Perspective Based on Woodpecker Populations. *Environmental Management*, 57 (3), 558-571.
- Mazurek, M.J., Zielinski, W.J., 2004. Individual legacy trees influence vertebrate wildlife diversity in commercial forests. *For. Ecol. Manage.* 193, 321–334.

- Perry, R.W., Thill, R.E. 2013. Comparison of snag densities among regeneration treatments in mixed pine-hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 43 (7), 619-626.
- Ranius, T., Caruso, A., Jonsell, M., Juutinen, A., Thor, G., Rudolphi, J. 2014. Dead wood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biological Conservation*, 169, 277-284.
- Rosenvald, R.; Lõhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clearcutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management*, 225, 1 - 15.
- Rosenvald, R.; Lõhmus, A.; Kiviste, A. 2008. Preadaptation and spatial effects on retention-tree survival in cut areas in Estonia. *Canadian Journal of Forest Research*, 38, 2616 - 2625.
- Rosenvald, R. 2014. Dynamics of retention trees and their potential value for wildlife. Twelve-year long study from Estonia. *Transactions of the Institute of Forestry and Rural Engineering, Estonian University of Life Sciences*. No. 40. 128 lk
- Rosenvald, R., Tullus, H., Lõhmus, A. 2018. Is shelterwood harvesting preferable over clear-cutting for sustaining dead-wood pools? The case of Estonian conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 429, 375-383.
- Runnel, K., Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2013. The dying legacy of green-tree retention: Different habitat values for polypores and wood-inhabiting lichens. *Biological Conservation*, 159, 187 - 196.
- Runnel, K., Lõhmus, A. 2017. Deadwood-rich managed forests provide insights into the old-forest association of wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology*, 27, 155-167.
- Ylisirniö, A.-L., Hallikainen, V. 2018. Retention patches maintain diversity of epiphytic and epixylic indicator lichens more effectively than solitary trees. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33 (4), 320-331.

III 6. Metsade majandamise mõju mulla omadustele ja produktsioonivõimele.

Jürgen Aosaar (Eesti Maailikool)

Sissejuhatus

Eesti metsad on kasvukohatingimuste põhjal kategoriseeritud, vastavalt üldistusastmele suuremast täpsemani järjekorras: klass -> tüübirühm -> kasvukohatüüp -> metsatüüp (Lõhmus 1984) (Joonis 1, Tabel 1).

Kasvukohatüübi (KKT) asend ordinatsioonteljestikul on määratud mullaviljakuse ja mulla veerežiimi kaudu, mille gradiendid on joonistel nooltega märgitud. Joonisel ülevalt alla liikudes muutuvad KKT-d kuivemast niiskemateks ning joonise alaosasse on paigutatud liigniisketel muldadel asuvad KKT-d, kus on pikemat aega toimunud soostumisprotsess ja kujunenud on erinevas arenguastmes soometsad. Soometsade kuivendamise tagajärjel tekivad kõdusood, mis on Eesti metsades väga levinud (14% kogu Eesti metsafondist (Aastaraamat Mets 2017)). Kõdusooide KKT-d asuvad joonise alumisel lisasektsioonil.

Joonisel vasakult paremale liikudes muutub mullareaktsioon ja lähtekivimi karbonaatide sisaldus. Lihtsustatult võib öelda, et liikudes joonisel vasakult paremale suureneb mullaviljakus. Tulenevalt muldade iseloomust kasvavad prima tootlikkusega metsad, kus metsamajanduslik tegevus peamiselt aset leiab, laane-, palu-, salu-, sooviku- ja kõdusoometsades. Teistes tüübirühmades on metsade tootlikkus küllaltki madal ja seega puiduvarumise eesmärgil väga suurt majanduslikku huvi ei paku. Põhjuseks kas liiga märjad või liiga kuivad mullad või ka mulla madal toitainetesisaldus või nende faktorite kombinatsioon.

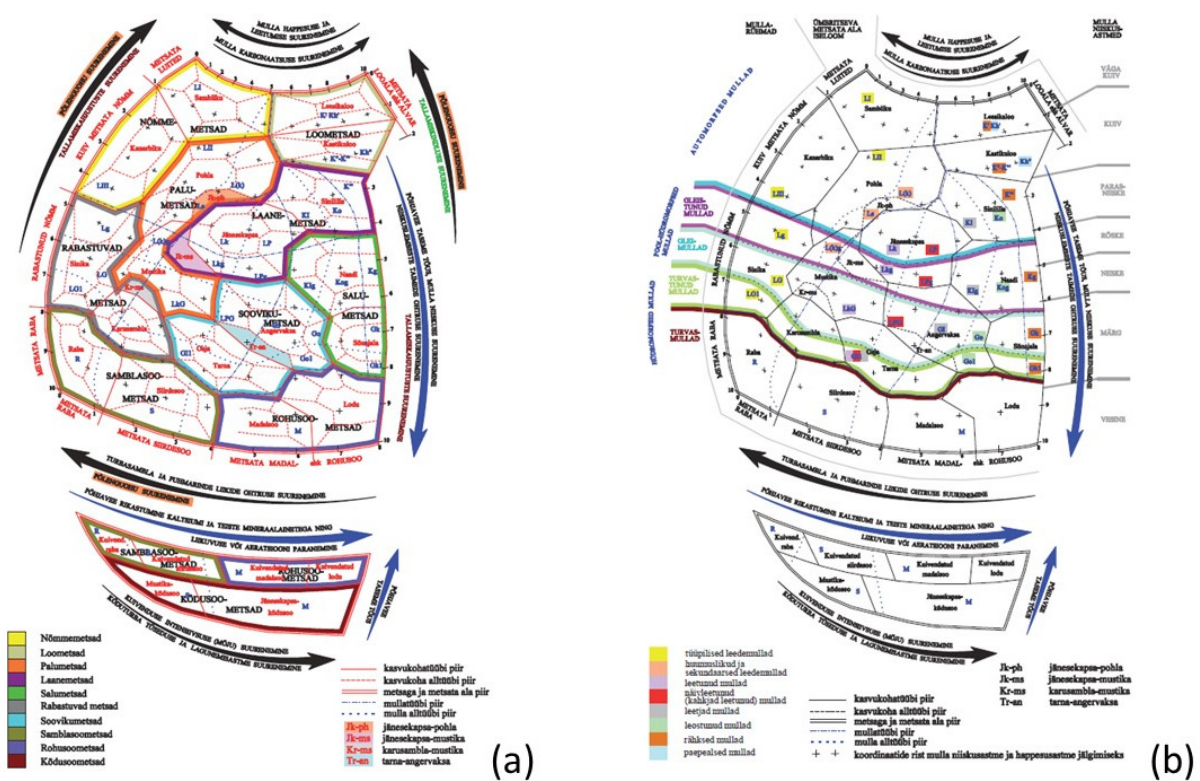
Metsade majandamine toimub kasvukohatüübipõhiselt, see tähendab – erinevate metsamajanduslike otsuste langetamine käib KKT alusel. Sõltuvalt KKT-st valitakse metsauuendamise meetod, erinevad raied ja ka võimalik vajadus kuivendamise järele. Peamiseks kasvukohatingimusi kujundavaks teguriks on muld, millest sõltuvad kasvava puistu omadused (liigiline koosseis, tootlikkus, jne). Masinatega metsas töötamise mõju erinevatele muldadele võib olla väga erinev. Joonisel 1a on jälgitav ka KKT-de tallamiskindluse muutus vastavalt mulla niiskusežiimi muutusele.

Metsade majandamine, erinevate raiete läbiviimine, mõjutab mulda mitmeti. Üks olulisi küsimusi on raiejäätmete – ladvad, oksad, madala kvaliteediga tüveosad, kändud – edasine saatus: kas need jäetakse pärast raiet langile või viiakse sealt ära energia tootmiseks? Järgmise metsapõlve kasvu seisukohast on oluline selgitada, kas ja kui palju raiejäätmete eemaldamine võib omada negatiivset mõju mulla toitainete bilansile, mis omakorda võib kahandada järgmise metsapõlve tootlikkust.

Raiete läbiviimine ja puidu väljavedu raskete metsamasinatega võivad põhjustada mulla tihenemist, roobaste teket ja mullakihtide segunemist, mis võivad pikaajaliselt mõjutada mulla struktuuri, bioloogilist aktiivsust ja seeläbi ka metsade produktiivsust. Mulla tihenemine suurendab mulla lasuvustihedust ja vähendab mulla poorsust, mis mõjuvad negatiivselt mulla niiskusežiimile, veeläbilaskevõimele ja mulla õhustatusele. Tihenenud mullas on raskendatud

ka vee ja toitainete omastamine taimede, sh puude poolt. Lisaks mulla füüsikalistele omaduste mõjutamisele võivad mullahäiringud ka visuaalselt ebaesteetilised ning tekitada avaliku arvamuse pahameelt. Mulla tallamist ja roobaste teket on võimalik vähendada, kui metsamasinad liiguksid töö käigus oksavallil. Kuna soojad talved ja läbikülmumata mullaga raiete läbiviimine muutub muutavas tulevikukliimas tõenäoliselt üha levinumaks praktikaks, on kirjeldatud probleemistik kindlasti oluline ja väärrib teaduslikult põhjendatud tähelepanu. Paraku peab tõdema, et kodumaised uurimused mullahäiringute teemal praktiliselt puuduvad.

Käesoleva töö eesmärgiks on olemasoleva teadmise põhjal anda ülevaade Eesti metsamuldadest ja Eestis tehtud uuringutest, mis käsitlevad raiējätmete eemaldamise mõju kasvukoha mullatoitainete tagavaradele ja raiemasinate mõju mullale.



Joonis 1. Metsakasvukohatüüpide ordinatsiooniskeem ja kasvukohatüüpide jaotus (a) ja jaotus vastavalt mullatüüpidele ja -rühmadele (b) (Lõhmus 1984, Laas jt. 2011).

Metoodika

Käesolev ülevaade on kirjandusallikatel põhinev ülevaade varasemalt Eestis ilmunud materjalidest, samuti õpikute peatükkidest. Töös on kasutatud õpikuid „Metsamajanduse alused“, „Mullateadus“, Eesti metsakasvukohatüübid“, „Muldade väliuurimine“ ja Eesti Maaülikooli mulla- ja metsateadlaste poolt koostatud raporteid. Kuna lähteülesanne nägi ette ülevaate koostamise Eesti kohta, pole töösse kaasatud väliskirjandusest leitavaid tulemusi. Käesoleva töö autor on nimetatud allikaid kombineerinud ja vajadusel täiendanud. Kasutatud allikate nimekiri on leitav kasutatud allikate nimistust töö lõpus.

Metsamuldade lühiiseloostus

Alljärgnevalt iseloostatakse metsamuldade peamisi omadusi. Pildid ja tekst on võetud E. Leedu poolt 2010. aastal koostatud dokumendist. Kasutatud on ka raamatut „Eesti metsakasvukohatüübid“ (Lõhmus 2004) ja kõrgkooliõpikut „Mullateadus“ (Koostaja A. Astover, 2012).

Tabel 1. Metsakasvukohatüüpide jagunemine ja seal peamiselt esinevad mullatüübid (Lõhmus 1984, Astover jt. 2013)

Arumetsad, turbahorisoni tüsedus <30 cm	Loometsad	Leesikaloo	Väga õhuke paepealne muld, rähkmuld, klibumuld
		Kastikuloo	Õhuke paepealne muld, rähkmuld
	Nõmmemetsad	Sambliku	Nõrgalt ja keskmiselt leetunud leedemuld
		Kanarbiku	Keskmiselt ja tugevasti leetunud leedemuld
	Palumetsad	Pohla	Väga õhukeselt ja õhukeselt leetunud leedemuld
		Mustika	Gleistunud leetunud muld, leetunud gleimuld
	Laanemetsad	Sinilille	Leetjas muld, koreserikas leostunud muld, rähkmuld
		Jänese kapsa	Leetunud muld, kahkjas muld, gleistunud kahkjas muld
	Salumetsad	Naadi	Gleistunud leetjas muld, gleistunud leostunud muld, gleistunud rähkmuld
		Sõnajala	Leostunud gleimuld, rähkne gleimuld, rähkne turvastunud muld
	Rabastuvad metsad	Sinika	Leede-gleimuld, leede turvastunud muld
		Karusambla	Gleistunud leedemuld, leede-gleimuld, leetunud gleimuld
Soovikumetsad	Osja	Gleimuld	
	Tarna	Gleimuld	
	Angervaksa	Leetjas gleimuld, kahkjas gleimuld	
Soometsad, turbahorisoni tüsedus >30 cm	Rohusoometsad	Madal soo	Madal soomuld
		Lodu	Lammi-madal soomuld
	Samblasoometsad	Raba	Rabamuld
		Siirdesoo	Siirdesoomuld
	Kõdusoometsad	Mustika-kõdusoo	Kuivendatud siirdesoo- ja rabamuld
		Jänese kapsa-kõdusoo	Hästilagunenud madal- ja siirdesoomuld

Loometsad

Vaimõisa, Raplamaa. Kastikuloomännik.
Koreserikas rähkmuld (Kr)



Rähkmullad on koreserikkad põuakartlikud või parasniisked mullad, milliseid iseloomustab tugev karbonaatsus. Kuivematel ja õhema huumushorisonliga aladel esinevad madalaboniteedilised leesikaloo ja kastikuloo kasvukohatüübi metsad, niiskematel aladel aga sinilille kasvukohatüübi männikud ja kaasikud. Rähkmuldade vähediferentseerunud profiilis on määrava tähtsusega huumushorison. Tingituna kaltsiumirikkusest on huumushorison huumuserikas ja struktuurne. Seoses varise intensiivse lagunemisega pidevat kõdukihti harilikult ei moodustu.

Mullatingimustest tulenevalt on loometsad suure tallamiskindlusega.

Nõmmemetsad

Sambliku-pohlamännik.
Keskmiselt leetunud leedemuld (LII)



Leedemullad on põuakartlikud või parasniisked tugevasti happelised liivmullad, mille pealmiseks horisondik on metsakõdu. Selle all huumushorison puudub või on selle tüsedus <math>< 5\text{ cm}</math>.

Orgaanilise aine akumulatsioonihorizontide all on kas selgesti väljakujunenud leethorison või esineb nõrku leetumise tunnuseid.

Nõmmemetsad on kuivadel toitainevaestel liivmuldadel kasvavad madalaboniteedilised (IV-Va) männikud, kus on iseloomulik ohter põdrasmablike ja kanarbiku esinemine ja rohttaimede vähesus või puudumine. **Mullahäiringud jäävad tallamise korral väikesteks, kuid õrn alustaimestik on tallamisele väga tundlik.**

Pilt: E. Laas

Palumetsad

Mustoja, Lääne-Virumaa. Mustikamännik.
Gleistunud nõrgalt leetunud leedemuld (LIg)



Gleistunud leedemullad on valdavalt kujunenud liivadel (piiratud ulatuses ka saviliivadel) metsavarise akumulatsioonil maapinnale ja selle lagunemise mõjul. Gleistunud leedemuldadel huumushorisont kas puudub või on alla 5 cm. Orgaanilise aine akumulatsioonihorizontide all on selgesti väljakujunenud leethorisont, mille all on raud- või huumusilluviaalne sisseuhtehorisont. Mullad on ajutiselt liigniisked, mis on metsa kasvu seisukohalt optimaalne. Suhteliselt rikkama mineraalse koostisega liivadel esinevad II-III boniteedi mustikamännikud. **Muld on keskmise tallamiskindlusega, roobaste tekkimine tõenäoline metsakõdu horisondi sügavuses.**

Tallinn, Harjumaa. Pohlamännik.
Nõrgalt leetunud leedemuld (LI)



Leedemullad on liivalõimisega metsamullad, mille pealmiseks horisondiks on metsataimestiku varisest moodustunud metsakõdu. Metsakõdu all huumushorisont kas puudub või on see alla 5 cm. Üldjuhul on tüsedam huumushorisont väikese huumusesisaldusega (<1%). Orgaanilise aine akumulatsioonihorizontide all esineb nõrga leetumise puhul nõrku leetumise tunnuseid ja muld on tugevasti happeline. Mineraalselt rikkalikuma koostisega leedemuldadel esinevad II ja III boniteedi pohlamännikud, kus

Kärevere, Tartumaa. Jäneskapsa-mustikakuusik.
Gleistunud tugevasti leetunud muld (LkIIIg)



Gleistunud leetunud mullad on ajutiselt liigniisked, oma ülaosas valdavalt kerge lõimisega (liivad või saviliivad) mullad, millel esineb selgesti väljakujunenud huumushorison, leethorison ja huumus- või raudilluviaalne sisseuhtehorison. Metsaaladel katab mullapinda metsakõdu kiht. Moodustunud on roostepruunilaiguline erineva tuseduse ja tsementeerunud pesadega sisseuhtehorison, mille all on gleistunud lähtekivim. Looduslik seisus kattuvad need mullad palu- või laanemetsadega, mille taimkate on iseloomulik mustika või jänesekapsa-mustika kasvukohatüüpidele. Puistutest domineerivad männikud, kuid esineb ka kuusikuid, okaspuu-lehtpuu segapuistuid ja kaasikuid. Sellel mullal kasvavate mustika- ja jänesekapsa-mustika kasvukohatüüpi palumetsade boniteet on keskmine (II-III). Parimad metsad kasvavad saviliivade ja liivsavide vahekihtidega gleistunud nõrgalt leetunud erimitel. **Johtuvalt mulla iseloomust ei tekita raietööde läbiviimine külmumata pinnasega ilmselt suuri häiringuid roobaste näol.**

Laanemetsad

Nõrava, Harjumaa. Sinilillekuusik.
Rähkmuld (K)



Sinilille KKT-s esinevad peamiselt leetjad ja leostunud mullad, mis on kujunenud karbonaatsel lähtekivimil. Heade lagunemistingimuste tõttu on metsakõdu kiht vaid kuni 2 cm, huumushorisont 15-25 cm. Need on kõrge produktiivsusega mullad, millel kasvavad kõrge tootlikkusega kuusikud, männikud ja kaasikud. Suureks probleemiks on sage kuusikute vilets sanitaarne seisund juurepessu esinemise tõttu.

Samas KKT-s esinevad ka rähkmullad (profiil nähtav pildil), mis on koreserikkad, tugevalt karbonaatsed, põuakartlikud või parasniisked mullad. **Liigniiskuse korral võivad leetjatel ja leostunud muldadel masinate liikumise tagajärjel tekkida roopad, kuivaperioodil ja külmunud mulla korral on muld hea tallamiskindlusega. Rähkmuldade tallamiskindlus on hea.**

Meeri, Tartumaa. Jäneskapsamännik.
Nõrgalt leetunud muld (LkI)



Salumetsad

Üdruma, Läänemaa. Naadikaasik.
Gleistunud rähkmuld (Kg)



Leetunud mullad on parasniisked või põuakartlikud, oma ülaosas selgesti väljakujunenud huumushorisondiga mullad. Looduslikus seisus kattuvad leetunud mullad peamiselt laane- või palumetsadega ning valdavalt jänese kapsa- või jänese kapsa-pohlamännikutega. Puistute produktiivsus nendel muldadel on kõrge (I-II boniteet). Selgelt on neil välja arenenud suure katvusega samblarinne. Suurema savisisalduse korral esineb neil muldadel ka jänese kapsa männi-kuuse-kase segapuistuid. Parimad metsad kasvavad saviliivadel ja liivsavi vahekihtidega leetunud mulla erimitel.

Muld on keskmise tallamiskindlusega. Kuiva suve korral on mulla vastupanuvõime roobaste tekkimisele väga kõrge.

Salumetsad (naadi ja sõnajala KKT) levivad kõige viljakamatel, karbonaatse lähtekivimil kujunenud soodsa veerežiimiga muldadel. Huumushorisont on nendel muldadel tüse – kuni 30 cm. Enamlevinud muldadeks naadi KKT-s on gleistunud leostunud ja -leetjas muld, esineb ka gleistunud rähkmulda (pildil). Sõnajala KKT-s leostunud gleimuld ja küllastunud turvastunud muld. Taimed on aastaringselt veega hästi varustatud, mullad võivad olla perioodiliselt liigniisked (sj KKT). Levinud on lehtpuuenamusega puistud, kus tootlikkus on väga kõrge. Alusmets on liigirikas, alustaimestik lopsakas, samblarinne hõre ja katkendlik.

Nende muldade ajutise liigniiskuse tõttu tuleb eriti sademeterohketel aastatel hoolikalt valida raieaega ja kasutatavat tehnoloogiat. Külmmumata mulla korral roobaste tekkimine tõenäoline.

Soovikumetsad

Mustanina, Ida-Virumaa. Kuivendatud tarna-angervaksakaasik.

Küllastunud turvastunud muld (Go1)



Turvastunud mullad on alaliselt ehk tugevalt liigniisked mullad, mille ülemiseks horisondiks on 10-30 cm tusedune turbahorison või turvastunud metsakõdu. Turbahorisoni all asuv mineraalse materjaliga mullaosa on tugevasti gleistunud, mida näitab lausaldase gleihorisoni või tugevasti gleistunud sisseuhtehorisoni ja lähtekivimi esinemine. Küllastunud turvastunud muldade turbahorison on tänu neutraalsele või nõrgalt happelisele reaktsioonile keskmiselt kuni hästi lagunenu. **Neil muldadel kasvavad angervaksa, osja või tarna kasvukohatüüpi lehtpuu segametsad, mis on väga tundlikud raie aja ja tehnoloogia õige valiku suhtes. Raie tööde läbiviimine ilma suuremate mullahäiringuteta võimalik vaid läbikülmunud mulla korral.**

Vahakõnnu, Raplamaa. Osjamännik.

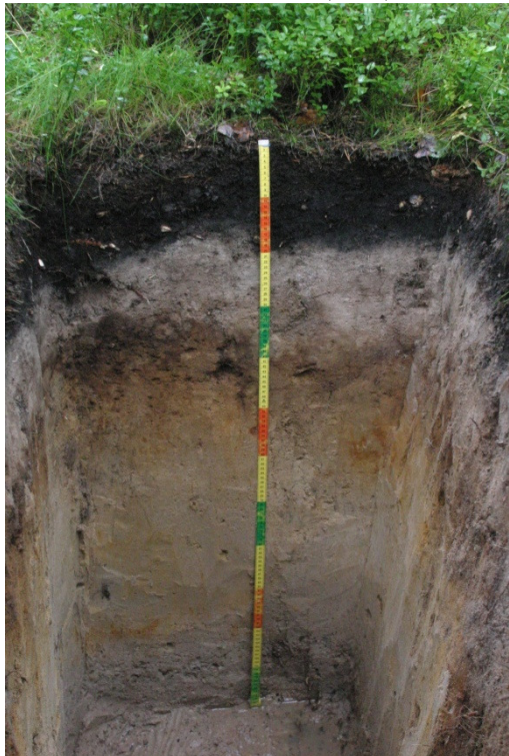
Leostunud gleimuld (Go)



Leostunud gleimullad on tingituna kõrge põhjaveest alaliselt liigniisked mullad, mille oluliseks diagnostiliseks tunnuseks peale alalist liigniiskust peegeldavate tunnuste olemasolu on (toorhuumusliku iseloomuga orgaanilise aine akumulatsioonihorisoni ja profiili alumises osas tugevasti gleistunud saviakumulatiivse horisoni esinemine. Muidu küllaltki kõrge produktiivsusega muldadel (sõnajala ja angervaksa kasvukohatüüp) esineb ka madalama produktiivsusega (IV-V boniteet) osja ja tarna kasvukohatüüpi puistuid. **Mullakaitse seisukohalt on need metsad väga tundlikud raie aja ja tehnoloogia õige valiku suhtes. Raie tööde läbiviimine ilma suuremate mullahäiringuteta võimalik vaid läbikülmunud mulla korral.**

Rabastuvad metsad

Aula-Vintri, Saaremaa. Karusamblamännik.
Leede turvastunud muld (LG₁)



Leede-turvastunud mullad on alaliselt ehk tugevasti liigniisked liivmullad, mille pealmisele, halvasti lagununud turbahorisonidile, järgneb õhuke, mõne sentimeetri tüsedune toorhuumuslik üleminekukiht ja sellele omakorda leetning raud- või huumusilluviaalne sisseuhtehorisont. Leede-turvastunud muldadel esinevad sinika- ja karusamblatüübi rikkaliku puhmarindega keskmise- kuni madalaboniteedilised (III-Va) männikud. Alusmets tavaliselt puudub. **Alalise liigniiskuse tõttu tuleb neis puistutes hoolikalt valida raiete aega ja tehnoloogiat, tallamiskindlus on väike.**

Lodja, Pärnumaa. Kuivendatud sinikamännik.
Leede-gleimuld (LG)



Leede-gleimullad on kujunenud liivadele turvastunud metsakõdu akumulereerumisel maapinnale. Metsakõdu lagunemise mõjul tekib tema alla selgesti välja kujunenud leethorisont, mille all on tavaliselt mitmekihiline raud- või huumus-raudilluviaalne nõrgkivi sisseuhtehorisont. Leede-gleimullad on alaliselt liigniisked toitainetevaesed mullad, kus nõrgkivi on metsakasvu pidurdav. Leede-gleimuldadel kasvavate sinika- ja karusamblamännikute boniteet on III-Va. **Alalise liigniiskuse tõttu tuleb neis puistutes hoolikalt valida raiete aega ja tehnoloogiat.**

Rohusoometsad

Kuhu, Pärnumaa. Kuivendatud madalsookaasik.
Sügav madalsoomuld (M3''')



Madalsoomuldadena käsitletakse põhjaveelise toitumisega toitaineterikkaid (eutroofseid) soomuldi. Turbahorisoni (>30cm) moodustab peamiselt roht- ja puittaimede ning lehtsamalde mitmesuguses lagunemisjärgus olev substraat — madalsooturvas. Madalsood on kujunenud kas madalapõhjaliste veekogude kinnikasvamisel või poolhüdromorfsete muldade edasise soostumise tagajärjel. Puistutest moodustavad valdava osa madalsookaasikud. Harvem leidub ka männikuid ning kuivendatud aladel sanglepikuid ja kuusikuid. **Alalise liigniiskuse ja pehme pinnase tõttu tuleb nende puistute raiumise aega ja tehnoloogiat väga hoolikalt valida. Tallamiskahjustused külmumata mulla korral on tõenäoliselt suured.**

Samblasoometsad

Käru, Lääne-Virumaa. Siirdesoomännik.
Õhuke siirdesoomuld (S2-3''')



Siirdesoomuldadena käsitletakse soomuldi, mille sügavaima kihi moodustab eutroofne (toitaineterikas) turvas ja pindmise (20-30 cm) kihi oligotroofne (toitainetevaene) turvas. Samas tüübis käsitletakse soomuldi, millede kogu mullatüsend (50-60 cm) koosneb mesotroofsest (keskmise toitainetesaldusega) turbast — siirdesooturbast. Siirdesood tekivad põhjaveeliselt toitumiselt üleminekul sademeteveelisele toitumisele kas madalsoodest või oligotroofsete turvastunud leetmuldade edasisel soostumisel. Siirdesoomuldadel kasvavad madalaboniteedilised (IV-V boniteet) siirdesoo männikud ja kaasikud või männi ja kase segapuistud. **Kõigi soomuldade puhul tuleb olla väga hoolikas metsaraie aja ja tehnoloogia valikul. Külmumata mulla korral tekib tõenäoliselt suur tallamiskahju ja sügavad roopad.**

Kõdusoometsad

Reastvere, Jõgevamaa. Mustika-kõdusoomännik.
Sügav madalloomuld (M3''')



Kõdusood on soometsade pikaajalise kuivendamise tagajärjel tekkinud hästilagunenud turbaga kasvukohatüübid. Mustika-kõdusoo kasvukohatüüp (tekib siirdesoo või raba kuivendamisel) on levinud tasastel või nõrga kaldega aladel. Puistutest esinevad kõdusoo muldadel põhiliselt kuusikud ja kaasikud, kuivendatud siirdesoode puhul männikud. Puistute produktiivsus sõltuvalt turba koostisest ja lagunemisastmest võib olla II kuni IV boniteedini. **Raie puhul tuleks hoolikalt valida raieaega ja tehnoloogiat, et vältida mulla ja rohukamara hävitamist. Läbikülmumata pinnasega raietööde läbiviimise korral mullahäiringute tõenäosus väga suur.**

Kalbuse, Viljandimaa. Jäneskapsa-kõdusookuusik
Sügav madalloomuld (M3''')



Kõdusood on soometsade pikaajalise kuivendamise tagajärjel tekkinud hästilagunenud turbaga kasvukohatüübid. Jäneskapsa-kõdusoo kasvukohatüüp (tekib madal soo ja lodu kuivendamisel) paikneb madalatel tasandikel ja lohkudes. Puistutest domineerivad kuusikud, sagedased on ka kuuse-kase-haava segametsad. Puistute produktiivsus sõltuvalt turba koostisest ja lagunemisastmest võib ulatuda I kuni III boniteedini. **Raie puhul tuleks hoolikalt valida raieaega ja tehnoloogiat, et vältida metsaaluse mulla ja rohukamara hävitamist. Läbikülmumata pinnasega raietööde läbiviimise korral mullahäiringute tõenäosus väga suur.**

Tulemused: Metsamajanduslikud soovitused mullakvaliteedi säilitamiseks ning metsamaa pikaajalise tootmisvõime säilitamiseks või suurendamiseks

Akadeemik L. Reintam on 2006. aastal koostanud raporti, kus hindas raiejäänuste kogumise keskkonnamõju mullastikule ja taimestikule. Töö kokkuvõttes peatükis toob autor välja peamised järeldused, kus nendib, et andmestik raiejäänuste hulga ja koostise tuvastamiseks ning tüvepuidu, okste, kändude ja jämedate juurte lagunemise kiiruse ja iseloomu osas on veel puudulik.

Autor leiab, et valdavalt on raiejäätmes olevad toitainete kogused sedavõrd väikesed, et nende äravedu raielangilt ei kahjustaks mulla toitainete varusid. Lisaks võib kuivades kasvukohtades aastateks mahajäetav ja kuivav puitmaterjal olla tuleohtlik.

Soovitusel on järgnevat: „Tehtud arvestused võimalikest muundustest ja nende erakordsest pikaajalisusest viivad järeldusele, et okste ja peenpuidu kasutamine metsa väljaveoteedel on mulla ja alustaimestiku kaitseks vajalikult vältimatu, kuid nad tuleks automorfsete muldadega kasvukohtadest vähemalt aasta pärast ikkagi kütteks koristada.“ „Praegused teadmised ja andmed ei võimalda näha koristamisest johtuvaid mingeid kahjusid metsamullale ja taimestikule.“ „Hüdromorfsete muldadega (glei- ja soomullad) kasvukohtades, kus niiskust enam ning puidugi muundumine hoogsam, tuleks puitunud raiejäänused küll maha jätta. Nad on väljaveoteedel reeglina juba mulda vajutatud ning koristamisega poleks võimalik vältida väljaveol säilitatud mulla hilisemat kahjustamist.“ „Kändude juurimine sellele järgneva mullapinna tasandamiseta on põhimõtteliselt õige tegevus.“ „Muld peab jääma juurimisel terveks. Juurimine ei tohiks tekitada vähimaidki mullakahjustusi, mis mingis osas ei pruugiks isegi aastakümnete jooksul tasanduda ja/või kaduda.“ Lisaks soovitab autor puutuhka kasutada keemilise meliorandina.

Maaülikooli teadlaste poolt viidi läbi uuring (Uri jt. 2015), kus käsitleti kuusekändude juurimise keskkonnamõjusid, sh toitainete ärakannet kändudega viljakates mustika, jänese kapsa ja sinilille KKT-s. Selgus, et kändudes seotud ja seega juurimise käigus kasvukohast äraviidavate toitainete kogus võrreldes mulla vastavate toitainete varudega on tagasihoidlikud (Tabel 2). Eriti väike on see vahekord lämmastiku puhul, mis on meie regiooni muldades peamiseks taimekasvu limiteerivaks toitaineaks. Tabelis toodud väärtuste juures peab meeles pidama, et kaaliumi ja fosfori puhul on mullas olevate varudena antud laktaatlahustuvate vormide varud, mis võrreldes nende mulla üldvaruga on tühised. Näiteks Lõuna-Eesti leetunud saviliiv- ja liivsavimuldades moodustab ülemises 20 cm mullakihi oleva liikuva fosfori varu vaid 3-13% mulla fosfori üldvarust ja laktaatlahustuv kaalium vaid 0,1-1,3% Lõuna-Eesti muldade kogu kaaliumist (Astover jt. 2012). Üldiselt toetavad kändude juurimise uuringu käigus saadud tulemused L. Reintami poolt sõnastatud järeldusi.

Hiljuti viidi maaülikooli metsateadlaste (V. Kurvits, T. Drenkhan jt 2017) poolt läbi uurimus Järvelja Õppe- ja Katsemetskonnas, kus erinevate kasvukohatüüpide puistutes hinnati harvendusraiate käigus tekkinud metsamasinate mõju mulla tihendamisele läbi tallamise. Masinad, mis metsas töötasid olid harvesterid Valmet 911 ja John Deere 1070E, puidu väljavedajatena puiduveohaagisega põllumajandustraktorid Belarus MTZ 82 ja Zetor Proxima 120 ning forvarder (mark täpsustamata). Mitmetel proovialadel on raietöö tehtud käsitsi saemehe poolt. Töös on mõõdetud mulla vastupanuvõimet penetromeetri läbimisele kuni 15 cm sügavuseni, mõõtmisi on tehtud oksavalliga ja oksavallita masinate liikumisteedel ning

puutumata alal (kontroll). Töö metoodilise puudusena peab välja tooma, et ei ole selge, kas raie tööde toimumise ajal on olnud maapind külmunud või mitte. See kindlasti raskendab saadud tulemuste interpreteerimist ja kasutatavust.

Tabel 2. Kändudega ära viidavad toitainete kogused ja vastavad toitainete varud mulla ülemises 50 cm kihis (Uri jt. 2015).

KKT		N	K	P	C,
		kg ha ⁻¹			t ha ⁻¹
Jänese kapsa	Kändudesse seotud toitained	167	13	43	26,7
	Mullas olev varu	3775	170 ¹	184 ²	81,2
Mustika	Kändudesse seotud toitained	136	11	35	21,4
	Mullas olev varu	7396	28 ¹	408 ²	169,1
Sinilille	Kändudesse seotud toitained	79	6	20	12,5
	Mullas olev varu	6420	69 ¹	331 ²	114,3
Sinilille	Kändudesse seotud toitained	100	8	25	15,6
	Mullas olev varu	m.h. ³	m.h.	m.h.	m.h.

¹ – laktaalahustuva kaaliumi varu

² – laktaalahustuva fosfori varu

³ - mitte hinnatud

Tööst leiab erinevaid tulemusi, kuid üldistades tuleb välja raie töödel ja puidu väljaveol kasutatud masinate mõju mullapinna kahjustustele. Üldise ootuspärase muustrina on selge, et suurem on tallamisest tulenev mullatihenemine masinate liikumisteedel, mida ei ole kaitstud oksavalliga. Samuti võib üldistada, et oksavalli olemasolu küll leevendab mulla tihenemist, kuid siiski ei hoi seda täielikult ära.

Samas leiab ka erandeid, kus oksavalli all olev maapind oli rohkem tihenunud kui oksavallita ala, kus masinad liikusid. Ühel angervaksa KKT proovialal aga pole aga ühegi mõõtmisvariandi vahel statistiliselt usaldusväärset vahet, st maapinna vastupanuvõime penetromeetrile on olnud sarnane hoolimata sellest, kas masinad sellel olid sõitnud või mitte.

Töö tulemuste kokkuvõttes autorid sedastavad:

„Pinnase kahjustamisel on suur roll kasvukohal, puistu koosseisul, raiele eelnevate kuude sademete hulgal, temperatuuril (kas maapind on külmunud või mitte) ja kasutatud masinatel. Antud uuringus käsitletud lankide korral võib öelda, et ka talvistel raietel oli tegemist valdavalt sula maapinnaga. Maapind võis olla kergelt külmunud kv.231 er.1 väljaveo korral, kuid ka seal oli ta oksavalli all jäänud külmunumata (või juba jõudnud üles sulada).

Ideaalne oleks, et külmunumata pinnase korral märgadel kasvukohtadel raieid välditaks. Kahjuks ei ole see enamasti võimalik. Piisava paksusega oksapadi külmunumata pinnase korral küll leevendab tallamisest tingitud kahjustusi, kuid ei suuda seda ära hoida. Roobaste teket tuleks igal juhul vältida.“

Kuna kodumaiseid vastavasisulisi teadustöid on avaldatud minimaalselt, oleks vaja läbi viia uuringud, kus hinnataks metsamajandamise käigus tekkivate mullahäiringute pikaajalist mõju metsamuldade funktsioneerimisele ja kasvukoha produktioonivõimele. Kuidas mõjutab tallamine/tihendamine mulla elustikku, kui kiiresti võivad erinevad mullad tallamisjärgselt taastuda, kuidas mõjutab tihendamine mulla süsinikuringe toimimist, kuidas mõjutab mulla

seisundit roobaste tasandamine, jne? Loetletud küsimuste nimekiri ei ole kindlasti lõplik, selgitamist vajav probleemistik on lai.

Kasutatud allikad

Kurvits V, Drenkhan T. (2017) Harvendusraietega kaasnevate metsakahjustuste uurimine Järvelja Õppe- ja Katsemetskonna tingimustes. Uuringu aruanne.

Leedu E. (2010) Raietehnoloogia mõjust metsamuldadele. Raport.

Lõhmus E. Eesti metsakasvukohatüübid, Tartu 2004. Teine, täiendatud trükk.

Reintam L. (2006) Raiejäänuste kogumise keskkonnamõju mullastikule ja taimestikule. Raport.

Uri V, Aosaar J, Varik M, Becker H, jt. (2015) Biomass resource and environmental effects of Norway spruce (*Picea abies*) stump harvesting: An Estonian case study. *Forest Ecology and Management* 335, 207–215.

Metsamajanduse alused, õpik kõrgkoolidele. Tartu 2011. Koostajad Laas E, Uri V, Valgepea M.

Mullateadus, õpik kõrgkoolidele. Tartu 2012. Koostaja Astover A.

Muldade väliuurimine. Tartu 2013. Koostajad Astover A, Reintam E, Leedu E, Kõlli R.

IV Metsanduse sotsiaal-majandusliku rolli teadvustamine ja jätkusuutlikkuse tagamine

IV 1. Jätkusuutliku metsamajanduse ülesanded/eesmärgid biomajanduse, sh bioenergia arendamisel ning kliimamuutuse leevendamisel

Paavo Kaimre (Eesti Maailikool)

Mõisteid

Metsamajandus – Metsaseaduses⁴⁸ esitatud määratluse kohaselt on metsamajandus metsanduse haru, mis tegeleb metsade majandamisega: metsa uuendamise, kasvatamise, kasutamise ja kaitsega. Mõnes teises metsamajanduse definitsioonis⁴⁹ on eelpoolnimetatule lisatud metsavarude arvestus. Metsamajandus peab tagama püsiva metsakasutuse. Metsamajanduse olulisemad iseärasused on tootmistsükli pikaajalisus ja metsakasutuse (erinevate metsaökosüsteemiteenuste) mitmekesisus.

Biomajandus on taastuva biomassi tootmine ja muutmine peamiselt toiduks, söödaks või ka muudeks biotoodeteks (materjalideks) ning bioenergiaks⁵⁰. Biomajandus hõlmab peaaegu kõiki tööstus- ja majandussektoreid. Peamiselt põhineb see siiski põllumajandusel, kalandusel ja metsandusel ning nendega seotud tööstustel, mis toodavad, majandavad või kasutavad muul moel bioloogilisi ressursse (näiteks toidu-, sööda-, kiu-, paberi-, energia-, keemia-, biotehnoloogiatööstus).

Euroopa Komisjoni kodulehel⁵¹ oleva kirjelduse kohaselt hõlmab biomajandus endas neid majandusvaldkondi, mis kasutavad nii maismaalt kui veekogudest pärit taastuvaid bioloogilisi varusid, nagu nt teravili, metsad, kala, loomad ja mikroorganismid, et toota toitu, materjale ja energiat.

Metsamajandusest rääkides võib öelda, et selle roll biomajanduses tähendab puidu kui biomassi kasvatamist ja kasutamist kaupade, teenuste ja energia tootmiseks.

EASAC – *the European Academies' Science Advisory Council* avaldas 2017. aastal aruande „*Multi-functionality and sustainability in the European Union's forests*“ (EASAC 2017⁵²), kus nad puudutasid ka biomajanduse teemat. Fennoskandia ja Baltimaade metsi majandatakse olulisel määral puidu tootmiseks, rakendades intensiivse metsamajanduse meetmeid, nagu nt lageraied, millele järgneb metsade uuendamine. Varem oli ja teatud määral ka praegu on esmane eesmärk saavutada metsamajanduses maksimaalne jätkusuutlik puidu kasutusmäär.

⁴⁸ Metsaseadus, RT I 2006, 30, 232

⁴⁹ Kaimre, P. 2002. Metsanduse ökonoomika, lk 31.

⁵⁰ <https://www.agri.ee/et/eesmargid-tegevused/biomajandus> (7.05.2018)

⁵¹ <https://ec.europa.eu/research/bioeconomy/index.cfm> (7.05.2018)

⁵² Multi-functionality and sustainability in the European Union's forest. EASAC 2017. 43 pp.

Taoline eesmärgipüstitus on siiski mõnevõrra kitsas isegi puidu tootmise seisukohast ja seda tuleks laiendada, lisades puidu mahule hinnad, kulud, intressimäära, metsaomanike eesmärgid. Täiendavate eemärkidega arvestamine võib muuta puuliikide valiku eelistusi, istutustihedust, võib viia raiete tegemise aja muutumiseni. Senised traditsioonilisest puistute tootlikkuse maksimeerimise eesmärgist lähtuvad metsamajanduse soovitusel võivad muutuda oluliselt mitmekesisemaks.

Tulevikuperspektiive sõnastades ollakse enam-vähem üksmeelsed selles, et kuluefetiivse biomajanduse edendamine sõltub olulisel määral biorafineerimistehnoloogiate arendamisest ning kõrgema lisandväärtusega toodete (biomaterjalid, biokemikaalid, bioplastik, toit ja sööt koos bioenergiaga) integreeritud tootmisest.

Poliitikadokumentides sõnastatud metsamajanduse ülesanded

Eesti Metsapoliitika⁵³ on sõnastatud metsamajanduse ja looduskaitse peamise eesmärgina metsavaru mitmekesine ja jätkusuutlik kasutamine. Poliitika eesmärk on olemasoleva elurikkuse säilitamine ning samal ajal puidu ja mittepuiduliste hüviste tootmismahu ja väärtuse suurendamine.

Eesti metsanduse arengukavas aastani 2010⁵⁴ esitatati kümnendi jaoks optimaalseks peetav raiemaht puuliikide ja sortimentide kaupa. Koos jäätmetega oli see maht 12,6 mln m³, millest okaspuu moodustas 5,3 mln m³ ja lehtpuu 7,3 mln m³. Jäätmed moodustasid prognoositud raiemahust 2,3 mln m³, seega arvutati tulenevalt toonasest metsavarust ja kehtivatest metsamajandamise põhimõtetest tulenevaks ümarsortimentide mahuks 10,3 mln m³, sellest okaspuu 4,5 ja lehtpuu 5,8 mln m³.

Eesti metsanduse arengukavas aastani 2020⁵⁵ on arengukava põhieesmärgiks seatud metsade tootlikkuse ja elujõulisuse ning mitmekesise ja tõhusa kasutamise tagamine. Selleks:

- Pikas perspektiivis kasutatakse puitu kui taastuvat loodusressurssi puidutööstuses ning energeetikas juurdekasvu ulatuses;
- metsa tootlikkuse säilitamiseks tehakse metsauuendustöid vähemalt poolel uuendusraialadest;
- ohustatud ja Eestile omaste liikide populatsioonide hea seisundi säilitamiseks on range kaitse alla võetud vähemalt 10% metsamaa pindalast ja parandatud kaitstavate metsade esinduslikkust.

Biomajanduse üldpõhimõte on, et kuna biomassi jätkusuutlik kogus on piiratud, tähendab see kasutamisele prioriteetide seadmist ning biomassi kaskaadkasutamist, jäätmete taaskasutamist jmt ringmajanduse võimaluste rakendamist.

⁵³ Eesti Metsapoliitika, RT I 1997, 47, 768

⁵⁴ Eesti metsanduse arengukava aastani 2010. Keskkonnaministeerium 2002. 31 lk.

⁵⁵ Eesti metsanduse arengukava aastani 2020. <https://www.envir.ee/sites/default/files/mak2020vastuvoetud.pdf> (30.05.2018)

2007. aastal kirjutati metsamajanduse rollist biomajanduses „Biomassi ja bioenergia kasutamise edendamise arengukava aastateks 2007-2013”⁵⁶ järgmist: probleemideks on ebastabiilne metsakasutuse maht, kohati ebapiisav metsade uuenemine ja bioenergiaks kasutatava biomassi ülestöötamise madal tulusus.

Puit on kõige suurema majandusliku potentsiaaliga biokütus nii soojusenergia kui ka elektri tootmiseks Eestis. Vastavalt kütuse- ja energiamajanduse pikaajalisele riiklikule arengukavale aastani 2015 peeti puidust saadavaks aastaseks primaarenergia koguseks 5,72 TWh.

Toona tehtud prognoosid näitasid, et järgnevate aastakümnete jooksul võib oodata kütteks kasutatava puitkütuse koguse vähenemist juhul, kui erametsaomanikud hakkavad halli leppa asendama teiste puuliikidega. Tänapäevaks on üha enam võetud kasutusele nii raiejäätmeid kui nn võsa, kuid hall-lepikute asendamist teiste puuliikidega ei ole toimunud.

Biomassi tootmist soodustavateks välisteks teguriteks on importkütuste hinnatõus, mis on olnud kiirema inflatsiooni üks otsustavamaid tegureid ja võimaldab biomassil olla turul hinna poolest konkurentsivõimeline. Väline oht on Eesti väiksusest tulenev tundlikkus kütusehindade muutustele maailmaturul ning oluliste tehnoloogiliste muutuste rakendamine rikkamates riikides.

Metsamajanduse roll taastuenergeetikas

Taastuenergeetika tegevuskavas on sõnastatud riiklik üldeesmärk: taastuvatest energiaallikatest toodetud energia osakaal energia summaarses lõpptarbimises aastal 2020 on 25% (2005. a eesmärk oli 18%). Kohustuslik eesmärk tuleneb taastuenergia direktiivist 2009/28/EÜ.

EL energia- ja kliimapolitikast tulenevalt seab energiamajanduse arengukava (ENMAK) 2030 aastaks 2030 eesmärgiks 50%-lise taastuenergia osakaalu, sh soojusmajanduses 80%, elektrimajanduses 50% ja transpordis 10%. 2017. aastal oli puidu baasil toodetud primaarenergia kogus 63873 TJ, mis moodustas 31,2% toodetud kogumahust.

Puitkütuste kasutajad on olnud viimastel aastatel suurimad puidutarbijad: 2016. aasta puidubilansi kohaselt kasutati energeetikas kokku ca 7 mln m³ puitset biomassi, millest 4,46 mln m³ oli ümarpuit ja raiejäätmed.

Jätkuvalt on aktuaalne Metsanduse arengukavas aastani 2020 kirjutatu: „Eesti metsadesse on kogunenud märkimisväärne varu kasutamata puitu küpsetes ja üleseisnud lehtpuumetsades (eriti haavikutes ja hall-lepikutes), mille kasutamine küttepuiduks võimaldab kasutada seni vähe kasutatud lehtmetsade kõrget tootmispotentsiaali. Puidust energia tootmise kasvu korral võib kohalik tooraineturg regiooniti pingestuda, kuna kasvab nõudlus sarnase kvaliteediga puidukiuri järel“.

⁵⁶ <https://www.agri.ee/et/biomassi-ja-bioenergia-kasutamise-edendamise-arengukava-aastateks-2007-2013> (30.05.2018)

Metsamajandus ja kliimapoliitika

Kasvuhoonegaaside emissiooni ja sidumise ning selle käsitlemise osas EL 2030 kliima- ja energiapaketi raamistikus on metsandus- ja maakasutussektori (land use, land use change and forestry (LULUCF)) valdkonnas oluline alus Euroopa Parlamendis 2018. aasta kevadel heaks kiidetud määrus. Määruse eelnõu pakuti Euroopa komisjoni poolt välja juba 2016. aastal ning see käsitleb maakasutuse- ja metsasektori kohustusi EL kliima- ja energiapaketi ülesannete täitmisel. Määrus on samuti väga oluline Pariisi leppe täitmise seisukohast Euroopa Liidu poolt metsanduse ja maakasutuse valdkonnas.

Kyoto protokollil teise kohustusperioodi, mis algas 1. jaanuaril 2013 ja lõpeb 31. detsembril 2020 aastal Eestile määratud referentstase on -1742 tuhat tonni CO₂ aastas ilma puittoodete emissioone pidurdavat mõju arvestava kompensatsiooniparandita ja -2741 tuhat tonni CO₂ aastas koos selle parandiga.

2016.aastal tehtud arvutused⁵⁷ näitasid, et metsanduse arengukavas aastani 2020 esitatud puidukasutusprognosidest nn optimaalne kasutus on vastavuses Eestile määratud referentstasemega.

Tabel 1. Prognoositud emissioonitase erinevate puidukasutusstsenaariumite korral

Stsenaarium	Emissioon, tuh t CO ₂ aastas	
	Aastad 2000...2010	Aastad 2010...2020
Aktiivne puidukasutus	-	1067,6
Optimaalne puidukasutus	-257,8	-3232,4
Puidukasutus 70% juurdekasvu tasemel	-6495,5	-7119,4

Puidu kasutamine Eestis

Kui 2016 oli ümarpuidu siseriiklik kasutus kokku 8,4 mln tm, siis käsitletud ettevõtete baasil koostatud prognoosi põhjal on ümarpuidu siseriiklik vajadus 2019. aastal 10 mln tm. Enim kasvab jäme- ja peenpalgi nõudlus ning puidu vajadus puitkütuste tootmiseks. Ümarpuidu raiemaht peaks aastal 2019. aastal ettevõtete puiduvajaduse katmiseks olema ligikaudu 12 mln tm, arvestades seejuures ümarpuidu ja puistematerjali ekspordi mõningase vähenemisega (Raudsaar, 2017).

⁵⁷ LULUCF Eesti metsanduse referentsmudeli analüüs ja modelleerimine. Eesti Maaülikool 2016. teadus- ja arendustöö aruanne.

Tabel 2. Metsamaa tagavara muutumine erinevate puidukasutusstsenaariumite korral perioodil 2010–2050 .

Metsamaa tagavara muutumine 2010-2050

Stsenaarium	Metsamaa 2010 (2008)			Uuendusraie 20110-2050		Metsamaa 2050			Tagavara muut (miljon tm)
	Pindala (tuhat ha)	Tagavara (miljon tm)	(tm/ha)	Pindala (tuhat ha)	Tagavara (miljon tm)	Pindala (tuhat ha)	Tagavara (miljon tm)	(tm/ha)	
1. 2010-2020 raie 15 milj. tm	2197,4	443	201	1381	388	2197,4	321	146	-122
2. 2010-2020 raie 12 milj. tm	2197,4	443	201	1092	322	2197,4	359	163	-84
3. 2010-2020 raie 8 milj. tm	2197,4	443	201	839	251	2197,4	404	184	-38
4. Raie ei toimu	2197,4	443	201			2197,4	569	259	127

Järeldused

Biomajanduse arendamisel teadvustatakse, et kasutatava biomassi jätkusuutlik kogus on piiratud. Seetõttu tuleb biomassi kasutamisele seada prioriteedid ja rakendada biomassi kaskaadkasutamist, jäätmete taaskasutamist jmt ringmajanduse võimalusi. Ressursikasutusel tuleks eelistada kõrgemat lisandväärtust andvat tootmist väiksema lisandväärtusega tootmisele.

Eesti biomajanduse kvantitatiivsed eesmärgid seonduvad taastuenergeetikaga, kus praegust olukorda ja lähitulevikku arvestades on vajalik puitbiomassi osa ca 7 mln m³. Kogus sisaldab raieid ümarpuitu ja raiejäätmeid, mittemetsamaalt saadavat puitu ja puidutöötlemise jäätmete kasutamist.

Ettevõtted on hinnanud ümarpuidu vajaduseks 2019. aastal 10 mln tm ümarpuitu, mille hankimiseks vajalik raieaht on ca 12 mln tm. Ettevõtjatel on ootus, et metsavaru iseloomust tulenev potentsiaalne puidukasutusmaht realiseeritakse.

Tulevikku silmas pidades on väga oluline, kuidas määratakse EL liikmesriikide referentstasemed, sh Eesti metsamajanduse referentstase. Seda tuleks teha teaduslikult objektiivsel alusel, vastasel korral tekib oht, et taseme ebaõnnestunud määramine viib heitmete siirdele EL erinevate kategooriate vahel, ilma et see vähendaks negatiivseid mõjusid kliimale. Halvimal juhul hakatakse sellist sobimatut kauplemist toetama avalike toetustega (subsiidiumitega).

Arvestades seda, et riigid peavad metsamajandamise süsinikuheitmete võrdlustaset andmete ja meetodikate täpsustamisel ning täiendavate süsinikuallikate/-talletajate arvestusse võtmisel jooksvalt korrigeerima, on hädavajalik, et neil oleks endil olemas arvutuseks vajalik meetodika ja mudelid ning teadmised nende mudelite kasutamise kohta.

Riigi ülesanne on pakkuda piisavalt täpset teavet metsavaru olemi, kasutamise ja dünaamika kohta. Teave on vajalik nii puitset biomassi kasutavate investeringute kavandamiseks, metsavaru olemi säilitamiseks kui rahvusvahelistest kokkulepetest tulenevate kohustuste täitmiseks. Tõhustada tuleks SMI tööühma võimekus ja metsavaru hindamisse integreerida senisest enam kaasaegseid meetodeid.

IV 2. Metsa-, puidu- ja mööblisektori tööhõive analüüs

Meelis Teder (Eesti Maaülikool)

Metoodika

Käesolev raporti osa on koostatud Statistikaameti tööjõu-uuringu andmetel, mille uuringu autorile vahendas Keskkonnaagentuur. Kasutada olev tööjõu uuringu andmestik on esitatud täpsusega tuhat töötajat, sisaldades mõningaid ümardamisest tulevaid ebatäpsusi, mis vähesel määral kanduvad edasi ka uuringu tulemustesse.

Tööjõu-uuringu andmestik kirjeldab järgmisi tööga hõivatud inimeste andmeid järgmiste Eesti Majanduse Tegevusalade Klassifikaatori (EMTAK) valdkondade lõikes:

- Metsamajandus ja metsavarumine (EMTAK 02)
- Puidutöötlemine ning puit- ja korktoodete tootmine, v.a mööbel; õlest ja punumismaterjalist toodete tootmine (EMTAK 16)
- Paberi ja pabertoodete tootmine (EMTAK 17)
- Mööblitootmine (EMTAK 31)

Kasutatud andmestikus on metsa-, puidu- ja mööblisektori summaarses tööhõives on esitatud kolm eelnimetatud valdkonda eraldi, aga igasuguses täpsustavas statistikas (tööga hõivatute arv sugude kaupa, vanusegruppide või hariduse gruppide lõikes, alaline tööga hõivatute arv) on EMTAK 16 ja EMTAK 17 andmed summeeritud. Puidutöötlemise ning puit- ja korktoodete tootmise ning paberi ja pabertoodete tootmise (EMTAK 16 ja EMTAK 17) summeeritud andmeid on edaspidistel joonistel üldistatult nimetatud puidu ja paberitööstuseks.

Hariduse tasemed on järgmised:

1. Esimese taseme haridus (alg- ja põhiharidus);
2. Teise taseme haridus (keskharidus, kutseharidus, keskeriharidus pärast põhiharidust);
3. Kolmanda taseme haridus (keskeriharidus pärast keskharidust, kõrgharidus, magistri- ja doktorikraad)

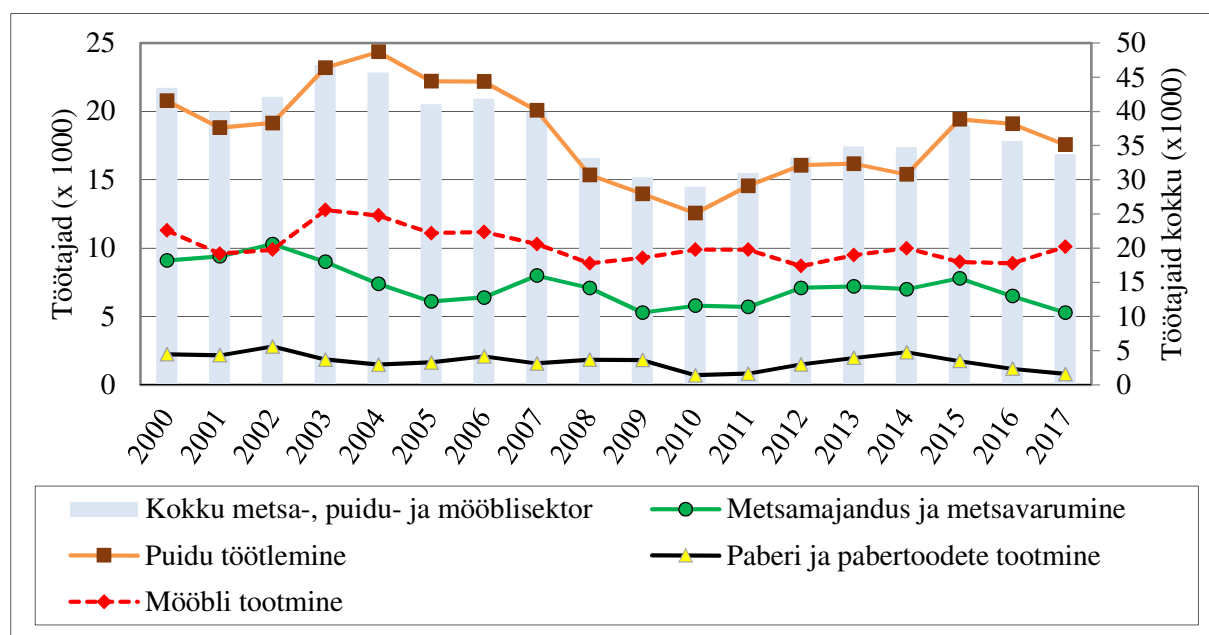
Raie andmed (raiemahut (1000 m³) ja koguraie pindala (1000 ha) pärinevad Keskkonnaagentuuri kodulehelt, kavandatava aastaraamatu Mets 2017 juulis 2018 avaldatud peatükist „Raied“.

Liiklusregistris arvel olevate metsatöömashinate arv on esitatud Statistikaameti andmetel.

Töös kasutatud ka Eesti Maaülikoolis 2017–2018.a läbi viidud uuringu „Metsandusliku kõrghariduse õppekavades ja täiendõppes vajalike muutuste küsitlus Eesti metsasektori konkurentsivõime parandamiseks“ tulemusi.

Metsa-, puidu- ja mööblisektori tööhõive alamsektorite lõikes

Metsa ja puidusektoris on alates 2000. aastast kõige suurem tööhõive olnud kuni 2007. aastani, kus maksimaalselt on selles sektoris töötanud 46,8 tuhat töötajat aastal 2003 ja minimaalselt on sektoris töötanud 29 tuhat töötajat suure majandussurutise ajal aastal 2010 (Joonis 1 ja Tabel 1). Alates 2010. aastast kuni 2015 aastani on sektori tööhõive järjest kasvanud tasemeni 37,9 tuhat töötajat, 2017 aastaks töötajate arv vähenenud 33,8 tuhandeni.



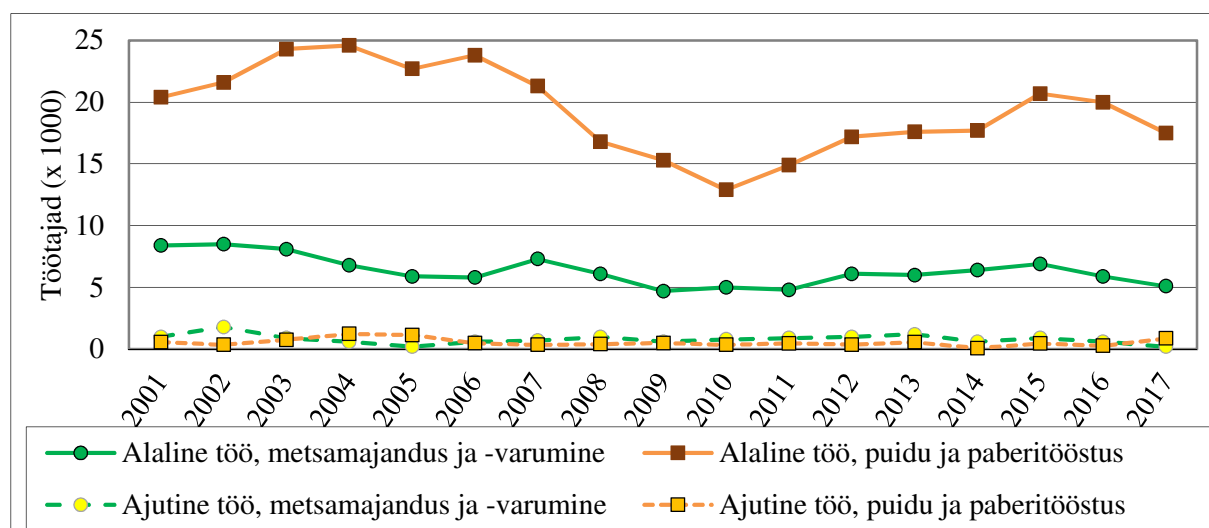
Joonis 1. Tööhõive Eesti metsa-, puidu ja mööblisektoris alamsektorite lõikes aastatel 2000-2017 Statistikaameti tööjõu-uuringu andmetel

Tabel 1. Metsa-, puidu- ja mööblisektori alamsektorite tööga hõivatute aastakeskmised minimaalsed, maksimaalsed ja keskmised arvud ning osakaalud aastatel 2000-2017.

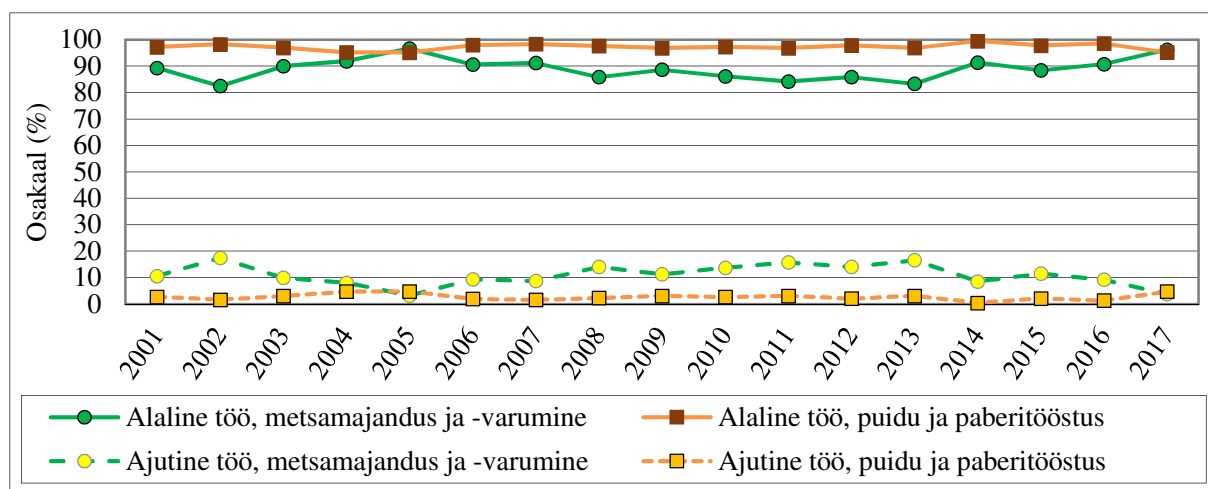
Alamsektor	Hõivatute arv (x1000)			Alamsektori töötajate aastane osakaal		
	min	max	keskmin	min	max	keskmine
			e			
Metsamajandus ja -varumine	5,3	10,3	7,3	14,9%	24,4%	19,3%
Puidutöötlemine ja puittoodete tootmine	12,6	24,4	18,4	43,4%	54,1%	48,8%
Paberi ja pabertoodete tootmine	0,7	2,8	1,7	2,4%	6,9%	4,5%
Mööblitootmine	8,7	12,8	10,2	23,5%	34,2%	27,3%
Kokku	29,0	46,8	37,5			100,0%

Alaline ja ajutine töötamine metsa- ja puidusektoris

Metsa- ja puidusektori tööhõives on valdavalt tegemist alalise tööga. Ajutise töäjõu keskmine osakaal on metsamajanduse ja metsavarumise sektoris (89%) madalam kui puidu- ja paberitoodete tootmises (97%) (Tabel 2, Joonis 3), mis tõenäoliselt on selgitatav hooajatöölise kasutamisega metsaistutusmaterjali ettevalmistamisel ja kevadistel metsaistutustöödel. Metsamajanduses ja metsavarumises on ajutist töäjõudu olnud kõige vähem 0,2 tuhat töötajat aastatel 2005 ja 2017 (Joonis 2), 2001-2017.a. keskmisena on ajutist töäjõudu olnud 0,8 tuhat (11%). Puidu- ja paberitööstustes on ajutist töäjõudu olnud kõige vähem 0,1 tuhat inimest, vaatlusaluse perioodi keskmisena on ajutise töäjõu aastakeskmine 0,5 tuhat töötajat. Viimase viie aasta jooksul (2013–2017) on kahes vaadeldavas valdkonnas nähtavad vastupidised suundumused: metsamajanduses ja -varumises kasvab alaliste töötajate osakaal (ajutiste töötajate osakaal väheneb), samas kui puidu ja paberitoodete tootmises alaliste töötajate osakaal on vähenenud.



Joonis 2. Metsa- ja puidusektori alaliste ja ajutiste töötajate arv aastatel 2001-2017.



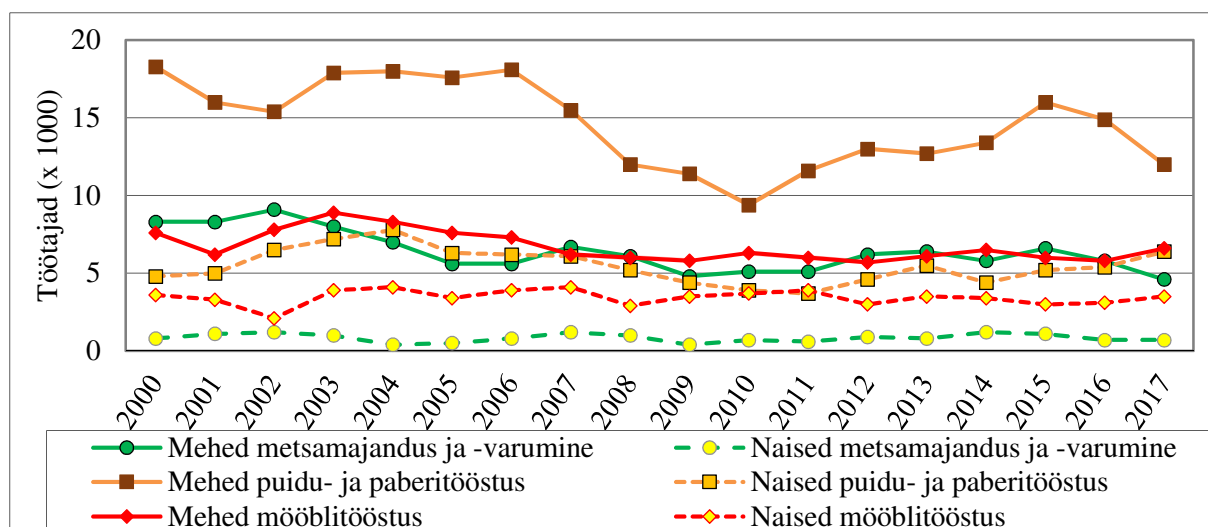
Joonis 3. Metsa- ja puidusektori alaliste ja ajutiste töötajate osakaal aastatel 2001-2017.

Tabel 2. Metsa ja puidusektori alamsektorite alalise ja ajutise tööga hõivatute aastakeskmised minimaalsed, maksimaalsed ja keskmised arvud ning osakaalud sugude lõikes aastatel 2001-2017.

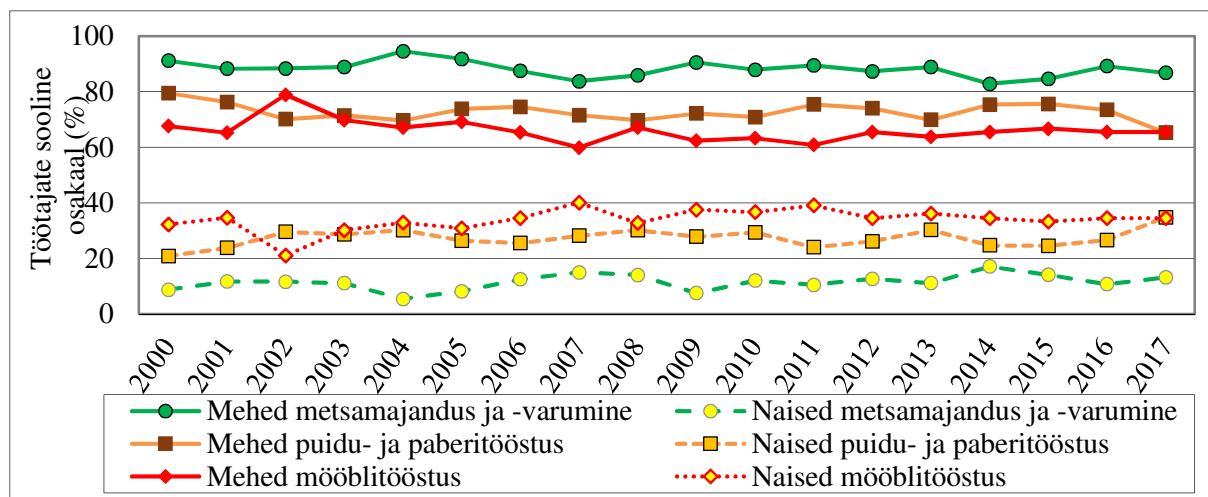
	Aasta keskmine hõivatute arv alamsektoris (x1000)			Osakaal alamsektori hõivatute arvust (%)		
	min	max	keskmine	min	max	keskmine
Alaline töö, metsamajandus ja -varumine	4,7	8,5	6,3	82,5	96,7	89,0
Alaline töö, puidu ja paberitööstus	12,9	24,6	19,4	95,2	99,5	97,3
Ajutine töö, metsamajandus ja -varumine	0,2	1,8	0,8	3,3	17,5	11,0
Ajutine töö, puidu ja paberitööstus	0,1	1,2	0,5	0,5	4,8	2,7

Metsa, puidu ja mööblisektori töötajate sooline jaotumine

Metsa-, puidu ja mööblisektoris domineerivad meessoost töötajad kõikides peamistes alamsektorites (Joonis 4, Joonis 5). Erinevate valdkondade keskmisena on aastatel 2000–2017 olnud kõige suurem meessoost töötajate osakaal metsamajanduses ja metsavarumises (88,4%), samas kui arvuliselt on keskmisena kõige rohkem mehi töötanud puidu- ja paberitööstustes - 14,6 tuhat meest (Tabel 3). Metsamajanduse ja metsavarumise ning mööblitööstusest töötavate meeste aastakeskmine hõivatute arv on suhteliselt sarnane, vastavalt 6,4 tuhat ja 6,7 tuhat. Metsamajanduses ja -varumises on töötajate sooline osakaal kõikunud ka varasematel aastatel, aga just puidu ja paberitööstuse valdkonnas on just viimastel aastatel (alates 2015) toimunud oluline meeste osakaalu vähenemine ja naiste osakaalu suurenemine (Joonis 5), samas kui mööblitööstustes viimastel aastatel sugude vaheline proportsioon jäänud suhteliselt sarnaseks (34% naisi ja 66% mehi).



Joonis 4. Metsa-, puidu- ja mööblisektoris hõivatud töötajad sugude lõikes aastatel 2000-2017.



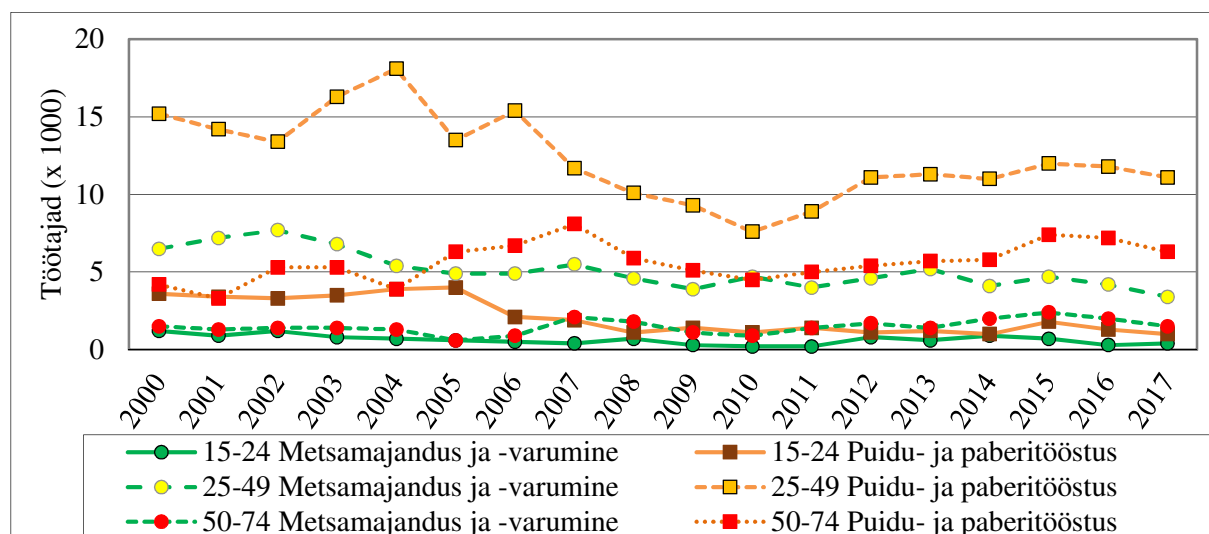
Joonis 5. Metsa-, puidu- ja mööblisektori hõivatud töötajate sooline osakaal aastate lõikes.

Tabel 3. Metsa-, puidu- ja mööblisektori alamsektorite töoga hõivatute aastakeskmised minimaalsed, maksimaalsed ja keskmised arvud ning osakaalud sugude lõikes aastatel 2000-2017

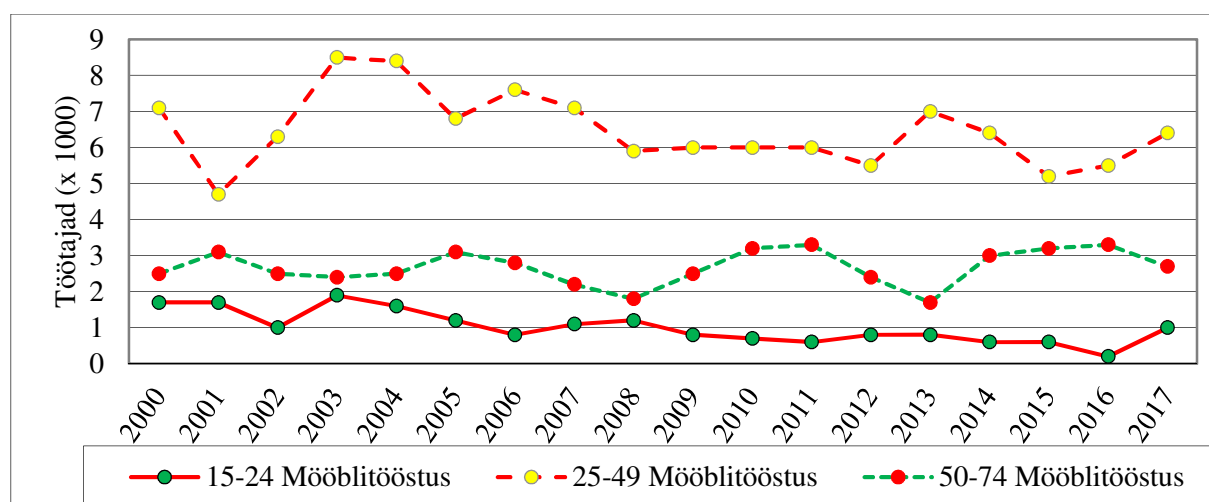
	Aasta keskmine hõivatute arv alamsektoris (x1000)			Osakaal alamsektori hõivatute arvust (%)		
	min	max	keskmine	min	max	keskmine
Mehed metsamajandus ja -varumine	4,6	9,1	6,4	82,9	94,6	88,4
Mehed puidu- ja paberitööstus	9,4	18,3	14,6	65,3	79,5	72,7
Mehed mööblitööstus	5,7	8,9	6,7	59,9	78,9	66,1
Naised metsamajandus ja -varumine	0,4	1,2	0,8	5,4	17,1	11,6
Naised puidu- ja paberitööstus	3,7	7,8	5,5	20,8	34,8	27,3
Naised mööblitööstus	2,1	4,1	3,4	21,1	40,1	33,9

Töötajate vanuseline jaotumine

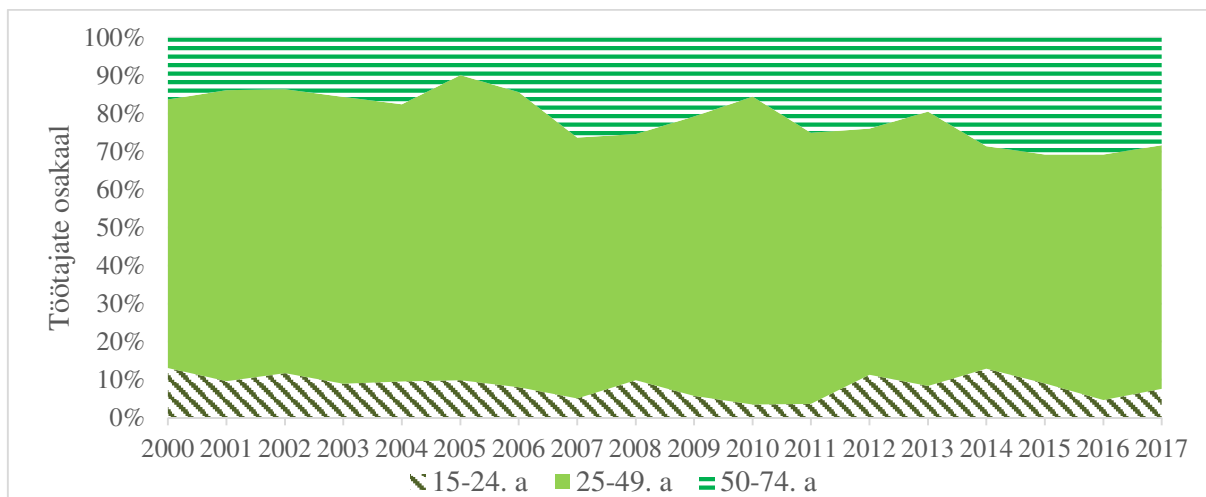
Vanuseliselt struktuurilt on kõikides uuritavates valdkondades töötajate jaotumine suhteliselt sarnane: kõige rohkem tööga hõivatuid on vanusegrupis 24-49 aastat, sellele järgneb vanusegrupp 50-74 aastased ning kõige vähem on tööga hõivatuid vanusegrupis 15-24 aastased (Joonis 6, Joonis 7). Viimase kümne aasta jooksul on puidu ja paberitoomise valdkonna vanuselise jagunemise osakaalud olnud suhteliselt ühtlasemad (Joonis 9) võrreldes metsamajanduse ja metsavarumisega (Joonis 8) või mööblitööstusega (Joonis 10).



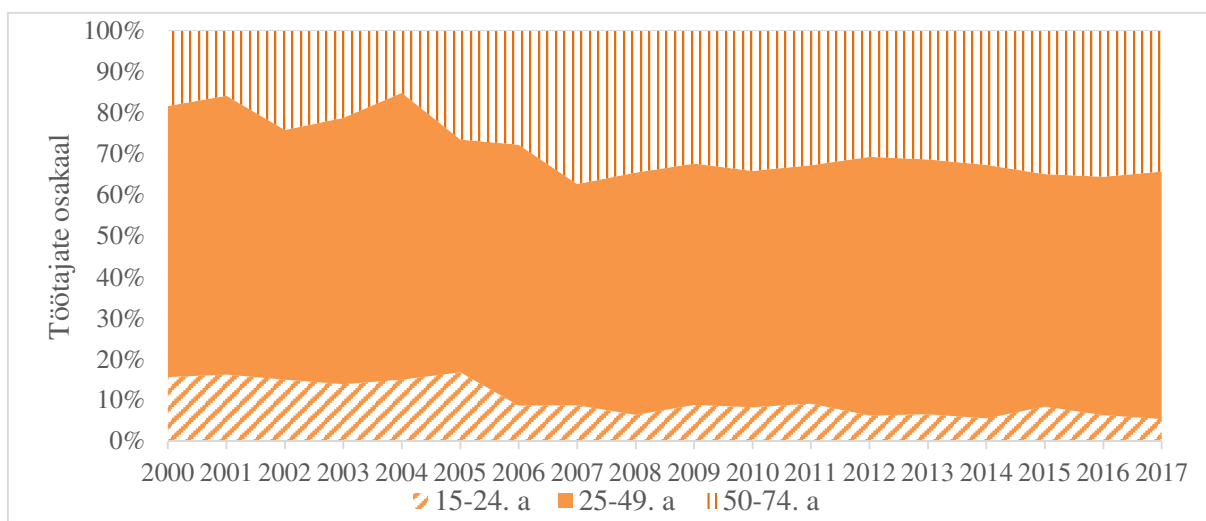
Joonis 6. Metsa- ja puidusektoris hõivatud töötajate jagunemine vanusegruppidesse aastatel 2000-2017.



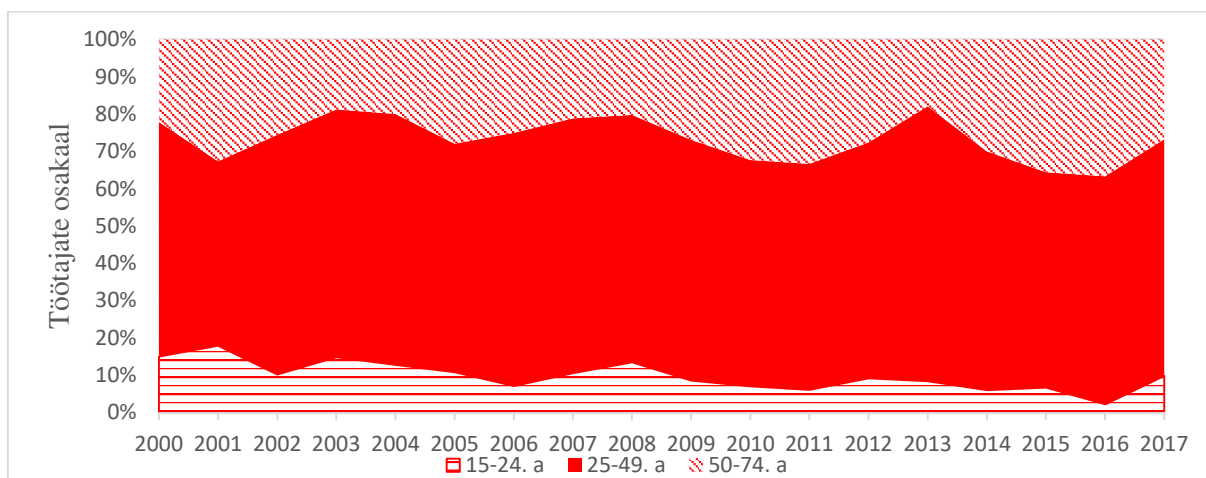
Joonis 7. Mööblitööstuses hõivatud töötajate jagunemine vanusegruppidesse aastatel 2000-2017



Joonis 8. Metsamajanduses ja metsavarumises hõivatud töötajate jagunemine vanusegruppidesse aastatel 2000-2017 osakaalu alusel.



Joonis 9. Puidutöötlemises ning puidu- ja paberitoomises hõivatud töötajate jagunemine vanusegruppidesse aastatel 2000-2017 osakaalu alusel.



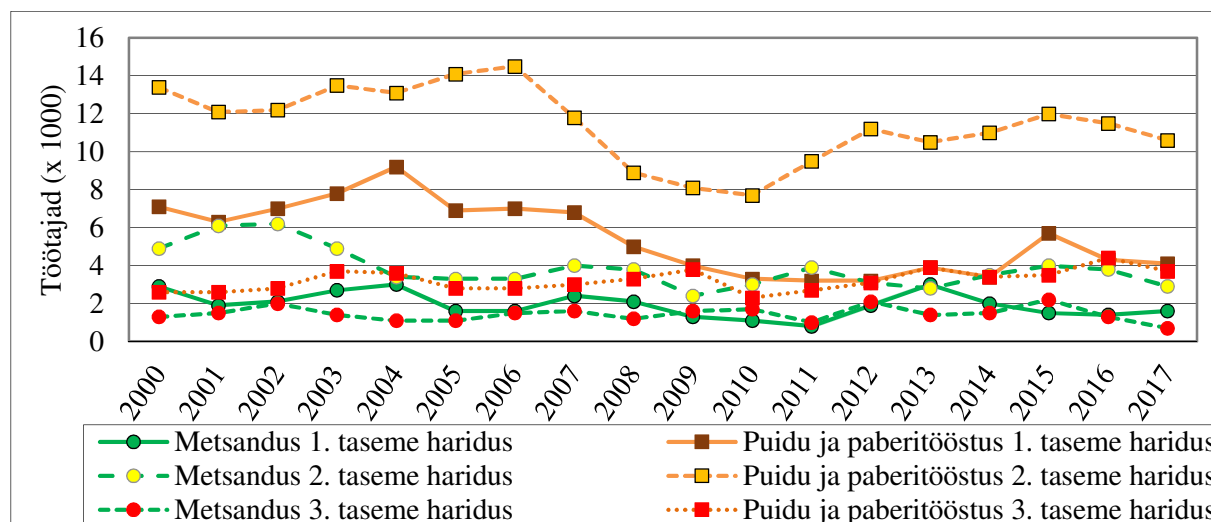
Joonis 10. Mööblitööstuses hõivatud töötajate jagunemine vanusegruppidesse aastatel 2000-2017 osakaalu alusel.

Metsa-, puidu- ja mööblisektori töötajate jaotumine haridustaseme alusel ja erialase kõrgharidusega spetsialistide vajaduse prognoos

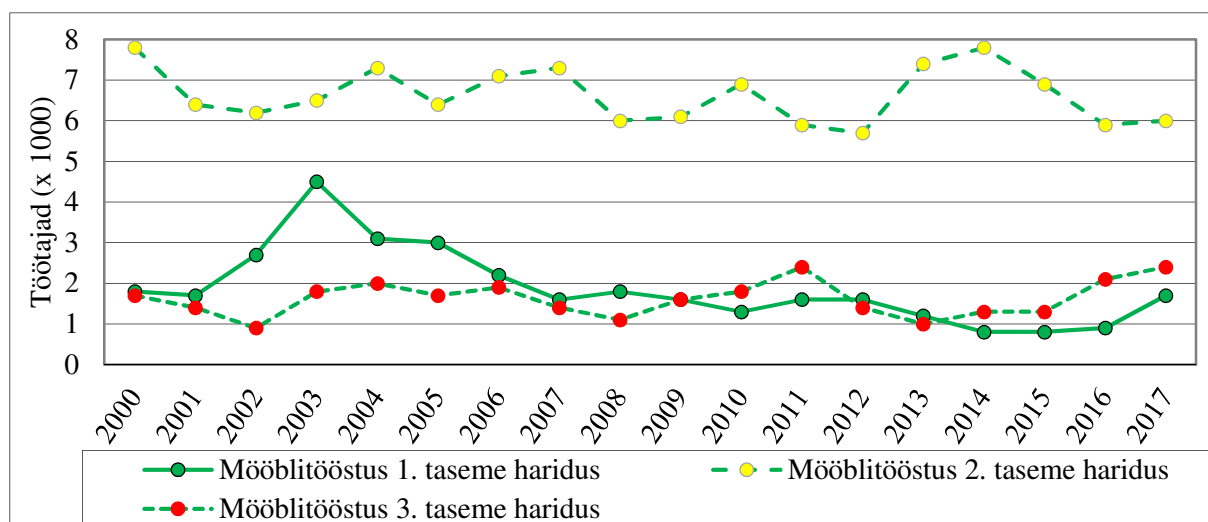
Töötajate haridustase Statistikaameti andmetel

Metsa ja puidusektori peamistes alamvaldkondades domineerivad teise taseme haridusega spetsialistid, viimase 17 aasta keskmisena vastavalt 66% mööblitööstuse töötajatest, 57% puidu- ja paberitööstuse töötajatest ja 53% metsamajanduse ja metsavarumise töötajatest (Joonis 11, Tabel 4).

Kui vaadelda eraldi arenguid viimastel aastatel (2015 – 2017), siis metsamajanduses ja varumises on 3 taseme haridusega (peamiselt kõrgharidus) töötajate osakaal langenud 28%-lt tasemeni 13%, samas oluliselt on tõusnud 1 taseme haridusega töötajate osakaal (19%-lt 30%-ni) ja vähesel määral on tõusnud ka 2. taseme haridusega töötajate osakaal (Joonis 13). Puidu ja paberitööstuste erineva haridustasemega spetsialistide osakaaludes viimastel aastatel nii suuri muutusi ei ole olnud (Joonis 14). Mööblitööstustes on toimunud 2. taseme haridusega töötajate osakaalu langus 77%-lt 59%-ni, samas on suurenenud 1. taseme haridusega töötajate osakaal 17%-ni ja 3. taseme haridusega töötajate osakaal on tõusnud 14%-lt 24%-ni (Joonis 15).



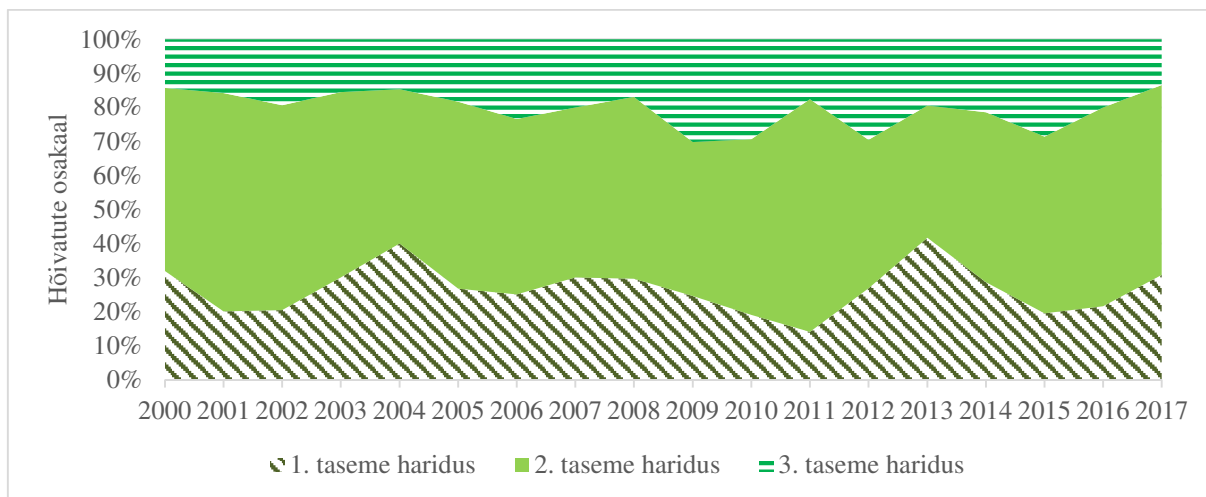
Joonis 11. Metsa- ja puidusektoris hõivatud töötajate jagunemine haridustaseme alusel aastatel 2000-2017.



Joonis 12. Mööblitööstuses hõivatud töötajate jagunemine haridustaseme alusel aastatel 2000-2017.

Tabel 4. Metsa ja puidusektori alamsektorite tööga hõivatute aastakeskmised minimaalsed, maksimaalsed ja keskmised arvud ning osakaalud haridustaseme lõikes aastatel 2000-2017

	Aasta keskmine hõivatute arv alamsektoris (x1000)			Osakaal alamsektori hõivatute arvust (%)		
	min	max	keskmine	min	max	keskmine
Metsamajandus ja -varumine 1. taseme haridus	0,8	3	1,9	14,0	41,7	26,7
Puidu ja paberitööstus 1. taseme haridus	3,2	9,2	5,5	18,2	35,6	26,5
Mööblitööstus 1. taseme haridus	0,8	4,5	1,9	8,1	35,2	18,1
Metsamajandus ja -varumine 2. taseme haridus	2,4	6,2	3,9	38,9	68,4	52,9
Puidu ja paberitööstus 2. taseme haridus	7,7	14,5	11,4	50,7	63,8	57,0
Mööblitööstus 2. taseme haridus	5,7	7,8	6,6	50,5	78,7	65,9
Metsamajandus ja -varumine 3. taseme haridus	0,7	2,2	1,5	13,2	30,2	20,4
Puidu ja paberitööstus 3. taseme haridus	2,3	4,4	3,2	11,3	24,1	16,5
Mööblitööstus 3. taseme haridus	0,9	2,4	1,6	9,4	24,2	16,0



Joonis 13. Metsamajanduses ja metsavarumises hõivatud töötajate jagunemine haridustasemete osakaalu alusel aastatel 2000-2017.



Joonis 14. Puidutöötlemises ning puidu- ja paberitoomises hõivatud töötajate jagunemine haridustaseme osakaalu alusel aastatel 2000-2017.



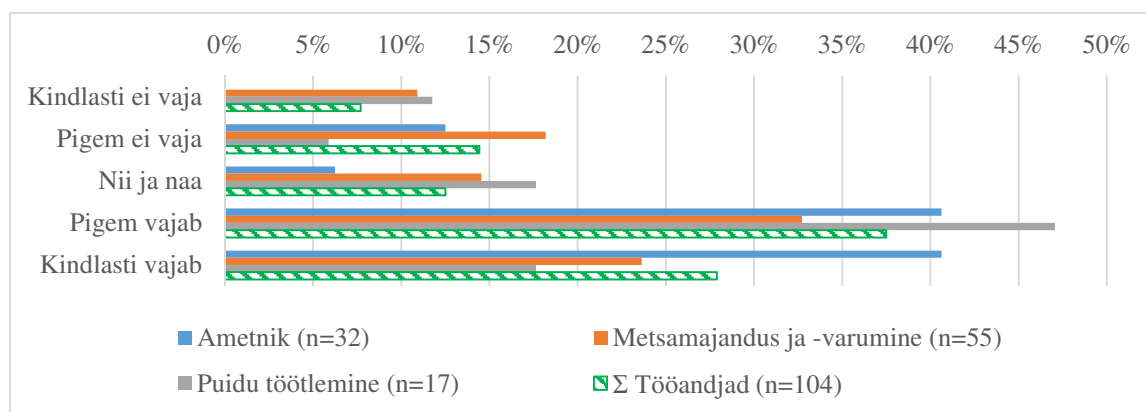
Joonis 15. Mööblitööstuses hõivatud töötajate jagunemine haridustaseme osakaalu alusel aastatel 2000-2017.

Kõrgharidusega metsa- ja puidusektori spetsialistide vajadus lähitulevikus

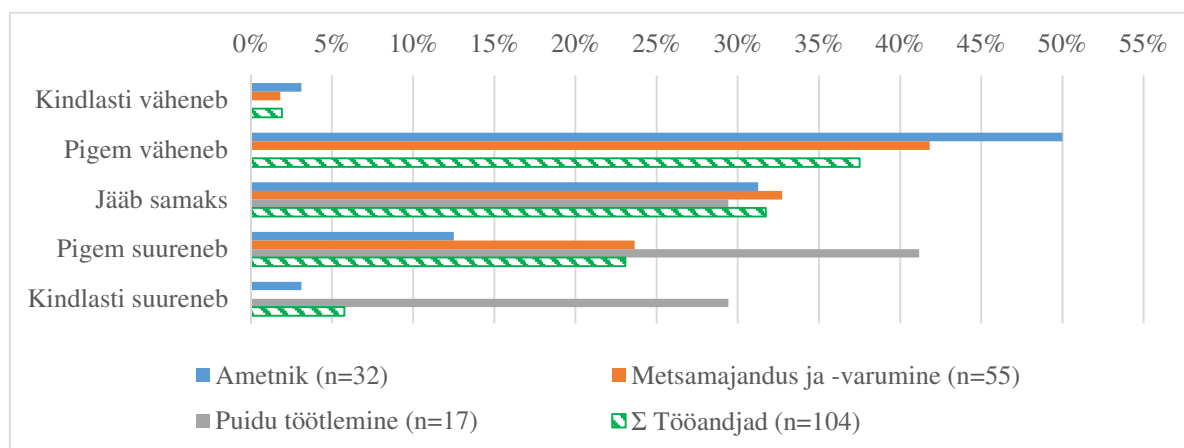
Eelnevalt toodud Statistikaameti andmetel põhinev analüüsi tulemus kattub 3. taseme hariduse osas Eesti Maaülikoolis 2017 – 2018. a läbiviidud uuringu „Metsandusliku kõrghariduse õppekavades ja täiendõppes vajalike muutuste küsitlus Eesti metsasektori konkurentsivõime parandamiseks“ tulemustega. Uuringus küsitleti erinevaid tööandjate esindajaid, tulemuste üldistamisel jaotati vastajad kolme peamisse gruppi:

1. Ametnikud - ametnik või teenistuja, seotud metsa- ja puidusektoriga või loodusvarade majandamisega (riigi haldusala või kohalik omavalitus). Enamus vastajaid olid Keskkonnaameti ja Keskkonnainspektsiooni esindajad.
2. Metsamajandus ja metsavarumine - era- ja riigimetsade majandamine (RMK, metsaühistud või firmad, mis pakuvad metsamaa haldamise teenust), erinevad raie ja istutamise teenused metsaomanikele, muud metsandusega seotud teenused (metsakorraldus, sertifitseerimine, metsateede või kuivendussüsteemide projekteerimine vms)
3. Puidu töötlemine – erinevad saetööstused ja muud puidu töötlemisega tegelevad ettevõtted.

Metsasektori tööandjate esindajatele suunatud uuringu tulemusel arvas enamus vastajaid (vastavalt 81% ametnikest, 56% metsamajanduse ja metsavarumise esindajatest ning 65% puidutööstuste esindajatest), et nende spetsiifilistes valdkondades või ametikohtadel on vaja magistri tasemel erialast kõrgharidust (Joonis 16). Vastajatel paluti prognoosida metsanduse ja puidutöötlemise alase magistri tasemel kõrgharidusega noorte spetsialistide vajadust lähemas tulevikus. Kuigi puidutööstuste esindajate vastanute hulk oli suhteliselt väike (n=17), arvas suurem enamus (71%) selle valdkonna esindajatest, et magistri tasemel erialase kõrgharidusega spetsialistide vajadus suureneb, samas ainult 16% metsandusega seotud ametnikest ja 24% metsamajanduse ja metsavarumise valdkonna esindajatest olid samal arvamusel. Erialase magistri tasemel kõrgharidusega spetsialistide vähenemist lähemas tulevikus prognoosid 53% ametnikest ja 44% metsamajanduse ja metsavarumise esindajatest ning 0% puidutööstuste esindajatest (Joonis 17). Eelnimetatud arvamuse põhjuseks on metsamajanduse ja metsavarumise valdkonnas see, et arendatakse erinevaid infotehnoloogilisi süsteeme (näiteks nn metsaregister) ning selle tulemusel on just riigi haldusalas (Keskkonnaamet, Keskkonnainspektsioon ja ka RMK) viimastel aastatel läbi viidud mitmed erialaspetsialistide koondamisi, seega madalama taseme metsandusametnikud enam ei vaja erialast magistri tasemel kõrgharidust, neid ametikohti võivad täita ka madalama haridustasemega töötajad. Eelkirjeldatu on ka üheks põhjuseks miks noortel metsandusliku kõrgharidusega spetsialistidel on suhteliselt raske leida erialast tööd peale kõrgkooli lõpetamist. Puidutoodete tootmise ja töötlemise valdkonnas toimub samuti pidev tehnoloogia areng, aga kõrgkoolid ei valmsita ette nii palju erialase kõrgharidusega spetsialiste kui seda vajaks vastav sektor, selle valdkonna esindajad näevad ette magistri tasemel erialase kõrgharidusega spetsialistide vajadust lähemas tulevikus.

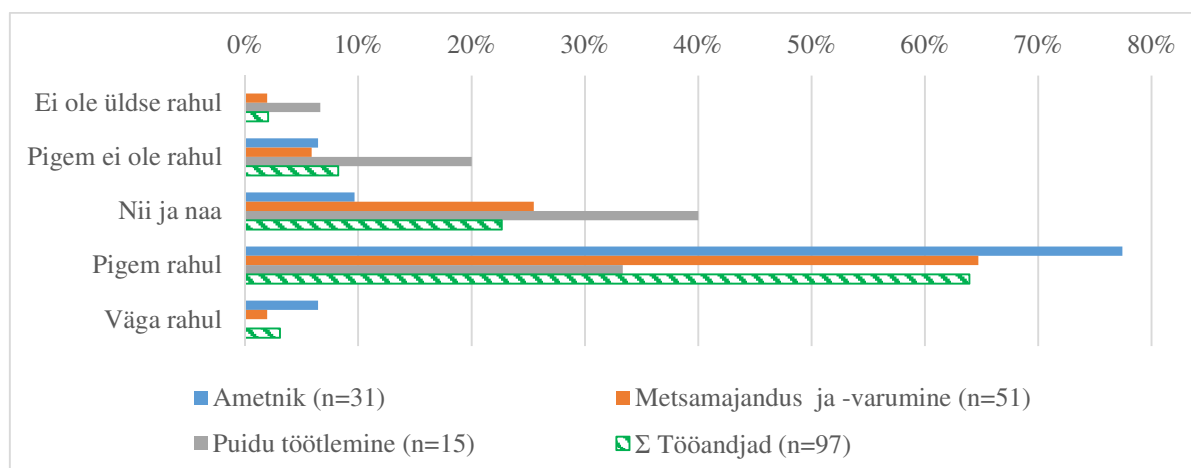


Joonis 16. Töõandjate esindajate arvamused magistri tasemel kõrghariduse vajaduse kohta vastavate spetsiifilises valdkonnas või ametikohal.



Joonis 17. Töõandjate esindajate arvamused magistri tasemel kõrgharidusega spetsialistide vajaduse suurenemise või vähenemise kohta lähemas tulevikus.

Metsamajandus poole esindajad (84% ametnikest ja 67% metsamajanduse ja varumise esindajatest) on üldiselt rahul Maaülikooli metsandusliku kõrghariduse tasemega. Puidu töötlemise suuna esindajad ei ole rahul (st. ainult 33% on rahul ja 27% ei ole rahul, 40% neutraalsed) Maaülikooli vastava haridusega (Joonis 18) ning üheks põhjuseks on kõrgharidusega spetsialistide suur vajadus töajuturul. Teine põhjus on see, et puidutoodete tootmises toimub pidev tehnoloogia areng ning ülikooli ei suuda adekvaatselt ja kiirelt järgida puidutöötlemise tehnoloogiate toimuvaid muutusi. Metsatööstuse tehnoloogiate ja puidu töötlemise alane kõrgharidus vajab suuremat panustamist nii valdkonna tööstustelt (töõandjatel) kui ka riigilt.

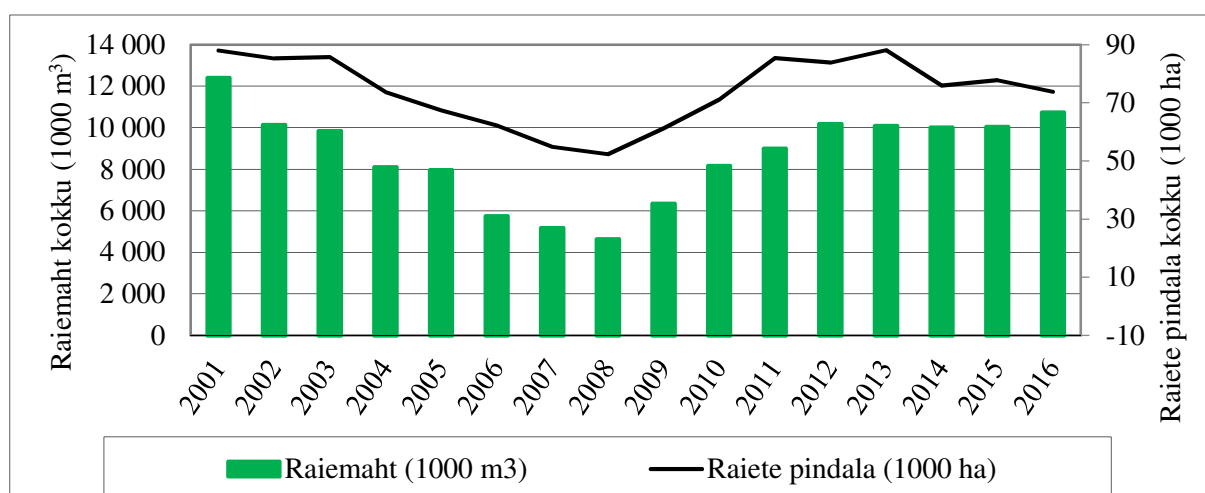


Joonis 18. Tööandjate esindajate arvamused metsa- ja puidusektori esindajate üldise rahuloluga Maaülikooli poolt pakutava erialase kõrgharidusega.

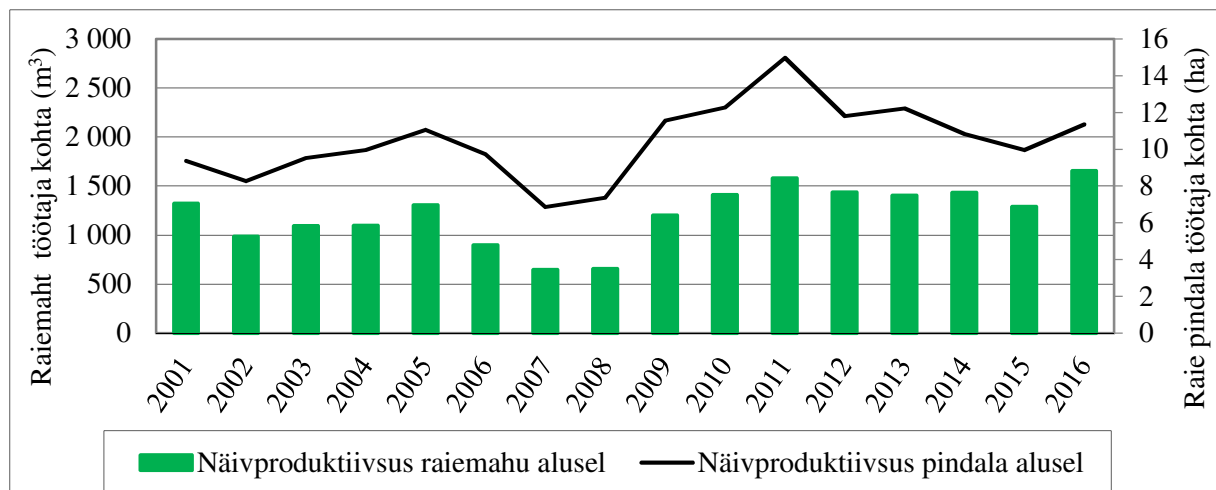
Metsanduse näivproduktiivsus

Töäjõu näivproduktiivsuse all on käesolevas uuringus mõistetud raiemahu ning metsamajanduse- ja varumise töötajate arvu suhet (Joonis 20). Täiendavalt on illustreerimiseks arvatud ka pindala põhine näivproduktiivsus, raiete kogupindala ja metsamajanduse- ja varumise töötajate arvu suhe. Raie andmetena on kasutatud SMI (statistilise metsainventeerimise) andmeid aastaraamatust Mets 2017, mis esitab vastavaid andmeid aastate 2000 – 2016 kohta (Joonis 19).

Aastate 2001-2016 Eesti metsamajanduse näivproduktiivsuse analüüsi kohaselt on keskmiselt raiutud 1208 m³ töötaja kohta, ajavahemiku 2011-2016 keskmine näivproduktiivsus on 1464 m³/töötaja, kusjuures kõige suurem on vastav näitaja olnud analüüsitava perioodi viimasel aastal (2016) 1652 m³/töötaja. Pindala põhiselt arvatud näivproduktiivsus kõigub vahemikus 6,9-15,0 ha raieid töötaja kohta, ajavahemiku 2011-2016 keskmine pindala põhine raiete näivproduktiivsus on 11,9 ha/töötaja.



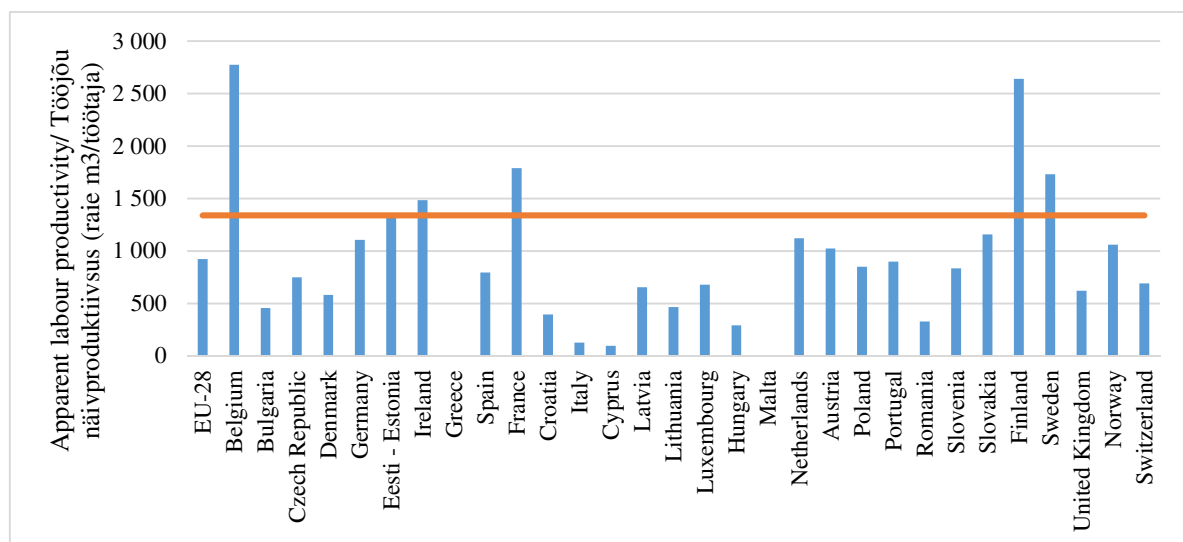
Joonis 19. Raie maht ja raiete pindala Eestis aastatel 2001 - 2016 (SMI andmetel).



Joonis 20. Eesti metsamajanduse ja metsavarumise töötajate näivproduktiivsus (autori arvutused).

Eurostat on oma trükises „Agriculture, forestry and fishery statistics — 2017 edition“ arvanud töötajate näivproduktiivsuse - *Apparent labour productivity* – erinevates Euroopa riikides 2015.a. andmete põhjal. Eelnimetatud trükise pdf⁶⁰ versiooni ja *online*⁶¹ selgituste versiooni andmed erinevad, järgnevalt (Joonis 21) on välja toodud võrdlusandmed teiste EU riikidega lähtuvalt uuendatud andmetega *online* andmebaasist.

Eesti statistikaameti ja Keskkonnaagentuuri andmete alusel arvatud 2015.a. Eesti metsamajanduse ja metsavarumise sektori näivproduktiivsus oli 1288, samas kui Eurostati andmetel oli see 1340 m³/töötaja (Eurostati arvutuste aluseks on järgmised näitajad: Tööhõive Eesti vastavas valdkonnas 7,1 tuhat töötajat, raiemaht 9,515 miljonit m³).



Joonis 21. Metsamajanduse ja metsavarumise valdkonna töötajate näivproduktiivsus erinevates Euroopa riikides 2015.a seisuga (Eurostati andmetel).

⁶⁰ <http://ec.europa.eu/eurostat/documents/3217494/8538823/KS-FK-17-001-EN-N.pdf/c7957b31-be5c-4260-8f61-988b9c7f2316>

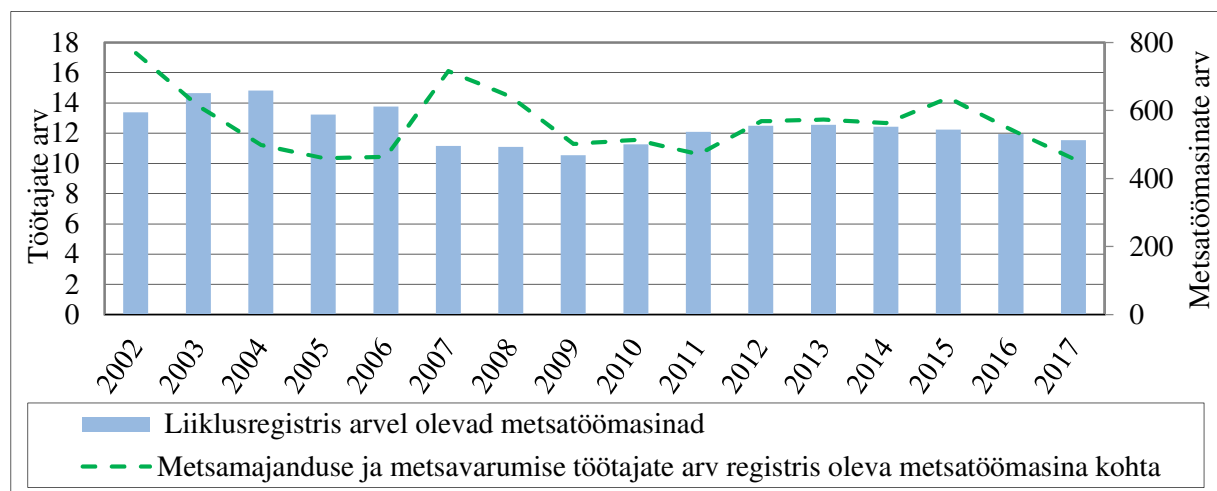
⁶¹ http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agriculture,_forestry_and_fishery_statistics (Update June 2018)

Joonis 21 on pruuni joonega välja toodud Eesti arvestusliku näivproduktiivsuse tase, üldises pingereas asub Eesti 6. kohal. Viies Euroopa riigis on metsamajanduse ja metsavarumise näivproduktiivsus kõrgem kui Eestis – Belgias, Iirimaal, Prantsusmaal, Rootsis ja Soomes, kusjuures Belgia tegelikud raiemahud 2015.a. ei ole teada, arvutamisel kasutati 2012. a. andmeid. Kui võrrelda Eestit teiste Balti riikidega, siis antud statistika kohaselt ületab Eesti metsamajanduse näivproduktiivsus vastavat Läti näitajat 2,0 korda ja Leedu näitajat koguni 2,9 korda, ka EU keskmist näitajat ületatakse 1,5 korda. Lähtuvalt eeltoodust saab järeldada, et võrreldes paljude teiste Euroopa riikidega majandatakse Eesti metsi vägagi intensiivselt ja efektiivselt.

Metsamasinad ja metsamajanduse tööhõive

Metsamajanduse ja metsavarumise sektori tööhõivet mõjutab otseselt sektoris kasutatavate metsatöömasinade arv. Füüsiliselt raske käsitöö metsa raietel on järjest rohkem asendunud erinevate metsamasinatega, peamiselt *harvesteride* ja *forwarderitega*. Joonis 22 on esitatud Liiklusregistris registreeritud erinevate metsatöömasinade arv. Registreeritud masinate arv oli maksimaalne aastal 2004 – 659, sellele järgnev vähenemine 2005.a. on seotud (a) 2004.a. jõustunud metsaseaduste muudatusega, mille tõttu mille tõttu 2005.a. raiemaht vähenes ja paljudele masinatele enam ei jätkunud tööd; b) 2005.a. jaanuaritormi tagajärgede likvideerimisel Rootsis kasutati ka varasemalt Eestis registreeritud metsamasinaid. Lähtuvalt Liiklusregistrist on viimastel aastatel Eestis arve veidi üle 500 masina. Tegelikku ja reaalselt metsas töötava tehnika hulka ei ole selle registri põhjal võimalik leida, sest nii mõnedki masinaomanikud ei hoia registris arvel oma vanemaid masinaid, kuigi neid kasutatakse praktilises metsanduses. Teiselt poolt võivad registris olla ka sellised majapidamises kasutatava mida kasutatakse suhteliselt harva.

Arvestuslikult 2002 – 2017.a. keskmisena iga registreeritud metsamasina kohta 12,7 metsamajanduse ja metsavarumise valdkonna töötajat, viimase kolme aasta näitajad on langustrendis, 2017.a. arvestuslik näitaja oli 10,3 töötajat ühe metsatöömase kohta.



Joonis 22. Liiklusregistris arvel olevate metsatöömasinade arv ja metsamajanduse ja metsavarumise valdkonna töötajate arv ühe registreeritud metsamasina kohta.

Raiemahtude muutuste mõju metsamajanduse ja metsavarumise tööhõivele

Raiemahtude ja raiete pindala ning erinevate eelkirjeldatud metsasektori tööhõivega seotud näitajate vahel puudub tugev seos (tugev seos kui $R > 0,7$ keskmine seos $0,3 < R < 0,7$). Tabel 5 esitab näitajad, kus vähemalt ühe uuritava tunnuse (raiemahd või raiete pindala SMI andmete alusel) puhul korrelatsioonikordaja on $> 0,3$. Tähele tuleks panna seda, et erinevad näivproduktiivsusega seotud näitajad juba sisaldavad raiemahtude või raiete pindala komponente, seega tabelis on need esitatud näitlikustamiseks. Tabelis esitatud näitaja „+ 1 aasta“ tähendab seda, et kuidas jooksva aasta raie mõjutab järgneva aasta tööhõivet, statistilise võrdluse jaoks on välja toodud ka raieaasta ja raiele eelneva aasta („-1 aasta“) seosed, ülejäänud juhtudel on sama aasta raiete ja tööhõive vahelised seosed.

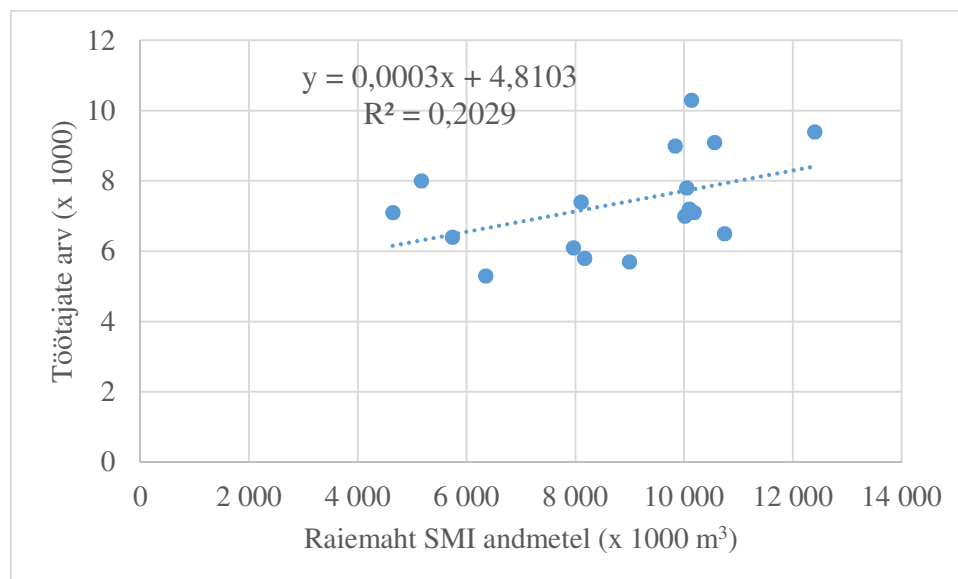
Tabel 5 andmetest järeldub, et raiemahu muutus avaldab eelkõige mõju raiele järgneva aasta tööhõivele, mõju jooksvale aastale on väiksem. Raiemahu ning metsamajanduse ja-varumise töötajate arvu vaheline regressioon on esitatud Joonis 23, seal oleva valemi abil on suhteliselt suure veaga võimalik prognoosida ka raiemahu muutuste mõju metsamajanduse ja metsavarumise valdkonna tööhõivele.

Tabel 5. Raiemahu ja raiete pindala korrelatsioon erinevate tööhõivega seotud näitajatega.

	<i>Raiemaht (m³)</i>	<i>Raiete pindala (ha)</i>
Raiemaht (m ³)	1,000	
Raiete pindala (ha)	0,897	1,000
Näivproduktiivsus raiemahu alusel	0,686	0,613
Metsamajanduse ja metsavarumise 3 aasta libisev keskmine + 1 aasta	0,671	0,565
Mehed metsamajandus ja metsavarumine, +1 aasta	0,525	0,536
Metsamajanduse ja metsavarumise 3 aasta libisev keskmine	0,510	0,480
Metsamajanduse ja metsavarumise alalised töötajad + 1 aasta	0,509	0,518
Metsamajanduse ja metsavarumise töötajad +1 aasta	0,503	0,509
Kokku tööhõive metsa- ja puidusektoris +1 aasta	0,476	0,499
Mehed metsamajandus ja metsavarumine	0,474	0,459
Metsamajanduse ja metsavarumise töötajad	0,450	0,424
Puidu ja paberitööstuse alalised töötajad +1 aasta	0,399	0,427
Metsamajanduse ja metsavarumise 3 aasta libisev keskmine - 1 aasta	0,396	0,329
Metsamajandus ja varumine alalised töötajad	0,387	0,343
Puidutöötlemine puittoodete tootmine + 1 aasta	0,366	0,387
Metsamajandus ja metsavarumine, Mehed -1 aasta	0,362	0,314
Metsamajandus ja metsavarumise töötajad-1 aasta	0,347	0,287
Paberi ja paberitoodete tootmine +1 aasta	0,293	0,333
Näivproduktiivsus raiete pindala alusel	0,279	0,409

Kõiki eelnevalt välja toodud tulemusi võib oluliselt mõjutada ka arvutuse aluseks olevate statistilise andmete kogumise ja raporteerimise meetodika. Eelnevalt graafikutel välja toodud informatsiooni põhjalikumalt süvenedes võib oletada, et teadud tööhõive arvuliste näitajatega

või osakaaludega seotud aastased muutused ei ole loogilised, seega tööjõu-uuringute metoodika või üldistamise tase ei pruugi kajastada reaalselt olukorda



Joonis 23. Raiemahu ning metsamajanduse ja-varumise töötajate arvu vaheline regressioon

Kokkuvõte

Metsa-, puidu- ja mööblisektoris oli aastatel 2000–2017 hõivatud keskmiselt 37,5 tuhat töötajat. Rahvusvaheliselt puudub ühtne seisukoht, kas mööblitööstus on metsa- ja puidusektori osa, sest täpselt ei ole teada kui palju inimesi on hõivatud puidul põhineva mööbli tootmisel ja kui suur osa töötajates toodab muudest materjalidest (näiteks plastik või metall) mööblit.

Ilma mööblitööstuseta oli aastatel 2000-2017 metsa- ja puidusektoris hõivatud keskmiselt 27,3 tuhat töötajat. Kõige vähem oli töötajaid 2009.a. majandussurutise järgselt, seejärel nii kogu sektoris kui ka selle olulisemates valdkondades toimus tööhõive kasv kuni 2015. aastani ning peale seda, kuni aastani 2017 toimus langus. Aastaks 2017 oli kõigis alamsektorite sektoris hinnanguliselt tööga hõivatud 33,8 tuhat töötajat, sealhulgas metsamajanduses ja metsavarumises 5,3 tuhat, puidutoodete tootmises 17,6 tuhat, paberi ja paberitoodete tootmises 0,8 tuhat töötajat ning mööblitööstuses 10,1 tuhat töötajat.

Enamus sektori töötajatest on tööl alaliselt, ajutiste töötajate keskmine osakaal on olnud 11,0% metsamajanduses ja varumises ning 2,7% puidu ja paberitööstustes. Viimastel aastatel (2015 – 2017) on toimunud oluline alaliste töötajate osakaalu tõus metsamajanduse ja metsavarumise valdkonnas, kus 2017.a. alaliste töötajate osakaal oli 96%. Kogu sektoris töötavad valdavalt meessoost töötajad, 2017.a. oli metsamajanduse ja metsavarumise valdkonnas meeste osakaal kõige suurem - 87%, samal ajal oli suurim naiste osakaal kõige suurem puidu- ja paberitööstuses – 34,8%, millele järgneb mööblitööstus 34,5%-ga. tähelepanuväärne on viimastel aastatel puidu ja paberitööstustes toimunud naiste osakaalu suurenemine. 25-49 aastased töötajad on domineeriv vanusegrupp kõikides alamsektorites.

Haridustaseme poolest on kõige rohkem 2. haridustaseme töötajaid. Erinevate reformide tulemusel on viimastel aastatel metsamajanduses ja varumises vähenenud 3. haridustasemega (peamiselt kõrgharidus) töötajate osakaal, samal ajal on mööblitööstustes suurenenud 3 haridustasemega töötajate osakaal 10%.

Eesti Maaülikoolis 2017 – 2018. a läbiviidud uuringu „Metsandusliku kõrghariduse õppekavades ja täiendõppes vajalike muutuste küsitlus Eesti metsasektori konkurentsivõime parandamiseks“ oli enamus vastajaid (vastavalt 81% ametnikest, 56% metsamajanduse ja metsavarumise esindajatest ning 65% puidutööstuste esindajatest) arvamusel, et nende spetsiifilistes valdkondades või ametikohtadel on vaja magistri tasemel erialast kõrgharidust. Samas prognoosisid tööandjad metsamajanduse suunal magistri tasemel kõrgharidusega noorte spetsialistide vajaduse vähenemist järgnevatel aastatel. Puidutöötlemise valdkonnas on vajadus magistri tasemel kõrgharidusega spetsialistide järgi suurem, arvestades aga selle valdkonna kiiret tehnoloogilist arengut ning tööandjate ootusi hariduse kvaliteedi parandamisele, oleks vaja nii tööandjate kui ka riigi panuse suurendamist erialase kõrghariduse andmisse. Mööblitööstuses ei ole viimastel aastatel uuritud kõrgharidusega spetsialistide vajadust, aga arvestades sarnasust puidutöötlemisega, siis võib eeldada, et eelmine seisukoht käib ka mööblitööstuse kohta – ka mööblitööstus vajab tööandjate ja riigi panuse suurendamist erialase kõrghariduse andmisse.

Metsamajanduse ja metsavarumise valdkonna näivproduktiivsuse (raiemahut töötaja kohta) keskmine tase aastatel 2011– 2016 oli Eestis 1464 m³/töötaja, Eurostati arvutuste kohaselt oli Eesti 2015.a. vastavas Euroopa riikide pingereas kuuendal kohal. Metsasektori tööhõivet mõjutab oluliselt ka metsatööstuste olemasolu. 2017.a. oli arvestuslikult iga 10,3 metsamajanduse ja metsavarumise töötaja kohta üks Liiklusregistris registreeritud metsatööstus.

Soovitused

Erinevate metsa- ja puidusektori alamvaldkondade esindajad on kinnitanud metsanduse ja puidu töötlemisega seotud erialase kõrghariduse vajadust. Puidutöötlemise valdkonnas on vajadus magistri tasemel kõrgharidusega spetsialistide järgi kõige suurem, arvestades aga selle valdkonna kiiret tehnoloogilist arengut ning tööandjate ootusi hariduse kvaliteedi parandamisele, on vaja nii tööandjate kui ka riigi panuse suurendamist metsatööstuse, puidu töötlemisega ja mööblitööstustega seotud erialase kõrghariduse andmisse.

Lisaks klassikalisele metsa ja puidusektorile (metsamajandus ja -varumine, puidu- ja paberitoodete tootmine) on valdkonnaga tihedalt seotud ka mööblitööstuse see osa, mis tegeleb puidul põhineva mööbli tootmisega. EMTAK (Eesti Majanduse Tegevusalade Klassifikaator) klassifitseerib mööblitootmise lähtuvalt mööbli kasutusotstarbest, mitte aga lähtuvalt toorainena kasutatavast materjalist. Erinevate puidu töötlemise spetsialistide koolituse vajaduse selgitamiseks ja valdkonna paremaks analüüsiks on vaja uurida a) puitmööbli osatähtsust kogu Eesti mööblitööstuses ja selle dünaamikat; b) puitmööbli tootmisega seotud tööhõivet.

IV.3. Ülevaade metsamaaparanduse ja -teede olukorrast ja investeerimisvajadusest

Toomas Timmusk ja Meelis Teder (Eesti Maaülikool)

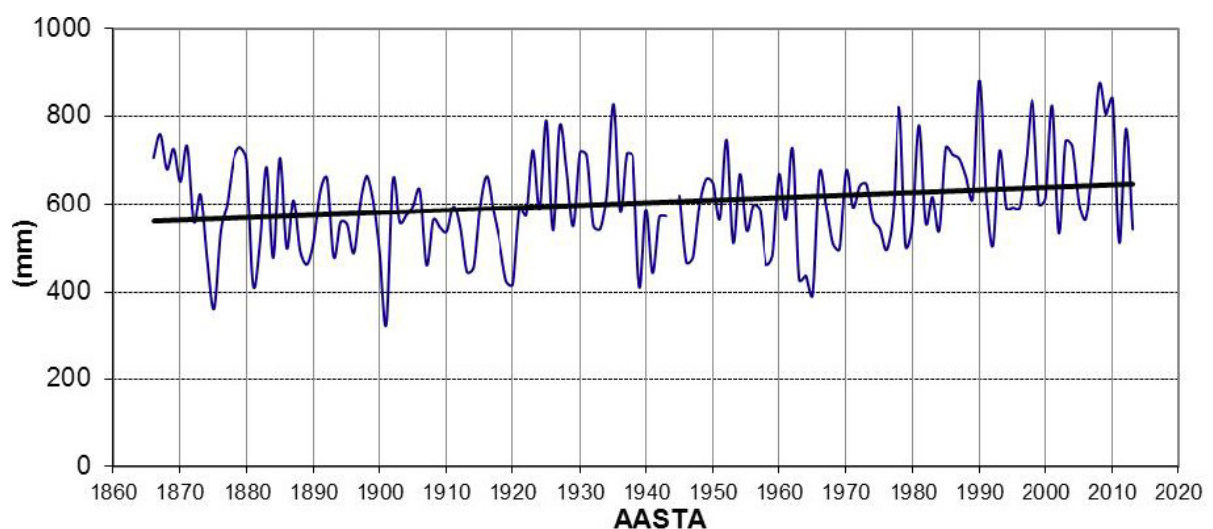
Sissejuhatus

Eesti aladel keskmisena ületavad sademed aurumise, mis tingib liigniiskete muldade suure osakaalu. Liigniiskete muldade metsamaade tootlikkus on väike ja puidu kvaliteet on suhteliselt halb. Maaparanduse ja kuivendamise abil suurendatakse metsamaade tootlikkust, soodustatakse metsa majandamist ja kasutamist, parandatakse metsade sanitaarset seisundit loodetakse puidu tugevusomaduste paranemist. Täiendav metsakuivenduse majanduslik eesmärk on metsale parema juurdepääsu loomine tehnikat kandvate teede ehitamisega. Metsateede võrk aitab kaasa tuleohutuse suurendamisele, vajadusel ehitatakse lisaks metsateedele ka täiendavad tuletõrje veevõtukohtad.

Metsamaaparanduse vajadus

Eestis valitseb mandrilise ja merelise kliima vaheline üleminekuline paraskliima. Atlandi ookeani põhjaosas toimuv aktiivne tsükloonaalne tegevus mõjutab oluliselt ka Eesti ilma, põhjustades suuri sademete, temperatuuri ja tuulekiiruse kõikumisi. Tervikuna sademete hulk ületab aurumise ja liigniiske pinnase tõttu mullatekkes on domineerinud soostumine ja gleistumine. Eestis on 24% maafondist soomuldi, 36% alaliselt liigniiskeid mineraalmuldi ning 14,5% gleistunud muldi.

Kliima muutub ning Eestis on 20. sajandi teisel poolel toimunud statistiliselt oluline aasta keskmine sademete hulga kasv – kümme protsenti (Jaagus, 2006). Ka pikema perioodi kohta on täheldatav kasvutrend (**Error! Reference source not found.**).



Joonis 24. Tartu-Tõravere sademete aastased summad (Eesti..., 2015)

Riigi ilmateenistuse andmetel on Eestis sademete keskmine hulk (1981-2010. aastatel) 672 mm, olles väiksem saartel ja rannikul (603 mm Sõrves) ning suurem sisemaal (766 mm Kuusikul). Sama perioodi suhteline õhuniiskus 82%.

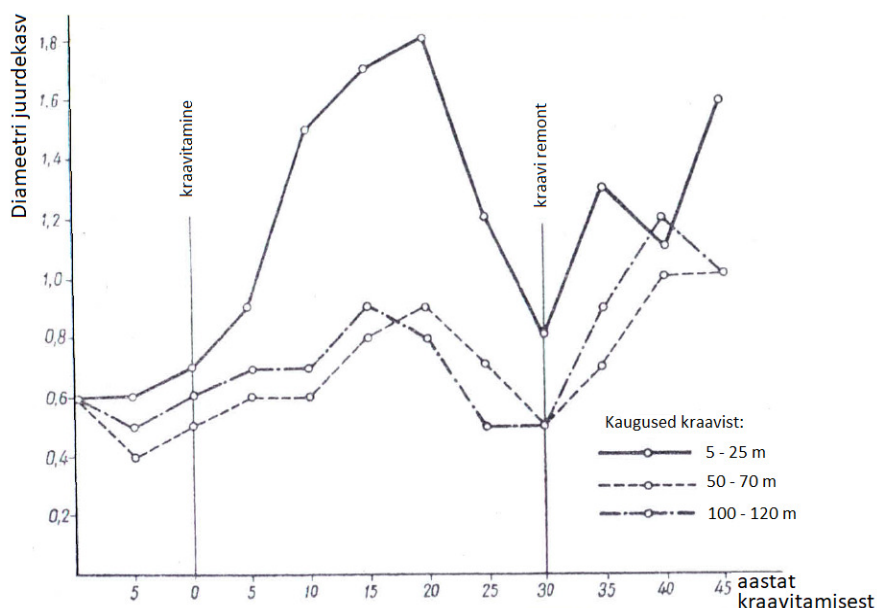
Uuringus „Eesti tuleviku kliimastenaariumid aastani 2100“ on prognoositud sademete muutust. Kliimastenaariumi RCP4.5 (soovitav põhistsenaarium) alusel aastateks 2041-2070 on sademete hulga aasta keskmine kasv 10% ja suurim suvel. Kliimastenaariumi RCP8.5 (soovitav lisastenaarium) järgi keskmine sademete hulk suureneb 14% ja suvel 18%. Mudelid projitseerivad ekstreemsete sademete (üle 30 mm) juhtumite hulga suurenemist, kuid arvestades selle väga väikest esinemise tõenäosust enamuse osa aastast, on see oluline vaid suvel (Eesti..., 2015).

Kuivemad ja viljakamad mullad on kasutusel põllumaana, metsad paiknevad tihti märjematel muldadel, siit siis vajadus kuivenduse järele. Samuti nõrgal pinnasel on probleeme väljaveoga – vajadus tihedama teedevõrgu järele. Kokkuvõttes Eesti kliimale on iseloomulik, et sademete hulk ületab aurumist, mistõttu on metsadele ligipääsu loomiseks ja metsa kasvutingimuste parandamiseks rajatud kuivendussüsteeme ca 31%-le metsamaast.

Uute metsakuivendusobjektide rajamisele eelistatakse olemasolevate kuivendussüsteemide ja voolusängide taastamist, mille juures tuleb arvestada nende mõju kaitstavate loodusväärtuste säilimisele.

Metsakuivenduse efektiivsus

Metsakuivenduse efektiivsust Eestis kliimaatiliste ja mullastiku tingimustes on uuritud Eesti Metsainstituudis teadlaste (V. Hainla, P. Kollist, J. Pikk) arvukates töödes, samuti Eesti Maaülikooli õppejõudude teadusartiklites ja üliõpilaste lõputöodes (A. Potapov, S. Sisask, A. Strantsov).



Joonis 25. Männi diameetri juurdekasvu käik kraavist erinevatel kaugustel Sõmerpalu metskonnas kv. 140 (proovitiigid I – III) (Hainla, 1957)

Tulemustena on näidatud kas proovitükkidele (**Error! Reference source not found.**) või metsa takserimisandmetele (P. Kollisti tööd) tuginedes puistu omaduste (tagavara, boniteet, kõrguse ja diameetri juurdekasv jne) muutust olenevalt kaugusest kraavist ja kuivenduse vanusest. Uurimistööd kinnitavad et tingimustes, kus puu kasvu piiravaks teguriks on liigniiskus ja toitaineid on piisavalt annab metsakuivendus olulise majandusliku efekti. 60-ndatel aastatel püüti ka kuivendada toitainevaeseid rabasid, mis ei andnud tulemust.

Kuivenduse efektiivsus oleneb kraavide vahekaugusest ja sügavusest sama pinnase veejuhtivuse ja liigniiskuse astme juures. Raskes pinnases kraavide mõju põhjavee alandamisele on väike. Metsas majanduslikult optimaalne vahekaugus oleneb väga paljudest teguritest sh peale otsese kuivendusest tuleneva efekti ka väljaveo ja liiklusolude paranemisest.

Kehtivad metsakuivenduse projekteerimise alused on formuleeritud Maaparandusseaduse alusel välja antud Põllumajandusministri määruses nr 18 „Maaparandussüsteemi projekteerimismid“ (kehtiv redaktsioon 01.06.2011). Metsakuivenduse projekteerimisel määratakse kuivenduskraavide vahekaugus sõltuvalt metsa kasvukohatüübist, boniteediklassist, mullastikust ja pinnasest. Projekteerija peab arvestama ka puuliiki ja vanusest ning metsa uuenemis- või uuendamistingimusi. Kraavivõrgu projekteerimisel tuleb lähtuda olemasolevast kvartalivõrgustikust. Normis esitatud kraavide vahekaugused on suured ja need tagavad sobiva reljeefi korral vaid kevadise üleujutuse ja pinnavee eemaldamise. Mõju ulatus põhjavee alandamisele on märkimisväärne ainult kergetes pinnastes. Vegetatsiooniperioodil alandab põhjaveetaset ka puistu transpiratsioon.

Metsakuivendussüsteemi rajamisega kaasneb kraavist väljakaevatud tasandatud muldel masinatega vähemalt liikumisvõimalus või olenevalt omaniku vajadustest ning rahastusvõimalustest ka paljudel juhtudel erineva kandevõimega katenditega teede ehitus. Teed jagunevad avalikult kasutatavateks ja erateedeks. Viimane võib olla määratud ka avalikuks kasutamiseks. Kehtivas Ehitusseadustikus on defineeritud mõiste „metsatee“. Metsatee on riigi omandisse jäetud maal paiknev valdavalt riigimetsa majandamiseks kasutatav tee. Metsateed võib kasutada igapäevaks, kui riigimetsa majandamist korraldab isik või riigiasutus ei ole metsateed või selle osa sulgenud või metsateel liiklust piiranud. Metsatee seisundinõuded on kehtestatud keskkonnaministri määrusega „Metsatee seisundi kohta esitatavad nõuded“, mille sisu ei ühildu põllumajandusministri määruse „Maaparandussüsteemi projekteerimismid“ maaparandussüsteemi teenindava tee kohta esitatud nõuetega. 2018.a oli Riigikogu menetluses uus Maaparandusseadus, mis jõustub 01.01.2019. Uuest maaparandusseadusest lähtuvalt on kavas uuendada kõik temast tulenevad määrused, sealhulgas on kavas ühildada erinevate dokumentide nõuded sama objekti kohta.

Teedevõrk koos truupidega metsamaal hõlbustab puistu majandamist, väljavedu, tagab parema tuleohutuse ning on ka avalik hüve. Piisava kandevõimega teedevõrk koos teeäärse kuivendusvõrguga tagab metsamajandusliku tegevuse 10 kuul aastast. Praegu puuduvad Eestis tänapäevased teadusuuringud metsateede tasuvuse kohta.

Metsakuivenduse mahud Eestis

Esimesed teadaolevad kraavid kaevati meie metsadesse 19. sajandi algul. 1867. aastal rajatud Balti Metsaseltsi juurde moodustati ka metsamelioratsiooni sektsioon, mille tegevuse/kuivenduse efektiivsuse aruandeid on 20. sajandi algusest. Kuivendussüsteemi projekte valdavalt mõisamaadele koostati 1897.a asutatud Eesti- ja Liivimaa Maakultuuri büroos.

Puuduvad ülevaatlilikud andmed metsakuivenduse mahtude kohta Eestis enne 1940ndaid aastaid. Kraave kaevati käsitsi nii riigi- kui ka erametsas. M. Sepa märkmetes on kirjas, et aastatel 1918-1940 kaevati metsas 2225 km uusi kuivenduskraave, osa on kindlasti ka Asundusameti poolt tehtud eesvoolud. Esimene ekskavaator tuli metsakuivendustöödele riigimetsas 1938. aastal.

Kõik ülalmainitud kraavid on rohkem kui poole sajandiga oma toimimisvõime kaotanud, kuid on olulised järgmise asjaolu tõttu. Eramaal olevate maaparandussüsteemide uuendamist ja rekonstrueerimist toetatakse rahaliselt tingimusel, et nad on maaparandussüsteemide registris. Põllumajandusametil (registripidajal) on välja töötatud vastav teenusstandard „Olemasoleva maaparandussüsteemi arvele võtmine“, kus kinnisasja omanik, kelle kinnisasjal paikneb olemasolev maaparandussüsteem (nähtav kraavide võrgustik sügavusega vähemalt 0,25 m), mis on rajatud enne 01.07.2003 ning kes kavandab uuendada või rekonstrueerida olemasolevat maaparandussüsteemi, peab olemasoleva maaparandussüsteemi enne projekteerimistingimuste taotlemist arvele võtma maaparandussüsteemide registris.

Maaparandussüsteemide registris kuivendatud metsamaa pindala on suurenenud viimastel aastakümnetel valdavalt mitte arvel olevate kuivendussüsteemide arvele võtmisega nii erametsamaal kui ka Riigimetsa Majandamise Keskuse (RMK) hallataval maal. Metsamaad on Keskkonnaagentuuri väljaantud aastaraamatu „Mets 2017“ järgi kokku 2,33 mln ha, sellest riigimetskonnad 1,09 mln ha ja muude valdajate käes 1,24 mln ha. 2018. a seisuga on Maaparandussüsteemide registris kuivendatud metsamaad kokku 723 530 (seisuga 31.12.2017) ha, mille täpsem jaotus maakondade kaupa seisuga 21.02.2017 on esitatud **Error! Reference source not found.**

Olemasolev maaparandussüsteemide register loodi 2004. aastal, enne seda peeti arvestust piirkondlikes maaparanduse valitsustes (aastani 1990, hiljem maaparandusbüroo) põllumajandusmaa kohta paberandjatel kartoteegina, kus olid nn maaparandussüsteemi passid (koondnäitajad objektide kohta). Metsakuivendus toimus valdavalt riigimetsas, mille kohta peeti arvestust tolleaegsetes metsamajandites. Alates 1966. aastast riigieelarvest finantseeritud kuivendustööde eesmärk oli põllumajandustoodangu suurendamine ja haritava maa juurdekasv. Objektide pindalad olid suured (100-200 ha) ja kui põllumajandusmaa kuivendamise käigus jäi pinna sisse ka metsa, siis loeti see kuivendatuks. Nii näiteks ENSV maafondi alusel aastatel 1966-1980 võeti ekspluatatsiooni 36,4 tuhat ha metsamaad. Põllumajandusministeeriumi 1990. a andmetes hinnati kuivendatud metsamaa pindalaks 500 tuhat ha.

Maaparandussüsteemide registri loomisel vaadati arhiividest üle kõik riigimetsas projekteeritud objektide pinnad, suure tõenäosusega lisati sinna ka 60 tuhat ha põllumaa kraavkuivendust

kolhoosides ja sovhoosides, mis 1990ndatel aastatel maha jäeti ja võsastusid. 2006. a seisuga saadi registris metsakuivenduse pindalaks kokku 601 tuhat ha.

Aastatel 2006-2017 on kuivendussüsteeme ehitatud erametsamaal vähesel määral. Kuivendatud metsamaa pindala juurdekasv on toimunud registri korrastamisega, mitte arvel olevate pindade lisandumisega (**Error! Reference source not found.**).

Tabel 6. Kuivendatud metsamaa pindala maaparandussüsteemide registri andmetel seisuga 21.02.2017.

Maakond	Kuivendatud metsamaa brutopind (ha)	Maakonna osakaal (%)	Koht pingereas
Harjumaa	60 991	8,4	5
Hiiumaa	9 625	1,3	15
Ida-Virumaa	80 264	11,1	2
Jõgevamaa	64 736	9,0	4
Järvamaa	49 990	6,9	8
Läänemaa	31 464	4,4	10
Lääne-Virumaa	44 763	6,2	9
Põlvamaa	12 508	1,7	14
Pärnumaa	126 714	17,5	1
Raplamaa	58 808	8,1	6
Saaremaa	17 521	2,4	12
Tartumaa	56 258	7,8	7
Valgamaa	27 417	3,8	11
Viljandimaa	67 106	9,3	3
Võrumaa	14 297	2,0	13
Kokku	722 460	100	

Tabel 7. Maaparandussüsteemide registrisse kandud kuivendatud metsamaa pindala ja ehitatud metsakuivenduse pindala

Aasta	Registris olev metsakuivenduse pindala (ha)	Ehitatud metsakuivenduse pindala (ha)
2006	601 000	206
2007	645 542 ¹	0
2008	677 471	79
2009	682 871	38
2010	685 975	0
2011	697 073	0
2012	700 629	20
2013	705 214	72
2014	710 299	0
2015	717 229	0
2016	721 255	0
2017	723 530	0

¹ Maaparandussüsteemide andmebaasi koostamine

Registris olevatest kuivendussüsteemidest 70% paikneb riigimetsas, teiste valdajate käes olevast metsamaast on maaparandussüsteemide registris 18% pinnast. RMK poolt hallatavates metsades 2000. aasta alguses koostatud metsakuivendussüsteemide majandamise strateegia alusel puudub riigimetsa uute metsakuivendus-süsteemide rajamise vajadus. RMK ei kavanda uusi metsakuivendussüsteeme põlisele riigimetsamaale, samuti ei tehta hoiutöid kuni veerandil varem kuivendatud looduskaitsete piirangutega aladel.

Maaparandussüsteemide registris on süsteemi teenindava tee kogupikkus 4913 km, selle hulgas ka põllumajandusmaal paiknev tee, RMK hallataval maal kokku ca 8300 kilomeetrit teid.

Tabel 8. Kuivendatud ja kuivendamata metsamaa pindala kasvukohatüüpide lõikes metsaressursi arvestamise riikliku registri andmetel 2018.a seisuga

Kasvukoha tüüp	Eramets		Riigimets		Kuivendatud % erametsas	Kuivendatud % riigimetsas	Kuivendatud % kokku
	Kuivendamata	Kuivendatud	Kuivendamata	Kuivendatud			
AN	119 224	80 709	52 259	84 182	40	62	49
JK	105 020	70	58 693	5	0	0	0
JM	92 973	5 581	92 308	169	6	0	3
JO	37 944	23 799	25 025	68 379	39	73	59
JP	16 418	5	29 371		0	0	0
KL	19 528	1	13 996		0	0	0
KM	7 859	3 193	18 572	21 406	29	54	48
KN	1 169	0	8 752		0	0	0
KP	50		5		0	0	0
KR	1 600	502	4 217	5 000	24	54	49
KS	12 219	4 793	2 629	1 614	28	38	30
LD	3 160	1 207	6 316	2 839	28	31	30
LL	888		1 243		0	0	0
LP	39		12		0	0	0
LU	648	11	838	10	2	1	1
MD	10 709	8 090	22 527	12 036	43	35	38
MO	19 033	14 124	16 091	39 538	43	71	60
MP	459	3	11 752		1	0	0
MS	40 948	4 819	63 454	46	11	0	4
ND	79 111	6 007	79 583	70	7	0	4
OS	3 615	1 913	4 823	2 050	35	30	32
PH	14 875	4	48 455		0	0	0
RB	4 007	1 880	18 660	11 871	32	39	38
SJ	1 148	239	2 291	2 223	17	49	42
SL	98 943	17	53 167		0	0	0
SM	702	1	9 678		0	0	0
SN	2 398	868	11 705	12 149	27	51	48
SS	10 500	5 811	35 652	25 763	36	42	41
TA	40 423	18 838	17 337	16 871	32	49	38
TP	24	37	1 483		61	0	2
TR	33 518	10 310	13 702	7 803	24	36	28
KOKKU	779 161	192 834	724 597	314 023	20	30	25

Riigimetsas on tehtud metsakuivendust rohkem. Hindamaks kuivendussüsteemide paiknemist erinevatel kasvukohatüüpidel ja kuivendusvajadust on **Error! Reference source not found.** esitatud metsaressursi arvestuse riikliku registri (edaspidi metsaregister) andmete põhjal korraldatud metsade kasvukohatüüpide ja märkega kuivendatud kasvukohatüüpide pindalaline jaotus. Korraldatud metsade pindala on väiksem (riigimetsas 5% ja erametsas 22%) kui SMI (statistilise metsainventeerimise) alusel metsaga metsamaa pindala.

Aastaraamatu „Mets 2017“ järgi on SMI alusel muude valdajate (peamiselt eramets) käes 1,24 mln ha metsamaad, metsaregistri järgi korraldatud erametsa pindala on 0,97 mln ha. Metsaregistri ja maaparandussüsteemide registri andmete võrdlemisel tuleb arvestada, et maaparandussüsteemide registris on kuivendatud brutopind, see tähendab ka kraavide ja teede alune pind on sisse arvestatud, samuti võivad selle sees olla väikesed kuivendamist mitte vajavad alad.

Error! Reference source not found. põhjal saab järeldada potentsiaalset erametsade suuremat kuivendusvajadust – kuivendamist vajavates kasvukohatüüpides on erametsas kuivendust tehtud vähem kui riigimetsas - metsaregistris kuivendamist vajavatest kasvukohatüüpides on märkega „kuivendatud“ keskmiselt 20%.

Metsakuivendusest riigimetsas (RMK)

Riigimetsa Majandamise Keskus lähtub liigniiskel mullal paiknevate metsade majandamisel dokumendist „Kuivendussüsteemide majandamise strateegia“ (2011). Selles toodud põhimõtted – uusi metsakuivenduse süsteeme ei ehitata, vaid teostatakse olemasolevate kuivendussüsteemide hooldamist, uuendamist ja rekonstrueerimist, on kehtinud juba aastast 2001.

Korraga, ühe projekti raames rekonstrueeritavad alad on suured (suurim 3000-4000 ha), seetõttu eelneb kuivendussüsteemi rekonstrueerimise projekteerimisele RMK poolt lähteülesande koostamine, mille koosseisu kuulub metsaparanduse keskkonnamõjude analüüs.

RMK hallatavate maaparandussüsteemide (MPS) andmed seisuga 01.07.2018:

- Bilansis MPSe - 500 027 ha, maaparandusehitisi 3111 tk.
- Nendest looduskaitseliste piirangutega aladel, kus suure tõenäosusega reguleerivat võrku enam korras ei hoita – 118 531 ha.
- Praeguseks rekonstrueeritud MPS-ide maht – 154 181 ha.
- Täna sel päeval töölaua ehk kavandamisel, projekteerimisel või ehitamisel olevate MPS-ide pindala – 111 909 ha.
- Veel ootab rekonstrueerimise otsust – 112 922 ha
- Otsustatud, et ei rekonstrueerita 2446 ha.

RMK analüüsib praegu rekonstrueerimata metsakuivendussüsteemide mahtu, võimalik, et osa neist ei rekonstrueerita. Paljud väikseid lahustükke või äärealasid on kuivendamata, neid komplekselt rekonstrueerima ei hakata, tehakse korda vaid üksikud kraavid. RMK maadega piirnevad ka teiste valdajate maad ja osade piirikraavidega tegelevad maaparandusühistud. Osa rekonstrueerimata lahustükke võõrandatakse maade müügi protsessis.

Viimastel aastatel on rekonstrueeritud keskmiselt 20 tuhat ha aastas, arvestades ka edaspidi sellise mahuga on tööd veel kuni viieks aastaks. Praeguse kava järgi tagatakse tulevaste perioodiliste hooldustöödega (olenevalt tingimustest 5-7 aastat) kuivendusvõrgu toimimisvõime. RMK majandusaasta aruannete põhjal koostatud ülevaade investeeringutest metsakuivendussüsteemide rekonstrueerimisse ja hooldustöösse ning selle põhjal akteeritud töömahud on esitatud **Error! Reference source not found.** ja Põllumajandusameti maaparandussüsteemide registris fikseeritud töömahud Tabelis 5 .

Tabel 9. Metsakuivendussüsteemide rekonstrueerimise mahud ja investeeringud RMK hallatavas riigimetsas

Aasta	Uuendamine ja rekonstrueerimine			Hooldustööd ja uuendamine	
	Pindala (ha)	Teed, (km)	Maksumus (mln €)	Maksumus (mln €)	
2012	10000	223	10	5,8	
2013	12000	357	12,3	7,6	
2014	7000	267	16,7	6,85	
2015	23786	495	17,0	6,8	
2016	13255	361	18,1	5,7	
2017	22600	349	18,5	5,6	

Tabel 10. Metsamaa kuivendustööde mahud riigimetsas maaparandussüsteemide registri andmetel 2006-2017.a

Aasta	Ehitamine	Rekonstrueerimine	Uuendamine
2006	0	11 731	0
2007	0	8 791	0
2008	0	9 541	0
2009	0	8 812	377
2010	0	4 079	563
2011	0	10 110	1 535
2012	0	7 202	4 815
2013	0	16 527	469
2014	0	4 529	2 148
2015	0	18 797	4 736
2016	0	11 079	1 720
2017	0	21 685	663
KOKKU	0	132 883	17 026

Uuendatud ja rekonstrueeritud pinna sees on käiku antud objektide pind, suuremahuliste objektide tööde lõpetamine võib nihkuda mitu aastat, siit ka pindala kõikumine.

Metsakuivendusest erametsas

Erametsaomanike arv OÜ For-Info (2015) poolt tehtud uuringu järgi kokku ligikaudu 112,9 tuhat, sellest füüsilised isikud 107,2 tuhat, kelle käes on maakatastri andmetel 65% kogupindalast, juriidilisi isikuid on 5,7 tuhat ja neile kuulub 35% metsamaast.

Enamiku erametsaomanike metsamaa tükid on väikesed, majanduslik olukord ja metsanduse rentaablus ei ole piisav selleks, et investeerida metsakuivendusse ja metsateede ehitusse ning võtta täiendavaid keskkonnakohustusi.

Olulise tähtsusega on ühiseesvoolude nõuetekohase toimimise tagamine, mis on eelduseks kogu maaparandussüsteemi toimimisele. Nii ühiseesvoolu korrastamist kui ka maaparandustööde tegemist reguleeriva võrgu maa-alal on otstarbekas teha ühiselt, maaparandusühistute kaudu. Maaparandusühistute jätkuv arendamine ja ühistegevuse motiveerimine aitab kaasa maaparandushoiutööde tegemisele, mis omakorda parandab maaparandussüsteemide toimimist ja vähendab üleujutusohu.

Selleks, et oleks tagatud kuivendussüsteemide säilimine ja toimimine ning juurdepääs metsamaale, toetatakse maaelu arengukava raames metsamajanduse infrastruktuuri korrastamist - maaparanduslikke tegevusi ning erametsamaale juurdepääsuks teede ja teerajatiste ehitamist ja rekonstrueerimist.

Rahastusperioodid (lõppenud ja jätkuvad) on:

- Periood 2005–2006: Riikliku Arengukava (RAK) meede 3.4 „Integreeritud maaparandus“
- Periood 2007–2013: Maaelu Arengukava (MAK) meede 1.8 „Põllu- ja metsamajanduse infrastruktuur“.
- Periood 2014–2020: Maaelu Arengukava (MAK) meede 4.3 „Põllu- ja metsamajanduse taristu arendamine ja hoid“
 - Alammeede 4.3.2. „Põllu- ja metsamajanduse taristu arendamise ja hoiu investeeringutoetus“

MAK meetmetega on toetatud maatulundusmaal paikneva reguleeriva võrgu, eesvoolu ja sellel olevate rajatiste, keskkonnakaitserajatiste, kuivendussüsteemi teenindava tee või juurdepääsutee ja muude rajatiste rajamist, rekonstrueerimist või uuendamist. Rahastuskeemiga eelistatakse taotlejate koondumist maaparandusühistusse või metsaühistutesse (toetatav tegevus peab vastama tema põhikirjalisele eesmärgile). Selleks on ühelt poolt toetuse maht ühistutele suurem - meetme 4.3 (periood 2014-2020) 2015.a eelarve ettevõtjate jaoks planeeriti 1,8 mln €, MTÜ-dele 4,2 mln €. Teiseks: taotlusi hinnatakse hindamiskriteeriumite alusel. Mittetulundusühingu sihtgrupi ja ettevõtja sihtgrupi kohta koostatakse erinevad hindamiskriteeriumid ja hindamistulemuste alusel ka eraldi taotluste paremusjärjestused. Meetme 1.8 korral on toetuse määr juurdepääsuteele ühe omaniku puhul 40%, ühistu puhul 75%, meetmel 4.3 on ettevõtjate puhul üheks hindamiskriteeriumiks omaosaluse suurus.

Meetme 1.8 kogueelarve oli 55,7 mln €, metsakuivendusega seotud maht kokku 13,3 miljonit €. Meetme 4.2 eelarve on 43,6 mln €.

Tabelis 6 on esitatud metsakuivenduse pindalad ja eraldatud toetuse summad taotlusvooru aastate kaupa (Märkus: Tabelis 6 puuduvad aastatel 2005-2006 RAK meetme 3.4 toetuses andmed).

Tabel 6. Erametsa kuivendustöödeks määratud Euroopa Liidu toetussummad 2007-2017.a

Taotlusvooru aasta	Toetuse saajate metsakuivenduse pindala (ha)	Määratud toetuse kogusumma (€)
2007	2299	2 870 041
2008	1649	1 480 268
2009	2851	2 193 760
2010	2083	1 727 758
2011	3849	2 994 232
2012	2364	2 187 980
2013	0	0
2014	0	0
2015	1662	1 621 745
2016	1414	1 697 459
2017	1514	1 301 491
KOKKU	19685	18 074 734

Aastatel 2006-2017 erametsa kuivendussüsteemide ehitamise, rekonstrueerimise ja uuendustööde mahud on esitatud **Error! Reference source not found..**

Tabel 7. Erametsade metsamaa kuivendustööde mahud 2006-2017.a

Aasta	Erametsa kuivendus (ha)		
	Ehitamine	Rekonstrueerimine	Uuendamine
2006	206	253	28
2007	0	1 831	0
2008	79	2 362	0
2009	38	1 329	75
2010	0	984	2 150
2011	0	1 959	0
2012	20	2 378	0
2013	72	2 841	936
2014	0	3 584	12
2015	0	1 223	0
2016	0	303	0
2017	0	425	0
KOKKU	415	19 472	3 201

Erametsakeskuse metsamaaparandustööde toetus on mõeldud olemasoleva maaparandussüsteemi uuendamiseks. Metsamaaparandustööde toetuse andmise eesmärk on metsamaa veerežiimi ja metsamaale juurdepääsu tingimuste ning metsa majandusliku

kasutamise parandamine. Metsamaaparandustööde toetust võib taotleda metsaihistu ja erametsaomanik. Toetatav tegevus on: 1) maaparandussüsteemi uuendustööde kava koostamine; 2) kuivenduskraavil ja eesvoolul sette eemaldamine; 3) truubi uuendamine; 4) metsamaale kuni 25 meetri pikkuse ja keskmiselt 50 cm sügavuse voolunõva rajamine, millega juhitakse punktis 2 nimetatud veejuhtmelt sette eemaldamisel tekkinud mullavalli taha sulglohku kogunenud vesi kuivenduskraavi või eesvoolu; 5) tööde vastuvõtmise akti koostamine.

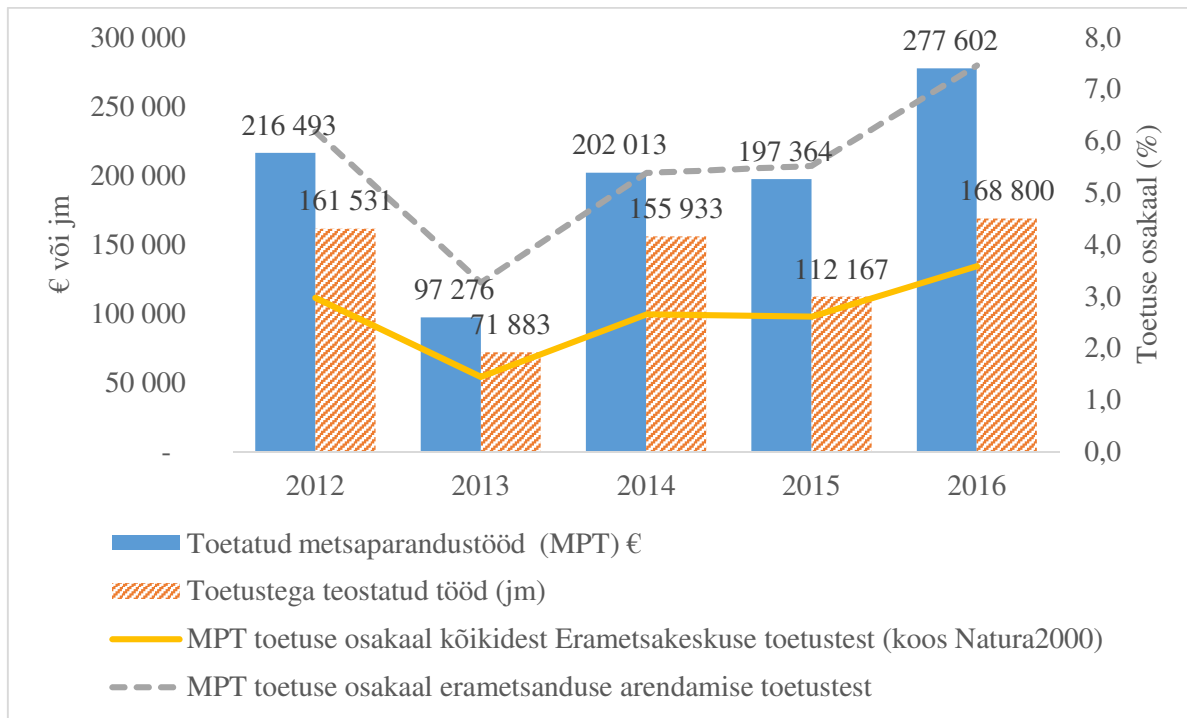
Perioodil 2012-2016 SA Erametsakeskuse (2018) toetuste summast moodustas metsamaaparandustööde toetus keskmiselt 2,7 % (**Error! Reference source not found.**). Kui võtta arvesse ainult erametsanduse tegevustoetusi (ilma Natura2000 toetuseta), siis moodustas metsaparandustööde toetus kõikidest toetustest keskmiselt 5,7%. Metsamaaparandustööde toetus on keskmiselt olnud 1,4 € uuendatud eesvoolude ja kuivenduskraavide ja rajatud voolunõvade jooksva meetri kohta. Selle ajavahemiku jooksul on uuendatud kokku 670 km eesvoole, kuivenduskraave ja voolunõvasid ning erineva suurusega truupe.

2016. aasta metsamaaparandustööde toetuse eelarve 300 000 € ehk sama mis 2015. aastal. 2016. aastal eraldati metsamaaparanduseks 277 602 eurot ehk 7,46% erametsanduse arendamise toetuste kogumahust.

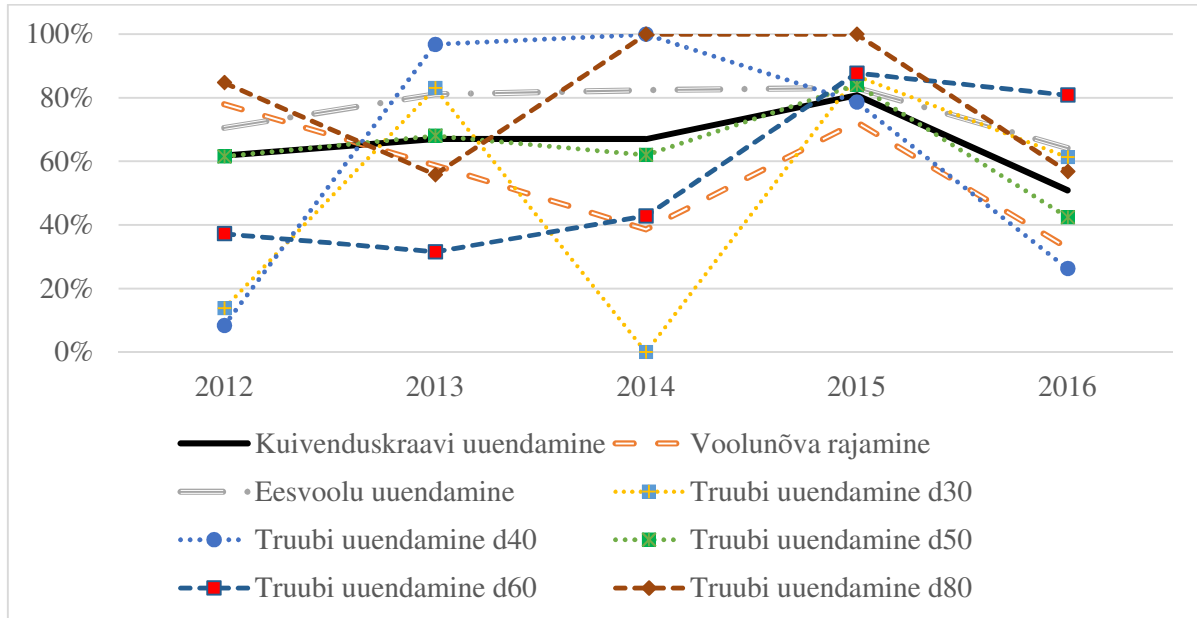
Toetuse määr on kuni 10 000 € ühe erametsaomaniku kohta, kuid mitte rohkem kui:

- 1) 10% maaparandussüsteemi uuendustöödeks taotletava toetuse mahust, kuid mitte rohkem kui 300 € maaparandussüsteemi uuendustööde kava kohta;
- 2) 1,5 € uuendatava kuivenduskraavi või eesvoolu jooksva meetri kohta;
- 3) 1,5 € rajatava voolunõva jooksva meetri kohta;
- 4) 35 € asendatava 30 cm läbimõõduga truubi jooksva meetri kohta;
- 5) 50 € asendatava 40 cm läbimõõduga truubi jooksva meetri kohta;
- 6) 65 € asendatava 50 cm läbimõõduga truubi jooksva meetri kohta;
- 7) 85 € asendatava 60 cm läbimõõduga truubi jooksva meetri kohta;
- 8) 145 € asendatava 80 cm läbimõõduga truubi jooksva meetri kohta;
- 9) 245 € asendatava 100 cm läbimõõduga truubi jooksva meetri kohta;
- 10) 100 € tööde vastuvõtmise akti koostamise kuludest.

Ajavahemikul 2012–2016 metsaparandustööde toetuste taotlustes kavandatud tööde kogumahust on kõige rohkem teostatud eesvoolude uuendamist (76 % toetatud kavandatud toetustest), kuivenduskraavide uuendusi on teostatud 66% ja voolunõvade rajamisi 56% võrreldes taotlustega (**Error! Reference source not found.**). Erinevate suurustega trupide ehitamise või rekonstrueerimise toetuste osakaal on vahemikus 28% kuni 80%.



Joonis 26. SA Erametsakeskuse poolt toetatud maaparandussüsteemide hoolduse maksumused, kraavide uuendamise tööde mahud ja toetuste osakaal SA Erametsakeskuse toetuste kogumahust.



Joonis 27. SA Erametsakeskus metsamaaparandustööde toetatud tegevuste osakaal taotletud kogustest.

Maaparandushoid ja rekonstrueerimine

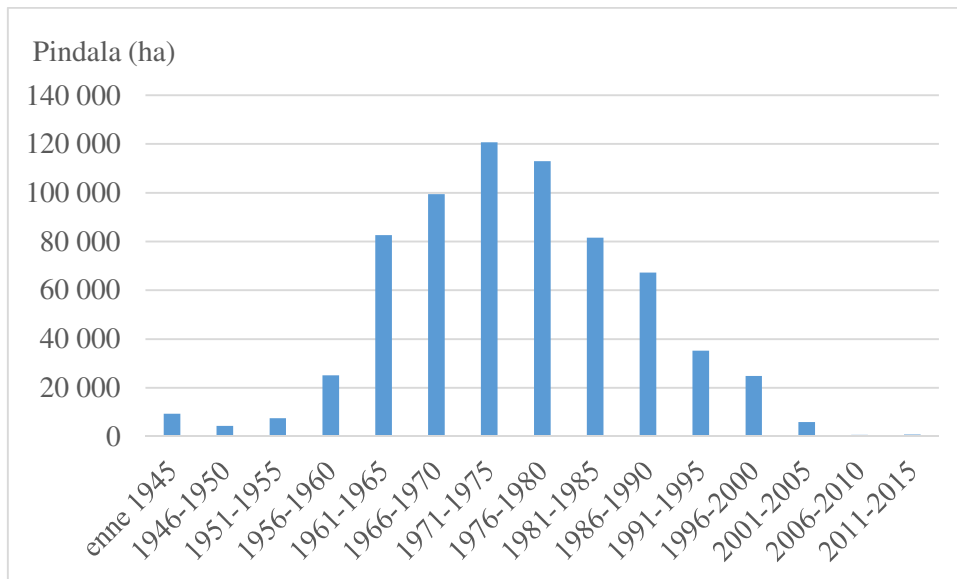
Maaparandushoiu vajadus

Metsakuivendussüsteemid on rajatud valdavalt turvastunud või turvasmuldadesse, kus kuivendusega kaasneb turba tihenemine, kulumine so turbakihi lagunemine. Seetõttu jäävad kraavid madalamaks. Kui kraavi põhi on turbas, siis kraavi nõlvad deformeeruvad ja põhi mudastub. Lisaks mõjutavad metsakuivenduse vajadust Eesti metsades ka koprad. Kraavid vajavad seetõttu perioodiliselt hoiutöid või nende puudumisel rekonstrueerimist.

Kraavid deformeeruvad aja jooksul. Deformatsioonikiirust ja seisundi muutust peale ehitustöid on Eestis uuritud 70ndate aastate keskel Eesti Metsainstituudis. Asutuse likvideerimise ja selle osade mitmekordsete liitmiste tõttu ei olnud asjakohased aruanded ülevaate koostajatele kahjuks kättesaadavad. Põllumajandusmaal loeti eesvoolude korrapärase hoolduse korral tööeks kapitaalremondini (praeguses mõistes uuendus) keskmiselt 15 aastat. Kirjanduses (Порошин, 2012) märgitakse metsakuivenduse puhul remondivajaduse suurt varieeruvust (10-30 aastat) sõltuvalt pinnasetingimustest. Samas pakutakse olemasolevate kraavide ülekaevamise asemel kuivendusvõrgu täiendamist uute kraavidega olemasolevate vahele. Mitmetes maades on metsakuivendusvõrgu rekonstrueerimine seotud lageraietega – rajatakse madal (0,4-0,6 m sügavune) ja tihe (20-60 m) kraavivõrg (Порошин, 2012).

V. Hainla (1957) töös käsitletakse männipuistute kasvu ja tootlikkusega seotud küsimusi mitmesuguse kuivendusintensiivsusega aladel ning selgitatakse männipuistutele optimaalset kuivendusastet. Selgus, et siirdesoode kuivendamisega kaasnevale kasvukohatingimuste paranemisele reageerib mänd intensiivsema juurdekasvuga. Et kasvukohatingimused ja puude juurdekasv püsiksid stabiilsena, tuleks umbes 10-15 aastat pärast kraavide kaevamist läbi viia nende kapitaalremont, et vältida kraavide ummistumisest tingitud puude juurdekasvu langust (**Error! Reference source not found.**).

Üheks seisundi hindamiskriteeriumiks võib olla ehitiste vanus. **Error! Reference source not found.** on esitatud maaparandussüsteemide vanuseline jaotus registris olevate kaardikihi kuivendussüsteemide ja Eesti topograafia andmekogu kihi „mets, põõsastik“ päringu alusel (pea märkima, et registrites on vead ja erinevad andmebaasid annavad lahkuminevaid tulemusi – pärast 90ndaid pole uusehitusi olnud). Enamus metsakuivendussüsteeme on rajatud aastatel 1960-1990, seega on need 30-50 aastat vanad. Riigimetsas on hoiu- ja rekonstrueerimistöid tehtud, erametsamaal aga alles viimastel aastatel ja väikeses mahus. Arvestades rajatiste vanust on vajadus uuendamise ja rekonstrueerimistööde järele, erametsad vajavad ka uusehitusi. RMK on viimasel kolmel aastal uuendanud/rekonstrueerinud keskmiselt 20 tuhat ha kuivendussüsteeme ja 400 km metsateid aastas (investeeringud koos hooldustöödega kokku keskmiselt 24 mln € aastas). Teiste valdajate käes oleval metsamaal on viimase kümnendi jooksul ehitustööde maht olnud pinna osas 6,5 korda väiksem kui RMK-l. Toetuste abil on investeeritud 10 aasta jooksul kokku 19 mln €.



Joonis 28. Eesti metsakuivendusobjektide vanuseline jaotus Maaparandussüsteemide registris

Maaparandushoid maaparandusseaduse tähenduses on maaparandussüsteemi ja selle maa-ala ning nendega seotud keskkonnakaitserajatiste hooldamine ja uuendamine. Maaparandushoiutööd on omanikule kohustuslikud. Maaparandusseaduse §45, lg 2: maaparandussüsteemi omanik või isik, kes õigussuhte alusel kasutab maaparandussüsteemi oma valduses oleval kinnisasjal, peab maaparandussüsteemi ja selle maa-ala kasutamisel tegema vajalikke maaparandushoiutöid, et maaparandussüsteem selle kasutamise kestel vastaks käesoleva seaduse § 4 lõigetes 1 ja 2 esitatud nõuetele (reguleeriv võrk peab tagama maaviljeluseks sobiva mullaveerežiimi ja minimeerima hajukoormuse leviku ohu). Eesvool peab tagama liigvee äravoolu kuivendusvõrgust või vee juurdevoolu niisutusvõrku ning olema võimalikult suure isepuhastusvõimega). Maaparandussüsteemi hooldamine on ka taimestiku ja voolutakistuste eemaldamine kraavi voolusängist. Maaparandussüsteemi uuendamine on selle iganenud või lagununud osade uutega asendamine või täiendamine, kraavide taastamine esialgsel kujul ja maaparandussüsteemi osade täiendamine maaparandussüsteemi üldparameetreid oluliselt muutmata. Kuna maaparandushoid on kohustuslik tegevus, siis selleks luba ei taotleta. Seetõttu pole ka maaparandussüsteemide registris hooldustööde kohta infot. Maaomanike poolt omal kulul tehtud süsteemide hoiutööde kulude ja mahtude kohta arvestust ei peeta.

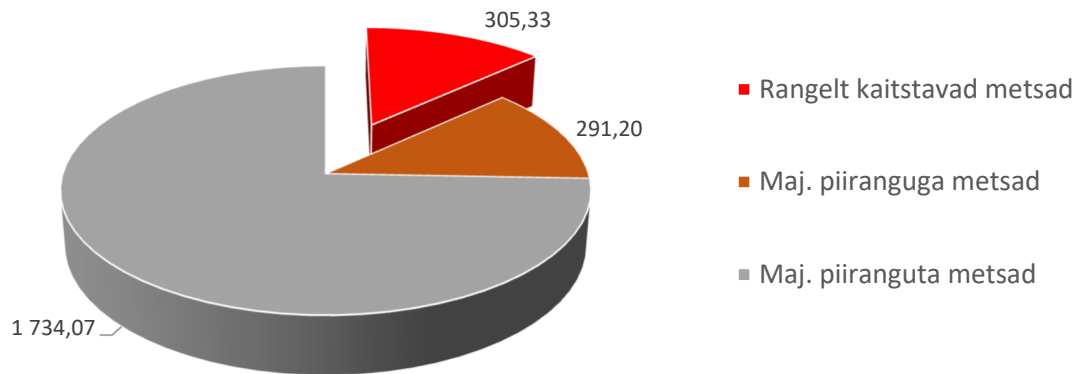
Ehitamine on uue rajatise rajamine või olemasoleva rekonstrueerimine. Maaparandussüsteem ehitatakse maaparandussüsteemi ehitusloa alusel, järgides maaparandussüsteemi ehitusprojekti ja maaparandussüsteemi ehitamise tehnilisi nõudeid.

Kuivenduse keskkonnamõju

Looduskaitseaduse alusel on majandustegevusele sh ka kuivendustöödele rida piiranguid. Loodusreservaadis on keelatud inimtegevus, sihtkaitsevööndis majandustegevus, kuid olenevalt kaitseala eesmärgist võib kaitse-eeskirjaga lubada olemasolevate maaparandussüsteemide hoiutöid ja veerežiimi taastamist, piiranguvööndis on keelatud uue

maaparandussüsteemi rajamine ning veekogude veetaseme ja kaldajoone muutmine ning uute veekogude rajamine.

Metsamaa pindala jaotus kaitsereežiimi järgi on esitatud **Error! Reference source not found..**



Joonis 29. Metsamaa pindala kaitsereežiimi järgi

Metsakuivendussüsteemi ehitusega suurel pinnal kaasneb oluline keskkonnamõju. Eestis ei ole tehtud ulatuslikke ja pikaajalisi uuringuid kuivendustööde ja sellega kaasnevate raietega taimetoitainete väljakandumise kohta. Osaliselt on meie oludesse üle kantavad Soomes tehtud uurimistööd (Ahtainen, 1990). Süsteemne ülevaade metsakuivenduse keskkonnamõjudest nii kirjanduse kui ka Eestis tehtud tööde põhjal on antud M. Kaiseli ja K. Kohvi poolt koostatud töös (Kaisel, Kohv 2009).

Mitmes Riigimetsa Majandamise Keskus teadusuuringute programmist rahastatud uuringus on käsitletud metsakuivenduse mõju ümbritsevale keskkonnale, metsakuivenduse mõju potentsiaalselt ohustatud elustikule; Muudetud veerežiimiga metsade süsiniku ja lämmastikuringe; Metsise elupaigakvaliteeti määravate tegurite kompleksuuring. Tartu Ülikooli loodusressursside õppetooli teadlased (A. Lõhmuse töörühm) on selles valdkonnas avaldanud rea asjakohaseid artikleid ning koostanud ja kaitsnud doktoritöö (Remm, 2015).

On leitud, et metsakuivenduse tagajärjel tekkinud kraavivõrgustik pakub küll toitumis- ja elupaiku uuritud musttoonekurgedele, kaladele ja kahepaiksetele, kuid looduslike veekogutüüpidega võrreldes on see halvema kvaliteediga ning lisaks vähendab kraavivõrgustik ka looduslike veekogude kvaliteeti. Rekonstrueerimise käigus tuleks suurendada inimtekkelistes vooluveekogudes voolu kiiruse varieeruvust ja luua tiike ning settebasseine, mis vähendavad kiire kuivamise mõju elustikule.

Projekteerimise praktikas on ülal nimetatud mõjude leevendamiseks abinõusid ette nähtud, samuti kavandatakse üle vaadata Riigimetsa Majandamise Keskuse metsade kuivendusstrateegia ning on käimas ka kaitsealadel kuivendatud metsades ja jääksoodes endise veerežiimi taastamise programm.

Maaparandussüsteemi projekteerimisnormis on alates 2007. a esitatud nõuded keskkonnakaitserajatiste projekteerimiseks – eesvooludele, mis suubuvad üle 10 km² suuruse valgalaga vooluveekogusse või järve, tuleb kavandada hajureostuse leviku ja erosiooniohu korral settebassein või puhastuslodu. Eesvoolu ökoloogilise potentsiaali parandamiseks tuleb projekteerida vajadusel põhjapais/põhjakünnis, tehispõrkeveer, avada loodusliku sängi soodid ning lõheliste olemasolul koelmupadjandid, vähkidele tehiselupaigad. Metsapõlengust tingitud keskkonnakahjude vähendamiseks projekteeritakse veevõtuks tuletõrjetiigid.

Maaparandussüsteemide registrisse kantud rajatiste arv seisuga 2017. aasta algus on esitatud tabelis 8. (Märkus: osa settebasseine paikneb põllumajandusmaal).

Tabel 8. Maaparandussüsteemide registris olevad keskkonnakaitserajatised

Maakond	Settebassein [tk]	Tuletõrjetiik [tk]	Eesvoolu tehispõrkeveer [tk]	Puhastuslodu [tk]
Harjumaa	53	33	1	0
Hiiumaa	21	9	2	0
Ida-Virumaa	31	55	0	0
Järvamaa	159	18	0	2
Jõgevamaa	77	14	0	0
Läänemaa	37	13	0	0
Lääne-Virumaa	23	7	0	0
Pärnumaa	241	50	11	0
Põlvamaa	20	7	0	0
Raplamaa	122	44	0	0
Saaremaa	12	4	0	0
Tartumaa	91	34	2	2
Valgamaa	114	16	0	0
Viljandimaa	135	30	0	1
Võrumaa	35	16	0	0
Kokku	1171	350	16	5

Settebasseinide projekteerimise valmisid RMK tellimusel 2009. a lõpul soovitud metsakuivendussüsteemide settebasseinide kavandamisekskohta metsamaal. Pilootprojekt teostati Jõgevamaa metskonna Võtikevere metsaparandusobjektil.

Settebasseinid ja tuletõrjetiigid on peale oma otsese funktsiooni ka elupaigad kahepaiksetele ja toitumiskohad veelindudele.



Joonis 30. Tuletõrjeteik metsakuivendusobjektil



Joonis 8. Settebasseinid RMK Võtikvere metsakuivendussüsteemil

Looduskaitse arengukava tegevusplaanis on kavandatud tegevused rikitud ökosüsteemide korrastamiseks, sh jääksoode taastamine. Looduskaitse arengukava kohaselt tuleb aastaks 2020 taastada vähemalt 10 000 ha madal- ja siirdesooelupaiku ning rabade servaalasi. See tähendab kuivendussüsteemide likvideerimist/ümberehitamist, et taastada rikitud soodest kõige prioriteetsematel looduslähedane veerežiim (Kaitstavate ..., 2015).

Uuringute vajadus, probleemid

Arvestades Eesti kliima ja mullastikutingimusi on majandatavates metsades tootlikkuse tagamiseks vajalik rajatud kuivendus- ja teedevõrgu hea seisundi säilitamine. Arvestades erametsaomanike suurt arvu ning nende vähest investeringuvõimekust, on vajalik uuendus- ja rekonstrueerimistoetuste süsteemi säilitamine ning toetada metsamaal tegutsevate maaparandusühistute loomist ja metsaühistute metsamaaparandustööde initsiatiivi.

Olemasolevad projekteerimis- ja ehitusnormid on keskendunud uusehitusele. Piiratud ressursside tingimustes on vajalik aluseks võtta majanduslikult optimaalsed lahendused. Vajalik on nüüdisajastada Eesti kliimauludele vastav kuivendusrajatiste (eesvoolu ristlõiked, settebasseinide mõõtmed, truupide mõõtmed) projekteerimise arvutusmetoodika.

Maaparandusrajatiste hüdroloogiliste alustega tegeleti 1960ndatel aastatel, aluseks võeti lühikese perioodi ilmastiku andmed (kuni 1950. aastani). Kogu riiki hõlmav hüdroloogiateenistus loodi alles 1920ndate aastate keskel, seega tuginevad arvutused lühikese ajaperioodi andmetele, ilmastik ja äravoolurežiim on muutunud – on ehitatud ligikaudu 100 tuhat km kraavivõrku, 600 tuhat ha põllumaadet drenaažkuivendust. Eelnevast tuleneb vajadus normatiivdokumentide nüüdisajastamise järele – hüdroloogiliste arvutuste normide täiendamine.

Tegevuste planeerimiseks riiklikul tasandil on vajalik metsakuivendussüsteemide seisundi perioodiline seire.

Olemasolevaid norme on tarvis täiendada keskkonnamõju leevendavate meetmete uuringute tulemustega. Maaomanikke tuleb teavitada maaparandushoiu tööde keskkonnasäästlikest hooldusvõtetest.

Viidatud kirjandus

- Ahtainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja Ympäristöhallinnon julkaisu – Sarja A. n.45. Helsinki, 122.s.
- Eesti tuleviku kliimastenaariumid aastani 2100. Keskkonnaagentuur, Tallinn 2015. 35 lk.
- Erametsakeskus 2018. Kokkuvõte aastail 2007 – 2016 makstud erametsanduse arendamise toetustest ja kaasnenud majandusmõjust. SA Erametsakeskus. Rapla, 2018. 36 lk.
- ForInfo 2015. Eesti erametsaomandi struktuur ja kasutamine 2015. aastal. Keskkonnaministeerium. Tartu, 2015. 67 lk.
- Hainla, V. 1957. Siirdesoo männikute kuivendamise tulemustest Eestis. – Metsanduslikud uurimused I. Tartu, lk. 5–78
- Jaagus, J. 2006. Climatic changes in Estonia during the second half of the 20th century in relationship with changes in large-scale atmospheric circulation. Theoretical and Applied Climatology. 83: p.77-88.
- Kaisel, M., Kohv, K. Metsakuivenduse keskkonnamõju. Ülevaade. Tartu, 2009. 39 lk.
- Kaitstavate soode tegevuskava. 2015.
[https://www.envir.ee/sites/default/files/soode_tegevuskava.pdf]
- Kuivendussüsteemide majandamise strateegia. Riigimetsa Majandamise Keskus. Tallinn, 2011
- Looduskaitse arengukava aastani 2020. Keskkonnaministeerium. Tallinn, 2012. 48 lk.
- Remm, L. 2015. **Impacts of forest drainage on biodiversity and habitat quality: implications for sustainable management and conservation.** PhD thesis. University of Tartu, Tartu, 2015.
- Порошин, А. А. Использование мониторинга гидромелиоративных систем для обоснования ремонта и дополнения осушительной сети. Диссертация на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Санкт-Петербург, 2002. 142.с.

IV 4. Metsamajanduse tulu ja kulude ülevaade

Paavo Kaimre (Eesti Maaülikool)

Sissejuhatus

Metsamajanduse tulu suurus on märkimisväärne näitaja, sest sellest sõltub metsaomanike huvi metsamajandusega tegeleda ning riigi kui metsaomaniku võimalus metsamajandust arendada. 2014. aastal avaldatud uurimuses (Põllumäe jt, 2014) Eesti metsaomanike metsa majandamise motiivide kohta selgus, et kui kõigi vastanute seas oli motiivide kompleksina esikohal puidu kasutamine enda tarbeks, siis eraldiseisva üksiku motiivina pidas kõige enam (36%) vastanutest olulisimaks tulu saamist.

Aruandes „*State of Europe's Forest*“ (2015) kirjutatakse: „metsamajanduse netotulu on oluline metsade majandamise majandusliku jätkusuutlikkuse indikaator. Metsamajandusettevõtete netotulu sisaldab kõiki metsaomaniku tulusid, sh subsiidiume, maha on arvatud maksud. Rahvamajanduse seisukohast tähendab metsamajanduse netotulu suurendamine panustamist majanduskasvu ja metsade majandusliku jätkusuutlikkuse tagamisse“.

Metsamajanduse kasumlikkus loob eelduse pikaajaliste kulude rahastamiseks, millest tulu saadakse alles aastakümnete pärast. Puude kasvamise ja puistu raieküpsesse ikka jõudmise ülipikk periood on teatavasti metsamajanduse kui majandustegevuse üks olulisemaid erisusi võrreldes teiste tegevusaladega.

Metsatulu rahastatakse enamik metsadega seotud tegevusi, lisaks metsakasvatustlikele töödele ka nt rekreatsiooniks vajaliku infrastruktuuri rajamist ja korrashoidu, metsahoidu, pärandkultuuri objektide säilitamist. Loomulikult on metsaomanikul võimalik valida, kuidas ja milleks ta saadud metsatulu kasutab. Valikut mõjutab ka see, kuidas on metsamajandus integreeritud teiste tegevustega. 1980ndatel aastatel Soomes tehtud uuring näitas nt seda, et erametsaomanikud kasutasid puidutulu põllumajanduslike investeeringute rahastamiseks. Kui põllumajandustoodete hinnad tõusid ja tekkis soov investeerida, suurendas see puidu pakkumist (Vehkamäki, 1990).

Metsa majandamise tasuvust saab hinnata mitmel erineval viisil. Võib analüüsida investeeringute tasuvust, milleks kasutatakse erinevaid kriteeriume nagu nt puhasnüüdiseväärtus, sisemine tasuvuslavi, tasuvusaeg. Hinnata saab metsamaa pikaajalist tootlust ja puhastulu eurot/ha*a⁻¹. Tulusust saab arvutada üksiku puistu, metsaomandi või riigi kõigi metsade kohta. Eestis on Erametsakeskuse eestvõttel hinnatud erametsade majandamise kasumlikkust kattetulu analüüsi abil (EMÜ, 2011; 2014; Finantsmaailm, 2016). Puistute ja metsa kasvukohatüüpide tulususe kohta on viimastel aastakümnetel avaldatud Eestis mõned üksikud teadusartiklid (Vahter ja Kaimre, 2005; Korjus jt, 2011)

Käesolevas ülevaates on vaatluse all metsamajanduse tegelikud ja mõnel juhul ka potentsiaalsed rahavood. Samuti antakse ülevaade metsa majandamise baasil loodavast

lisandväärtusest ja majandustegevusega seotud maksutulust. Vaadeldakse ainult metsamajandust, metsanduse teisi allharusid, nt puidutöötlemist ja paberitööstust ei analüüsita. Rahvamajanduse arvepidamises peetakse metsanduse (ingl *forest sector*) kohta arvestust järgmiste tegevusalade kaupa: 1. Metsamajandus ja metsavarumine (EMTAK kood: 02) 2. Puidutöötlemine ning puittoodete tootmine (EMTAK: 16) 3. Paberi ja pabertoodete tootmine (EMTAK: 17). *Forest Europe* jätkusuutliku metsanduse kriteeriumide ja indikaatorite arvestamisel on vastavate tegevusalade ingliskeelsed nimetused järgmised: 1. *Forestry (Forestry, logging and related service activities)*; 2. *Manufacture of wood and wood products*. 3. *Manufacture of pulp, paper and paper products*.

Statistikaameti andmete kasutamisel on metsamajandusega seotud metsavarumine, puidutöötlemise ja puittoodete tootmise juures on tegemist mehaanilise puidutöötlemisega, paberi- ja pabertoodete tootmine kätkeb endas puidu keemilist töötlemist.

Metsamajanduse tulu

Metsamajanduse tulu saadakse ennekõike puidu müügist. Metsad ja metsade majandamine pakub puidu kõrval ka mitmeid mittepuidulisi hüvesid, millest mõnel, nt seentel, marjadel, kasemahlal on ka turuhind. Mittepuiduliste hüviste müügitulu on aga Eestis on väga raske hinnata, sest usaldusväärsed andmed puuduvad. Statistikaamet selliseid andmeid ei avalda, vaid väliskaubandusnäitajaid sisaldavad andmeid metsa kõrvalsaaduste ekspordi ja impordi kohta.

Meie metsad pakuvad suures mahus hüviseid või loovad võimalusi teenuste (nt puhkemajandus, linnuvaatlused, jahiturism jms) pakkumiseks, kuid mittepuiduliste hüvistega seotud käive on suhteliselt väike ning teave selle kohta napp. Suur osa seentest ja marjadest kasutatakse kodumajapidamistes, ostu-müügitehinguid ei tehta ning tulu ei teki. Eesti kultuuriruumis juurdunud igapäevase võimaldab metsa hüvesid kasutada nii, et maaomanikule tasu ei maksta ja ega tavaliselt viimased ootagi seda. Mõnes teises kultuuri- ja komberuumis on olukord teistsugune. Metsa kõrvalkasutuse kohta tehtud uurimistöödes on hinnatud korjatavate seente ja marjade kogust (Paal, 1999; Kaimre, 2000) ning antud ülevaade ekspordist ja impordist (Ruber, 2001; Ausing, 2007; Rim, 2015).

1990ndatel aastatel, mil puidukasutuse maht oli siirdemajanduse raskuste ning omandireformi mõju tõttu küllatki madal, hinnati metsamarjadest ja seentest saadava tulu osakaaluks 13–15% kogu metsamajandusest saadavast tulust (Paal, 1999). 1994. aasta hinnang tugines AS EMOR pereelarvete uuringule, mille kohaselt seente ja marjade turuhind oli 67,2 mln krooni. Käesoleva ülevaate autor kasutas 1994. aasta puidutulu hindamiseks Metsamajanduse Ökonoomika- ja Infokeskuse 1995. aastal avaldatud kasvava metsa keskmise tihumeetri hinna ja raiemahu andmeid, mille kohaselt kännuraha oli ca 842 mln krooni ning seente ja marjade osa metsamajanduse tulust 7,4%. Praegu on puidukasutuse maht toonasest märkimisväärselt suurem ning seente ja marjade müügiks korjamine on vähenenud, mis vähendab kõrvalkasutuse tulu osakaalu.

Meile geograafiliselt lähedastest sarnase kultuuriruumiga riikidest on metsa kõrvalkasutuse tulu kohta kogutud andmeid Soomes. 2001. avaldatud uurimuse kohaselt (Uotila 2001) said Lõuna-Soome metsaomanikud puidu müügist 94% oma metsamajandustulust. *Suomen Metsänhoitoydistys* 2013. a andmetel oli metsa kõrvalkasutuse (seened, marjad, samblikud,

ulukid) rahaline väärtus 92 mln eurot ehk 4% ning puidu ja puiduhakke turuväärtus 1221 mln ehk 96% tulust.

RMK 2017. aasta eelarves moodustas külastuskorraldusest ja metsanduse muudest teenustest kavandatud tulu ca 0,5% puidu müügist saadud tulust. Seega saadakse metsamajanduse tulu ennekõike puidu müügist, hinnanguliselt moodustab see kogutulust isegi üle 95%.

Metsade majandamisega seotud rahavood

Kattetulu arvutustes on antud hinnang Eesti erametsadest saadavat kogutulu suurusele ja arvutatud see ka erametsa ühe hektari kohta. Kattetulu arvutamisel lahutatakse müügitulust muutuvkulud, lisatakse metsa majandamiseks saadud toetused ning tulemus jagatakse metsamaa pindalaga, saades niimoodi kattetulu või äritulu 1 ha kohta. Kuna tavaliselt tehakse kattetulu arvutus pindalaühiku kohta, on erametsade agregeeritud andmete korral korrektsem kasutada äritulu ja puhastulu mõistet.

Viimase kolme aasta kohta kattetulu arvutusi ei ole tehtud, aastatel 2012..2014 jäi see erametsades vahemikku 107...133 mln eurot.

Kattetulu on müügitulu ja muutuvkulude (sh maamaks) vahe. Seega näitab kattetulu, kas metsa majandamisest tekkiv rahavoog on positiivne.

Tabel 1. Kattetulu kujunemine aastatel 2012-2014, summad eurodes

	2012	2013	2014
Metsamaterjali müügitulu	259 794 000	231 489 728	277 441 591
– Ülestöötamiskulu ja transport			
= Kännuraha	148 554 000	116 177 365	141 077 780
– metsauuendamiskulud	3 289 000	3 338 058	3 404 158
– metsa hooldamise kulud	4 207 000	3 951 755	4 030 008
– muud kulud	786 000	575 721	438 345
– maamaks	5 084 000	5 050 431	5 050 431
+ riiklikud toetused	3 737 000	3 796 005	4 740 949
= Kattetulu	131 451 000	107 057 406	132 895 788

Allikas: Finantsmaailm OÜ, 2016

Riigimetsade majandaja RMK kohta on teada täpsed andmed, mis esitatakse majandusaasta aruannetes. 2017. aasta majandusaasta aruandest selgub, et puidu müügist saadi 2017. aastal 164,8 mln (2016.a 166,5 mln) tulu.

Omanikule (riigile) maksti dividende 22,5 mln eurot, koos dividendidega sai riik ka 5,6 mln eurot tulumaksu. Seega on riigile kui metsaomanikule metsade majandamine kasumlik tegevus, võimalik on ka omanikutulu välja võtta.

Teave metsamajanduslike tööde mahu kohta erametsades on paraku vähene ja juhuslik. Seepärast on keeruline anda hinnangut ka kulude ja rahavoogude kohta, neid saab tuletada kaudselt mõne teise näitaja, nt raiemahu ja makstud toetuste abil. Riigimetsas kasutatakse võrreldes erametsaga suhteliselt suuremat osa tuludest metsakasvatustlike tegevusteks, et tagada metsa hüvede pikaajaline pakkumine. Rahavoogude hinnang on esitatud tabelis 2.

Tabel 2. Rahavood RMK ja teiste valdajate metsades RMK 2017. aastal

	RMK		Teised valdajad	
	Summa, mln eurot	Osakaal puidutulust, %	Summa, mln eurot	Osakaal puidutulust, %
Kännuraha	102,8		115	
Metsakasvatustööd	14,8	14,4	8,6	7,5
Maamaks	4,7	4,6	5,1	4,4
Dividendid	22,5			
Dividendide tulumaks	5,6			
Infrastruktuuri hooldamine	5,6	5,4		
Infrastruktuuri investeeringud	18,5	18,0		
Halduskulud (admin)	5,5	5,3		
Palgakulu	26,7	25,9		
Looduskaitse	1,8	1,8		
Riiklikud toetused			3,7	3,2

Märkus: RMK kohta andmed aastaaruandest, teiste valdajate kohta raiemahust tuletatud hinnangulised näitajad

Rahavoogude ülevaates puuduvad praegu andmed eraomanike poolt tehtavate infrastruktuurikulude kohta. Hooldamist ja rekonstrueerimist vajavad nii keskmiselt 40-50 aastat tagasi rajatud metsakuivendussüsteemid kui metsateed. 2014. aastal tehtud uuringus (Linkfor, 2014) hinnati kuivenduskraavide rekonstrueerimisvajadust Eesti erametsades 455 mln eurole ning teede investeerimisvajadust 317 mln eurole. Arvestades rekonstrueerimise tsükliks 25-30 aastat, on ligikaudne investeeringuvajadus erametsade infrastruktuuri korrashoiuks 25-30 mln eurot aastas.

Eesti metsanduse arengukavas aastani 2020 seati metsauuendamise sihttasemeks erametsades 40% uuendusraiate pindalast. Eesti metsanduse arengukava aastani 2020 täitmise aruande 2011-2016 (Keskkonnaministeerium, 2017) kohaselt uuendati 2016. aastal 28% uuendusraiate pindalast. Vajak võrreldes sihttasemega on ligikaudu 2400...2500 hektarit aastas. Veelgi suurem erinevus on riigimetsade ja erametsade vahel metsakultuuride hooldamises. Sellele teemale juhiti tähelepanu ka metsanduse arengukava aastani 2030 algatamise töörühmas. Võttes aluseks RMK tegelikud töödemaht ja arvestades proportsiooni omavahel tihedalt seotud näitajate: lageraiate pindala, metsakultiveerimise maht, metsakultuuride hooldamise maht ning valgustusraie maht, on võimalik hinnata ka metsakultuurie hooldamise ning valgustusraie

(noorendike hooldamise) vajadust teiste valdajate metsades. Hinnanguliselt oleks metsakasvatustlikust seisukohast tarvis erametsades teha senisest oluliselt enam metsakultuuride hooldamist (ca 15000-16000 ha aastas) ja valgustusraiet ca 5000 ha aastas. Saadud hinnang on lähedane Keskkonnaministeeriumi 2017. a aruandes esitatud tulemusega. Metsanduse arengukava sihttase on 32400 ha valgustusraieid aastas, 2016. a andmetel tehti neid vähemalt 26300 ha.

Sihttaseme saavutamiseks oleks hinnanguliselt tarvis teha täiendavaid kulutusi ca 6 mln euro eest aastas. Arvutused näitavad, et rahavoog võimaldab seda, tõenäoliselt jääb tegevus omanike teadlikkuse ja tahte taha. Alates 2012. aastast jõustunud tulumaksuseaduse muudatus, mis võimaldas tulu järgnevate perioodide kulude katteks edasi kanda, oli metsakasvatust soodustav otsus. Metsa uuendamist saab soodustada ka toetuste struktuuri muutmiselega. Erametsakeskuse nõukogu otsus suurendada 2018. aasta teisel poolel metsa uuendamise toetuseks eraldatavat summat on üks samm selles suunas.

Üksikute puistute majandamise tulususe erinevad analüüsid annavad sarnase tulemuse: kõrgeima kattetulu annavad viljakate kasvukohatüüpide männikud ja kuusikud, madalaima aga lepikeud. Nt Finantsmaailm OÜ 2016. a avaldatud uuringu kohaselt küündis I^a boniteedi jänesekapsa kkt männikus kattetulu 202 euronit ha kohta, lodu kkt sanglepikus oli see vaid 2,6 eurot ja naadi kkt hall-lepikus 5,6 eurot ha kohta. Rahalised näitajad annavad vastuse küsimusele, miks on erametsaomanike huvi hall-lepikuid uuendada väike.

Metsamajanduses loodud lisandväärtus ja maksutulu

Metsamajanduse all mõistetakse siinkohal nii metsamajandust kui metsavarumist, st metsade majandamist, puidu ülestöötamist ja transporti. Seega on arvestuse alus võrreldes tabelis 1 esitatuga veidi teistsugune. Seal vaadeldi ainult metsade majandamist kuni raieõiguse võõrandamiseni, puidu ülestöötamise ja transpordi rahavoogudega ei arvestatud.

Tabel 3. Metsamajanduses loodud lisandväärtus ja maksutulu aastatel 2011-2017.

Aasta	Otsene lisandväärtus, mln eurot	Otsene, kaudne ja indutseeritud lisandväärtus, mln eurot	Otsene, kaudne ja indutseeritud lisandväärtus 1 tm raiutud puidu kohta	Otsesed ja kaudsed maksud, mln eurot	Otsesed ja kaudsed maksud 1 tm raiutud puidu kohta
2011	222	609	67	128	14
2012	179	580	57	127	12
2013	200	628	63	122	12
2014	227	717	72	135	14
2015	230	762	75	140	14
2016	285	829	73	156	15
2017	347	930	82	155	14
Perioodi keskmine	241	722	71	138	14

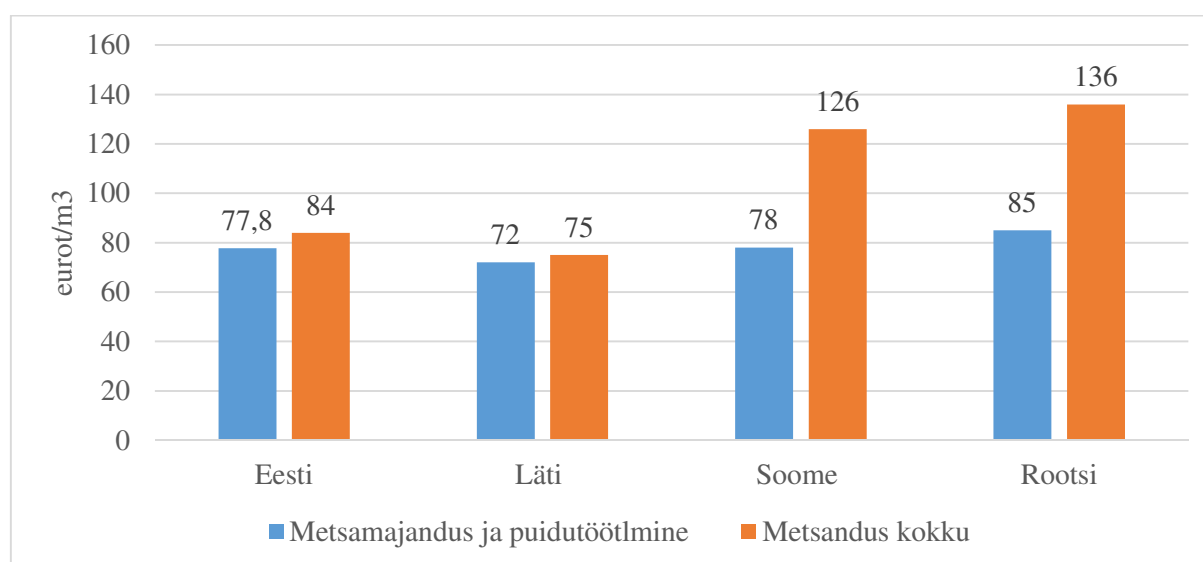
Allikas: O, Grünvald, 2018; Keskkonnaagentuur, 2018; autori arvutused

Tabel 4. Metsanduses loodud lisandväärtus Eestis ja naaberriikides, 2013.a

Lisandväärtus €/m ³	Eesti	Läti	Soome	Rootsi
Metsamajandus ja puidutöötlemine	77,8	72	78	85
Metsandus (metsamajandus, puidutöötlemine, tselluloosi- ja paberitööstus) kokku	84	75	126	136

Allikas: Eurostat Finantsakadeemia OÜ (2017) kaudu

Metsamajanduse ja puidutöötlemise agregeeritud lisandväärtus on Eestis 1 m³ puidu kohta Soomega samal tasemel (78 eurot m³ kohta), metsanduses tervikuna, kus lisaks metsamajandusele ja metsavarumisele ning puidutöötlemisele on arvestatud ka paberi ja pabertoodete tootmisega, jääme nii Soomest kui Rootsist märkimisväärselt maha.



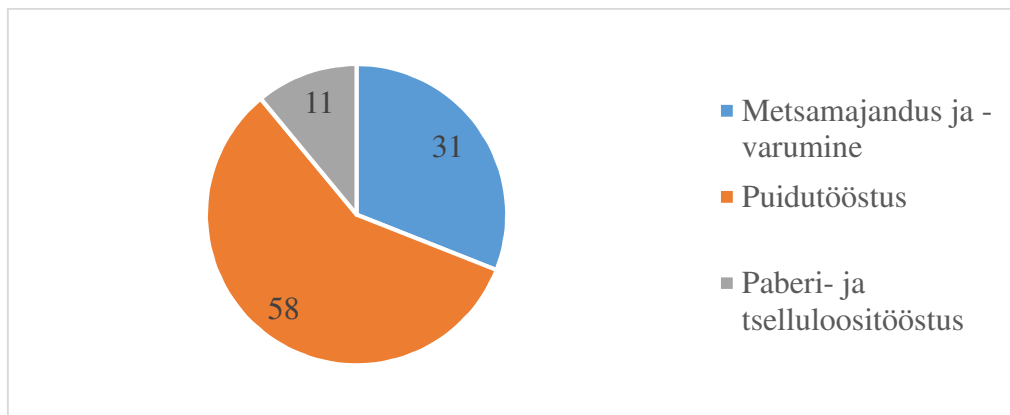
Joonis 1. Puidu baasil loodud lisandväärtus valitud riikides. Allikas: Eurostat Finantsakadeemia OÜ, 2017 kaudu.

Forest Europe andmetel oli 2010. aastal (värskemaid andmeid kahjuks pole) Põhja- Euroopa regioonis loodud SKP jaotus metsanduse alasektorites järgmine: metsamajandus 39%, puidutööstus 27%, tselluloosi- ja paberitööstus 34%. Kesk- ja idaeuroopas on suhe järgmine: metsamajandus 28%, puidutööstus 44%, tselluloosi- ja paberitööstus 28%. EU 28 riikides oli nimetatud allharude proportsioon: 20:37:43.

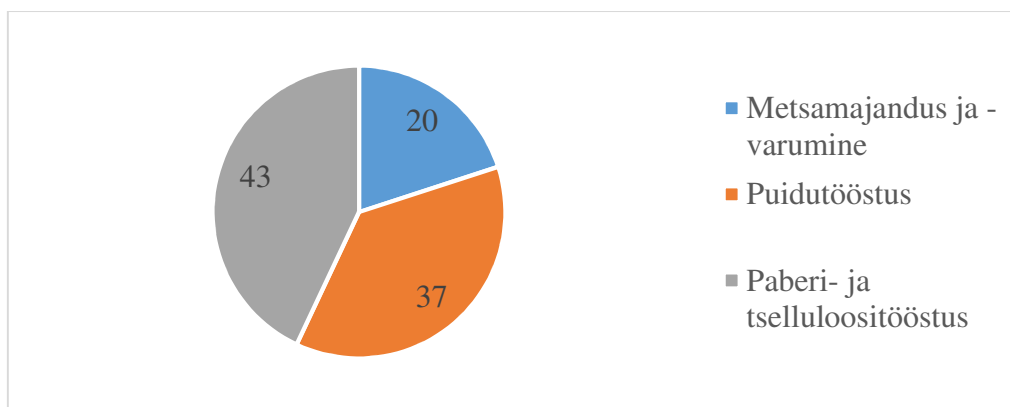
Kogu majandust silmas pidades on metsanduse (metsasektori) panus SKPsse Põhja-Euroopas 2,1%, Kesk-ida Euroopas 1,3%, EL28 riikides 0,9%. Võrreldavad 4 riiki on metsasektori panuse osas Euroopa Liidus absoluutses tipus, esikohal Läti, järgnevad Soome, Eesti ja Rootsi. Neile järgneb viiendana Leedu.

Statistikaameti andmetel (Aastaraamat Mets 2016) andis metsamajandus ja metsavarumine Eestis 2016. aastal 202 mln eurot lisandväärtust, puidutöötlemine 499 mln eurot, paberi ja

tselluloosi tootmine 51 mln eurot. Metsasektoris loodud otsene lisandväärtus oli kokku seega 752 mln eurot.



Joonis 2. Eesti metsanduses loodud lisandväärtuse proportsioon tegevusalade kaupa 2010. aastal. Allikas: Aastaraamat Mets 2016



Joonis 3. Euroopa Liidu liikmesriikide metsanduse loodud lisandväärtus tegevusalade kaupa 2010. aastal. Allikas: *State of Europe's Forests*

Joonised visualiseerivad erinevust Eesti ja Euroopa Liidu liikmesriikide metsanduses loodud lisandväärtuse jaotusest allharude kaupa. Eestis väärdandakse puitu mehaaniliselt puidutöötlemisettevõtetes, Euroopa Liidus tervikuna luuakse suurim osa lisandväärtusest paberi- ja tselluloositööstuses.

Mets kui bioloogiline vara

Metsamajanduse rahalise tulemi hindamise puhul pole oluline mitte ainult äritulu ja puhastulu, vaid ka olemasolevate ja allesjäävate puistute ehk nn põhivara väärtus. Küllaltki lihtne on suurema raiemahu ja võimalikult madalate tegevuskuludega saavutada teatud perioodi jooksul suur puhastulu. Loodusvarade majandamisele hinnangu andmisel on oluline ka majandatava

looduskapitali väärtuse hindamine. Raamatupidamises on kasutusel bioloogilise vara väärtuse hindamine, mida rakendatakse laialdaselt põllumajanduses, aga ka metsamajanduses.

Bioloogilisi varasid võib klassifitseerida:

- Tarbitav vara (vara, mida on võimalik muuta toodanguks ja edasi müüa). Kasvava metsa juures moodustavad tarbitava vara raiumisele kuuluvad küpsed metsad ja hooldusraietel varutatav puit. Tarbitav vara kajastatakse bilansis lähtuvalt varade kasutamise perioodist kas põhi- või käibevara rühmas.
- Tootev vara – vara, mida hoitakse toodangu tootmise eesmärgil. Metsa arenguklasside järgi on tootev vara selgusetu alad, noorendikud ja latimetsad. Tootev vara kajastatakse bilansis materiaalse põhivara rühmas.

Bioloogilist vara soovitatakse bilansis või majandusaasta aruande lisades rühmitada vara valmidusastme järgi kas küpseks või ebaküpseks varaks. Tarbitav vara loetakse küpseks siis, kui see on majanduslikult mõistlik muuta toodanguks (IAS 41.45).

Raamatupidamise toimkonna juhendi RTJ 7 „Bioloogilised varad“ puhul kasutatakse bioloogilise vara, sealhulgas kasvava metsa, õiglase väärtuse määramiseks turuväärtust. Aktiivne turg kehtib sortimentidele, mille kaudu on võimalik arvutada kasvava metsa hind, kuid see ei näita alati võimalikku turuhinda. Erinevuste põhjuseks võib olla näiteks arvestamine ainult esimeses järjekorras raiutavate sortimentidega või maksude arvesse võtmine. Kui turuhinda pole võimalik määrata, tuleb vara õiglase väärtuse leidmisel kasutada vara kasutamisel tekkivate diskonteeritud rahavoogude meetodit.

Riigimetsa väärtuse arvestusel lähtutakse riigi raamatupidamise üldeeskirja lisast 8 „Riigimetsa hindamine“. Hindamisel võetakse aluseks riigimetsa majandamiseks kehtestatud seadusandlike piirangud, lähtutakse tulevastest raiemahtudest, mis arvestavad ühtlase ja igavikulise metsakasutuse mahuga, diskonteerides metsamajandamisest tulevikus tekkivad keskmistena prognoositud rahavood tänasesse päeva. Riigimetsa õiglane väärtus leitakse kümne aasta keskmisena prognoositud aastase metsamajandamise tulude (MT) ja metsamajandamise kulude (MK) vahena, jagatuna diskontomäära (I) ja inflatsioonimäära (P) vahega.

Riigimetsa bilansilise väärtuse (*RBV*) arvestamise valem:

$$RBV = \frac{MT - MK}{I - P}$$

MT – metsa majandamise tulud;

MK – metsa majandamise kulud;

I – diskontomäär;

P – Inflatsioonimäär.

Bioloogiliste varade käibevara osa leidmiseks kasutatakse 10 aasta keskmisena prognoositud metsamaterjali tihumeetri müügihinda ning 10 aasta keskmisena prognoositud kulu tihumeetri kohta. Mõlemad väärtused korrutatakse 10 aasta keskmisena prognoositud aastase raiemahuga. Saadud tulu ja kulu vahe kajastatakse käibevarades. Käibevarades kajastatud bioloogilised

varad iseloomustavad järgneva aruandeperioodi hinnangulist kasumit puidu müügist. Mittemajandatavad (rangelt kaitstavad ja majandamiskiirangutega) metsad ei kajastu praegu bioloogilise vara arvestuses.

Tabelis 5 on esitatud hinnang Eesti metsade bioloogilise vara väärtusele. RMK puhul on tegemist organisatsiooni bilansis kajastuva väärtusega. Teiste valdajate metsade väärtus on tuletatud Järvselja ÕKM näitajate ja kõigi teiste valdajate metsade pindala kaudu.

Tabel 5. Eesti metsade kui bioloogilise vara väärtuse hinnang 2017. a seisuga

Metsa omanik/valdaja	Majandamiskiiranguteta metsade pindala (ha)	Bioloogilise vara väärtus (mlrd €)	1 ha väärtus (tuh €)
RMK	751 975	3,23	4299
Ülejäänud valdajad	992 425	3,85	3880
Kokku	1 744 400	7,08	4060

Allikad: RMK, Järvselja ÕKM, Keskkonnaagentuur, autori arvutused

Arvestuse kohaselt kujuneb metsade kui bioloogilise vara väärtuseks *ca* 7 mlrd eurot, mis ühe hektari majandamiskiiranguteta metsa kohta on veidi üle 4000 euro.

Võrdlusena saab esitada metsamaa müügitehingute keskmise hinna. Keskkonnaagentuuri andmetel (aastaraamat Mets 2016) oli metsamaaga tehtud tehingute keskmine hind 2016. aastal 2364,8 €/ha. Aastatel 2013-2016 on keskmine hind püsinud 2400 euro kandis. Tehingute mediaanhind on juba viimased kolm aastat langustrendis ja langes 2016. aastal võrreldes 2015. aastaga 5,7%. Säärane trend viitab järelturu suurenemisele ehk metsakinnistute kordusmüügid on aasta-aastalt sagenenud. Üldiselt võib arvata, et metsamaa hind on jätkuvalt tõusutrendis, kuid järjest suurem uuendusraiate järel müügis olevate kinnistute osakaal turul vähendab keskmist hinda. Keskmisest väiksema puistute mahuga kinnistute tõttu on turuhind madalam kui arvestuslik bioloogilise vara väärtus.

Kokkuvõte

Metsamajanduse tulu saadakse ennekõike puidu müügist. Mittepuiduliste hüviste turu suurust (käivet) on väga raske hinnata, sest usaldusväärsed andmed puuduvad. Hinnanguliselt moodustab puit metsamajanduse tulust üle 95%. Soome Suomen Metsänhoitoydistys forestri.fi 2013. a andmetel oli metsa kõrvalkasutuse (seened, marjad, samblikud, ulukid) rahaline väärtus 92 mln eurot ehk 4% ning puidu ja puiduhakke turuväärtus 1221 mln ehk 96 mln eurot. RMK 2017. aasta eelarves moodustas külastuskorraldusest ja metsanduse muudest teenustest kavandatud tulu *ca* 0,5% puidu müügist saadud tulust.

Eestis on raietest omanikele jääv puidu realiseerimise kännuraha praeguste raiemahtude (30-32 tuhat hektarit raietid aastas, 10-10,7 mln tm metsamaterjali) juures *ca* 205-220 mln eurot aastas.

Sellest tulust rahastatakse metsakasvatustööd, mille maksumus on ligikaudu 15% kännurahast.

Metsamajanduse tulususe pikaajaliseks säilitamiseks, aga ka mittepuiduliste hüvede pakkumise toetamiseks on tarvis korrastada ja rekonstrueerida infrastruktuuri. RMK 2017.a andmete põhjal kulus infrastruktuuri hooldamiseks 5,6% kännurahast ja investeeeringuteks 18,4%

Viimaste aastate andmed näitavad, et kuigi metsauuendustööd tehakse ka erametsades aasta-aastalt rohkem, ei ole kehtivas metsanduse arengukavas kokkulepitud tasemeni jõutud. Erametsades ja riigimetsades tehtavate töömahtude võrdlus näitab, et suurim erametsade vajakajäämine näib olevat metsakutuuride hooldamise osas. Selle metsakasvatustöö võtte „unustamine“ aga vähendab juba tehtud metsauuendamisinveeringute/kulutuste efektiivsust. Esmane poliitikavahend selle vajaku likvideerimiseks võiks olla omanike teavitamine ja koolitamine, vajadusel ka olemasoleva toetuste struktuuri muutmine senisest veelgi enam metsakultiveerimist, ennekõike aga metsakultuuride hooldamist soodustavaks.

Mitte kõigis maades pole riigi omandis olevate metsade majandamine isetasuv. *Europe Forest* 2015. a koostatud ülevaate kohaselt deklareerisid Euroopas 16 riiki, et nad püüdlevald metsamajanduses isetasuvuse või puhastulu saamisele. Eestis on metsamajandus isetasuv, puidutulust rahastatakse ka teisi metsa ja metsamajandusega tihedalt seotud tegevusi. 2017. aastal kasutas riik võimalust omanikutulu välja võtta 22,5 mln eurot, mis oli 21,9% müüdüd puidu kännurahast.

Metsamajanduse ning puidutöötlemise agregeeritud lisandväärtus on Eestis 1 m³ raiutud ümarpuidu kohta Soomega ligikaudu samal tasemel (78 eurot m³ kohta). Kui aga metsamajandusele ja puidutöötlemisele lisada paberitööstuse lisandväärtus, jääme nii Soomest kui Rootsi märkimisväärselt maha. Eestis oli metsasektoris loodud otsene lisandväärtus 2013. aastal 84 eurot, Soomes 126 eurot ja Rootsi 136 eurot 1 m³ raiutud ümarpuidu kohta.

2017. aasta andmetel oli metsamajanduse ja puiduvarumise tulu ja kasu struktuur järgmine: metsaomanikud teenisid ca 220 mln eurot puidutulu, riigile laekus 155 mln eurot maksutulu, metsamajanduse otsene lisandväärtus oli 347 mln eurot. Kogu metsasektori tegevusi arvesse võttes laekus maksutulu 652 mln eurot ja otsene lisandväärtus oli 930 mln eurot (Grünvald, 2018).

Metsanduse kavandamist tuleks jätkata sellisena, et säiliks metsamajanduse isetasuvus. Tasuva metsamajanduse korral on võimalik tagada erinevate mittepuiduliste ja turuväliste hüviste (sh looduskaitse, rekreatsioon) jätkusuutliku pakkumise.

Viidatud kirjandus

- Ausing, M. 2007. Metsa kõrvalsaaduste eksport ja import aastail 2001-2005. Bakalaureusetöö. Eesti Maaülikooli metsandus ja maaehitusinstituut.
- Eesti Maaülikool. 2011. Erametsade 2010. a majandamise tegeliku ja arvestusliku tulususe arvutamine ja analüüs. 22 lk.
- Eesti Maaülikool. 2014. Erametsade majandamise 2012. a kattetulu arvutamine ja analüüs.
- Finantsakadeemia OÜ. 2017. Metsa- ja puidutööstussektorit mõjutava maksusüsteemi ja infovajaduse uuring. 87 lk.

- Finantsmaailm OÜ. 2016. Erametsade majandamise 2013. ja 2014. aasta kattetulu analüüs. 39 lk.
- FOREST EUROPE. 2015. State of Europe's Forests 2015.
- Grünvald, O. 2018. Metsamajanduse lisandväärtus ja maksutulu 2007-2017.
<https://www.eramets.ee/uuringud-ja-statistika/uuringud/> Viimati kasutatud 15.09.2018
- Järvelja ÕKM. 2018. Majandusaasta aruanne 2017.
- Keskkonnaagentuur, 2017. Aastaraamat Mets 2016.
- Keskkonnaagentuur, 2018. Aastaraamat Mets 207.
- Keskkonnaministeerium. 2017. Eesti metsanduse arengukava aastani 2020 täitmise aruanne 2011-2016.
- Korjus, H., Põllumäe, P., Rool, S. 2011. Profitability analysis of short rotations in Scots pine, Norway spruce and silver birch stands. – Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused 54, 28–36.
- Linkfor OÜ. 2014. Erametsanduse infrastruktuuri uuring. 24 lk.
- Metsamajanduse Ökonoomika- ja Infokeskus. 1995. Aastaraamat Mets'94. 107 lk.
- Paal, T. 1999. Metsamarjade ja seente varud ning kasutamie Eestis. Metsanduslikud uurimused XXXI, 131-140.
- Põllumäe, P., Korjus, H., Paluots, T. 2014. Management motives of Estonian private forest owners. Forest Policy and Economics 42:8-14.
- Raamatupidamise Toimkonna juhend „Bioloogilised varad“
- Riigimetsa Majandamise Keskus. 2017. 2017. aasta eelarve.
<https://www.rmke.ee/organisatsioon/aastaruanded>. Viimati kasutatud 02.08.2018
- Riigimetsa Majandamise Keskus. 2018. Majandusaasta aruanne 2017.
https://media.rmke.ee/files/rmk_majandusaasta_aruanne_2017.pdf Viimati kasutatud 01.08.2018.
- Rim, M. 2015. Metsa kõrvalsaaduste eksport ja import Eestis aastail 1995-2015. Bakalaureusetöö. Eesti Maaülikool. 47 lk.
- Ruber, T. 2001. Metsa kõrvalsaaduste eksport ja import aastatel 1995-2000. Bakalaureusetöö. Eesti Põllumajandusülikooli metsakasvatuse instituut.
- Suomen Metsäyhdistys.
https://smy.fi/wpcontent/uploads/2015/02/ff_graafi_eng_Metsan_tuotteiden_maaria_ja_arvoja_2015.pdf. Viimati kasutatud 15.09.2018
- Uotila, E. 2001. Monitoring Farm Forestry in Finland Using Wood Sales Profit Tax Information. EFI Proceedings No.36, lk 241-249.
- Uotila, E. 2009. Profitability of forestry and its follow-up. In: Paananen, R., Uotila, E., Liljeroos, H. & Tilli, T. Metsän arvo. Arvon määrittäminen, kannattavuus, sijoitus, verotus, metsätilan kauppa. Metsäkustannus Oy: 174–198.
- Vahter, T., Kaimre, P. 2005. Metsa majandamise tulusus ja selle sõltuvus omandivormist. – Metsanduslikud Uurimused 43, 113–123.
- Vehkamäki, S. 1990. Woodlot price formation in the early 1980s. Acta Forestalia Fennica 218. Helsinki.
