

Töövõtuleping nr 1-18/2025/69

„Lageraiele alternatiivsete majandamisviiside
näidis- ja katsealade disain“

Kirjandusel põhinev teoreetiline ülevaade püsimetsamajandamise
erinevatest aspektidest

Koostajad:

Jürgen Aosaar, Kristjan Ait, Rein Drenkhan, Tiia Drenkhan-Maaten,
Kalev Jõgiste, Eneli Põldveer, Paavo Kaimre, Raul Rosenthal, Liina
Remm, Liis Kuresoo, Mati Ilomets, Raimo Pajula, Maie Kiisel,
Pille Tomson



Tartu 2025

Sisukord

Sisukord.....	2
Sissejuhatus.....	3
Püsimeetsamajandus Eestis ja põhjala riikides.....	4
Püsimeetsamajanduse (“Dauerwald”) ja turberaiete ajalugu Eestis.....	4
Valikraied ja püsimeetsamajanduse teoreetiline raamistik Eestis	9
Ülevaade püsimeetsamajandamise ajaloost ja seaduslikust raamistikust Põhjamaades	11
Püsimeetsa uuenedmine ja tootlikkus Põhjamaade ja Eesti näidetel	17
Püsimeetsade korraldamine ja majandamise planeerimine	24
Püsimeetsa majandamisel saadava puidu iseloom ja majandamise ökonoomika.....	27
Häiringud ja kahjurid püsimeetsas.....	34
Elustik püsimeetsas.....	46
Püsimeets ja kasvuhonegaasid	56
Sotsiaalsed ja kultuurilised ootused püsimeetsale.....	60
Metsade multifunktsionaalne kasutus püsimeetsamajanduse kontekstis	66
Kasutatud allikad.....	69

Sissejuhatus

Järgnev dokument on üheks osaks RMK ja Eesti Maaülikooli ning Tartu Ülikooli vahel sõlmitud töövõtulepingu nr 1-18/2025/69 täitmisest.

Dokument sisaldab kirjandusel põhinevat ülevaadet püsimeetsamajandamisega seotud väga erinevatest aspektidest, lisaks on dokumendi koostajad kirja pannud enda nägemused püsimeetsaga seotud tulevastest vajalikest uurimissuundadest. Dokumendi koostasid projekti töörühma kuuluvad Eesti Maaülikooli, Tartu Ülikooli ja Tallinna Ülikooli teadlased.

Dokumendis on läbivalt kasutatud sünonüümsetena väljendeid “püsimeetsamajandus” ja “püsimeetsakasvatuse”, mis tähistab mingi metsaosajandamist püsimeetsa saamise/hoidmise eesmärgil. Oluline on teha ka vahet püsimeetsale iseloomuliku mitmekesise struktuuri saavutanud ja alles selle poole liikuva ja püüdleva majandamise faase. Seda teematikat on ka erinevates peatükkides käsitletud, kuna on nii Eestis kui Põhjamaades aktuaalne.

Laialt levinud, kuid sisuliselt ebatäpset väljendit “püsimeetsandus” on teadlikult terminoloogilise täpsuse kinnistamiseks välditud.

Peatükkide koostajad on:

- Püsimeetsamajandus Eestis ja põhjala riikides – J. Aosaar (EMÜ)
- Püsimeetsamajanduse (“Dauerwald”) ja turberaiete ajalugu Eestis – J. Aosaar (EMÜ)
- Valikraied ja püsimeetsamajanduse teoreetiline raamistik Eestis – J. Aosaar (EMÜ)
- Ülevaade püsimeetsamajandamise ajaloost ja seaduslikust raamistikust Põhjamaades – J. Aosaar (EMÜ)
- Püsimeetsa uuenedmine ja tootlikkus Põhjamaade ja Eesti näidetel – J. Aosaar (EMÜ)
- Püsimeetsade korraldamine ja majandamise planeerimine – E. Põldveer (EMÜ)
- Püsimeetsa majandamisel saadava puidu iseloom ja majandamise ökonoomika – P. Kaimre (EMÜ)
- Häiringud ja kahjurid püsimeetsas – üldine häiringudünaamika P. Tomson (EMÜ); tormikahjustused K. Jõgiste (EMÜ) ja K. Ait (EMÜ); kuuse-kooreürask ja teised putukad K. Ait (EMÜ); juurepess ja teised haigustekitajad T. Drenkhan-Maaten (EMÜ)
- Elustik püsimeetsas – üldine taust, taimestik loomad L. Remm (TÜ); seemned ja samblikud L. Remm (TÜ), T. Drenkhan-Maaten (EMÜ), R. Drenkhan (EMÜ); püsimeetsa elustik turvasmuldadel R. Pajula (TLÜ), M. Ilomets (TLÜ)
- Püsimeets ja kasvuhoonegaasid – kasvuhoonegaaside bilansid R. Pajula (TLÜ), M. Ilomets (TLÜ); süsinik R. Rosenvald (TÜ)
- Sotsiaalsed ja kultuurilised ootused püsimeetsale – M. Kiisel (TÜ)
- Metsade multifunktsionaalne kasutus püsimeetsamajanduse kontekstis – L. Kuresoo (TÜ)

Püsimetsamajandus Eestis ja põhjala riikides

Püsimetsamajanduse ("Dauerwald") ja turberaiete ajalugu Eestis

Järgnev alapeatükk annab ülevaate püsimetsamajanduse (saksa keeles "Dauerwald") rakendamisest ja arengutest Eestis alates eelmise sajandi algusest. Ülevaade põhineb Toivo Meikari artiklil "Dauerwaldist" looduslähedase metsamajanduseni Eestis (Akadeemilise Metsaseltsi toimetised XI, Tartu, 2000). Kuna T. Meikari artiklis on tugevalt käsitletud ka turberaiete, peamiselt aegjärksete raiete, kasutamist, on see teema kaasatud ka käesolevas kirjutises. Teadlikult on teksti ladusamaks lugemiseks jäetud viited originaaltekstist siia lisamata.

Turberaied on siinsesse ülevaatesse kaasatud ka põhjusel, et tulenevalt metsade majandamise ajaloost, on püsimetsamajandamise esmane faas sellele üleminek. Ülemineku faasis on eesmärk puistu struktuuri ja puude vanuselise jaotuse mitmekesistamine. Selle eesmärgi saavutamiseks aga sobiksid just turberaiete alla kuuluvad aegjärkne ning häilraie.

Enne Eesti Vabariigi sündi

Kuni 18. sajandi viimase veerandini rakendati Eestis valdavalt reguleerimata valikraiet. Sajandi lõpus koostatud esimesed metsanduslikud korraldused olid suunatud eelkõige metsakasutuse korrastamisele, et tagada metsade pidev ja ühtlane majandamine. See tähendas pöördumist langiviisiliste lageraiete poole ning sageli ka pindala ja tagavara järgi reguleeritud valikraiate kasutuselevõttu. Juba 1820. aastatel ilmus kohalikus ajakirjanduses arutelusid lageraiete teostamise viiside ja nende otstarbekuse üle, mida käsitleti nii metsakasvatust kui ka majanduslikust vaatenurgast.

"Dauerwaldi" käsitlus esimese Eesti Vabariigi perioodil

Eesti Vabariigi riigimetsade raiete korraldus tugines esialgu varasema Vene riigimetsamajanduse normatiividele, mida vajadusel täpsustati ja täiendati. Tulundusmetsades võeti täiesti loomulikult kasutusele lageraiemajandus, mis välistas lõppkasutusena valikraie. Kehtiva 1888. aasta metsahoiuseaduse alusel oli valikraie lubatud vaid pargi- ja kaitsemetsades. Esialgu ei olnud tulundusmetsades kohta ka turberaietel.

1920. aastate alguses jõudis Saksamaalt Eestisse mõiste "Dauerwald" (saksa k püsimets, kestev mets), mida metsateadlane Eduard Schabak tutvustas avalikkusele mitmete artiklite kaudu. Samal kümnendil toimus Eesti metsateadlaste seas (E. Schabak, P. Reim, K. Veermets, A. Reinwaldt jt) elav arutelu püsimetsamajanduse sobivuse üle meie oludesse. Kokkuvõttes "Dauerwaldi" idee Eesti metsateadlaste toetust ei pälvinud. Kümnendi keskpaigas aset leidnud diskussiooniga jõuti Eestis sisuliselt "Dauerwaldi" küsimuse lahenduseni ning hilisemas teaduskirjanduses püsimetsamajandust enam otseselt ei käsitletud, või ilmus sel teemal vaid üksikuid kirjutisi.

Eesti metsateadlased suhtusid "Dauerwaldi" ideesse valdavalt üksmeelse eitusega, lähtudes metsamajanduslikest kaalutlustest. Üldisest arvamusest erines mõnevõrra E. Schabak, kelle seisukohad olid ebajärjekindlad ja kes kaldus aruteludes vastuoludesse. Algul avaldasid talle muljet Saksamaa "Dauerwaldi" eestvedaja A. Mölleri kirjutised, kuid hiljem suhtus ta neisse juba irooniliselt. "Dauerwaldi" eesmärk ei olnud loodusliku mitmekesisuse tagamine, vaid selle peamine fookus oli majanduslikul poolel.

Eesti Vabariigi esimestel aastatel loodi riiklik metsandusorganisatsioon Metsade Peavalitsus, mille tegevuse tulemusel määrati ligi 80% Eesti katastrimetsadest lageraiemajandusele. Sel ajal Metsade Peavalitsuse metsakorralduse osakonda juhtinud E. Schabak pidas riigimetsades ideaalis soovitavaks intensiivset metsamajandust ja selle tagamiseks vajalike raieviiside (vabavalikraie, aegjärksed raied jm) rakendamist, kuid nentis, et sellise lähenemise elluviimiseks puudus piisavate teadmistega ametkond ning see oli ka esialgsete kulutuste poolest lageraiest kallim. 1923. aastast hakati ilma eelneva ettevalmistuseta määrama I–III boniteedi kuusikuid aegjärksele raiele. 1930. aastaks moodustasid need juba 25–50% kuusemajanduse aastalangist. Metsavalitsuse 1927. aasta ringkirjaga muutus aegjärkne raie kuusemajanduses sisuliselt kohustuslikuks. Põhjenduseks toodi, et lageraietega kaasnes kuusemajanduses puuliikide vaheldus, mida ei suudetud vältida isegi väga kulukate kuusekultuuridega. Sama seisukoht kordus 1930. aasta riigimetsade majandamise juhendis. Samas rõhutati, et aegjärksete raiete teostamisel tuleb arvestada kohalikke olusid, kasvukohatingimusi, tööjõu ja turu olukorda ning puistute hõrendamisest tulenevat tuuleohtu. Praktilises metsanduses liideti aegjärksete raiete alla sageli ka teised looduslikule metsauuendusele suunatud turberaied, eeskätt häilraied. Kuigi Metsavalitsuse korraldus leidis mitmete metsaülemate poolehoidu, oli ka rohkelt kahtlejaid. Turberaiete laiem juurutamine Eesti riigimetsades toimus peamiselt metsakorralduse kaudu just E. Schabaki eestvedamisel, ehkki ta ise kõhkles, sest vabariigi esimestel aastatel nappis piisava väljaõppe ja kogemusega metsametnikke.

1930. aastatel toetasid mitmed metsateadlased kuusikute majandamist eeskätt aegjärksete raiete abil. Samal ajal suhtusid sellesse paljud metsaülemad kahtlevalt või isegi eitavalt, põhjendades seda puistute tormihelluse ja sagedaste uuendusraskustega. Ka metsateadlaste seas leidis aegjärksete raiete laialdasema kasutamise vastaseid, nende hulgas Bernhard Tuiskvere. Näiteks väitis ta 1935. aasta metsateadlaste päeval kategooriliselt, et see raieviis ei sobi Eesti oludes ei kuusikutele ega kuuse-lehtpuu segametsadele. Tuiskvere hinnangul sobis loodusliku uuenduse tagamiseks paremini valikraie või veel enam veeruuendusega valikraie. Hiljem tema seisukohad siiski mõnevõrra pehmenesid. Ka Oskar Daniel ei pooldanud kuusikutes aegjärkseid raieid, leides, et edaspidi tuleks jääda lageraiete ja metsakultuuride juurde. Kokkuvõttes oli metsateadlaste peamine mure aegjärkse raie puhul puistute kehv looduslik uuenemine.

Mõned metsandustegelased (nt Schabak ja A. Mathiesen) soovitasid turberaiete rakendamist väiksemapiinalistes talumetsades. Samas oli talumetsandust käsitlevas kirjanduses selliseid soovitusi harva, sest turberaiete teostamist peeti talumetsades riskantseks.

Turberaiete käsitluses kujunes peamiseks visuaalseks näidisobjektiks Sõmerpalu metskond, kus häid tulemusi saavutati aegjärksete raietega eelkõige III boniteedi männikutes. Seal kaasnes kuni 15-aastase uuendustsükliga vajaduse korral maapinna mineraliseerimine või osaline puhastamine samblast. Kõrgema boniteediga männikutes see raieviis rohukasvu tõttu end ei õigustanud ning seal mindi üle lageraiele.

Hoolimata arvukatest kirjutistest, eelkõige turberaiete pooldajate sulest, jäi küsimus 1930. aastatel siiski lõplikult lahendamata. Kujunenud olukorda iseloomustab kõige paremini metsakorralduse praktika, mis jättis alates 1935. aastast aegjärksete raiete rakendamise otsustamise metsaülemate pädevusse. Nende esialgne vaimustus aegjärksete raiete vastu hakkas aga taanduma ning koos sellega vähenes ka nende levik. Samal ajal ei saadud tõhusat lisainformatsiooni ka metsateadusest – kuigi vastavad uurimistööd algatati, ei jõutud käsitletaval perioodil veel esimeste tulemuste kokkuvõtmise ega avaldamiseni.

1941-1944

1940. aastate probleemikäsitus tugines juba suurel määral tegelike katse- ja uurimistööde esialgsetele kokkuvõtetele, mis pakkusid varasemast perioodist enam tähelepanu turberaiete praktilisele rakendamisele. Tegevust lõpetama sunnitud Metsandusliku Uurimisinstituudi teadusteemade nimekirjas turberaietega seotud uurimusi sel ajal ei olnud. Ilmunud artiklite üldine hoiak turberaiete suhtes oli pigem soosiv, avalikke oponente turberaietele sisuliselt ei olnud. Kindlasti oli see suuresti tingitud ametliku ideoloogia mõjust, kuigi tegelikkuses kujunes metsamajanduse praktika sageli soovitatust märksa erinevaks.

Aegjärksete raiete käsitus Nõukogude Liidu okupatsiooni ajal

Teine maailmasõda ja Eesti liitmine NSV Liidu koosseisu tähendasid siinsele metsamajandusele suure osa oma vaimse potentsiaali kaotust. Võõrsil elavad metsamehed andsid välja ajakirja “Eesti Metsamees Eksiilis”, kus Bernhard Tuiskvere võttis turberaiete diskussioonile keskenduva artikli kokku järgmiselt: “et kui kodumaal vägisi tahetakse ka viljakatel pinnastel kasvavate kõrgeboniteediliste kuusikute puhul loobuda lageraiest ühes langi kultiveerimisega koolitatud kuusetaimede istutamise teel ja selle asemel püüda neid metsi uuendada looduslikul teel, siis seisab seal veel tükk tööd ees selleks sobiva raieviisi leidmiseks. Möödunud sajandi viimastest aastakümnetest peale kuni tänapäevani Eestis teatud vaheaegade järele ikka jälle kordunud ja väga kalliks osutunud eksperimenteerimised sel alal näitavad veenvalt, et suurepinnaline turberaiekäitus selleks ei kõlba.”

1945.–1958. aastate metsanduslikus bibliograafias leidub vaid umbes kümmekond tööd, mis käsitlevad kaudselt looduslikku metsauuendust tagavaid majandusvõtteid, kuid mitte ühtegi, mis oleks olnud pühendatud turberaietele. Varasemad aegjärksete raiete alad viidi sõjajärgsetel aastatel lõpuni koristusraietena, koos sõjas purustustatud puistute likvideerimisega. Praktilises metsamajanduses jäi turberaie tulundusmetsades (nn II grupi metsad) puhtteoreetiliseks võimaluseks. Selle raieviisi tegeliku kasutamiseni jõuti alles 1964. aastal, saavutades maksimumi 1967. aastal. Samaaegselt pöörduiti ka turberaiete teoreetilise käsitluse juurde. Arvati, et turberaietega kaasneb metsade tootlikkuse ja juurdekasvu suurenemine, jämedamate sortimentide osakaalu kasv lõppraietel ning raielankide piiratud laiuse kadumine. Puudustena nimetati aga ülestöötamiskulude kasvu ja sellest tulenevat metsaülestöötajate vastuseisu, samuti raskusi turberaiel tekkinud noorendike mehhaniseeritud hooldamisel ning metsaülemate vähest kogemust selles valdkonnas.

Metsamajanduse ja Looduskaitse Peavalitsuse poolt II grupi metsades turberaiete (aegjärkne ja valikraie) rakendamiseks antud suuniste kohaselt tulnuks neid raieviise kasutada eeskätt I–III

boniteedi kase-kuuse segapuistutes, vähemal määral aga männikutes. Peamiste põhjustena toodi esile lageraietele järgneva raieastike soostumise ja kattumise lehtpuuvõsaga, samuti suured kulutused ja ebarahuldavad tulemused selliste alade metsastamisel, okaspuistute pidev vähenemine ning okaspuu enamusega segapuistutes lehtpuude osakaalu suurenemine. Oluline oli aga rõhutada, et konkreetsed raieviisid ja -võtted tulnuks määrata vastavalt iga puistu eripärale. Sel perioodil hakkasid ilmuma ka esimesed praktikute kirjutised turberaiete teemal, mis tuginesid varasematele kogemustele ja ilmselt ka taastamisraietel saavutatud tulemustele, soovitudes anda nende rakendamisele sobivates oludes roheline tee. Üheaegselt tulundusmetsades turberaiete rakendamisega muutus nendega seotud probleemistik aktuaalseks ka professionaalsete metsateadlaste jaoks. 1960. aastate keskel alustati välitöödega aegjärksete raie aladel, kus valiti välja proovitükid nii värskest rajatud kui ka varem sellele raieviisile allutatud metsades.

1960. aastate keskpaika võib pidada Eesti metsanduse ajaloos turberaiete kolmandaks kõrghetkeks, mille sisuline lõpp saabus 1967. aasta augustitormiga. Ühelt poolt peegeldas toimunu NSV Liidu metsamajanduses toimunud suundumusi, teisalt mõjutas turberaiete populaarsuse tõusu sõjajärgsel ajal tehtud vigade kogemus – suurepinnalised lageraied, nendele järgnenud metsastamiskahjustused ja ebaõnnestumised. Sellistes tingimustes hakati nägema turberaietes võimalikku lahendust, millega alustati kampaanialikult ja ilma piisava eeltööta. Kuna tegemist oli ametliku metsapoliitilise otsusega, olid kahtlejate ja kriitikute avalikud esinemised sisuliselt välistatud. Vähestest eranditest üks oli Ivar Etverk, kes andis oma 1967. aasta augustitormile eelnenud töös aegjärksetele raiealadele sisuliselt eitava hinnangu.

Kui sõjaeelse turberaiete kõrgperioodi entusiasm suubus järk-järgult praktilisse katse- ja uurimistöösse, siis nõukogude perioodil lõpetasid selle järsult 1967. ja 1969. aasta suurtormid (nn Sajandi torm). Suurimad kahjustused tabasid just turberaietele allutatud paremaboniteedilisi puistuid ning ennekõike kuusemajandust. Pärast neid sündmusi kadus väljend "turberaie" metsanduse tippjuhtide avalikest sõnavõttudest. I. Etverk (1974) võtab kokku tolle aja üldise seisukoha järgmiselt: "Võib arvata, et tulevikus saab lageraie ainuvalitsevaks, seda esiteks lihtsuse, odavuse ja hõlpsasti mehhaniseeritavuse tõttu ja teiseks seepärast, et aegjärksete ja valikraietega ei saavuta me mingit olulist eelist, sest metsade üsna suure täiuse tõttu (keskmiselt 0,76) on järelkasvuga puistuid vähe. Ka ei suurene nende raiealade mõjul puidu juurdekasv, küll aga muutuvad metsad äärmiselt tormihellaks".

Pärast sajanditormi analüüsisid metsateadlased ulatuslike tormikahjustuste põhjuseid ning jõudsid üldistuseni, et kõige suuremad kahjud esinesid aegjärksete raiealade majandatud puistutes, samas kui häilraiealade korral olid kahjustused mõnevõrra väiksemad. Oma Eesti metsanduse arengut aastatel 1940–1990 käsitlevas artiklitesarjas annab I. Etverk (1991) tulundusmetsades selge eelistuse lageraietele, märkides, et need jäävad tõenäoliselt valitsevaks ka tulevikus. Ainsaks probleemiks peab ta kasutatava tehnika ja tehnoloogia sobimatust. Turberaietele nähakse tema hinnangul rolli eelkõige metsades, kus peamiseks eesmärgiks ei ole puidutootmine, vaid mõni muu, puiduga mitteseotud funktsioon.

Taasiseseisvunud Eesti

1995. aastal Riigi Metsaameti tellimusel ilmunud Eesti metsi ja metsandust käsitlevas raamatus antakse tulundusmetsades ainuõigus lageraietele, turberaietest eraldatud valikraiealadele nähakse kohta just eriti hinnalistes puistutes. Püsimeetsamajandusele sobivaks peetakse hoiu- ja kaitsemetsi, samuti

talude tulundusmetsi. Arvatakse, et suurema leviku osaliseks valikraie tõenäoliselt ei saa, kuna selleks puudub esialgu kogemus, ka on vähe püsimeetsadeks sobivaid puistuid. H. Rebane avaldas 1995. aastal arvamust, et Eestis on eeskätt tänu varjutaluvate puuliikide vähesusele lageraie tulundusmetsades enamasti põhjendatum. Küll võiks püsimeetsade poole pöördumine olla eesmärgiks aga näiteks talumetsades. Veelgi kriitilisem on püsimeetsade ja seda tagavate valikraiate Eestis rakendamise osas olnud prof. H. Tullus, tuues samuti esile meie metsade liigilise koosseisu. Samuti kahtles ta teesis Eesti tingimuses erivanuselise ja mitmerindelise metsa erilises loodusläheduses, samuti tulnuks arvestada probleemi poliitilist tagapõhja ja ökonoomilist külge. Kui aga langetataks otsus püsimeetsade kasuks, siis saanuks seda rakendada eeskätt kaitse- ja hoiu metsades, rannamännikutes, hall-lepikutes jne. Igal juhul peaks enne valikraiega alustamist algust teha häil- või aegjärgse raiega.

T. Meikari refereeritud artiklile on samas väljaandes kirjutanud järelsõna Ivar Etverk ("Dauerwaldist" looduslähedase metsamajanduseni Eestis), kes on püsimeetsa ja turberaie kontseptsiooni laialdase rakendamise osas väga kriitiline, tuues ka ohtralt omaaegsete metsateadlaste seas levinud püsimeetsa ja turberaie taunivate seisukohtade näiteid. Siiski esitleb ta ka välja mõningaid näiteid, kus üksikutel puhkudel on turberaiega saadud häid metsakasvatustlikke tulemusi, just puistute uuenemise vaatenurgast lähtudes. Üldiselt võtavad I. Etverki suhtumise kokku tema kirjutatud read: "Tänapäeval, turberaie neljanda rünnaku ajal on meil nendega raskem võidelda seepärast, et rünnakut juhivad looduskaitsejad, kes metsanduslike argumentide osas on kurdid. Turberaie-idee vitaalsust võib võrrelda kommunismi-idee omaga: mõlemad on teoreetiliselt õiged, kuid praktikas teostamatud, ning mõlema ees seisavad eelkõige võhikud. Kommunismi-ideed toetavad inimesed, kes ei orienteeru majandusseadustes ega inimeste psüühikas; turberaie pooldajad ei mõista majandust ega tunne metsandust."

Etverk annab ka konkreetsemad metsakasvatustlikke soovitusi ning kutsub üles raieviisi (lageraie vs mitte-lageraie) valikul lähtuma mitte vaid rahalise arvestuse põhjal. "On aga ka kohti, kuhu mitte-lageraie ei kõlba- minu arvates on nad sobimatud viljakamates männikutes, kus igasugune täiuse vähendamine (ka harvendusraiega) viib kuuse vohamiseni ja männikute asendumiseni kuusikutega. Mõttetud on nad ka seal, kus raie uuenenud looduslikult (aga see on ju peaeesmärk!) hästi kase, haava, sanglepa või halli lepaga." Võrreldes aga lage- ja turberaie uuendust, kirjutab Etverk järgmist: "Uuendus pole tagatud (rohtumise oht), kvaliteet kõrgem (kohalik seeme, rangem looduslik valik, istutusvigade puudumine, suurem elujõud). Uuenemine on odavam. Uuenemisperiood on pikk, mis põhjustab kadu juurdekasvus. Võib toimuda ebasoovitavaid muutusi puuliikide levikus (kuuse domineerimine, valgusnõudlike liikide leviku vähenemine)." Samas lageraie korral möönab ta, et "Uuendus on tagatud kas kultiveerimisega või loodusliku uuenemisega. Uuenemine on kultiveerimise korral kallim. Uuenduse kvaliteet võib olla halb seemnete ebasobivus, lohaka töö, madala algtiheduse korral."

Valikraied ja püsimeetsamajanduse teoreetiline raamistik Eestis

Järgnevalt antakse lühiülevaade valikraie kui püsimeetsakasvatuse kasutatava raieliigi teoreetilisest raamistikust. Siinne peatükk põhineb kõrgkooliõpiku "Meetsamajanduse alused" (Laas jt 2012) peatükil 23.4 Valikraie ja "Meetsandusteatmiku" (Laas ja Uri 2023) vastavateemalistel artiklitel.

Püsimeets on meetsamaa, mis on pidevalt kaetud formeerunud meetsaga, seejuures eristatakse passiivselt seisvat ja aktiivselt majandatavat püsimeetsa. Kui passiivselt seisev püsimeets areneb loodusmeetsa suunas, siis majandatavas püsimeetsas kasutatakse valikraiet ja sellele eelnevalt harvendusraiet, eesmärgiga vähendada puudevahelist konkurentsi ja soodustada nii puistu uuenemist. Valikraie puhul võiks puistu tiheduse reguleerimise eesmärgil teha raiet 5-10 aasta tagant, raiudes erinevas vanuses puid sealt, kus see on meetsakasvatuselikult ja/või kaitstavate liikide seisukohast kõige vajalikum. Püsimeetsana saab hakata eelkõige majandama erivanuselisi või kahehindelisi sega- ja okaspuistuid ning hall-lepikuid. Püsimeetsades tehtavate väikehailude diameeter ei ületa poolt puistu keskmist kõrgust ja seal toimub puistu pidev uuenemine. Seejuures oleks kasulik raieaastad teha seemneaastatel. Kui puistu ei ole erivanuseline ja puudub elujõuline II rinne, võib püsimeetsa hakata kujundama elujõuliste okaspuude järelkasvu gruppidega puistutes, andes neile harvendusraiate käigus valgust. Valikraiel peaks raiuma puid kõikidest vanuse-/jämedusastmetest, pidades silmas puude arvulist proportsiooni erinevates klassides. Ehk eesmärgiks peaks olema puistu, kus arvuliselt enim kasvab nooremaid puid ning vanemate puude arvuline hulk väheneb ühes nende vanuse kasvuga.

Püsimeetsa kujundamisel ja majandamisel valikraietega eeldab pikaajalist järjepidevust, kuna puistut peaks majandama ühe ja sama meetsakasvatuseliku lähenemisega aastakümneid. Püsimeetsas ei tehta kunagi uuendusraiet, valikraied täidavad nii hooldus- kui uuendusraiate rolli, mille abil peaks tagama puistu pideva uuenduse, ka noorte ja keskealiste puude kasvu paranemise, seemnesaagi suurenemise kui ka puidu varumise samaaegse kõrgmeetsa pidevuse tagamisega. Valikraiate puhul tuleb silmas pidada, et puistu parimad kuused või männid saaksid vähemalt kahel või kolmel käbiaastal seemet anda, et säilitada puistu geenifond. Valikraie rakendamisel kuusepuistutes tuleb arvestada juurepessu olemasoluga ja täita kõiki reegleid selle leviku tõkestamiseks.

Püsimeetsa kontseptsiooni saab edukamalt rakendada keskmise boniteediga puistutes, kus alustaimestiku kasv ei ole liialt intensiivne. Hailude suurus peaks ühelt poolt tagama (kuuse) uuenduse kuid samal ajal hoidma ära lopsaka alustaimestiku vohamise. Ebapiisava uuenduse olemasolul võiks käbiaastail teha maapinna ettevalmistamist või ka puude lisaks istutamist. Parimad kasvukohatüübid püsimeetsakasvatuseks võiks olla jänesekapsa-mustika või jänesekapsa-pohla, kus männi või arukase I rinde all saaks kasvada kuuse II rinne või järelkasv. Samas on jänesekapsa-pohla kasvukohatüüp sobivaim männi kasvatamiseks ja seda peaks seal ka tegema. Samuti on palumetsades õigem eelistada männi kasvatamist. Kuuse osakaalu suurenemine tõstab ka juurepessu leviku võimalust, kuid juba juurepessuga nakatunud puistut ei saa pikalt erivanuselise püsimeetsana majandada.

Raamat "Teejuht püsimeetsandusse"

2020 aastal ilmus Liina Remmi, Liis Kuresoo ja Mihkel Rünkla koostatud püsimeetsakasvatuse teemaline raamat "Teejuht püsimeetsandusse", kus antakse ülevaade Euroopa erinevate riikide vastavast kogemusest, vaagitakse püsimeets vs lageraie erinevatest aspektidest, antakse soovitusi püsimeetsa majandamisest puuliikide ja metsatüüpide kaupa. Autorid ütlevad Sissejuhatuses nii: "Lühidalt öeldes seisneb püsimeetsamajandus raietel üksikpuude või väikeste puudesalkade eemaldamises. See on puidutootmise valdkonna mõiste. Ka selles kirjatöös on rõhuasetus puidutootmisel ning metsa mittepuidulisi väärtusi on käsitletud eelkõige kaasnähtusena." "Käesoleva teejuhi üks raskuspunkte langebki nõuannetele, kuidas kasvatada püsimeetsas erinevaid puuliike. Keskendumegi retkel ennekõike puidu kasvatamisele. Ka mittepuidulised hüved on kahtlemata olulised paljudele metsaomanikele ja -külalistele, kuid praegusajal vaadeldakse neid enamasti ikka kõrvalkasutusena. Kui metsa üldse majandatakse, siis tüüpiliselt eesmärgiga mingilgi hulgal puitu koguda. Valikraieid tehes saab püsimeetsas soosida väljavalitud tulevikupuud, mille kasvamist ja omadusi üritatakse raietega edendada."

Autorid määratlevad püsimeetsa kui metsa valikraietega majandatavat metsa, kus kasvatatakse kasvukohale omaseid puuliike, metsamaad üldjuhul ei kuivendata, ei väetata või ei tehta lausalist kündi ning järjepidevalt hoitakse kõrgmetsa olemasolu, raiumata jäetakse säilikpuud. Seejuures sõnastavad autorid eraldi välja, et "püsimeetsanduses ei kasutata ei turbe- ega lageraie, vaid ainult valikraie."

Ülevaade püsimeetsamajandamise ajaloost ja seaduslikust raamistikust Põhjamaades

Käesolev ülevaade on koostatud hiljuti ilmunud püsimeetsamajandust käsitleva koguteose “Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries” (Rautio et al. 2025, Springer) peatükkide 1 (Brunner et al. 2025) ja 2 (Cedergren et al. 2025) ning ülevaateartikli “Even-Aged and Uneven-Aged Forest Management in Boreal Fennoscandia: A Review” (Kuuluvainen et al. 2012, Ambio) põhjal.

Nimetatud raamatu on koostanud Põhjala tippteadlased ning kuna see ilmus alles käesoleva aasta kevadel, on tegemist seni parima ja värseima püsimeetsanduse temaatikat käsitleva teabe koondamisega. Koostatud peatükk sisaldab teavet peamiselt Soome ja Rootsi, kuid mõnevõrra ka Norra teadmisi ja kogemusi. Et hoida siinse peatüki tekst loetavam ja ladusam, ei ole teksti jäetud viiteid originaalliketele, need on leitavad eeltoodud allikatest.

Fennoskandia metsade majandamise ajalooline taust

Erinevalt suuremast osast Kesk-Euroopast ei ole püsimeetsamajandust (PMM) (i.k. *continuous-cover forestry*, CCF) Fennoskandias (Soome, Rootsi, Norra) viimase 30–40 aasta jooksul laialdaselt rakendatud. Aruteludel PMM ja lageraiepõhise majanduse pooldajate vahel on Fennoskandias pikk ajalugu, erinevad kirjandusallikad selle kohta on teada juba ligi 200 aastat tagasi, kuid ulatuslikum debatt toimus eelmise sajandi esimesel poolel.

Fennoskandias rakendati püsimeetsamajandust üldiselt valikraietena, mille tulemuseks olid vaesunud ja tühjade laikudega puistud, mis tekitasid laialdast muret tulevase puiduvaru pärast. Näiteks Soomes peeti CCF-i 20 sajandi alguses kohalikele metsadele üldiselt sobimatuks. 1940. aastatel jõuti Fennoskandias järeldusele, et valikraietega majandatud puistud ei ole hästi uuenenud. See oli osaliselt valikraiesüsteemi väärkasutuse tulemus, millele viitasid ka süsteemi pooldajad, ja osaliselt seetõttu, et seda rakendati sobimatutes metsades. Seetõttu keelati Rootsis ja Soomes valikraied ning sellega seotud süsteemsed vormid sisuliselt ära.

Soomes oli PMM 1950. aastatest kuni 2014. aastani sisuliselt keelatud. Keeld tekkis reaktsioonina varasemale hävitavale valikraiele (*harsintahakkuu*), kus väärtuslikud palgipuud raiuti korduvalt ilma uuendamiseta, viies metsade ulatusliku degradeerumiseni kogu riigis. Selline majandamine koos alepõllunduse ja tõrvatootmisega jättis 20. sajandi keskpaigaks nii Lõuna- kui ka osaliselt Põhja-Soome tugevalt metsavaeseks. Pärast 1945. aastat suunas riik aktiivselt metsamajanduse ühealiste, kultiveeritud metsade süsteemile, et taastada puiduvaru ja toetada kiiresti kasvavat tselluloosi- ja pabertööstust. 2014. aastal tühistati valikraie keeld tööstuse, keskkonnaorganisatsioonide ja poliitikakujundajate ühisel kokkuleppel. Nii lõppes kuue aastakümne pikkune periood, mil PMM oli Soome metsandusest suuresti välja tõrjutud, ning avas tee lageraieetele alternatiivsetele metsakasvatussüsteemidele.

2014 aasta metsateadlase Jari Hynyneni ettekandes (EFINORD Annual Meeting 14.05.2014) välja toodud seaduslikud raamid püsimeetsamajandusele Soomes: senisest enam on metsaomanikule antud oma metsa majandamisel otsustusvabadust, sh on kaotatud raiete vanuse- ja diameetripiirangud.

Minimaalsed nõutavad raiejärgsed rinnaspindalad on: Lõuna Soomes 10 ja 9 m²/ha (vastavalt viljakas ja vähevilkakas kasvukoht); Kesk Soomes 9 ja 8 m²/ha; Põhja Soomes 8 ja 6 m²/ha. Kuni 0,3 ha suuruste häilude korral ei ole uuendamise kohustust.

Rootsis oli valikraie (*dimensionshuggning*, *blädning* või *plockhuggning*) 19. sajandi lõpust kuni 20. sajandi alguseni laialt levinud. Valikraie muutus sageli ekspluateerivaks ja metsa uuenemine jäi nõrgaks, mille tulemuseks oli sajandi keskpaigaks madala tootlikkusega hõredad metsad. Et tagada puiduvaru ja suurendada selle kasvu, asendus valikraie järk-järgult lageraie põhise majandamisega. 1950. aastateks oli valikraie süsteem suures osas hüljatud ning suurte puude raie valikraietel keelustati. Aja jooksul säilisid mõningad püsimeetsamajanduse võtted, eelkõige turberaied hariliku männi ja pöõgi puhul. Huvi PMM-i vastu hakkas taas kasvama eelmise sajandi lõpukümnendil, kui üha enam rõhutati metsade pakutavaid erinevaid ökosüsteemiteenuseid. 2021. aastal määratles Rootsi Metsandusamet ametlikult *hyggesfritt skogsbruk* (lageraievaba metsandus) kui metsamajanduse viisi, mis säilitab pideva puude katvuse ilma suurte lageraie teta. Hoolimata kasvavast huvist on PMM-i praktiline rakendamine Rootsis endiselt piiratud.

Norras oli kuni 19. sajandi lõpuni peamine raieviis sihtdiameetri (i.k *target diameter harvest*) või läbimõõdu piiranguga raie (i.k *diameter limit cutting*), mis tähendas, et metsast raiuti vaid kõige suuremaid puid. Kuigi väiksemad puud jäeti kasvama, viis intensiivne puiduvarumine ekspordi, kaevanduse ja kütte tarbeks sageli lageraie ja metsade vaesumiseni. Perioodil 1900–1940 mindi üle nn *plukkhogst* meetodile – valikraiele, kus raiuti ka keskmise suurusega ja kahjustatud puid, kuid uuendamisele ja metsakasvatusele pöörati endiselt vähe tähelepanu. Osa metsandustegelasi propageeris *bledning*-meetodit, mis oli süstemaatilisem ja puistu arengule enam tähelepanu pöörav valikraie vorm, kuid praktikas olid võtted ebaühtlased ja halvasti määratletud. Kahanenud metsaressursside tõttu loodi 1919. aastal esimene Norra riiklik metsainventuur ning algas tuline arutelu valikraie pooldajate ja lageraie põhineva metsamajanduse pooldajate vahel. Alates 1950. aastatest muutus lageraie põhine majandamine valdavaks, mis aitas edukalt taastada metsaressursse. Viimastel aastatel on huvi püsimeetsamajanduse vastu taas kasvanud, kuid praktikas rakendatakse lageraiele alternatiivseid võtteid endiselt vaid väikesel alal.

Seega, kõigis kolmes riigis kogeti 20. sajandi alguseks varasemate püsimeetsamajanduse versioonidega halbu tulemust, viies metsaressursside tugeva ammendumiseni. Seetõttu asendati valikraied lageraie põhise majandamisega, mis panustas metsade juurdekasvu ja puidu tagavara suurenemiseni. Tänapäeval tunnevad mõned metsamajandajad muret, et püsimeetsamajanduse meetodite, eriti valikraie laiem levik võib viia samade vigadeni, mis tehti sada aastat tagasi. Kaasaegne valikraiesüsteemi rakendamine peab aga toimuma märksa kontrollitumalt, säilitades puistu struktuuri ja tiheduse tasemel, mis tagab piisava juurdekasvu ja järelkasvu ning välistab varasemate vigade kordumise.

Püsimeetsamajandamise definitsioon Fennoskandias

Praegu erinevad Fennoskandias püsimeetsamajanduse määratlused riigiti ning on sageli poliitiliste kompromisside tulemus. Seejuures on väga oluline teha vahet püsimeetsamajandusel/-kasvatusel ja üleminekul (i.k *conversion*) püsimeetsamajandusele, mis erinevad oluliselt ja mis saab lähitulevikus

olema oluline tegevussuund. Samas olukorras oleme ka Eestis, kus palju räägitakse püsimeetsakasvatusest, kuid tegelikke püsimeetsasid (ehk puistusi, kus on aastakümneid järjepidevalt metsa püsimeetsana majandatud) on väga vähe. Seega on oluline püsimeetsaks sobivates puistutes alustada valikraietega, mis kujundaks puistu struktuuri aastakümnete vältel püsimeetsa ilmeliseks. Üks valikraie varasemalt nõ tavadpärast majandatud puistus ei ole veel püsimeetsakasvatus, see on vaid esimene samm selles suunas. Halvad tavad ja negatiivsed kogemused valikraietega enne 1950. aastat on viinud selleni, et Fennoskandias on kadunud nii kogemus kui ka valmisolek PMM-i rakendada.

Raamatus „Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries“, peatükk 2, defineerivad autorid püsimeetsamajandust järgmiselt (vt alljärgnev loetelu ja Tabel 1).

- Püsimeetsamajandus on metsamajandussüsteemide rühm, mis säilitavad metsa pideva katte.
- Autorid ei määratle oma PM definitsioonis miinimumtasemel metsa katvuse üksikasju (nt tihedust, kõrgust, homogeensust või katvuse järjepidevust).
- Metsamajandussüsteemid, mida Fennoskandias kasutatakse või saab kasutada metsa pideva katte säilitamiseks, on valikraie (*selection system*), turberaie (*shelterwood system*) ja gruppide (häiludena) majandamine (*group system*).
- Ainult nende süsteemide pikaajaline rakendamine kvalifitseerub püsimeetsamajanduseks.
- Üleminekut püsimeetsamajandusele ei käsitleta PMM-ina, kuid see on lähiaastatel oluline tegevus nendele metsaomanikele, kes soovivad PMM rakendada.

Tabel 1. Metsakasvatustlike lähenemiste ülevaade (Rautio et al. 2025, tabel 2.1.)

Metsamajanduslik lähenemine/paradigma	Metsakasvatustlik süsteem	Raieviisid	Kas on püsimeetsamajandus?
Valikraietega majandamine	Valikraied	Valikraie	Jah
Uuendurraietega majandamine (nn rotatsiooniline, i.k. <i>rotation forestry</i>)	Grupiviisiline	Häilraie, häilude laiendamine	Jah, kui püsiv metsa katvus on eesmärk ja seda hoitakse
	Turberaied	Ettevalmistav raie, turberaie(d), turbe eemaldamine	Jah, kui püsiv metsa katvus on eesmärk ja seda hoitakse
	Lageraied	Lageraie, seemnepuudega lageraie, seemnepuude raie	Ei

Siit ilmneb oluline ja põhimõtteline erinevus Fennoskandia ja Eesti vahel – meil ei liigitu turberaied püsimeetsa kasvatuseks sobiva raieliigi alla, kuid põhjamaades küll, kui täidetud on selgelt defineerimata ähmane tingimus, et turberaie on püsimeetsamajandus juhul, kui eesmärk ja tulemus on metsa püsiva katvuse hoidmine.

Kuigi autorid ei määratle oma PM defineerimise käigus vana metsa katvuse üksikasju, toovad nad siiski riikide kohta välja PM-le seatud tingimused.

Soome seadusandluses on PMM defineeritud raieviiside põhjal, PMM rakendamiseks kasutatakse vaid valik- ja häilraieid. Raiejärgne miinimum rinnaspindala varieerub, olles Lõuna Soomes 10 m²/ha ja Põhja Soomes 5 m²/ha.

Rootsis on metsaseaduses määratletud minimaalne puistu tihedus, mille puhul ei rakendu metsa kultiveerimise kohustust, see on ka PMM puhul minimaalseks puude katvuse piiriks. Aegjärgse raie puhul võib vähendada puistu tagavara poole võrra, kui tekkinud on rahuldav uuendus, milleks loetakse sõltuvalt kasvukoha viljakusest 1000-1500 puud hektarile. Kui uuendus on saavutanud 2,5 m kõrguse, võib vähendada suurte (üle 10 m kõrgused) puude hulka okaspuistutes kuni 25 puuni hektari kohta. Häilraiel on häilu pindala ülempiir 0,25 hektarit. Häile võib laiendada, kui rahuldav uuendus (*satisfying regeneration*) on vähemalt 2,5 m kõrgune. Norras on kasutusel mõiste *lukkede hoster* (i.k *closed cuts*), mille puhul jäetakse langile kasvama vähemalt 150 puud hektari kohta; häilu pindala ülempiir on 0,2 hektarit.

Üleminek püsimeetsamajandusele

Nagu juba eelnevalt mainitud, on ajaloolistel põhjustel PMM praegu Fennoskandias harv nähtus ning seega saab lähikümneanditel olema väga oluliseks tegevuseks just üleminek PMM-le (*conversion to CCF*). Mitmekümneaastane ajaperspektiiv tuleneb asjaolust, et PM-ks muudetakse vaid üksikuid metsakinnistuid või puistuid, kõik metsad ei sobi üleminekuks ühtviisi hästi ning üksikute puistute ümberkujundamine ise võtab palju aega. Seetõttu on raamatu autorite sõnul teadmised üleminekuprotsessidest praegu olulisemad kui detailsed juhised nende metsakasvatussüsteemide rakendamiseks, mida hakatakse kasutama pärast üleminekut. Mõnel juhul saab PMM rakendada ka ilma selge üleminekuperioodita – näiteks turberaietega eelnevalt harvendatud puistutes või häilraietega majandatud puistute puhul.

Üleminek püsimeetsamajandusele on kõige keerulisem juhul, kui sihiks on valikraiesüsteem, sest see eeldab mitmerindelise puistu struktuuri väljakujunemist. Selline struktuur kujuneb välja aastakümnete jooksul loodusliku uuenemise teel ning eeldab, et olemasolevad puud on piisavalt stabiilsed ja pika elueaga.

Aegjärgse ja häilraie rakendamine nõuab tavaliselt vaid seda, et puistut oleks eelnevalt piisavalt harvendatud, nii et puud oleksid individuaalselt stabiilsed. Täiendavat üleminekut pole siis vaja, kuna uuenemine algab juba süsteemi uuendusraiate käigus. Kuid alates 1950. aastatest rakendatud metsamajandustavad Fennoskandias on loonud puistud, mida on keeruline püsimeetsamajanduse üle viia. Need on ühealised ja enamasti üheliigilised ning sageli tihedad ja harvendamata puistud (näiteks Norras), kus puude individuaalne stabiilsus on väga väike ja vanemas eas pole muud majandamisvõimalust kui lageraie. Nooremates puistutes võimaldab väiksem tormikahjustuse risk aga luua häile, käivitada looduslikku uuenemisprotsessi ja kujundada järgnevatel aastakümnetel mitmerindelised puistud.

Üleminekutsenaariume on uuritud kasvumudelite abil, mis sageli näitavad üleminekuperioodil väiksemat juurdekasvu. Kasvu vähenemine on seotud puistu tiheduse vähendamisega, et soodustada uuenemist. Täpne mõju on siiski ebaselge, sest enamik mudeleid ei ole mõeldud selliste struktuuride jaoks või kasutavad lihtsustatud eeldusi noorendike tekkimise ja kasvu kohta. Ükski neist ei arvesta ka tormiheite ega muude riskidega, mis sõltuvalt majandamisviisist tootlikkust vähendavad. Seetõttu ei saa kasvusimulaatoreid praegu pidada sobivaks tööriistaks üleminekumeetodite kavandamisel.

Valikraiesüsteemile ülemineku üheks meetodiks on pakutud tüvede sihtdiameetri raiet, mida on katsetatud ühealises hariliku kuuse puistutes. Senised tulemused näitavad, et sellised puistud on arenenud mitmerindeliseks ja on talunud tugevaid tormi.

Viimastel kümnenditel on Washingtoni ja Oregoni osariikides noorte ühealiste okaspuupuistute üleminekuks püsimeetsamajandusele rakendatud meetodit nimega *variable-density thinning* (VDT), millel ilmselt eesti keelset vastet olemas ei ole. VDT tulemuseks on ebaühtlane tihedus pärast harvendusraiet – puistus paiknevad vaheldumisi häilud, harvendamata laigud ja erineva intensiivsusega harvendusalad. Rootsisis on katsetatud teistsugust lähenemist, kus noori kuusepuistuid on tugevalt, kuid ühtlaselt harvendatud, kuid tulemused on olnud vastuolulised ning katse käigus muudeti ka algset töötlusplaani.

Soomes peetakse üldiselt sobivaimaks üleminekuviisiks turberaie või häilraie kasutamist, et soodustada uuenemist ja luua aegamisi järelkasv, mille põhjal saab hiljem kujundada keerukama struktuuriga puistu. Alternatiivina on pakutud väga hõreda turberaie rakendamist, mille järel võiks kiiresti tekkida pioneerliikidega edukalt uuenenud noorendik. Sellele järgneks varjutaluvate liikide, näiteks kuuse, alusmets, mis võimaldaks luua liigirikka ja mitmerindelise puistu. Teise variandina on välja pakutud erivanuseline metsamajandus, kus majandusvõtted kohandatakse iga konkreetse olukorra järgi ilma kindlate reeglite ja režiimideta.

Soomes on valikraiesüsteemile ülemineku meetodina propageeritud ülameetodil harvendusraiet, mida kasutatakse esimese sammuna keerukama puistustruktuuri kujundamisel. Eeluuenduse, alusmetsa ja teise rinde puud kaitstakse harvenduse käigus. Siiski leitakse kokkuvõtvalt, et ülameetodil harvendamine kujundab sarnaselt alameetodil harvendamisega homogeeniseid puistu struktuure ning seetõttu ei ole tõenäoline, et ülameetodi harvendus muudaks noored puistud mitmerindeliseks.

Praegu rakendatakse Soomes ka kaheindelise männimajandust kui üleminekumeetodit püsimeetsamajandusele. Selle eesmärk on muuta ühealine puistu struktuurilt mitmekesisemaks. Küps männik uuendatakse seemnepuuraie või turberaie abil. Kui uus puude põlvkond on tekkinud, harvendatakse ülemist rinnet, kuid osa suuri puud jäetakse kogu järgmiseks raieringiks kasvama, et säilitada suurte puude järjepidevus. Uue põlvkonna ebaühtlane paiknemine ja ülemise rinde konkurents mõjuvad soodsalt alumise rinde struktuurile mitmekesisusele, mida saab hilisemate hooldusraiate käigus kas suurendada või vähendada.

Püsimeetsamajanduse alla kuuluvad metsakasvatussüsteemid

Autorid kirjeldavad lühidalt püsimeetsamajanduses kasutatavaid metsakasvatussüsteeme ja üleminekumeetodeid. Kuna nende süsteemide rakendamise kogemus Fennoskandias on praegu veel piiratud, põhineb kirjeldus peamiselt Kesk-Euroopa metsakasvatuskirjandusel ning vähestel piirkondlikel katsetel ja kogemustel.

Valikraied

Valikraiesüsteem põhineb üksikute puude raiel ja mitmerindelise puistu struktuuri pideval säilitamisel. Tänu pidevalt suurele puistu tihedusele sobib see süsteem eelkõige varjutaluvatele liikidele. Vähem varjutaluvate liikide pideva uuenduse tagamiseks tuleb puistu tihedust vähendada, mis aga piirab tootlikkust. Alternatiivseks lähenemiseks nende liikide säilitamiseks on häilude raiumine, kas lisaks või koos üksikpuude raiega, et võimaldada puuderühmade looduslikku uuenemist.

Valikraiega majandatud puistud on iseloomulikud laskuva rinnasdiameetrite jaotusega, mis tähendab, et puistus leidub eri jämedusklasside puid. Seda seostatakse sageli mitmerindelise võrastikustruktuuriga. Mitmerindelise puistu säilitamiseks tuleb hoida piisavalt kõrget tihedust, mis tagab hea juurdekasvu ja pideva järelkasvu. Raieintervallid ja raieaht peavad sellele vastavalt olema kohandatud. Üksikpuude valikraie toimub enamasti sihtdiameetri põhimõttel.

Valikraiesüsteem on intensiivne majandamisviis, mis säilitab puistu dünaamika teatud faasi. Kuna Fennoskandias raiutakse enamasti suuremaid puid ja sihtdiameetrid on väikesed, ei ole suurte elus- ja surnud puude olemasolu puistus iseenesest tagatud. Sellistele struktuuridele kohastunud elustiku säilitamiseks tuleb teadlikult jätta kasvama eri liikidest suuri puid. Sama põhimõtte kehtib ka turberaiete puhul.

Turberaied

Turberaiet on Fennoskandias viimastel aastakümnetel rakendatud väiksematel pindadel, nii hariliku kuuse kui hariliku männi puhul. Tavaliselt algab see puistutest, mida on kasvu jooksul korduvalt harvendatud ning kus puudel on pikad võrad ja hea tuulekindlus. Esimesed ettevalmistavad raided käivitavad raiejärjekorra, mis säilitab vanade puude turbe mitmeks aastakümneks. Selle tulemusel tekib kogu alal ühtlaselt ja suhteliselt tihe noorendik. Viimased turbepuud tuleks eemaldada alles siis, kui kogu ala on uuenenud ning väikeste puude minimaalne kõrgus on saavutanud vähemalt 50 cm. Selline majandamine tekitab järgmise põlvkonna puistu, mille vanuse erinevus võib ulatuda kuni 30 aastani, kuid vaatamata sellele kujuneb struktuur sageli suhteliselt ühtlaseks. Kaasaegses Soome männimajanduses jäetakse osa ülemise rinde puudest kasvama kogu raieringi vältel, et toetada ökosüsteemiteenuseid ja tagada kvaliteetse puidu tootmine.

Grupiviisiline raie

Grupiviisilise raie puhul avatakse puistu järjestikuste häilude loomise kaudu. Häilude suurus, arv, paiknemine, ajastus ja nende laiendamine võivad selles süsteemis oluliselt varieeruda. Pärast uuenemisprotsessi algatamist häilude kaudu võib ülejäänud osa puistust samuti raiuda korraga või muude mustrite järgi, kuid häilude laiendamine on selles süsteemis tavapraktika. Fennoskandias soovitatakse grupiti raieid sageli kasutada valgusnõudlike liikide, näiteks männi puhul. Männiliikide ja arukase loodusliku uuenemiseks vajalikku minimaalset häilusuurst ei ole täpselt teada, kuid see võib oluliselt erineda sõltuvalt kasvukoha tingimustest ja laiuskraadi muutumisest.

Püsimetsa uuenemine ja tootlikkus Põhjamaade ja Eesti näidetel

Järgnev kokkuvõte põhineb Raamatu „Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries“ peatükil nr 3 „Regeneration“ (Lula et al. 2025) Üldise tausta kirjeldamiseks on kasutatud õpiku „Metsamajanduse alused“ (Laas, Uri, Valgepea 2012) sisu. Lisaks on tulemusi kajastatud erinevatest teadusartiklitest, millele on sel juhul ka viidatud.

Peatükis on kajastatud ka turberaied esimeses ülevaate peatükis kirjeldatud põhjustel.

Uuenemine ja järelkasv. Üldine taust

Looduslik uuenemine on püsimetsamajanduses eelistatud uuendusviis, kuid see on aeglane ja mitmetahuline protsess, mida mõjutavad nii ökoloogilised kui ka metsakasvatustegurid. Edukas uuenemine sõltub eelkõige valgusest, ülarinde tihedusest, seemneallikatest, maapinna ettevalmistusest ning puuliigi ökoloogilistest omadustest.

Püsimetsas tekivad uued puud enamasti looduslikul teel – küpsed puud annavad seemneid, mis idanedes asendavad järk-järgult vananevaid või raiutud puud. Aegjärgse raie korral toimub see läbi võrastiku järkjärgulise avamise, mille käigus järelejäänud puud tagavad seemnete leviku ning kaitsevad noorendikku liigse rohttaimestiku, tuule, külma ja ulukikahjustuste eest. Samas varjutavad suured puud noori piud, vähendades nende kasvu. Valikraietega majandatud puistus on eesmärk tagada pidev järelkasv – igas jämedusklassis peavad olema olemas puud, mis kasvavad järgmisesse vanuseklassi, asendades järk-järgult vanemaid puud.

Millistes valgus- ja varjutingimustes uuenemine toimub/on võimalik, määravad ära puuliikide ökoloogilised omadused ja kasvunõudmised. Enamik Eesti metsades ülarinnet moodustavad puuliigid on valgusnõudlikud ning just seepärast on püsimetsamajandamine meie tingimustes raskendatud. Eriti valgusnõudlikud on meie peamised majanduslikud puuliigid mänd ja arukask, samuti haab. Harilik kuusk on varjutaluv hilise suksessiooni liik. Kuusk võib kasvada järelkasvu/alusmetsana aastaid tiheda võrastiku all, kasutades uuenemiseks väikseid häile.

Looduslikku uuendust määrab paljuski seemnete olemasolu ja kvaliteet. Puude viljakandvus sõltub mitmest tegurist: Puu vanus ja valgusolud – üksikult või metsaservas kasvavad puud saavad rohkem otsest päikesevalgust ja alustavad viljakandmist varem. Näiteks mänd hakkab viljuma üksikult kasvades juba 10–15-aastaselt, puistus aga 25–30-aastaselt; kuusk vastavalt 20–25 ja 35–40 aasta vanuselt. Puude käbikandvust parandavad ka paremad toitumistingimused ja piisav mullaniiskus. Soojad ja valgusküllased suved soodustavad õite ja käbide arenemist, samas kui hilised kevadkülmad või suvised põuad võivad õied hävitada. Väetamine ja valguse suurenemine läbi ülarinde hõrendamise võivad mõne aasta möödudes seemnetoodangut oluliselt suurendada.

Puude viljakandvus ei ole igal aastal ühesugune, seemneaastad korduvad perioodiliselt: männil umbes iga 3–5 aasta, kuusel 5–7 aasta järel. Kuid kuusel võib esineda ka kuni kümneaastaseid perioode, mil seemneid peaaegu ei ole. Lisaks võivad seemned hävida erinevate käbikahjurite tegevuse tagajärjel.

Arukask ja teised lehtpuud kannavad seemneid peaaegu igal aastal, kuid eriti rikkalik seemnekandvus kordub tavaliselt üle aasta. Pikema intervalliga (5–7 aastat) seemneaastad on omased näiteks tammel. Seemnete idanemine sõltub maapinna omadustest, maapinna mineraliseerimine parandab enamasti uuenduse arvukust ja selle kasvu.

Nagu teada, siis nii Fennoskandias kui Eestis on pikemalt püsimeetsana majandatud puistused küllalt vähe ja seetõttu on oluline mõista et peamine eesmärk laialdasema püsimeetsamajandamise juurutamise juures saab olema puistute ettevalmistus ehk üleminek püsimeetsale. Rautio jt. 2025 raamatu kohaselt on vastavaid uuringuid Põhjamaades tehtud vähe. Kui püsimeetsas soovitakse rakendada aegjärkset või häiludega majandamist (shelterwood), pole eelnevat erilist lähenemist vaja, üleminek püsimeetsakasvatusele algabki nimetatud raietega. Kuid kui on soov rakendada valikraiet, peaks puistut hakkama hõredamaks raiuma nooremas eas, mis looks puistusse häile ja tõstaks tänu parematele valgustingimustele puude seemnekandvust. Raamatu koostajad nimetavad ülemineku võttena sobivaks ka sihtdiameetri raiet (*target-diameter harvest*).

Valikraied (*Selection system*) kuusikutes ja männikutes

Valikraietega puistute uuenemine eeldab pideva noorte puude uuenduse ja järelkasvu olemasolu, mis asendaks järk-järgult raiutud või surnud vanu puid. Uuenduse puude teke peaks olema pidev või siis lühikeste perioodide järel korraga suuremaarvuliselt. Üldiselt kipub tärganud seemikute suremus olema esimestel kasvuaastatel väga suur, ulatudes erinevatel hinnangutel 80-99 protsendini. Peale esimesi aastaid väheneb seemikute suremus järsult, seejuures paremini elulevad kuused, halvemini männid ja kased. Tekkivate seemikute hulk erineb aastati ja puistuti suurtes piirides ning seemikute paiknemine puistus on enamasti ebaühtlane. See sõltub suuresti sobivate mikrokasvukohtade olemasolust ja mullaniiskusest ning muidugi puistu tihedusest.

Valikraietega majandatud kuusikutes on leitud, et uuenduse juurdekasv on väga aeglane, jäädes keskmiselt 2-4 cm juurde aastas, mis tähendab, et 1,3 meetri kõrguse saavutamine võtab puudel aega keskmiselt 40-60 aastat. Sellest tulenevalt on selge, et ülemistesse rinnetesse võivad jõuda üksnes puud, mille tervislik seisund on parem ja ka juurdekasv kiirem. Mitmete autorite hinnangute keskmisena on leitud, et Soome, Rootsi ja Norra metsades lisandub aastas minimaalse rinnasdiameetriga 0,1 cm järelkasvu puid 10-70 tk/ha, vahel ka rohkem. Seda peamiselt kuuskede näol, lisanduvate valgusnõudlike puuliikide hulk on olematu. Loomulikult sõltub selliste mõõtmetega lisanduvate puude hulk uuenduse edukusest ja kõrguskasvu kiirusest ning see varieerub puistutes suurtes piirides. Uuenemise ja puistu omaduste (tihedus, tagavara) seoste kohta on vastakaid hinnanguid, kuid uuenemise hindamise teeb keerukamaks raietööde käigus viga saavate ja hukkuvate puukete hulk, mis teeb nõ pildi segasemaks. Üsna sagedased raied on aga püsimeetsamajanduse iseloomulik osa. Samas on leitud üsna üheselt, et madalama tihedusega puistus on uuenemine edukam.

Kõdusoo-kuusikutes on uuringud kestnud küll üsna lühikest aega ja neid pole publitseeritud, kuid esialgsed andmed näitavad, et kui raiejärgne puistu rinnaspindala 9-13 m²/ha soosib uuendust. Samal ajal suurendab nii tugeva kraadiga raie tuule ja lumekahjustuste tekke ohtu. Samuti näitavad vaatlused, et uuenemise edukus on väga varieeruv ning kasinam on see kohtades, kus mullas esineb kaaliumi puudus.

Männikute uuendamise muudab keerulisemaks männi valgusnõudlikkus, mistõttu on loodusliku uuenemise eduks vajalikud suuremad häilud või madalam puistu tihedus. See aga omakorda viib alla puistu tootlikkuse. Põhja-Rootsis ja -Soomes tehtud uuringud näitasid selgelt puistu ülarinde tiheduse ja uuenduse tekke, ellujäämise ja kasvu seost – uuenduse edenemiseks on vajalik raiuda ülarinne väga hõredaks. Kuid nende tulemuste juures tuleb silmas pidada, et uuringud viidi läbi meiega võrreldes oluliselt keerulisemates tingimustes.

Uuenemine häiludega majandamise korral (*Group system*)

Häilude raiumine sarnaneb olemuslikult lageraiele ning häiludes on maapinnal rohkem valgust ja väiksem juurkonkurents võrreldes valikraietega majandatavate puistutega. Samuti on häiludes lihtsam teha maapinna ettevalmistust ja istutamist. Häilu suurus ja kuju mõjutab selle uuenemist. Ühelt poolt võivad häilu servapuud soosida puude uuendust, külvates seemneid ja hoides tagasi rohttaimestiku vohamist, kuid teisalt võivad servapuud ka noorte puude kasvu juurkonkurentsi tõttu takistada. Samas on häilu sisesealt juurkonkurentsi ja valgustingimuste osas suured varieeruvused (sõltuvalt punkti kaugusest häilu servast ja ilmakaarest), mis mõjutavad uuenemist.

Kuusikutes tehtud uuringud näitavad, et maapinna ettevalmistus soodustab Põhja-Soome vaesematel muldadel uuenduse teket kuid Lõuna-Soome viljakamatel muldadel üle 40 m läbimõõduga häiludes toob see kaasa rohttaimestiku ja võsa vohamist, mis jällegi takistab peapuuliigi uuenemist. Selline trend on tuvastatav nii mineraal kui ka kuivendatud turvasmuldadel. Vaatamata erinevate suurusega häilude rahuldavale uuenduse tihedusele (puud/ha) jääb nende kõrguskasv enamasti tagasihoidlikuks (5-10 cm/a).

Männikutes võib häiludega puistu uuendamine osutada edukaks, samuti on selles valguses kasu maapinna mineraliseerimisest, seda eriti just vähemviljakatel muldadel.

Turberaied (*Shelterwood system*)

Kuna meie mõistes turberaied kuuluvad Põhjalas ka mööndustega püsimeetsamajandamise alla, on Rautio jt. (2025) raamatu uuendamise peatüki all antud ülevaade ka turberaie puistute uuringutest. Vaatamata sellele, et turberaied ei kuulu Eestis püsimeetsa raamistikku, on aegjärgse raie esimene võte sarnane püsimeetsa majandamisele üleminekuks ettevalmistava raiega. Seega on põhjendatud vastavate tulemuste siin kajastamine.

Tavapärase puistu rinnaspindala peale aegjärgse raie esimest võtet Fennoskandias on 10-12 m²/ha, kuid see sõltub puuliigist ja majandamise eesmärkidest. Üldprintsipiina peaks viljakamates kasvukohtades jääma rinnaspindala kõrgemaks, et ära hoida konkureeriva taimestiku vohamist ja vähemviljakates kohtades madalamaks, mis peaks tagama vajaliku seemnekülvi ja valgusnõudlike liikide uuenduse. Aegjärgse raie puhul kasutatakse puistu uuendamiseks ka istutamist.

Kuusk ühelt poolt sobiks aegjärgse raiena majandamiseks oma varjutaluvuse poolest, kuid teisalt piiravad seda harvaesinevad seemneaastad, kuusikute tormihellus ja maapinna mineraliseerimise probleemid kuuskede maapinnalähedase juurestiku tõttu.

Mineraalmuldadel kasvavates puistutes tehtud erinevaid uurimistulemusi üldistades saab öelda, et aegjärksete raiete puhul soosib uuendust maapinna ettevalmistus, kuid uuenduse kõrguskav on juur- ja valguskonkurentsi tõttu kasin. Samuti on leitud, et eeluuenduse kõrguskasvu reaktsioon ülarinde hõrenemisele on nõrk, seda põhjendatakse olemasolevate okaste mittekohanemisega paremate valgusoludega. Ülarinde liigne hõrendamine suurendab ka eeluuenduse puude suremust. Mõned autorid toovad välja seose eeluuenduse kõrguse ja suremuse vahel ning soovivad oodata eeluuenduse puude kõrguse kasvu vähemalt 0,5 meetrini, mis peaks parandama nende ellujäämist. Samas näitavad mõned uuringud, et eeluuenduse kõrguse suurenemisega suurenevad ka raietel nendele tekkivate vigastuste hulk.

Kõdusookuusikutes soosib uuendust samuti maapinna ettevalmistus, uuenduse puude arvukus erinevate allikate põhjal võib olla hea, kuid probleeme esineb hõredaks raiutud puistute tormikindlusega. Samas napib kõdusookuusikutes tehtud vastavaid uuringuid.

Fennoskandia männikutes tehtud uuringud näitavad, et aegjärkse raiega on võimalik saada väga kõrge tihedusega uuendus, mida tugevalt soosib maapinna ettevalmistus. Mineraliseerimine soosib uuenduse teket veel aastaid peale vagude rajamist, kuna annab võimaluse erinevatel aastatel langevatel seemnetel panustada uuenduse tekkesse. Samas näitavad uuringud ka uuenduse puude suurt suremust esimestel aastatel, mis langeb aastate jooksul. Seega on õige uuenduse edukuse hinnang läbi viia alles peale suremuse stabiliseerumist, ehk ca 10 aastat peale raiet.

Uuendust takistavad või kahjustavad tüse toorhuumuse horisont, muu alustaimestiku konkurents, puistu madal seemnetootlikkus ja seemneaastate pikk vahe, mis suureneb geograafiliselt põhja poole liikudes. Viimast aspekti silmas pidades peaks raiet ajatama seemneaastale. Puude seemnekandvuste on võimalik tõsta varasemate raietega, mis suurendavad puude käbikandvust.

Vanade puude turve peaks aitama vähendada ka männikärsaka kahjustusi, seda nii looduslikult tekkinud kui ka istutatud puudele. Suurim männikärsaka kahjustuse oht on vahetult peale raiet, mil värsketest kändudest eralduvad lõhnad meelitavad kärsakaid.

Eesti aegjärksete raiete uuringud (Rosenthal et al. 2020; Tishler et al. 2020) näitavad sarnast tendentsi – väiksem konkurents hõredama ülarinde näol ja maapinna ettevalmistus soosivad noorte puude teket ja kasvu. E. Laasi ja T. Väädil 2004 a avaldatud artiklis annavad autorid aegjärksete raiete tegemiseks järgneva kokkuvõtva soovitusena: „Männikutes võib aegjärkset raiet rakendada siis, kui on eeldused männiuuenduse saamiseks või kui on olemas vähemalt rahuldav kuuse järelkasv ja seejuures puudub tugeva rohukasvu tõttu võimalus saada männi järelkasvu. Heade eeldustega aegjärkseteks raieteks oleksid pohlamännikud, kus varem on tehtud mitu harvendusraiet, nii et puistu täius ei oleks üle 0,7(0,8), s.t. et selle tulemusena puude võrad moodustaksid vähemalt 30% puude pikkusest ja puud oleksid harjunud kasvama suhteliselt hõredalt. Seetõttu tuleks männiuuenduse saamiseks aegjärkset raiet kavandada puistutesse täiusega 0,6...0,7 ja kasutada vaid kaht raiejärku, mille vaheajaks oleks metsaseadusega lubatud minimaalne raievahe, s.t. järgmine raiejärk tehakse 6. aastal pärast eelmist. Seejuures on vana puistu täius vaja I raiejärguga viia minimaalse lubatuni – 0,4-ni. Suurema raievahe või täiuse korral männiuuenduse kõrguskasv pidurdub või väheneb. Aegjärkse raie I järgu järel on vajalik maapind mineraliseerida.“ Siin tuleb aga märkida, et praegu kehtiva seaduse kohaselt „Aegjärksel raiel ei tohi raiega viia puistu esimese rinde täiust pärast esimest raiejärku madalamale kui 30%.“ (Metsa majandamise eeskiri).

Püsimetsa tootlikkus

Järgnev kokkuvõte põhineb Raamatu „Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries“ peatükil nr 4 „Growth and yield“ (Bianchi et al. 2025)

Kuna püsimetsakasvatuse näol on tegemist ühe metsakasvatamise viisiga, kus eesmärk on muu hulgas ka puidu saamine, on oluline hinnata püsimetsa vs nõ tavapärase lageraie-põhise metsamajandamise tootlikkuse erinevusi. Peatüki autorid tõdevad suure hulga teemakohase kirjanduse põhjal, et täna on veel väga palju teadmatust ning avaldatud on vastukäivaid tulemusi. Siiski üldistavad nad, et nõ tavapäraselt lageraiete põhiselt majandatud puistud kipuvad kiiremini kasvama. Sealhulgas on väga vähe teadmist puistu tootlikkuse kohta püsimetsale üleminekufaasis. Enamus avaldatud töid kajastavad valikraietega majandatud kuusikute tulemusi.

Metsamajandamise planeerimine vajab simulatsioonimudeleid, mis sobiksid kõikidele majandamissüsteemidele, ilma et need ülehindaksid erinevate süsteemide tootlikkust. Vähemalt peaksid metsa kasvumudelid sisaldama tööriistu, mis suudaks kirjeldada puistu uuenemist või järelkasvu, kasvu ja suremust. Püsimetsa kasvumodelite koostamine on keeruline, kuna neid mõjutavad tegureid on väga palju (nt puistute tihedus, boniteet, alusandmete olemasolu jm). Ühevanuseliste puistute kasvumodelite loomine on kordades lihtsam, kuna puude vanus on ühtlane, puistu struktuur küllalt homogeenne ning puistute tunnused on enamasti tugevas seoses vanusega. Näiteks on püsimetsa puhul väga keeruline määrata kasvukoha boniteeti, kuna puude vanus ei ole erinevalt lageraie majandusest selge või sama vanad puud püsimetsas ja lageraie põhises metsas on erinevate mõõtmetega. Seega on boniteedi kasutamine püsimetsa mudelites keerukas ülesanne, samas sõltub optimaalne puistu tihedus ja sellega seotud produktioonivõime just boniteedist.

Üks olulisemaid küsimusi püsimetsa tootlikkuse seisukohast on optimaalne puistu tihedus – liiga tihe ülarinne takistab puistu uuenemist ja järelkasvu arengut, samas liiga hõreda puistu korral ei ole optimaalselt kasutatud mulla- ja valgusressursid ning puistu tootlikkus jääb potentsiaalsest madalamaks. Eriti oluline on see männikutes, kus uuenemise tagamiseks peab ülarinne olema veel hõredam, mis aga mõjutab puistu tootlikkust negatiivselt. Erivanuselise puistu korral on aga puistu tiheduse määramine keerukas protsess. Uuenemine ja järelkasvu puude kasv ülarindesse (*ingrowth*) valikraietega majandatud puistutes varieerub suuresti ajas ja ruumis, seetõttu on nende tegurite arvestamine kasvumudelites suure määramatusega. Autorid nendivad ka empiiriliste andmete vähesust, mis oleksid hädavajalikud paremate mudelite loomiseks. Samuti lisab määramatust häiringute põhjustatud kahjustuste (mitte)arvestamine püsimetsa kasvumudelites. Häiringute esinemise oht on aga just eriti suur püsimetsale üleminekufaasis.

Autorite hinnangul ei saa püsimetsa puhul rakendada puistupõhiseid mudeleid, millega saab ennustada puistute keskmisi tunnuseid. Püsimetsa puhul peaks looma puupõhised mudelid, mis ennustaks iga puu arengut eraldi. Need aga peaks arvesse võtma puude ruumilist paiknemist ning ka puude erinevast suurusest tulenevaid ressursinõudlusi. Sarnaseid küsimusi mudelite loomisel on veel teisigi. Siiski on nii Soomes, Rootsis kui Norras loodud erinevaid püsimetsa kasvu kirjeldavaid mudeleid.

Valik- ja lageraiesüsteemi tootlikkust saab otseselt võrrelda ainult samal kasvukohal, optimaalse majandamise korral ja kogu raieringi kestel. Sellist katset ei ole Fennoskandias kunagi alustatud ega

muidugi ka lõpetatud. Kõik seni tehtud võrdlused valikraie ja lageraie tootlikkuse kohta põhinevad kas lühiajalistel katseandmetel või kasvumudelite prognoosidel. Selliste võrdluste puhul tuleks arvesse võtta eelnimetatud mõjutusi/erinevusi, neid samaaegselt kontrollida või korrigeerida. Enamik Fennoskandias tehtud valikraiate tootlikkuse uuringuid aga neid korrektsioone ei sisalda ning sageli ei ole isegi kasvukoha boniteeti välja toodud. Seetõttu on avaldatud uuringute tulemused väga vastuolulised – valikraiesüsteemi tootlikkus võib samaaegselt näida nii madalam kui ka kõrgem võrreldes lageraiesüsteemiga. See aga omakorda vähendab järeltule ja üldistuste usaldusväärsust.

Valik- ja lageraie süsteeme võrreldes peab arvesse võtma ka seda, et lageraietega majandamise puhul toimuvad pidevalt arengud puistute tootlikkuse osas, näiteks maapinna ettevalmistamise, väetamise ja istutusmaterjali kvaliteedis. Sellised uuendusi aga looduslikult arenevas püsimetsas ei toimu.

Kõdusoometsade puhul on oluline asjaolu mullavee taseme sügavus. Peale lageraiet võib see transpireerivate puude puudumise tõttu tõusta maapinna lähedale ja nii võib olla raskendatud ala uuendamine ja puude edasine kasv. Püsimetsamajandamise korral võib aga pidev suurte puude olemasolu mullavee taseme hoida optimaalsel tasemel.

Aegjärksete raiete puhul männikutes on vajalik hinnata istutamise ja loodusliku uuenemise pikaajalisi majanduslikke külgi. Rootsis on leitud, et aegjärkse turbe alla istutatud puud on tootlikumad võrreldes loodusliku uuendusega, samas puidu kvaliteedi osas on näitajad vastupidised. Üldiselt on teada, et aegjärksete raiete puhul on ülarinde puude mõju uuenduse ja järelkasvu arengule tugevam just vähemviljakatel muldadel. Seejuures on oluline ka teadvustada aegjärksete raiete mõjul suurenenud puistute tormihellust, millel on mõju puistute tootlikkusele.

Autorid rõhutavad vajadust leida püsimetsamajandusele üleminekuks tõhusaid viise, mis Fennoskandia pikaajalise lageraie põhise praktika tõttu on väljakutse.

Ühealiste metsade muutmist erivanuselisteks on kirjeldatud mitmetes uurimustes ning selle eesmärgi saavutamiseks on välja töötatud üldised strateegiad. Tavaliselt hõlmavad need korduvaid harvendusraieid, sihtdiameetri alusel puude raiet ja häilraiet. Peamine eesmärk on suurendada puude mõõtmete varieeruvust, kujundades olemasoleva puistu struktuuri ja soodustades uuenemist.

Püsimetsamajandusele ülemineku õnnestumise vältimatu eeldus on edukas uuenemine ja järelkasv. Seetõttu peaks üleminekufaasis olema esimesed raiet tugevamad kui tavalised harvendused. Samas võivad liiga tugeva kraadiga raiet vähendada puistute juurdekasvu ning suurendada tormikahjustuste ohtu. Ülemineku võtetega peab alustama õigeaegselt, mis võimaldaks puude/puistu stabiliseerumist ja tagada, et olemasolev puistu ülarinne elaks piisavalt kaua, et üleminekuprotsess lõpule viia. Seni vastavaid kogemusi Põhja Euroopas napib ja üldiseid järeltule on keeruline kokku võtta.

Uurimisvajadused

Igasuguse metsamajandamise kestlikkuse eelduseks on metsade uuenemisvõime ja tootlikkus. Ilma uuenemata ei saa tulevased põlvkonnad loota ükskõik millise metsahüve kasutamisele. Seega on püsimetsamajandamise olulisemaid uurimisvaldkondi jätkuvalt edukas uuenemine, puistute kasv ja selle modelleerimine. Puistu uuenemine ja tootlikkus mõjutab otseselt ka süsiniku sidumise võimet, ehk üht ülimalt olulist tänapäeva metsa funktsiooni.

Teadmised nendes valdkondades on killustatud ja ebaühtlased. Enamik seniseid temaatilisi uuringuid pärineb Soomest ja Rootsist, seega on vajalikud kohalikud uuringud. Enim napib empiirilisi pikaajalisi uuringuid, mis hindaksid looduslikku uuenemist, järelkasvu arengut ja tootlikkust erinevate majandamisviiside (valikraie, häilraie, aegjätkne raie) korral. Seejuures peab silmas pidama erinevaid puuliike, kasvukohatüüpe, majandamise/raiete intensiivsust ja muid varieeruvust suurendavaid nüansse.

Puistute uuenemise ja tootlikkuse juures on võtmetähtsusega just puude tervislik seisund, sest vaid terved puud on võimelised hästi kasvama ja tagama puistute jätkusuutlikkuse. Olukorra muudab veelgi segasemaks muutuv kliima ning sellega kaasnevad keerukused majandamisel (mulla- ja puude juurestike kahjustused) ning üha kasvav häiringute (tormid, lumekahjustused, põuad ja üleujutused, putuk- ja ulukikahjustused) ja haiguste (peamiselt juurepess kuid ka teised seenpatogeenid) surve puistutele. Nimetatud häiringud mõjutavad püsimetsa eri faase, kuid riskide tase ning seosed majandamise iseärasuste vahel vajavad selgitamist.

Puude uuenemise tingimused püsimetsa valgus-, juure- ja konkurentsirežiimis on ebapiisavalt teada, eriti valgusnõudlike liikide (mänd, arukask, haab) korral. Kuuse uuenemine on aeglane ja väga varieeruv, mõjutatud seemneaastate ebaregulaarsusest, mikrokasvukohtadest ja ülarinde tihedusest. Optimaalsed häilude suurused, maapinna ettevalmistuse ja uuenduse hoolduse vajadus ning noorte puude ellujäämise mehhanismid vajavad selgitamist.

Tõendus põhinev teadmine selle kohta, kuidas ümber kujundada lageraiete põhise majandamisajalooga ühealised puistud toimivaks erivanuseliseks metsaks, on puudulik. Puistute varajase hõrendamise optimaalne tugevus, sihtdiameetri raie mõju puistute struktuuri kujunemisele ja tormikindlusele ning üleminekufaaside kestus on Eesti tingimustes suuresti uurimata.

Püsimetsa kasvu modelleerimine vajab puupõhiseid ja ruumilisi mudeleid, mis arvestaksid uuenemist, suremust ja häiringuid. Boniteedi hindamine erivanuselistes puistutes on ebatäpne, mis vähendab mudelite usaldusväärsust. Vajalik on kodumaiste kasvumudelite arendamine.

Püsimetsade korraldamine ja majandamise planeerimine

Eesti metsade korraldamise põhimõtted on ajalooliselt rajatud lageraiepõhisele metsamajandamisele. Metsakorralduse käigus kirjeldatakse puistuid eelkõige keskmistatud takseertunnuste kaudu, sh koosseis, kaalutud keskmine vanus, keskmine kõrgus ja rinnasdiameeter, rinnaspindala, tagavara, täius. Need tunnused annavad väärtuslikku infot ühealiste ja struktuurilt suhteliselt homogeensete puistute kohta, kuid püsimetsade korraldamine vajab mõnevõrra teistsugust lähenemist – sellist, mis koondab endas traditsioonilistele metsakorraldusandmetele lisaks ka detailsemaid puistu struktuuri iseloomustavaid näitajaid (Pöldveer jt 2022). Põhjamaade uuringud näitavad, et püsimetsamajanduse rakendamine ei ole võimalik ilma metsakorralduse praktikate ümberkorraldamiseta (Rautio et al. 2025).

Eestis on püsimetsade korraldamise kohta teaduskirjanduses seni vähe käsitleti. Kiisel ja Remm (2022) uurisid Eesti metsaomanike kogemusi püsimetsamajanduse rakendamisel ning leidsid, et metsa korraldamise juhend ei ole püsimetsamajanduse vajadusteks kohandatud, kuna see ei nõua näiteks puude diameetriaotuste ega teiste püsimetsa struktuuri iseloomustamiseks vajalike tunnuste kogumist. Ka Pöldveer jt (2022) leidsid, et tavametsakorralduses kogutavad tunnused on liiga üldised ega kirjelda puistu struktuuri piisavalt detailselt, nagu püsimetsamajandus eeldab. Näiteks ei peegelda puistu keskmine diameeter seda, kui suur on puude dimensioonide varieeruvus puistus ning sama keskmise diameetriga puistud võivad olla oma struktuurilt täiesti erinevad. Inventeerimisandmestikku saab täiendada puistu ruumilist struktuuri ja mitmekesisuse erinevaid aspekte kirjeldava infoga, sh andmetega surnud puude (seisvad surnud puud, tüükad ja eri lagunemisastmes lamapuit) ning peamisest puistuelemendist selgelt erineva vanuse, liigi või mõõtmetega puude, sealhulgas jämedate puude, esinemise kohta. Ruumilist struktuuri kirjeldatakse puupõhiste andmete alusel, et hinnata puude omavahelisi suhteid puistus. Sellised hinnangud hõlmavad eri liiki puude ruumilist segunemist (kas puuliigid paiknevad puistus pigem gruppides või hajusalt), puude diameetrite diferentseerumist (kas puude mõõtmed on pigem sarnased või erinevad), puude ruumilise paiknemise mustreid (kas puud paiknevad regulaarselt, juhuslikult või ebaregulaarselt) ning ka surnud puude ruumilise paiknemise mustreid (kas need paiknevad hajusalt või gruppides). Neid hinnanguid saab anda praktikas näiteks viiepallisüsteemis (Reimand 2019). Samuti on oluline tagada püsimetsas elujõulise järelkasvu säilimine (Pöldveer 2022), mis eeldab, et metsakorralduse käigus kogutakse süstemaatiliselt infot ka uuenduse kvaliteedi ja struktuuri kohta.

Lätis ja Leedus on püsimetsamajanduse praktiseerimine, nagu ka Eestis, võrdlemisi algusjärgus (Mason et al. 2022). Püsimetsade korraldamisel tasub tugineda Põhjamaade kogemusele, kus püsimetsamajanduse uurimine ja rakendamine on teinud kiireid edusamme. Põhjalikus ülevaates püsimetsamajandusest boreaalses kliimavöötmes (Rautio et al. 2025) rõhutatakse, et püsimetsamajandus on lageraiepõhisest majandamisest oluliselt keerukam ning vajab seetõttu täpsemaid inventeerimisandmeid ja nende järjepidevat seiret. Seega on püsimetsade majandamise kõrval ka metsakorraldus oluliselt aeganõudvam ja ressursimahukam, kui hetkel domineeriva lageraiepõhise süsteemi puhul. Põhjamaade kogemustele tuginedes soovitakse püsimetsadest koguda rinnete kaupa andmeid rinnaspindala ja puude arvu kohta ning kirjeldada lisaks keskmisele diameetrile ka diameetrite jaotust, mida saab vajadusel täiendada Gini koefitsiendiga (arvutatav minimaalse ja maksimaalse diameetri põhjal). Samuti rõhutatakse, et üksnes keskmised näitajad, nagu

keskmine diameeter või kõrgus, ei kirjelda puistu struktuuri piisavalt hästi. Puistu vanus, mis on hetkel Eestis metsamajandamise otsustes keskne tunnus, ei ole püsimeetsa kontekstis kuigi informatiivne, sest erivanuselises puistus ei ole vanust võimalik üheselt määratleda. Vanuse asemel tuleks hinnata puistu vanuselist jaotust, ehk seda, mitu erinevat vanuseklassi või kasvupõlvkonda puistus esineb.

Erinevad uuringud rõhutavad, et püsimeetsade korraldamisel on keskse tähtsusega puistu struktuurne mitmekesisus. Püsimeetsamajanduses tuleb liikuda keskmistatud takseertunnustelt jaotuspõhiste ning ruumilist struktuuri kirjeldavatele näitajatele (Pöldveer jt 2022; Pommerening 2024; Pukkala et al. 2025). Rootsi uurimuses (Pommerening & Stoyan 2006) rõhutatakse, et püsimeetsade puhul on vaja kirjeldada eelkõige puude vanuselist ja diameetrist jaotust, eri rinnete esinemist ning puude ruumilise paiknemise mustreid. Heaks pikaajalise püsimeetsanduse praktiseerijaks on Sloveenia, kus suurem osa metsadest on aastakümneid majandatud püsimeetsadena (Mason et al. 2022). Seal kogutakse andmeid puistu diameetri- ja kõrgusjaotuse, vertikaalse struktuuri, vanuselise mitmekesisuse ja lamapuidu mahu kohta. Euroopas tehtud püsimeetsakasvatuse uuringuid sünteesiv ülevaade (Uhl et al. 2024) väidab, et püsimeetsade korraldamisel on keskne roll surnud puudel (nii seisval, tüügastel kui erinevates lagunemisastmetes lamapuidul), jämedatel ja õõnsustega puudel, eri vanuses ja eri rinnetes esinevatel puudel ning puude liigilise koosseisu mitmekesisusel (sh valgusnõudlike ja varjutaluvate liikide kooskasvul). Olulised on ka mikroelupaigad ja häilud.

Soomes ning ka laiemalt Euroopas on puutasandi inventeerimisandmed muutumas üha kättesaadavamaks tänu lennu- ja maalaserskannimise laialdasemale kasutuselevõtule (Pukkala et al. 2025). Ka Eestis kogub Maa-amet järjepidevalt kolmemõõtmelisi kaugseireandmeid, mis katavad kogu riiki ning pakuvad ülevaadet kõikide metsade, ka inventeerimata metsade, struktuurist ja selle muutumisest ajas, sh puistute tagavarast, kõrgusest ja paljudest muudest takseertunnustest (Arumäe 2020). Kuigi püsimeetsakasvatus eeldab jätkuvalt maapealset metsade hindamist, sest kaugseire ei suuda enamasti piisava täpsusega järelkasvu ega puude ruumilise paiknemise mustreid eristada (Rautio et al. 2025), muutuvad kaugseirepõhised takseerandmed siiski ajas üha olulisemaks. Need võimaldavad eelkõige järjepidevalt jälgida maastiku tasemel metsade sidusust ja nende arengudünaamikat.

Uurimisvajadused

Metsakorralduslike küsimusi ja arengusuundi on tulevikuks püsimeetsade majandamise paremaks kirjeldamiseks ja planeerimiseks mitmeid. Püsimeetsade sisukaks korraldamiseks tuleb liikuda puistupõhistelt näitajatelt detailsematele ehk puupõhiste näitajatele. Senisest täpsemalt ja süstemaatiliselt on vaja takseerikirjeldustes kirjeldada puude diameetri- ja kõrgusjaotusi (sh kvantiile ja jaotuskõveraid), puistu vanuselist jaotust (vanuseklasse või kasvupõlvkondi), erinevate rinnete osakaalu puistus ning puude ruumilise paiknemise mustreid.

Arendama peab liigiliste mitmekesisuse näitajatega arvestamise võimekust: peamistele koosseisu kajastuvatele puuliikidele lisaks ka kõrvalpuuliikide kirjeldamine, suure läbimõõduga ja vanade puude esinemise ning surnud puude (sh seisvate surnud puude ja tüügaste) ja lamapuidu mahu hindamine koos kõdunemisastmetega. Oluliste näitajatenä on vaja "õppida" takseerimise käigus kirjeldama ka mikroelupaiku, häile ning elujõulist järelkasvu ning sellest tulenevalt muidugi nende nüanssidega ka metsamajanduslike tööde läbiviimisel arvestama, mis kuulub täppimeetsanduse valdkonda.

Pidevalt peab arendama kaugseirepõhiste takseerandmete kogumist ja töötlemisvõimekust, mis võimaldavad metsi maastiku tasemel jälgida. Äärmiselt vajalik on välja töötada ühtne püsimeetsade korraldamise meetodika, mille kujundamisse tuleb kaasata litsentseeritud metsakorraldajad. Lisaks tuleb uuendada puistute kasvukäigumudeleid, sest praegused ei kehti püsimeetsade kohta ning ajakohastada metsa korraldamise juhendit.

Püsimetsa majandamisel saadava puidu iseloom ja majandamise ökonoomika

Teema uuritus

Püsimetsast saadava puidu kvaliteeti käsitlev tekst on koostatud kogumikus Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries (Rautio et al. 2025) oleva peatüki „Wood Properties and Quality“ (Piispanen et al. 2025) põhjal.

Põhjamaades on püsimetsa majandamises saadava puidu kvaliteet olnud oluline uuringute teema ja üks võtmetegureid püsimetsa rakendamise eeliste ja puuduste selgitamisel. Tavapärast on ootused seotud saepalgiga, sest Põhjamaade püsimetsas raiutakse ennekõike saepalke andvaid puid. Samal ajal kasutatakse märkimisväärset osa puidust tselluloosi valmistamiseks, mistõttu on oluline selgitada ka paberipuidu kvaliteeti.

Väga vähestes Põhjamaades tehtud uuringutes on keskendutud püsimetsana majandatavates puistutes kasvanud puude puidu omadustele. Globaalne olukord ei ole oluliselt parem. Küll aga on leidub uuringuid, mis on läbi viidud ühevanuselise metsa majandamiselt püsimetsale üleminekufaasis olevates puistutes. Kõige põhjalikumad andmed püsimetsa puude puiduomaduste ja -kvaliteedi kohta pärinevad Lõuna-Soomes ERIKA katsealadel läbiviidud uuringute seeriast, kus hariliku kuuse üksikpuu valikut hakati rakendada 1980ndatel aastatel. Andmed koguti aastatel 2007–2011 üheksast puistust kolmel kasvukohal, kus valikraieid oli tehtud kolm kuni neli korda.

Püsimetsas kasvanud hariliku männi puidu kvaliteedi kohta on Põhjamaades avaldatud väga vähe teadustöö tulemusi. Saksamaal on sedalaadi tööd tehtud märksa rohkem nii teaduslikest kui praktilistest aspektidest lähtuvalt. Samas on valgusnõudliku hariliku männi puistutes ebaühtlase vanuselise struktuuri kujundamine ja säilitamine päris keerukas. Turberaiete kasutamine näib olevat männikute puhul elujõulisem meetod kui valikraied.

Püsimetsa puidu kvaliteet

Püsimetsa majandamine annab üldiselt heakvaliteedilist, palju saematerjali andvat puitu, kuigi sortimentide struktuur on lageraietega võrreldes mõnevõrra erinev. Püsimetsas kasvavad noored puud suuremate puude varjus aeglaselt ja kiirendavad kasvu pärast ülarindes kasvavate puude eemaldamist. Seepärast moodustavad puud kasvuaeg alguses kitsaid aastarõngaid ja hiljem, kiire kasvu ajal laiemaid aastarõngaid, ning säilitavad pika elusvõra. Selline kasvumuster aitab võrreldes ühevanuselise puistuga kaasa pisut suurema tihedusega puidu saamisele ning tselluloosi tootmiseks sobivamate omadustega puidukiudude moodustumisele.

Püsimetsa puudel on tavaliselt lühike tüveosa väikeste surnud okstega ning pikem osa suurte elusate okstega, mis mõjutab saematerjali okste arvu ning seega välimust ja kvaliteediklassi. Siiski ei erine valikraiate kuusepalkidest toodetud saematerjal oluliselt lageraiete palkidest toodetust. Turberaietega majandatud männikutest võib saada väga kõrgekvaliteedilist puitu, mis viitab *premium*-sortimentide kasvatamise potentsiaalile.

Senistest teadmiste kohaselt on kuuse enamusega püsimetsas puiduomadusi ja -kvaliteeti määrav olulisim mõjutaja noorte puude äärmiselt aeglane kasv suurte puude varjus. Kui sellele lisandub valitsevasse seisuga jõudnud puude küllatki kiire kasv hilisemas arengufaasis, jääb tüvede juveniilpuidu osakaal suhteliselt väikeseks, mis omakorda parandab tüvepuidu keskmist tihedust ja muid omadusi. Uuringute tulemused on näidanud, et püsimetsa harilikust kuusest toodetud saematerjali kvaliteet ei erine märkimisväärselt ühevanuselistes puistutes kasvatatud puudest saadud materjalist. Norras 1995.a avaldatud uuringus leiti, et Põhja-Norras metsade levikupiiri lähedal paiknevates valikraietega majandatud metsadest pärit kuuskede puidu tugevusomadused olid väga head.

Lisaks puidu sobivusele või mittesobivusele konkreetseks otstarbeks on püsimetsa puidu kvaliteediuringutest oluline tähelepanek see, kuidas puidu moodustumise protsesside kiirus ja ajastus erinevates majandamisrežiimides varieerub. Uurimistulemused kinnitavad ka seda, et harilik kuusk suudab pärast aastakümneid kestnud varjus kasvamist taastuda, ning püsimetsa vanad puud suudavad madala liituse juures säilitada suhteliselt suure võra. See omakorda suurendab tüvede jämeduskasvu isegi rohkem kui samaealistel puudel ühevanuselistes puistutes. Vanade kuuskede suur kasvukiirus valikraietega majandatud puistutes oli seotud suhteliselt suure aastarõngaste tiheduse ja suurte trahheididega. Turberaiealadele kasvavama jäetud väga vanad männid (kuni 180 aastat) suutsid samuti tänu suurele elusvõrrele säilitada hea juurdekasvu ning tootsid tüve alaosas kõrgekvaliteedilist puitu.

Põhjamaade püsimetsade puidu kvaliteeti on käsitletud vähestes uuringutes. Mõned peamised puidukiudude omadusi mõjutavad tegurid nagu nt mikrofibrillide paigutus, on teaduskirjanduses endiselt kirjeldamata. Analüüsitud puidu geograafiline esindatus on piiratud ja katsete kestus üsna lühike võrreldes puude elueaga. Kui uuringuid on tervikuna vähe, siis sellised, mis võimaldaksid teaduslikus mõttes korrektseid võrdlusi püsimetsa ja raieringipõhise majandamise vahel, pole üldse. Erinevate majandamisviiside võrdlused on sageli problemaatilised erinevate proovivõtu-meetodite, mõõtmiste ja kasvutingimuste tõttu.

Püsimetsa majandamise ökonoomiline hindamine

Uurimistööde suund ja tulemused püsimetsa majandamise tasuvuse analüüsimisel on erinevad. Kahe alternatiivse majandamisviisi (püsimets ja lageraieetega majandamine) ökonoomiline võrdlemine viib seepärast nii mõnigi kord vastuolulise diskussioonini.

Üldiselt aga võib uuringutes välja tuua kaks põhilist suunda. Esimene on ühevanuselise ja erivanuselise metsa (püsimetsa) majandamise kui alternatiivide omavaheline ökonoomiline võrdlemine. Teine oluline teema on püsimetsa majandamise optimeerimine, st sobivaima majandamismudeli otsimine. Uurimistulemusi on publitseeritud nii Kesk-Euroopa metsade majandamise kui Põhjamaade boreaalsete ja hemiboreaalsete metsade kohta.

Turberaied

Turberaieete kohta tehtud uurimistöös pole fookus tavaliselt olnud ökonoomilisel analüüsil, sest enamasti on uuringud tehtud metsakasvatuse asjatundjate või puistu kasvukäigu uurijate, mitte ökonomistide poolt. Põhjalikult on uuritud turberaieete algusaastaid, puistu arengu ja majandamise

andmete pikki aegridu on vähe. Turberaiete ökonoomilisel analüüsimisel Eestis on leitud (Tullus 2014), et peamine majandamise tasuvust alandav tegur on puistu pikk uuenemisperiood. Metsaseaduses sätestatu kohaselt lisandub uuendusraiet lubavale minimaalsele vanusele turberaiejärkude periood, kokku 20 kuni 40 aastat. Teine oluline tegur on turberaiel vana metsa puude poolt mõjutatud uuenduse aeglane kasv. Analüüsid näiteks Surju metsandiku litemännikute uuenemisel vana metsa puude poolt mõjutatud uuenduse kasvukiirust ja võrreldes seda lageraiejärgse männikultuuri kasvukiirusega, selgus, et 10 aasta jooksul kaotatakse võrreldes lageraiejärgse uuendusega viie aasta kõrguse juurdekasvu ja 20 aasta jooksul 10 aasta kõrguse juurdekasvu (Kõresaar 2000).

Teistes maades on turberaiete kohta publitseeritud vaid üksikuid ökonoomiliste uuringute tulemusi (Hånell et al. 2000; Hazard-Daniel et al. 2017), küll aga on analüüsitud püsimeetsa majandamise tasuvust ja võrreldud seda ühevanuselise metsa majandamisel lageraiete kasutamisega. Neist uurimustest leiame viiteid sobivatele ökonoomilise hindamise meetoditele, kriteeriumidele ja muudele üksikasjadele. Ökonoomilisel hindamisel tuleks raieviiside kasutamist vaadelda korduva, peatumatult kulgeva protsessina.

Püsimeetsa majandamine valikraietega

Püsimeetsa ja sellele ülemineku majanduslikku tasuvust käsitlevaid uuringuid on teinud mitmed autorid erinevatest maadest. Vítková ja Ní Dhubháin (2013) koostasid kirjandusülevaate, mis käsitleb püsimeetsale ülemineku nüansse, hõlmates ka majanduslikke aspekte. Davies ja Kerr (2015) analüüsid üleminekut püsimeetsade majandamisele ning leidsid, et selle majandamisviisi rakendamine ei pruugi tingimata olla kulukam kui lageraie ja sellele järgnev uuendamine, eriti juhul, kui looduslik uuenemine osutub edukaks.

Lisaks ühelt majandamisviisilt teisele üleminekuprotsessile on tehtud uuringuid ebaühtlase vanuselise struktuuri saavutanud metsa majandamise tasuvust ja majanduslikku optimeerimist. Erinevates töödes on analüüsitud valikraiete rakendamise kogemust Kesk-Euroopas (Hanewinkel & Pretzsch 2000; Hanewinkel 2002; Hanewinkel et al. 2013). Põhjamaades, eeskätt Soomes, on viimastel aastakümnetel avaldatud märkimisväärses mahus teadustöid (Tahvonen 2007; Pukkala 2009; Tahvonen et al. 2010; Juutinen et al. 2021), kus selgitatakse teoreetilisi põhimõtteid ja esitatakse empiirilise analüüsi tulemusi.

Tulule orienteeritud maaomanik majandab oma metsa strateegilise eesmärgiga optimeerida netotulu, püüdes maksimeerida metsasaadustest ja -teenustest tulevikus saadavate rahavoogude puhasnüüdisväärtust (NPV). Oluline on prognoosida ebaühtlase vanuselise struktuuriga puistu väärtust planeerimisperioodi lõpul. Üks võimalus on eeldada, et teatud ajahetkel saavutatakse puistus tasakaaluseisund. Siiski on välja töötatud ka keerukamaid mudeleid, mis võimaldavad analüüsida ebaühtlase vanuselise struktuuriga puistute majandamist, arvestades erinevate raietega ning käsitledes puistu tihedust sõltumatu muutujana (Trasobares & Pukkala 2004; Bollandsås et al. 2008; Parkatti & Tahvonen 2020).

Teise uurimissuuna puhul keskendutakse püsimeetsa optimaalse majandamise stsenaariumide määratlemisele (Tahvonen 2007; Tahvonen et al. 2010; Pukkala et al. 2010; Tahvonen & Rämö 2016; Reventlow et al. 2021). Oluline roll mitmekesise struktuuriga puistute majandusanalüüsis on maatriks-mudelitel. Adams ja Ek (1974) avaldasid ühe esimestest erivanuselise struktuuriga puistu optimaalset

majandamist käsitlevatest töödest. Nad tutvustasid maatriksil põhinevat mudelit ja kasutasid dünaamilist optimeerimist, kuigi rakendasid mitmeid lihtsustusi. Mudeli suhteliselt lihtne ülesehitus on siiski piisavalt detailne, et võtta arvesse juurdekasvu ja raiete mõju (Pukkala & Gadow 2011).

Need mudelid näitavad, et väikesed puud kasvavad erivanuselise struktuuriga puistus aeglaselt, samas kui suured puud kasvavad hästi. Aeglane kasv varases arengujärgus soodustab head puidu kvaliteeti, ning kiire kasv vanemas eas tagab kõrge suhtelise väärtuse juurdekasvu. Suurte puude intensiivne juurdekasv ei kahjusta puidu kvaliteeti. Mudelid näitavad, et viljaka (*Oxalis–Myrtillus*) kasvukohatüübi ebaühtlase rinnasdiameetri jaotusega kuusepuistu jätkusuutlik juurdekasv Kesk-Soomes jääb sõltuvalt raieringi pikkusest, puistu tihedusest ja diameetrite jaotusest vahemikku 5,5–7 m³/ha aastas. Tasuvusanalüüsid viitavad vajadusele raiuda suuremaid diameetriklasse intensiivsemalt kui väiksemaid (Pukkala et al. 2009).

Tahvoneni (2007) võrdlus ühtlase ja ebaühtlase vanuselise struktuuriga puistute majandamise vahel näitas, et nii lageraie kui püsimeetsa majandamise korral võib saavutada optimaalse lahenduse, mis annab sarnase majandusliku tulemuse. Diskontomäära, puidu hinna või uuendamiskulude muutumine võib nihutada optimaalse lahenduse ühelt majandamisviisilt teisele. Tulemused näitasid, et erivanuselise puistu majandamine annab ligikaudu 30% parema majandusliku tulemuse võrreldes ühevanuselise puistuga. Tähtis on märkida, et need tulemused saadi teatud lihtsustusi rakendades, näiteks eeldati, et puiduvarumiskulude suurus ei sõltu majandamisviisist.

Kesk-Euroopas on hariliku kuuse majandamine alates 20. sajandi algusest andnud kõrget puhastulu, seda nii mudelite kui empiiriliste analüüside põhjal. Hanewinkel (2002) oletas, et ebaühtlase vanuselise struktuuriga metsa majandamine tagab kõrgema puhastulu kui ühevanuselise puistu majandamine, ning asus seejärel seda hüpoteesi uurima. Kirjandusülevaade näitas, et usaldusväärne viis selle hüpoteesi empiiriliseks kontrollimiseks puudub, mistõttu oli tarvis olemasolevate empiiriliste andmete alusel modelleerida. Mudelisse kaasati olulise majandusliku mõjuga sisendid, nagu puidu hind, risk ja metsamajandamise kulud, ning mõlema majandamisviisi jaoks kasutati uusimaid puistu ja üksikpuu juurdekasvumudeleid. Kahte varianti võrreldes ilmnes, et puhastulu pindalaühiku kohta oli väga sarnane, seega ei kinnitanud tulemused ühe majandamisviisi paremust teise ees. Hanewinkeli arvates ei viita puhastulu väiksem kui 5% erinevus ühe majandamisviisi üleolekule teises suhtes.

Püsimeetsa majandamise tasuvus boreaalsetes metsades

Raamatu “Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries” ökonoomilist hindamist käsitlevas peatükis „Financial performance” (Ahtikoski et al. 2025) on vaatluse all püsimeetsa majandamise finantsiline tulemus võrreldes lageraiepõhise majandamisega. Peatükk ühendab empiirilisi uuringuid ja optimeerimisel põhinevaid majandusanalüüse, et selgitada, milliste tingimuste korral on püsimeetsa majandamine võrreldes lageraie abil majandamisega finantsiliselt konkurentsivõimeline või parem. Tähelepanu on suunatud puistu tasemel simulatsioonidele, intressimäärade ja puistu algseisundi (struktuuri) mõjule majanduslikele tulemustele.

Ökonoomilise analüüsi meetodid

Puistu arengut modelleeritakse üksikpuu- või diameetriklassipõhiste kasvumudelite abil. Optimeerimisel leitakse maksimaalne puhasnüdisväärtus (NPV), valides raiete intensiivsuse, ajastuse ja ülemineku strateegia ühevanuselisest puistust püsimeetsale. Viimaste aastate meetodilised edusammud hõlmavad dünaamilist optimeerimist, hierarhilist mitmetasemelist optimeerimist ja masinõppe algoritmide kasutamist juhusliku iseloomuga muutujate (hinnad, riskid jms) modelleerimisel.

Uuringuid piiravad asjaolud, et kasvumudelid on ajalooliselt kalibreeritud lageraiepõhise majandamise tingimustes, mistõttu püsimeetsa simulatsioonid võivad olla ebatäpsemad vähesema pikaajalise empiirilise andmestiku tõttu. Biootiliste ja abiootiliste kahjurite ja kahjustuste riske ei ole uuringutes arvestatud. Üleminek staatiliselt optimeerimiselt dünaamilisele on parandanud erinevate majandamisviiside võrreldavust. Hoolimata meetodika arendamise edusammudest jäävad tulemused tundlikuks kasvumudelite kalibreerimise, diskontomäära valiku ja uuenemise edukuse eelduste suhtes.

Üldised järeldused on, et püsimeetsakasvatuse tasuvus sõltub järgmistest teguritest:

- (a) Puistu algseisundist ehk struktuurist — eriti diameetrite jaotusest; mitmekesise struktuuriga või sellele lähedased puistud võivad püsimeetsale üleminekust kõige enam.
- (b) Intressimäärast — kõrgemad diskontomäärad parandavad püsimeetsamajanduse suhtelist tulemust, eriti kuuse enamusega puistutes.
- (c) Uuendamiskuludest — suuremad uuendamiskulud soodustavad püsimeetsamajandust, sest lageraiete järel tuleb raiesmik enamasti kultiveerida.
- (d) Kasvukohast ja puuliigist — mineraalmuldade kasvavad kuusikute ja kuuse enamusega segapuistute kohta saadakse Soomes järjepidevalt püsimeetsa jaoks soodsamaid tulemusi.

Siiski ei ole tasuvuse võrdluse tulemused ühesuunalised ning otsustavaks saab konkreetse puistu iseloom ja modelleerimise eeldused.

Soome teadlaste üldine järeldus on, et püsimeetsa majandamisel on potentsiaali tagada võrreldes lageraiepõhise majandamisega samaväärne või parem finantstulemus, eriti kuusikutes, madala intressitaseme ja kvaliteetse palgisortimendi saamise korral. Tulemused ei ole siiski ühesed ning parim finantsstrateegia sõltub kasvukohast, turudünaamikast, omaniku riskitaluvusest ja eesmärkidest. Süsiniku sidumisega arvestamine võib muuta erinevate majandamisviiside finantsilist paremusjärjestust, kuid tulemus sõltub suurel määral süsiniku hinnast ja sellest, kuidas süsinikubilanss mudelitesse kaasatakse. Samuti tuleb arvesse võtta metsa mitmekülgse kasutamise eeliseid, mis võivad tulemusi mõjutada.

Rootsis puistu tasemel tehtud analüüsid näitavad tavaliselt, et püsimeets on võrreldes lageraiepõhise majandamisviisiga vähem tasuv tavaliste intressimäärade (nt 3–4%) juures. Need uurimused on valdavalt tehtud vanades mitmerindelistes puistutes ning sellistel juhtudel tuleks puistud uuendusraiega kohe või lähitulevikus raiuda ja uuendada. Samas tähendab valikraie kasutamine suure osa puude raiumise edasilükkamist, mistõttu tekib kasvama jääva puidukapitali puhul kõrge alternatiivkulu. See selgitab, miks valikraie muutub kõrge intressimäära korral lageraiest veelgi vähem tasuvaks.

Sarnaste tulemuste ja järeldusteni on jõutud Eestis tehtud uuringutes (Kaimre ja Kängsepp, 2022; Kaimre et al. 2024). Põhjus peitub selles, et Eestis on praeguste õigusaktide kohaselt võimalik valikraiega alustada uuendusraiet võimaldava vanuse saavutanud puistus ning valikraiete reeglid on sarnaselt Rootsiga väljaraiutava koguse/kasvama jääva puistu mahu mõttes ranged.

Eesti kogemus valikraietega varutud puidu ja raiete tasuvuse kohta

2025. aastal koostas ja kaitses Eesti Maaülikooli magistrand Kairi Kessler magistritöö „Valikraietega metsa majandamise analüüs RMK raiealade näitel“ põhjal. Oma töös kasutas ta aastatel 2019–2024 RMK-s tehtud 13 valikraie andmeid ning modelleeris samade puistute inventeerimisandmete põhjal lageraieid, sealt saadavaid sortimente ja raietega kaasnevaid rahalisi näitajaid. Valikraie puhul kasutati harvesterite tööfaile, mis sisaldasid sortimentide mahu täpseid andmeid puuliikide kaupa.

Kahe erineva majandamisviisi võrdlemiseks arvatati lageraiel saadavad sortimendid RMK sama perioodi keskmiste müügihindade ja tüüpilise sortimentatsiooni alusel. Lageraie korral saadakse kõiki sortimente: palk, paberipuit, küttepuit, mõnel juhul ka spooni- või vineeripakke. Lageraie sortimentides oli võrreldes valikraietega rohkem madalama väärtuse ja hinnaga puitu (nt küttepuit ja paberipuit). Loomulikult on lageraie korral raiemaht suurem, mis muudab raietööd ühiku (tm) kohta efektiivsemaks ja puiduvarumise ühikukulu madalamaks.

Puidu sortimentide kohta tegi autor järgmised järeldused:

Esimese valikraiega saadud puidusortimendid olid võrreldes modelleeritud lageraietega üldiselt kvaliteetsemad, kuna raiuti üksikuid suuremaid ja väärtuslikumaid puid. Sortimentidest olid ülekaalus männi- ja kuusepalk, samuti esines olulisel määral kasepalki ja paberipuitu. Küttepuidu osakaal oli valikraiealadel väiksem kui lageraietel.

Kulude ja tulu analüüs näitas, et valikraie keskmine raie- ja kokkuveokulu ühe tihumeetri kohta oli modelleeritud lageraietega võrreldes keskmiselt 65% kõrgem, sest töömaht oli väiksem ja raietöö tehniliselt keerukam. Puhastulu ühe tihumeetri kohta oli valikraietel keskmiselt 30% väiksem kui lageraietel, kuid mõnel langil oli hektari kohta saadav puhastulu võrreldav või isegi kõrgem tänu suure väärtusega (kõrge hinnaga) sortimentidele.

Erinevate majandamisviisi kokkuvõtlikke tulemusi on kirjeldatud tabelis 2.

Tabel 2. Esimese valikraie ja modelleeritud lageraie võrdlus (Kessler 2025)

Näitaja	Esimene valikraie	Lageraie
Peamised sortimendid	Männi- ja kuusepalk, kvaliteetne kaepalk	Palk, paberipuit, küttepuit
Sortimentide kvaliteet	Keskmisest kõrgem, sest valitakse väärtuslikumad puud	Heterogeenne, sisaldab erineva kvaliteediga sortimente
Keskmine raietööde kulu, €/tm	Kuni 65% kõrgemad	Madalamad
Keskmine puhastulu, €/tm	~30% väiksem	~30% suurem
Uuendamiskulud	Puuduvad, panus on tehtud looduslikule uuenemisele	Vajalikud (maapinna mineraliseerimine, istutamine, külv)

Uurimisvajadused

Äärmisel oluline on nii olemasolevatel kui rajatavatel katsealadel puistute arengu seire ja selle põhjalik dokumenteerimine. Kuna erinevate majandamisviiside edukuse üks võtmetegur on puistu uuenemise edukus, on oluline lisaks metsauuenduse tekkimisele analüüsida selle arengut esimese kahe aastakümne jooksul.

Ökonoomilisel hindamisel tuleks puistu majandamist vaadelda pikaajase, peatumatu kulgeva protsessina ja valida sobiv hindamismetoodika. Metsandusökonomika klassikaks on kujunenud maa ootusväärtuse (i. k *Land Expectation Value* e LEV) kasutamine, seda näitajat on võimalik kasutada alternatiivsete majandamisviiside võrdlemiseks.

Tulevane väljakutse seisneb metsa erinevate ökosüsteemiteenuste väärtuste kaasamises ökonoomilise hindamise mudelitesse. Üheks esimeseks sammuks võiks olla puistu süsiniku sidumise ja süsinikuvaru arvesse võtmine, kuna see on oluline kliimamuutuste leevendamisel ning omab süsinikukaubanduse kaudu ka rahalist väärtust.

Ökonoomilised uuringutes tuleks püüda arvesse võtta erinevaid püsimeetsa majandamisega kaasnevaid riske.

Häiringud ja kahjurid püsimeetsas

Häiringud (metsahäiringud) on tugevalt metsa mõjutavad looduslikud sündmused ja tegurid, mis toimuvad ebaregulaarselt ja juhuslikult. Need on metsa tervislikku seisukorda, täiust (tagavara), vanust, kõrgust, struktuuri ja liigilist koosseisu kiirelt ning oluliselt muutvad lühiaegsed protsessid, kus tekib rohkesti surnud puid ja lamapuitu; häiringud tekitavad omakorda uusi suktessioonistaadiume. Looduslikud häiringud metsas on erineva intensiivsuse (häiringu käigus hukkunud isendite arv pindalaühikul) ja ulatusega (hukkunud organismide koguarv või kahjustunud pindala suurus). Erinevates metsades on valdavalt eri tüüpi looduslikud häiringud: kuivades metsatüüpides põlengud, niiskemates ja märgades või vooluvete äärsetes metsades tormid ja üleujutused, lumerohketel talvedel lumemurrud. Inimtekkelised häiringud uuendusraiate näol on ligilähedased tugevatele tormikahjustustele. (Laas jt. 2012)

Majandatava püsimeetsana mõeldakse metsaosas, kus kasutatakse ainult valikraiet ning mille eelduseks on loodusliku uuenduse tekkimise võimalus (Laas ja Uri 2023). Raie läbiviimisel peab olema tagatud pidev metsa ülarinde säilimine (Metsa majandamise eeskiri 2006, § 7¹ lg 4). See omakorda eeldab, et väikehailudes (läbimõõduga kuni 20 m) ja hõrendatud metsaosades saavad kasvada varjutaluvad puuliigid. Metsa uuendamisel kasutada lubatud puuliikidest (Metsa majandamise eeskiri 2006; § 15 lg 1) suudavad Eesti oludes varju taluda harilik kuusk, harilik pärn ning mõningad kõvalehtpuud (harilik vaher, harilik jalakas ja künnapuu) (Laas, 1987). Metsamajanduslikku tähtsust, arvestades peapuuliigi osakaalu ning tehtud metsauuendustöid kogu Eestis, omab nende hulgast vaid harilik kuusk (Aastaraamat Mets 2023).

Metsade majandamist ja uuendamist on käsitletud looduslike häiringuprotsesside jälgendamisenä (Kuuluvainen & Grenfell 2012; Aszalos et al. 2021; Berglund & Kuuluvainen 2021; Kuuluvainen et al. 2021). Põhiliseks häiringuteguriks on Põhja-Euroopas peetud tulekahjusid (Angelstam 1998). Kaugu on peetud põhjamaades põhiliseks puistut asendavad (stand-replacing) häiringud ning sellega on põhjendatud lageraiepõhist metsamajandust (Angelstam 1998). Viimasel ajal on näidatud, et puistut asendavad häiringud ei ole sugugi valdavalt ja pigem toimub metsade areng tunduvalt väiksemamahuliste häiringute kaudu (Berglund & Kuuluvainen 2021). Väikesemahuliste häiringute jälgendamisel põhinevat metsamajandamise mudelit on püütud rakendada regionaalsel tasemel (Angelstam & Dawson 2025).

Boreaalsete metsade arengdünaamikas on olulisel kohal põlengud. Põlengute režiimi kirjeldamisel iseloomustatakse piirkonna igaaastast põlengute arvu, tulekahjude ulatust, intensiivsust ja spetsiifilisust (Shorohova et al. 2023). Looduslike tulekahjude arv on Eestis võrdlemise väike, aastatel 2018-2023 on registreeritud keskmiselt 1,8 äikese poolt süüdatud metsatulekahju aastas (Valgepea 2025). Siin on levinud pigem madala kuni keskmise intensiivsusega tulekahjud, peamiselt pinnatuled, mis kogu puurinnet ei hävita. Teiseks mõjusaks häiringuks on tormid. Madala ja keskmise intensiivsusega tuuleheite puhul kujuneb hajutatud mosaiikne häilumuster mitmete metsa uuenemist ja elustikku mõjutavate elementidega nagu murdunud puud, tüükad, ja juuremättad. Tuulemuru tagajärjel kujuneb struktuurselt ja vanuselisel mitmekesisem puistu (Bäders et al. 2021). Tuulekahjude mõju ja ulatus sõltub puuliikidest (juurestik, võra ehitus), kasvukohast ja puude vanusest. Puude vanusega mardumisoht suureneb nii võra suuruse kui võimalike tüve kahjustuste tõttu (Shorohova et al. 2023). Tuulemurrud on suurema mõjuga üheliigilistes ja –vanuselistes

puistutes. Muud ilmastikust põhjustatud häiringud on Eestis vähem levinud, kuigi lumemurdude osatähtsus võib soojenevate talvede ja ekstreemsete sademetehulkade tõttu kasvada.

Biootilised häiringud so putukarüüsted ja seenhaigused- on suurenenud kliimamuutuste tagajärjel, kuid täpsemad seosed on veel ebaselged (Shorohova et al. 2023) Biootilised häiringud järgnevad tihti tuulemuurule. Tuulemurrule järgnev häiringu ulatus sõltub aga metsa iseloomust. Näiteks kuusikutes mõjustavad üraskite levikut nii puistu liigiline koosseis, kasvukoht, puude diameeter, eelnev majandamine kui maastikuline paigutus (Vodde et al. 2025).

Boreaalsetes metsades on eristatud neli metsade arengudünaamika tüüpi

- 1) üheeaalise puistu kujunemine ulatusliku puistut asendava häiringu puhul
- 2) kohort-dünaamika osaliste häiringute korral
- 3) laik-dünaamika (patch dynamics) (puud surevad keskmise suurusega aladel (> 200 m²))
- 4) häiludünaamika, mis põhineb väikeste hülude tekkel üksikute puude või puurühmade suremise tagajärjel; kõige levinumaks peetakse häiludünaamilist metsaarengut (Kuuluvainen & Aakala 2011).

Tuleb arvestada, et looduses võivad erinevad häiringurežiimid vahelduda ja seguneda. Vanades metsades domineerib häiludünaamiline ja kohort-dünaamiline areng (Berglund & Kuuluvainen 2021). Häiludünaamikat ja laikdünaamikat seostatakse eelkõige kuusikutega, kohortdünaamikat ja puistut asendav metsaareng on iseloomulikum männi domineerimisega metsades. Puistut asendavad häiringud on põhjustatud valdavalt tuulemurrust ja metsatulekahjustest, viimaseid on sagedamini männimetsades. Kohort-dünaamika esineb männikutes, peamiselt tingituna pinnatuledest. Laik-dünaamika põhjustav põhiline tegur on torm aga ka tulekahjud kuusikutes põhjustavad sellist dünaamikat. Häiludünaamikat põhjustavad seenhaigused ja putukakahjustused. Mitmeliigilises metsas on puude suremise põhjused mitmekesised ja vastavalt uuenemise muster varieeruv.

Eestis on pikaajaliste häiringute uuringuid suhteliselt vähe. Metsapõlengute mõjusid kajastavad uuringud puudutavad üksnes viimast metsapõlvkonda (Parro et al. 2009; Köster et al. 2016; Orumaa et al. 2022). Tule mõju looduslikkuse taastamisel väikesepinnalisel katsealal on käsitletud Laarman et al. (2013). Metsapõlengute vahelist intervalli on Eestis arvestatud üksnes tuginedes modelleerimisele. Erinevalt metsatüübist on selleks vahemikuks arvatud 50-500 aastat (Löhmus et al. 2004), kuid tegelikke põlengute ajaloolist sagedust ei ole uuritud, samuti mitte looduslike ja antropogeensete põlengute vahetõrja ja mõju. Ka ülalviidatud Põhja-Euroopa uuringutes ei ole põlengute sageduse puhul toodud välja, kas jutt on ainult looduslikest põlengutest või ka antropogeensetest. Üldse on traditsiooniliste antropogeensete metsahäiringute nagu karjatamine ja põletamine metsade arengudünaamikas püsimeetsanduse kontekstis vähe tähelepanu saanud. Ka tuuleheitele järgnevat metsade looduslikku arengut on käsitletud suhteliselt lühikeses ajaskaalas (Ilisson et al. 2007; Köster et al. 2009).

Tormikahjustused püsimeetsas

Olulisimad häiringute põhjustajad Euroopa metsades on tormid, mis viimase 70 aasta jooksul on põhjustanud 46% metsakahjustustest; metsade häiringukindluse tagamine peab olema Euroopa

metsamajanduse ja metsanduspoliitika fookuseks (Patacca et al. 2023). Lisaks tormi iseloomule võib metsa vastuvõtlikust tormikahjustustele mõjutada ka metsa struktuur ning varasemad metsamajandusvõtted (sh harvendamine, raieviisid) (Gardiner et al. 2013). Ka üraskite masspaljunemine saab tihti alguse tormikahjustustest (Hlásny et al. 2021).

Hantula et al. (2025) uurimuses on viidatud suurele lüngale, mis praegu valitseb puistute häiringukindluse ja säilimisvõime (i.k resilience) tagamisel püsimeetsamajandusele üleminekul boreaalsete ja hemiboreaalsete metsade puhul. Looduslikult kujunenud mitmekesise struktuuriga puistu on kohastunud häiringutega ning selle dünaamika tundmine annab võimaluse hinnata, milline majandusperspektiiv ühes või teises metsatüübis avaldub.

Klassikaline töö (Hale et al. 2004) toob veenvalt välja tuule mõju puistutele ja puistu hõreduse kui juhtiva komponendi selles seoses. Puistu hõrendamine suurendab oluliselt tundlikkust tormidele. Arvestades, et meie tingimustes on peamisi püsimeetsa moodustavaid liike harilik kuusk, peab arvestama kuuse bioloogiliste omadustega. Eeskätt muidugi juurestik, mis on kuusel pinnapealne ning põhimõtteliselt ei ole võimalik vanemates kuuse enamusega puistutes saavutada tugevat ankurduvust; seega üleminek püsimeetsa struktuurile ilma tugevasti kahjustatud puistuta ei ole võimalik (Pukkala et al. 2016). Eriti oluline on see soojemate talvede puhul, külmumata maapind ei suurenda puude juurestike kinnituvust mulda.

Kuigi mitmerindeline puistu peab tormikahjustustele edukalt vastu (Pukkala et al. 2016), on püsimeetsandusega seoses suurimaks ohukohaks tõenäoliselt lageraiepõhiselt majanduselt üleminek püsimeetsandusele, mille käigus muudetakse metsa senist üherindelise struktuuri üksikpuude raie ja väikehailude rajamise teel (Tullus 2002). Ülemineku faasis püsimeetsale on kõige suurem ohutegur ajaliselt kiire majandusmõju, mis ei vasta looduslikele protsessidele (Pukkala 2016). Suurima riskikoormusega on eeskätt hariliku kuuse kultuurpuistud (Dobor et al. 2020). Püsimeetsakasvatuse võtted on seetõttu väga küsitavad abinõud antud puistute väärtuse tõstmisel või majandamisel.

Püsimeetsa kujundamine raiete ja metsauuendusega võib võtta aastakümneid ning mets on selle perioodi jooksul tormide suhtes eriti tundlik (Pukkala et al. 2016). Puuduvad aga head teadmised, milliste võtetega üleminek ühelt metsamajandusmudelilt teisele on sujuvaim ning missuguse liigilise ja vanuselise koosseisuga metsa peaks kujundama, et tulemus oleks häiringukindlust arvestades optimaalseim. Pikas perspektiivis võivad aga erivanuselised püsimeetsa puistud olla tormikindlamad.

Püsimeetsana majandamine ei taga iseenesest suuremat säilimisvõimet (i.k resilience) ja vastupidavust kahjustustele. Valikraie orienteeritud metsamajandus eeldab pidevat raietega sekkumist, mis võib puistu tormikindlust igal korral vähendada. Seega, kõrgem majandusintensiivsus loob häiringutele vastuvõtlikumad puistud (Seidl et al. 2008; Dobor et al. 2020; Karpov et al. 2024; Patacca et al. 2022), peale hõrendamist vajab puistu 5-10 a taastumisaega, et tormidele edukalt vastu panna (Gardiner et al. 2013).

Tormimurdude kujunemisel on puude kõrgus on oluline tegur, eriti suur on oht puistute hõrendamise korral, üraskikahjustus võib esineda nii enne kui pärast tormimurdu (Karpov et al. 2024). Puistu tiheduse mõju üraski levikule on eriliselt vajalik teema edasisel uurimisel. Kui säilitatakse vaid ühte puuliiki (kuuske), võib riskitegur suurened, sest puistus on olemas suur hulk üraskitele sobivaid puid (Seidl et al. 2008). Püsimeetsamajandus omab efekti ainult siis, kui sellega kaasneb puuliikide mitmekesistamine.

Uurimisvajadused

Probleem on paljude siin viidatud artiklite puhul nende liialt teoreetiline lähenemine (kirjanduse ülevaated) ning võrdlevates uuringutes küllaltki väike päriselt valikraiena majandatavate metsade osakaal. Tuleviku uuringute kavandamisel tuleb arvestada pikka ja lühikest ajalist perspektiivi, mis peaks hõlmama nõ „üleminekuperioodi“ üherindelisel puistult mitmerindelisele (mil kahjustuste tekkimise oht on eeldatavasti suurim) ning eraldi uuringuid metsas, mis oma struktuurilt on juba sobilik edasiseks püsimeetsana majandamiseks. Samuti peaks esinema võrdlus lageraiepõhise majandusega, et püsimeetsa hüved ja puudused selgelt esile tuleksid.

Uuringud peaksid keskenduma sellele, milliste võtetega saab nii püsimeetsale üleminekuperioodil kui ka valikraiele sobivas metsas puistut tormikindlamaks muuta. Uuringud peaksid arvestama nii raie omadusi (väljaraie %, esmalt raiutavate puude valik jne) kui ka keskenduma puistu liigilise koosseisu kujundamisele. Samuti tuleb tähelepanu pöörata metsa kasvukohatüübile ehk mullastiku tingimustele. Uuringud peaksid andma ülevaate, kas valikraiena majandatav puistu on tormikindlam võrreldes lageraiepõhise majandusega. Seejuures tuleb arvesse võtta ka valikraie korras pidevalt esile kutsutud metsahäiringuid.

Harilik kuusk ja kuuse-kooreürask

Kodumaised kirjandusallikad rõhutavad peamise eeldusena püsimeetsakasvatuseks Eestis hariliku kuuse olemasolu puistu järelkasvus või teises rindes; või muid eeldusi just kuuse uuenduse tekkeks (Tullus 2002; Laas ja Uri 2023). Ka Fennoskandia allikad keskenduvad püsimeetsas eduka järelkasvu saavutamise kontekstis suures osas hariliku kuuse kasvatamisele (Björkman et al. 2015; Valkonen et al. 2025). Seetõttu saame eeldada, et ka tulevikus on püsimeetsade koosseisus harilik kuusk erinevates vanuseklassides pidevalt esindatud.

Eesti ja ka kogu Euroopa olulisim metsakahjur on kuuse-kooreürask (*Ips typographus* L.) (Laas jt 2012; Hlásny et al. 2021), kelle kahjustuste ulatus on Euroopas viimase 20 aastaga kahekordistunud (Patacca et al. 2023); prognoositakse veelgi jätkuvat kahjustuste kasvu (Hlásny et al. 2021). Andmeid selle kohta, kuidas püsimeetsakasvatus mõjutab kuuse-kooreüraski kahjustuste riski, on vähe.

Siiski on juba 1878. a Eestimaa Metsaseltsi koosolekul metsamajandajad välja toonud valikraie kui kuuse-kooreüraski kahjustuste ulatust soosiva teguri (Kohh 1943). Ka 1937. a Eesti puuvara ja juurdekasvu ülevaates (Reim 1937), on märgitud, et kuusemetsade tagavara on võrreldes männikutega madalam, kuna need on valikraie ja mitmesuguste kahjustuste all (torm ja putukad) sagedamini kannatanud. Täpsemaid põhjuseid ei ole siiski mainitud.

Kuuse-kooreüraski masspaljunemist kutsuvad esile eelkõige looduslikud metsahäiringud, millest olulisimad on tormikahjustused ja põuaperioodid (Wermelinger 2004; Marini et al. 2017; Kärveno et al. 2023). Mitmed kirjandusallikad väidavad, et pidevalt püsimeetsana majandatud mets on tormikahjustuste suhtes vastupidavam võrreldes tavapärase lageraiemajandusega (Hanewinkel et al. 2014; Pukkala et al. 2016; Nevalainen 2017; Laas ja Uri 2023), seda just mitmekesisema metsa struktuuri tõttu (Pukkala et al. 2016; Hanewinkel et al. 2014). Siiski võib tormikahjustuste risk olla kõrge juurepessust mõjutatud kuusikutes sõltumata struktuuri mitmekesisusest (Nevalainen 2017).

Björkman et al. (2015) on ka väljendanud seisukohta, et väidetav püsimeetsa tormikindlus on kaheldav, peamiselt metsa sagedase hõrendamise tõttu. Ohustatud on ka puistud, mida alles kujundatakse lageraiepõhiselt majanduselt püsimeetsale sobivaks – varasemad kogemused näitavad, et tormikahjustuste risk on suurem turberaie (eelkõige aegjärgse raie) korras majandatud puistutes võrreldes ühevanuselise puistuga (Rebane 1970; Tullus 2002; Pukkala 2016). Seega püsib ürasekikahjustuste esinemise tõenäosus suur ka juurepessust kahjustatud kuuse-enamusega puistutes ning kuusikutes, mida alles kujundatakse püsimeetsamajandusele sobivaks.

Põuaperioodid, mis samuti kuuse-kooreüraski kahjustuste esinemise tõenäosust soosivad (Marini et al. 2017), võivad püsimeetsas väiksemat mõju avaldada, kuna vanemate puude osakaal võrreldes ühevanuseliste puistutega on väiksem. Harilik kuusk on just nooremas eas võimeline edukamalt põuakahjustustest taastuma (Ding et al. 2017; Bottero et al. 2021; Popa et al. 2024); samuti on vastupanuvõime põuale tugevam okaspuudel, mis kasvavad segapuistutes (Aldea et al. 2022).

Metsamajandus ja kuuse-kooreüraskid

Lisaks looduslikele häiringutele võivad kuuse-kooreüraski kahjustusi esile kutsuda ka metsamajandusega kaasnevad tegurid. Kuuse-kooreüraski kahjustuskolded esinevad tihti lageraielankide servas (Grodzki et al. 2003; Kärverno et al. 2016; Gohli et al. 2024) ning mardikad eelistavad eelkõige lõunapoolsele päikesele avatud puid (Wermelinger 2004). Valikraiel tekivad maksimaalselt 20 m läbimõõduga väikehailud, mis pole võrreldavad lageraielankidega; siiski võivad regulaarsete intervallidega tekitatud hailud päikesele avatud puude läbi ürasekikahjustuste riski suurendada (Hekkala et al. 2021; Hantula et al. 2025).

Kuuse-kooreüraski kahjustusi võivad esile kutsuda ka raie käigus tekkinud mehaanilised vigastused (Šmits et al. 2023), kuna kahjustatud puud eritavad lenduvaid ühendeid, mis mardikaid kohale meelitavad (Schiebe et al. 2019). Valikraie käigus võib kahjustada saada 21,5% allesjäänud puudest, kuid need mõjutavad enim väiksemaid puid (Sirén et al. 2015). Mehaanilised vigastused kasvavas puistus võivad suurendada juurepessu (*Heterobasidion* spp.) riski (Klavina et al. 2023), mis omakorda peremeespuud kuuse-kooreüraskile haavatavamaks muudab (Wahlman et al. 2024). Kuna valikraie peaks toimuma 15-20 a intervallidega (Sirén et al. 2015; Nevalainen 2017; Laas ja Uri 2023), on tõenäosus raie käigus tekkinud kahjustustele (ja sellega kaasnevale ürasekirünnakule) sarnane või suurem võrreldes lageraiepõhise majandusega, kus enne lõppraiet viiakse ellu üks kuni kolm harvendusraiet (Nevalainen 2017). Vastavaid uuringuid, mis võimaldaks kindlamaid järeldusi teha, siiski napib.

Mitmed uuringud on leidnud, et kuuse-kooreüraski kahjustuste risk segapuistus on väiksem võrreldes puhtpuistuga (Kausrud et al. 2012; Hlásny et al. 2019; Huuskonen et al. 2021; Vodde et al. 2025). Eestis ja Rootsis on leitud, et kahjustuse risk tõuseb hariliku kuuse mahu kasvades ja väheneb kase mahu suurenedes (Kärverno et al. 2016; Gohli et al. 2024), seejuures avaldub märgatav mõju, kui kase osakaal puistu I rindes on 25% ja enam (Ait et al. 2025). Seega sõltub püsimeetsa vastupanuvõime kuuse-kooreüraski kahjustustele paljuski kaasnevate peapuuliikide osakaalust ja mahust.

Lisaks vähendab kuuse-kooreüraski kahjustuste riski erinevas vanuses ja diameetriklassides kuuskede esinemine puistus (ehk madalam suuremate ja vanemate kuuskede osakaal) (Laas ja Uri 2023; Hantula et al. 2025), kuna kuuse-kooreürask kasutab paljunemiseks kuuski, mille rinnasdiameeter on vähemalt

15 cm (Kärvemo et al. 2014; Metslaid et al. 2021). Püsimetsas leidub pidevalt erinevas vanuseklassis puid ning metsa struktuur on mitmekesine (Laas ja Uri 2023), seega on ürasekile sigimiseks sobivate puude osakaal võrreldes ühevanuseliste puistutega tõenäoliselt väiksem ning seeläbi püsib üraseki arvukus metsas tervikuna madalam (Hantula et al. 2025). On ka vastupidiseid seisukohti - kuigi vanade puude osakaal puistus on madal, võib pidev suure diameetriga kuuskede olemasolu püsimetsas ürasekipopulatsiooni pidevalt elujõulisena hoida (Björkman et al. 2015).

Eelnevad hüpoteesid püsimetsamajanduse eeliste osas kehtivad aga siis, kui võrrelda püsimetsa valmiva või küpse ühevanuselise puistuga, kuna kuuse-kooreürask eelistab sigimiseks üldiselt vanemaid puistuid, keskmise vanusega 50-60 a ja enam (Warzée et al. 2006; Netherer et al. 2005). Seega tuleks püsimetsamajandust ja lageraiepõhist majandust võrrelda puistust suuremal maastiku tasandil, arvestades seejuures ka majandamise rütmi.

Kuuse-kooreüraski looduslikud vaenlased

Mitmed kuuse-kooreüraski röövputukad (nt. *Thanasimus* spp.) on toitumisharjumustelt generalistid – nende toidubaas on lai ning ei sõltu ainult kuuse-kooreüraskist (Wermelinger 2002). Seega võivad püsimetsa mitmekesine struktuur, pidev alusmetsa olemasolu ning peenema diameetriga väljalangevad puud röövputukate arvukust isegi soosida, tagades neile stabiilse toidulaua teiste saakloomade näol (Björkman et al. 2015; Klapwijk et al. 2016; Nevalainen 2017; Laas ja Uri 2023). Sama dünaamikat ei saa aga tingimata eeldada parasitoidide puhul, kes on peremeesorganismi suhtes valivamad (Wermelinger 2002); seetõttu ei ole oodata ka parasitoidide suuremat arvukust püsimetsas võrreldes ühevanuselise puistuga (Klapwijk et al. 2016). Hariliku sipelgmardika (*Thanasimus formicarius* L.) arvukus tõuseb, kui puistu koosseisus on ka harilikku mändi (Warzée et al. 2006). Praktilisi katseid sellel teemal aga napib.

Ürasekite arvukust võivad mõjutada ka rähnid (Picidae) (Wegensteiner et al. 2015). Olulisimaks kuuse-kooreüraski arvukust mõjutavaks liigiks peetakse laanerähni (*Picoides tridactylus* L.) (Pechacek 1994; Wermelinger 2004), kuid on leitud, et ürasekid on liigi peamiseks toiduks väljaspool pesitsusperioodi (Pechacek & Kristin 2004); seejuures võivad valdava osa moodustada hoopis niineüraskid (*Polygraphus* spp.) või kääbusüraskid (*Crypturgus* spp.) (Fayt 1999). Tõenäoliselt on kuuse-kooreüraski osakaal laanerähni toidubaasis seotud mardikate kättesaadavusega (Fayt et al. 2005). Laanerähni elupaigaks on üldjuhul vanad, üle 80 a vanused okasmetsad, kus leidub toitumiseks sobivaid surnud puid (Wesołowski et al. 2005; Romero-Calcerrada & Luque 2006); seega võib järeldada, et püsimetsana majandatud mets on liigile elupaigana sobivam, eeldusel et seal leidub piisavalt toiduobjekte.

Teised putukahjurid

Ürasekid

Mitmed autorid arvavad, et püsimetsas võib hariliku võraüraski (*Pityogenes chalcographus* L.) kahjustuse risk olla samaväärne või isegi veidi suurem (Nevalainen 2017; Laas ja Uri 2023; Hantula et al. 2025), kuna liik suudab rünnata ka noori kuuski (Maavara jt 1961), mis erivanuselises metsas pidevalt olemas on. Samal põhjusel säilib püsimetsas ka hariliku niineüraski (*Polygraphus poligraphus* L.) kahjustuse risk (Rautio et al. 2025), kes samuti erinevas vanuses kuuski asustada suudab ning pole

jämeduse ega koore paksuse osas kuigi valiv (Maavara jt 1961). Harilikku võraüraskit Eesti oludes küll tõsiseks metsakahjuriks pidada ei saa, kuid harilik niineürask suudab rünnata ka terveid ja elujõulisi puid ning seetõttu loetakse teda üheks ohtlikuimaks kuuse kahjuriks (Maavara jt 1961). Ka hiljutised kodumaised uuringud kinnitavad hariliku niineüraski olulisust metsakahjurina, seda küll tüüpilises keskealises ja vanemas majandusmetsas (Ait et al. 2025). Mõlema liigi kahjustusi võib esile kutsuda ka väikehailude sisseraie (Hekkala et al. 2021).

Nevalainen (2017) spekuleerib, et erivanuseline puistu on säsiüraskite (*Tomicus* spp.) rünnakute suhtes enam ohustatud võrreldes ühevanuselise puistuga, kuna säsiüraskid ründavad eelkõige kasvus alla jäänud ja nõrgestatud harilikku mäнди. Seejuures eelistab suur säsiürask (*Tomicus piniperda* (L.)) haudepuuna erineva vanuse ja jämedusega mände, väike säsiürask (*Tomicus minor* (Htg.)) aga nooremaid puid. Eesti oludes on tegemist sekundaarsete metsakahjuritega (Maavara jt 1961).

Männikärsakad

Eesti olulisimad männi- ja kuusekultuuride kahjustajad on männikärsakad (*Hylobius* spp.) (Sibul 2006), kellest enim levinud ja kõige ohtlikum on harilik männikärsakas (*Hylobius abietis* L.) (Maavara jt 1961). Männikärsakad sigivad okaspuukändude juurtel ja toituvad raidmetest või noorte okaspuutaimede koorest (Lalík et al. 2021). Mitmed autorid on jõudnud järeldusele, et püsimeetsas kasvavatel taimedel on männikärsaka kahjustuste risk madalam võrreldes uuendatud lageraielangiga, tuues peamisteks põhjusteks madalama asustustiheduse ja raskendatud sigimismaterjali kättesaadavuse püsimeetsas ning järglaste aeglasema arengu varjulises keskkonnas (Björkman et al. 2015; Klapwijk et al. 2016; Nevalainen 2017; Hantula et al. 2025). Rootsis hiljuti läbi viidud katses, milles võrreldi hariliku männi uuenemist püsimeetsas, olid eelneval aastal lageraielangile istutatud männi taimedest 92% hariliku männikärsaka kahjustustega, kuid puistusse istutatud taimedel oli kahjustuse osakaal 46% (Häggström et al. 2024).

Okka- ja lehekahjurid

Okka- ja lehekahjurite kahjustusi käsitlevas ülevaatekirjanduses viidatud liikidest, kes ka Eestis aegajalt kahjustusi põhjustavad, on mainitud okaspuukahjuritest punakas männivaablane (*Neodiprion sertifer* (Geoffr.)), harilik männivaablane (*Diprion pini* L.), männivaksik (*Bupalus piniaria* L.) ning okkalainelane (*Lymantria monacha* L.); lehtpuid kahjustavatest liikidest aga külmavaksikud (*Operopthera* spp.) ja käsnaainelane (*Lymantria dispar* (L.)) (Björkman et al. 2015; Klapwijk et al. 2016; Nevalainen 2017; Hantula et al. 2025). Okka- ja lehekahjurid võivad peremeespuud nõrgestada või põhjustada selle hukkumist, eriti kui kahjustused korduvad mitme aasta jooksul (Davidson et al. 1999; Blomqvist et al. 2022; Schafellner ja Möller 2022).

Björkman et al. (2015) väitel on mitmekesise vanuse ja struktuuriga puistus ka okka- ja lehekahjurite masspaljunemise tõenäosus madalam, kuna toidu kvaliteet on seotud puu vanusega (Donaldson et al. 2006) ning püsimeetsas ei ole kõik puud samal ajal kahjuritele sobivas vanuses. Ka puistu liigiline koosseis mõjutab selle vastupanuvõimet kahjuritele (Jactel & Brockerhoff 2007; Castagnyrol et al. 2013), seega võib püsimeetsal olla eelis puhtpuistu ees, kui eeldada, et püsimeetsa koosseis on mitmekesisem. Kui aga arvestada ainult putukate liigilist mitmekesisust (ja mitte masspaljunemise

ohtu), võib see mitmekesise vanuse ja struktuuriga puistus hoopis suurenedagi; seda nii kahjurite kui ka nende looduslike vaenlaste osas (Jeffries et al. 2006; Klapwijk et al. 2016).

Varasemad uuringud on tuvastanud, et männivaablase kahjustused leiavad tõenäolisemalt aset homogeensetes männikutes (Kaitaniemi et al. 2007, Meshkova et al. 2019), kahjustades nii noorendikke kui ka vanemaid puistuid (Maavara jt 1961). Soomes läbi viidud uuringus (De Somviele et al. 2004) ei leidnud kinnitust puistu liigilise koosseisu mõju hariliku männivaablase arvukusele, samas vanemad andmed Prantsusmaalt (Geri 1988) väidavad, et kahjustused hariliku männi puhtpuistus algasid varem, kestsid kauem ja olid intensiivsemad võrreldes kahjustustega segapuistus. Rautio et al. (2025) autorid spekulatsioonid, et kuna männivaablased ründavad erinevas vanuses puid, ei tohiks püsimeetsal ühevanuselise puistu ees eeliseid olla. Nevalainen (2017) leiab, et kuna harilik männivaablane eelistab punaka männivaablasega võrreldes vanemaid puid (De Somviele et al. 2004), võivad vanemad männid olla erivanuselises puistus enam ohustatud. Konkreetseid uuringuid nende väidete toetuseks siiski puuduvad.

Uurimisvajadused

Püsimeetsal võib putukkahjustuse osas olla nii eeliseid kui puudusi, kui võrrelda seda ühevanuselise metsaga. Kuna püsimeetsakasvatuse on ka tulevikus tõenäoliselt seotud hariliku kuusega, säilib jätkuvalt kuuse-kooreüraski kahjustuste oht, eriti tormide või regulaarsete raie käigus tekkinud vigastuste tõttu. Samas on tõenäoline, et püsimeetsa mitmekesine vanuseline ja liigiline struktuur vähendab ürasekite ja ka okka-lehekahjurite masspaljunemise tõenäosust ning soodustab looduslike vaenlaste arvukust. Siiski säilib püsimeetsas pidevalt mõõdukas kahjustuse esinemise tõenäosus, kuna vanuselisel sobivad peremeespuud jäävad kahjuritele alati kättesaadavaks. Ka teised ürasekiliigid, nagu harilik niineürask ja harilik võraürask võivad asustada erinevas vanuses puid ning säilitada püsimeetsas elujõulise populatsiooni.

Paljud siinses kokkuvõttes viidatud uuringud või arutelud, mis keskenduvad putukkahjustuste riskile püsimeetsas, võrdlevad seda üksikutes vanuseklassides ühevanuselise metsaga. Siiski on lageraie-majanduse puhul kahjustuste risk ajas dünaamiline ja liigispetsiifiline. Näiteks kuuse-kooreüraski kahjustuste võimalus on alla 40 aasta vanustes puistutes peaaegu olematu, kuid suureneb järsult valmivates ja küpsetes metsades. Männikärsakate kahjustuste oht on kõrge vaid raiesmikel, kuid üle 10 aasta vanuses metsas praktiliselt puudub. Püsimeetsas on mõlema kahjuri risk mõõdukas, kuid pidevalt püsiv, sest eri vanuses puud on seal alati esindatud. Sarnane dünaamika kehtib ka looduslike vaenlaste puhul.

Lisaks võrdsustavad mitmed ülevaateartiklid ühevanuselise (lageraie korras majandatud) puistu puhtpuistuga ning eeldavad, et püsimeets on segameets. Eestis ei pruugi see tingimata nii olla – sega- ja erivanuselised puistud moodustavad meie metsadest valdava enamuse (Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus 2011. a andmetel 84%). Püsimeetsas seab peapuuliigi valikul lisaks kasvukohatüübist tingitud looduslikele piirangutele kitsendused ka valguskonkurents, mistõttu ei pruugi koosseisu mitmekesisus seal tingimata suuremaks kujuneda.

Tulevased uuringud peaks seetõttu hõlmama kogu raieringi ning arvestama vanuseklasside ja riskitasemete muutumist ajas, samuti raie tulenevate häiringute sagedust, mitte pelgalt metsa struktuuri. Lisaks tuleks lageraie põhise majanduse puhul arvestada riigimeetsas jäetavate säilikpuude

suurt mahtu ning puistute koosseisulist mitmekesisust. Omaette klassina tuleks uurida ülemineku faasis olevat metsa, kus ühevanuselist puistut alles kujundatakse püsimeetsamajandusele sobivaks.

Ülevaatekirjanduses leidub üldjuhul argumente nii püsimeetsa eeliste kui ka puuduste kohta, seetõttu tuleb olla ettevaatlik lihtsustatud järelduste tegemisel; putukkahjustuste riski püsimeetsas tuleb kontrollida praktiliste katsete käigus.

Häiludünaamikat keskealistes ja valmivates kuusikutes on võimalik uurida, kasutades projekti T220128MIME raames 2023. a alguses raiatud alasid Võrumaal RG139-7; RG139-8; RG151-3; RG151-4 ja RG132-3. Kokku rajati 13 alla 0,1 ha pindalaga häilu. Peale raiet on kogu metsamassiiv arvatud range kaitse alla, mis tähendab et metsa häilude ümber ei raiuta. Meetodika ürasekikahjustuste uurimiseks proovitükkidel on sama projekti raames juba välja töötatud, mida on võimalik aluseks võtta ka järgmistes uuringutes.

Konkreetsamad uurimisküsimused:

- Kuuse-kooreüraski kahjustuste võrdlus püsimeetsas ja lageraiemajandusega metsas.
- Kuidas erineb kuuse-kooreüraski kahjustuste sagedus, pindala ja masspaljunemise risk hariliku kuuse osakaaluga metsas, arvestades seejuures ühevanuselise metsa erinevaid arenguklasse (noorendik – küps mets)?
- Ümbritseva (metsa)maastiku ja püsimeetsana majandatava majandusüksuse pindala mõju mõju putukkahjustuste esinemisele, arvestades majandusvõtteid uuritava eraldise ümber.
- Raiejärgsete mehaaniliste vigastuste ja tormikahjustuste risk ning selle edasine mõju metsakahjuritele, keskendudes kuuse-kooreüraskile.
- Püsimeetsa liigilise ja vanuselise struktuuri mõju putukkahjurite looduslikele vaenlastele (röövputukad, parasitoidid, rähnid).
- Püsimeetsale ülemineku faasis olevate puistute (üherindelisest puistust püsimeetsaks kujundatava metsa) vastuvõtlikkus putukkahjuritele, üleminekuetapiga kaasnevad häiringute esinemise ohud ning kahjustuste vähendamise võimalused.
- Puistu liigilise ja vanuselise struktuuri mõju putukkahjustuste dünaamikale ning optimaalne struktuur kahjustuste vähendamiseks.

Juurepess ja püsimeetsakasvatus

Juurepessust tingitud juure- ja tüvemädanikud on okaspuu puistutes olulised kahjustajad ning patogeeni levik põhjustab otseseid majanduslikke kahjusid (kasvu vähenemine, puidu väärtuse langus mädaniku tõttu, puude suremus) ning muudab puud vastuvõtlikumaks teistele abiootilistele kahjustajatele, eriti tuulele (Hantula et al. 2025). Juurepess levib eoste kaudu. Pärast eoste idanemist tungib seeneniidistik kändu ja selle juurestikku võib juurekontaktide kaudu levida edasi sama ja järgmise põlvkonna puudesse. Metsa tekivad haiguskolded, mille läbimõõt võib ulatuda kümnete meetriteni ja püsida elujõulisena pikka aega. Üsikutes kändudes võib juurepess elusana püsida üle 50 aasta (Greig & Pratt 1976; Piri 1996). Majandamata metsades toimub juurepessu eoste levimine tavaliselt paljastunud, kooreta puidu pindade kaudu, majandatud metsades tekivad kännupinnad raie järgselt või puude vigastamisel raiete käigus.

Püsimetsamajanduse kontekstis nakatuvad kändud eoste kaudu raiete käigus või metsamasinate põhjustatud juurekahjustuste kaudu. Püsimetsakasvatustes rakendatavate valikraiate puhul on raietega paljastatud kändude kogupindala, sõltumata raieviisist, aja jooksul üldiselt sarnane või veidi väiksem kui lageraiega majandatud metsas. Seetõttu on eoste kaudu kändude nakatumise risk püsimetsamajanduse korral üldiselt veidi väiksem. Samas on püsimetsamajanduse rakendamisel metsamasinate põhjustatud tüve- ja juurekahjustuste risk allesjäänud puudele märkimisväärselt suurem kui lageraieetega metsi majandades (Dwyer et al. 2004). Püsimetsas tekib metsauuendus suur(ema)te puude alla, mis omakorda oluliselt suurendab juurepessu riski levimist noortele puudele. Alusmetsa puude juurestikus on soodsad tingimused juurepessu vegetatiivseks levikuks kasvavatesse puudesse ning juurepessu nakkuse püsimiseks puude juuresüsteemis (Piri 1996; Piri & Valkonen 2013). Valikraieetega püsimetsana majandatud metsades võivad tihedamad noorendikud tekkida kohtades, kus maapind on raiete käigus paljastatud või kus tingimused alusmetsa kasvuks on muul viisil soodsad. Püsimetsakasvatuse rakendamisel soodustab juurepessu nakkuse levikut juurkontaktide kaudu puude erinevate põlvkondade vahel pikaajaline peapuuliigina ja alusmetsas juurepessule vastuvõtlike puuliikide koosinemine. Lisaks võivad alusmetsa puud olla üsna vanad, võimaldades nende juurestikel palju pikema aja jooksul nakatuda juurepessu võrreldes lageraiega (ühealiselt) majandatud metsaga. Lageraiega majandatud metsades on juuremädanike risk isegi väiksem, sest puistu koosseisu reguleerides saab kujundada segapuistuid (Piri et al. 1990).

Juba levima hakanud juurepessu tõrjumine püsimetsana (valikraieetega) majandatud puistus on praktiliselt võimatu, kuna puuliikide vahetus on väga aeglane või ei toimu seda üldse. Väikestes juurepessu kolletes võib proovida patogeeni tõrjet, eemaldades ümbruskonna vastuvõtlikud puud ning uuendades ala vastupidavate puuliikidega. Samuti võib abi olla uutest tõrjemeetmetest, näiteks juurepessu elutegevust pärssivatest viirustest (Vainio et al. 2018; Piri et al. 2023a). Juurepessu kahjustuste tagajärgi mõjutab ka see, milline juurepessu liik puistus esineb. Juurepessu nakkusest puistus aitab vabaneda haigusetikitajale vastupidavama puuliigi kasvatamine järgmise raieringi jooksul, mis üldiselt kõrvaldab haiguse kasvukohalt tõhusalt. Kuuse-juurepessuga nakatunud alal sobivad alternatiivideks nii harilik mänd kui ka lehtpuud. Mäni-juurepessuga nakatunud aladel tuleks eelistada kaske, sest kuigi mäni-juurepess nakatab ka kaske ning võib potentsiaalselt levida nii kase kui ka kuuse või mäni vahel, siis patogeen teadaolevalt ei levi kaselt istutatud või looduslikult uuenenud okaspuudele ning lehtpuude kändud lagunevad üldiselt kiiremini kui okaspuu kändud (Hantula et al. 2025) ja seega ei ole metsas ka nõ nakkustsentreid ehk kände.

Ulatusliku juurepessu nakkuse tõrjumiseks on aga vaja metsa majandada viisil, mis tagab nakatunud puistu kasvatamise järel ülemineku juurepessu suhtes vastupidavamale puuliigile. Püsimetsamajanduse rakendamist juba juurepessuga nakatunud alal tuleb kindlasti vältida, eriti kui seal kasvavad vaid juurepessule vastuvõtlikud puuliigid, näiteks harilik kuusk toitainerikkal keskmise niiskusega mullal või harilik mänd kuival ja toitainetevaesel alal. Isegi juurepessust puutumata kasvukohal on kõige ohutum teostada metsahooldustööd ainult talvel (Piri & Vainio 2024), kui patogeeni eoste levik on minimaalne. Kuid soojenev kliima ja püsimetsamajanduse kasvav populaarsus tekitab logistilisi väljakutseid puiduvarumisel (Jylhä et al. 2024), muutes suviste raiete tegemise möödapääsmatuks. Sellisel juhul muutub tõrje kvaliteet veelgi olulisemaks, eriti kändude töötlemise ja kiire reageerimise osas uute juurepessu kollete tekkimisel (Hantula et al. 2025).

Juurepessu seisukohalt võiks hariliku kuuse enamusega puistutes püsimetsamajanduse ja valikraiate rakendamist kaaluda kuivendatud turvasmuldadel, sest pessu levik on seal siiani teadaolevate

andmete kohaselt vähem intensiivne (Piri & Vainio 2024). Siiski leidub ka andmeid, et nii harilik kuusk (Gaitiniek et al. 2022; Piri et al. 2023b) kui harilik mänd on ka kuivendatud turvasmuldadel juurepessu poolt ikkagi ohustatud (Piri et al. 2023b).

Kuid juurepess pole kaugeltki ainuke puud kahjustav patogeen. Näiteks esineb kuivendatud turvasmuldadel kasvavates puistutes intensiivne külmaseene levik, sest puud kannatavad toitainete ebapiisavuse all, mis nõrgestab neid ning võimaldab külmaseenel edukalt puud nakatada (Kubiak et al. 2017). Samuti on valikraie korral sõltumata kasvukohast harilik kuusk ohustatud kuusenahkise (*Stereum sanguinolentum*) poolt (Modig et al. 2012).

Seenhaiguste levimist turvasmuldadel kasvavates puistutes soodustavad raiel tekkivad vigastused, turbapinna vajumine ja puude pindmine juurestik. Kuid on leitud, et mineraalmuldadel kasvavad puistud on raiete intensiivsuse suhtes oluliselt tundlikumad kui kuivendatud turvasmuldadel kasvavad puistud (Ahtikoski et al. 2022). Lisaks on mineraalmuldadel allesjäävate puude juurte raiete käigus kahjustamine väga oluline probleem, sest soodustab ja intensiivistab oluliselt eelpool nimetatud seenhaiguste levikut (Vasiliauskas 2001). Kuid juurepessu leviku osas on mitmeid küsimusi, seega on vaja lisauuringuid, et välja selgitada juurepessu levimise nüansid (sarnasused ja erinevused) püsimetsamajanduse ja lageraietega majandatavate metsade vahel.

Teised puude haigused

Okaspuu võrsevähki esinemine harilikul männil (tekitaja *Gremmeniella abietina*) varieerub aastati ning haiguse leviku riski mõjutavad peamiselt metsakultuuri asukoht ja eelneva suve ilmastikutingimused (Witzell & Karlman 2000; Thomsen 2009). Lisaks mõjutab kahjustuste riski metsamajandus tööde kvaliteet, näiteks õigeaegne harvendamine ning metsa kultiveerimismaterjali päritolu (Hantula et al. 2025). Okaspuu võrsevähki (*G. abietina*) põhjustatud võrsete suremuse risk suureneb niisketes mikrokliimatilistes oludes ja teiste puude varjus (Read 1968; Niemelä et al. 1992). Kuigi püsimetsamajandusega majandatavates metsades ei erine õhuniiskus oluliselt lageraiega majandatavate puistute või noorendike omast võib peapuuliigi vari veidi suurendada allasurutud männitaimede võrsete suremuse riski, sest puistu mikrokliima võib soodustada patogeeni arengut ja muuta noored puud haigusele vastuvõtlikumaks. Seetõttu tuleb harvendus- ja valikraied püsimetsana majandatavates puistutes ajastada sama hoolikalt kui lageraiega majandatavates (ühealistes) puistutes, et puistu mikrokliima ei muutuks seene leviku jaoks soodsaks (Hantula et al. 2025). Okaspuu võrsevähki nakkusoht võib esineda juba taimlas, kuid patogeeni poolt põhjustatav tegelik kahju sõltub valitsevatest tingimustest puude kasvukohas metsas (Nevalainen, 2017).

Männi koorepõletiku põhjustajaks on seen *Cronartium pini*. Sellel seenel esineb kaks vormi (Hantula et al. 2002; Samils et al. 2021) millest sugulise arengu vorm omab täielikku elutsükli ning hõlmab suguliste eoste moodustumise etappi rohtsel vaheperemeestaimel, näiteks valgel käokingal (*Vincetoxicum hirundinaria*) või metskuradil (*Melampyrum sylvaticum*) (Kaitera et al. 2005). Mittesuguline vorm levib otse männilt männile. Männi koorepõletiku puhul on riskiteguriks vaheperemeestaimede olemasolu kasvukohal. Seetõttu ei ole soovitatav rajada männimetsi liigselt toitaineterikastele muldadele (Kaitera et al. 2005; Samils & Stenlid 2022). Kui metsamajandamise viis suurendab või vähendab vaheperemeestaimede esinemist, võib see mõjutada puude vastuvõtlikkust *C. pini* tekitatud roostele. Teadmised männi koorepõletiku geneetilise vastupanuvõime kohta on

puudulikud, kuid kindlasti ei ole soovitatav kasutada nakatunud puid seemnepuudena kuna nende järglased võivad olla tõenäoliselt vastuvõtlikud haigusele (Snieszko & Liu 2022).

Uuringuvajadused

Kahjustuste riskid ja kahjustused püsimetsana ja lageraiega majandatavates metsades erinevad märkimisväärselt, kuid nende võrdlemiseks on avaldatud vähe uurimistöid. Seetõttu eeldab kahjustuste tekitajate usaldusväärne hindamine uuringuid, mis keskenduksid riskidele püsimetsana majandatavates puistutes, samuti nende ohjamise võimalustele nii mineraal- kui ka turvasmuldadel.

Vaieldamatult olulisimad seenpatogeenid püsimetsa kontekstis on juuremädanike tekitajad, eelkõige juurepess ja külmaseen. Seega on vajalik uurida juuremädanike tekitajate levikut ja võimalike (bio)tõrje viise, sh juurepessu kollete tuvastamine ja kaardistamine puistus ja nendega arvestamine edasisel majandamisel. Oluline on saada täpsemaid ja ajakohasemaid hinnanguid juurepessu põhjustatud otseste ja kaudsete rahaliste kahjude kohta (häiringud; puidu sortimentide kvaliteedi langus ja sellest tulenevalt laiem sotsiaalmajanduslik mõju, sh metsaomanikule, puidutööstusele, riigi maksutuludele). Samuti on täna puudulikult hinnatud juurepessu ja teiste juuremädanike mõjud puistute süsiniku tagavarale ja -sidumisvõimele, sh puidu asendusefekti potentsiaalile. Samuti on oluline püsimetsana majandatavates puistutes teiste seenpatogeenide uuringud ja nende leviku hindamine seoses erinevate majandamisvõtetega.

Elustik püsimetsas

Lageraie alternatiivide elustikumõju uurimisel on esmalt oluline küsida, mis on elustikumõõdik. Elustikumõõdik omakorda võiks tuleneda sellest, millist looduskaitse rolli loodame püsimetsalt. Näiteks võib rolliks olla konkreetse väga majandamistundliku liigi elupaiga puhverdamine ümbritseva intensiivsema metsamajanduse eest, sellisel juhul võiks mõõdikuks olla lokaalsete populatsioonide elujõulisus. Rolliks võib olla ka näiteks maastiku sidususe suurendamine, millest lähtuvalt saaks mõõdikuks olla isendite levimisvõime. Üldine puistu taseme liigirikkus või arvukus ei ole üldiselt looduskaitseasjakohased mõõdikud, kuid näiteks ohustatud liikide liigirikkus või arvukus või maastikuülene liigirikkus küll.

Teiseks on oluline, millega püsimetsa võrrelda, kas lageraiepõhise metsamajandusega, põlismetsaga või hoopis testida erinevate valikraievõtete või laiemalt lageraie alternatiivide mõju. Selle uuringu kontekstis võiks esmane võrdlus olla lageraiepõhise metsamajandusega, sest katsealade eesmärk on ilmselt töötada välja raievõtted, mis (muude funktsioonide kõrval) säilitaks metsaelustikku paremini kui lageraiepõhine. Ometi saavad laiendatud uuringutes oluliseks ka võrdlused põlismetsadega (rangete kaitsealadega), näiteks puhkudel, kus elupaigasobivuse kaardistamise kaudu analüüsitakse liikide seisundit ja erinevate looduskaitsevõtte tõhusust.

Euroopa boreaalsed metsad

Valik- ja turberaie mõjust elustikule võrdlevalt kas lageraie ja harvendusraie või põlismetsaga on tehtud palju uuringuid. Borealse Euroopa kohta on üksikuuringud ülevaadeteks koondatud neljas artiklis ja ühes raamatupeatükis: Kuuluvainen et al. 2012 – Fennoskandia, valik- ja turberaie; Savilaakso et al. 2021 – Fennoskandia ja Põhja Venemaa, valik- ja turberaie; Ekholm et al. 2023 – Fennoskandia kuuse enamusega metsad, valikraie; Koivula & Vanha-Majamaa 2020 – valikraied Fennoskandias; Koivula et al. 2025 – turbe- ja valikraied Fennoskandias.

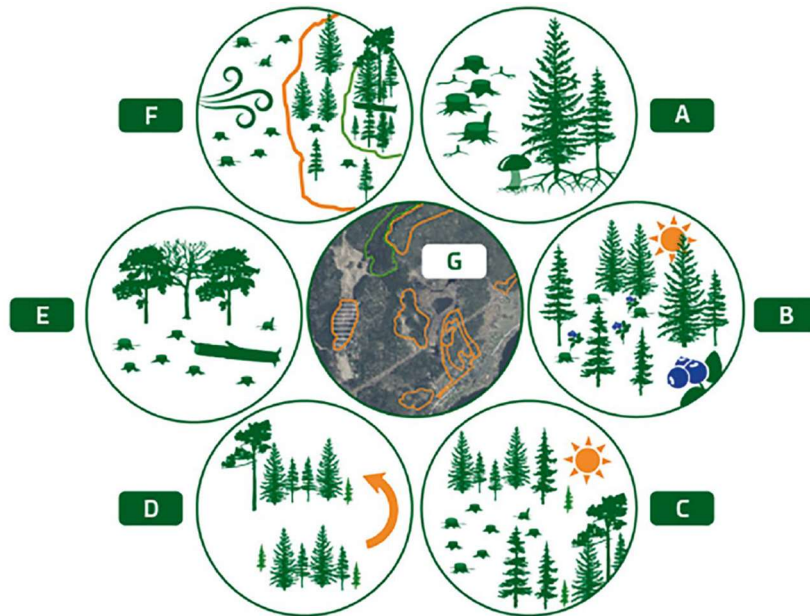
Koivula et al. (2025) kirjeldavad nüansirohket elustikumõju üldistava kokkuvõtte ja joonisega 1, mis annab süsteemse kiirülevaate:

„Võrreldes lageraie põhineva metsamajandamisega, võib püsimetsamajandus olla soodsam liikidele, kes vajavad varju ja pidevat suuremate puude olemasolu – näiteks mõned puudel kasvavad samblikud, sealhulgas ka mõned punasesse nimestikku kuuluvad liigid. Samuti võib püsimetsamajandus soodustada teatud liikide, nagu samblikud ja lendorav, levikut ning pakkuda kaitset mullale ja puude juurtega seotud elustikule. Püsimets kaitseala servas võib aidata säilitada sealset keskkonda ja liigikooslusi, vähendades servamõjusid.

Kõik need eelised sõltuvad rakendusviisist – näiteks raielankide suurusest, puude struktuurist ja raietugevusest. Ometi ei suuda valikraied iseenesest säilitada ega suurendada metsa struktuuri-elemente, mis on enamikule ohustatud metsaliikidele üliolulised – eelkõige suuri ja vanu puid ning jämedat lamapuitu. Seetõttu on ebatõenäoline, et püsimetsamajandus suudaks peatada metsade elurikkuse vähenemist, kui neid elemente ei säilitata ja sihipäraselt ei looda.

Peamine teadmislünk püsimetsamajanduse puhul puudutab aastakümneid kestva raie kumulatiivset mõju elurikkusele. Kuna püsimetsa puud on enamasti väikesed, on ebaselge, kui hästi säilib looduslikule metsale omane mikrokliima ja liigid, kes sõltuvad suurtest puudest. Samuti ei teata, kui

suures ulatuses mõjutab püsimeetsamajandus elurikkust maastiku skaalal, ning vähe on uuritud, kuidas erinevad liigid reageerivad erinevatele raievõtetele teistes metsatüüpides kui nõmmemetsades – näiteks turvasmuldadel on uuringuid tehtud väga vähe. [...] Lisaks on mitmete liigirühmade (nt lindude, imetajate, tigude ning mullaelustiku) kohta uuringuid vähe.“



- A** + Mükoriisaseened
- Teadmata mõju elustikule, patogeenidele
- B** + Valikraie sobib poolvarju taimedele ja nendega seotud liikidele
- Pika-ajaline mõju teadmata
- C** + Häilraie sobib nii varju- kui valguslembestele liikidele
- Pika-ajaline mõju teadmata
- D** + Sidusus suuri puid vajavatele liikidele
- Mõju paljudele liigirühmadele teadmata
- E** + Ei aita ohustatud liike, kui ei lisandu lehtpuid, vanu puid, kõdupuitu
- Mõju paljudele liigirühmadele teadmata
- F** + Puhver hoidmaks elupaigaomadusi VEPides, kaitsealadel
- Mõju paljudele liigirühmadele teadmata
- G** + Majandamisvõtete mosaiik maastikus toetab elurikkust
- Maastiku skaalal rakendused uurimata

Joonis 1. Infograafik, mis võtab kokku boreaalse püsimeetsamajanduse ja turberaietega majandamise eelised elustiku jaoks võrreldes lageraietepõhise metsandusega. Plussid näitavad positiivset mõju, miinused negatiivset või teadmata mõju (tõlgitud allikast Koivula et al. 2025).

Euroopa hemiboreaalsed metsad

Hemiboreaalsest vööndist uuringuid napib ja ülevaateartiklid puuduvad. Uuringute vähesust illustreerib Web of Science otsingu* tulemus, mis andis vaid 14 asjakohast artiklit, millest kaks mainisid

püsimetsakasvatust vaid praktiliste soovitude juures ja mitmed olid kordus- või võrdlusaladeta. Pole ühtki uuringut, mis võrdleks lageraiepõhise ja püsimetsamajanduse mõjusid, kuid on paar uuringut pikaajaliselt püsimetsana majandatud metsadest (Lõhmus et al. 2012, Tullus et al. 2020). Niisiis ei ole selge, kuivõrd on püsimetsakasvatus pikas ajamastaabis elustikku hoidvam võrreldes lageraiepõhise majandamisega, kuid senised uuringud on osutanud aspektidele, mis võimaldaks välja töötada (katsealadel katsetada) elustikule leebemaid valikraie võtteid. Kindlasti on teadmisi ka püsimetsamajanduse erinevate aspektide kohta eraldi, näiteks osalise raie häiringu mõjust harvendusraieuuringutest ning erivanuselise ja mitmeliigilise struktuuri mõjust põlismetsadest.

Taimestik

Lageraiele alternatiivide otsimise eesmärk võiks olla hilissuktsessiooniliste metsaliikide ja poolvarju vajavate liikide hoidmine ja soosimine, nagu ka puudel kasvavate sammalde hoidmine, seejuures eriti just lageraiepõhisest metsandusest ohustatud liikide. Üldise koosluse sarnasuse hoidmine sarnasena loodusmetsa või küpse majandusmetsaga oleks samuti asjakohane eesmärk. Kuna spetsiaalseid valikraieuuringuid pole, võiks esmalt lähtuda turbe- ja kujundusraiate uurimisaladelt saadud teadmistest (ja leida olulised teadmislüngad).

Edela-Eesti vanadest nõmmemännikutest on teada, et 15 aastat pärast väheintensiivseid raieid (eristamata turbe-, harvendus- ja valikraieid) on sambla- ja taimekooslus raiumata küpse majandusmetsa sarnane (Tullus et al. 2020). Aegjärkse raie uuring Ida-Eesti palumetsades (Tullus et al. 2019) näitas, et maapinna mineraliseerimine (tüüpiline aegjärksele raiele) muutis tugevalt samblakooslust, vähendas mustika, pohla ja laaniku katvust, kuid mustikas taastus 3–4 aastaga. Roomava öövilke jaoks tuleks aga raievõtteid arendada, uurida võiks näiteks puutumatu samblarindega säilikpuugruppide tõhusust. Ka lamapuudel ja tüvedel kasvavate sammalde jaoks oleks vaja erimeetmeid, mis hoiaks neile vajalikke substraate. Ka teine Eesti aegjärkse raie uuring näitas, et isegi aegjärkse raie esimene järk (koos maapinna mineraliseerimisega) muudab samblakooslust ja laanekuusikutes on tugev negatiivne mõju looduskaitsele olulistele liikidele (Tullus et al. 2018). Maapinna ettevalmistamise tugev negatiivne mõju on ilmnenud ka boreaalsete kuusikute häilraiel (Vanha-Majamaa et al. 2017). Seega oleks oluline uurida, kas valikraiel ilma maapinna ettevalmistuseta suudetaks samblakooslusi ja ohustatud liike säilitada. Vanha-Majamaa et al. (2017) leidsid ka, et sammaldele oli kontsentreeritud häilraie säästvam, kui ülepinnaline valikraie ehk peamine on laiguti maapind puutumatuna hoida. Lageraie muutis taimestiku koosseisu kõige tugevamalt ja põhjustas liikide lokaalset väljasuremist.

Loometsades on leitud, et puistu vanus (60-80 vs >140 a) ja kasvusubstraadi olemasolu on sambla- ja samblikukooslusele määravam, kui regulaarsed ca 20-aastase tsükliga harvendusraied, harvendusraie vähene mõju võib tulla sellest, et ka looduslikud loometsad ei ole kuigi tihedad, teisalt võrdluseks võetud looduslikest metsadestki oli vähesel määral sanitaarraiet tehtud (Meier & Paal 2009).

Kõdusoometsa puhmastele paistavad harvendus- ja häilraie (30-50% tagavarast eemaldatud) olevat olulise mõjuga, leiti Soomaa katsealadel: ühegi puhmaliigi katvus kuus aastat pärast raieid polnud muutunud (Tekko & Lõhmus 2025) ning vahetult pärast raieid mustika katvus isegi veidi suurenes (Lõhmus & Remm 2017).

Paarkümmend aastat tagasi võeti kokku, et kolmandik Eesti ohustatud soontaimedest vajab mõõdukaid metsahäiringuid, nagu väikesed häilud, alusmetsa eemaldamine, põlengud, maapinnahäiringud ja karjatamine (Reier et al. 2005). Valikraiete katsealad peaksid andma võimaluse timmida raievõtted neid liike soovivaks. Suurem jagu neist olid kuivade metsade liigid, kuid esindajaid oli kõigis kasvukohatüübi rühmades.

Loomad

Uuringuid püsimeetsanduse mõjust selgrootutele hemiboreaalses Euroopas ei õnnestunud leida. Selgroogseid on metsanduseksperimentides vähe uuritud, kuna nende kodupiirkond on tüüpiliselt suurem, kui eksperimendi ulatus (eraldis) (Koivula ja Vanha-Majamaa 2020).

Üldist linnuliikide arvu metsas suurendab just puude suuruse varieeruvus puistus, kuid linnustiku liigilise koosseisu määrab suuresti surnud puidu, sh õõnepuude hulk (Rosensvald et al. 2011). Ida-Eesti ja Sooma uuringutes on leitud, et pesitsevate linnupaaride arv harvendusraiel väheneb (Lõhmus 2017, 2021). Rootsi boreaalsetes kuuse-segametsades leiti, et hoolimata mitmekesisemast struktuurist pärast valikraiet, oli seal tavalisi linnuliike vähem kui harvendusraie aladel (Versluijs et al. 2020). Soomaa kõdusoometsades leiti, et maaspesitsevate kanaliste pesarüüstet võib ka osaline raie (häiludena või harvendusena), võrreldes raiumata metsaga, suurendada (Pass et al. 2022). Metsis, teder ja laanepuu väldivad harvendatud metsi oma kodupiirkonnas liikudes, võimalik, et rohke risu ja kahjustatud puhmarinde tõttu (Lõhmus et al. 2023). Kesk-Eestis on näidatud, et metsas pesitsevad herilaseviu, kanakull, hiireviu ja väike-konnakotkas taluvad väikese intensiivsusega harvendus- ja sanitaarraieid pesa naabruses, kui need on tehtud väljaspool pesitsusaega ja säilitatud on piisavalt vana metsa struktuurielemente. Raudkulli (kes eelistas nooremaid metsi) pesi oli aga väiksem tõenäosus leida harvendatud metsadest (Lõhmus 2005). Sellistele keskmise suurusega röövlindudele suurendaks püsimeetsas asuvad suured säilikpuud sobivate pesapuude hulka majandusmetsades, kuna lageraiesmike säilikpuudel on pesad liiga lihtsasti leitavad pesarüüstajatele ja avatud ilmastikule, küpse majandusmetsa puud aga pesa ehitamiseks liiga väikesed (Lõhmus 2006).

Pähklinäpi kohta on tehtud uuring Leedus, kus olid võrdluses üks lageraiesmik ja üks valikraiega ala (Juškaitis 2008). Lageraie hävitas pähklinäpi elupaiga täielikult ja valikraiel polnud olulist mõju. Lageraie järel tekkis aga neljandaks aastaks, kui oli moodustunud lopsakas põõsarinne pähklinäpile taas sobiv elupaik. Nii on pähklinäpile määravamaks kui valik-vs-lage raietüüp, hoopis see, kuivõrd säilib või taastub puistu alusmets.

* Web of Science otsingulause (koostatud Savilaakso et al. 2021 eeskujul, kuid kohendades, et tabada kitsamas tähenduses püsimeetsakasvatust Euroopa hemiboreaalses vööndis): (TS = (select* NEAR/5 (cut* OR fell* OR harvest* OR log*)) OR TS = (partial* NEAR/5 (cut* OR fell* OR harvest* OR log*)) OR TS = (gap* NEAR/5 (cut* OR fell* OR harvest* OR log*)) OR TS = (patch* NEAR/5 (cut* OR fell* OR harvest* OR log*))) AND (TS = (biodiversi* OR fauna OR flora OR fungi OR eukaryot* OR vertebrat* OR invertebrat* OR animal* OR plant* OR arthropod* OR lichen* OR insect* OR bird* OR mammal* OR vegetat* OR bryophyte* OR amphibian* OR reptile* OR species OR habitat)) AND (TS = (Estonia* OR Latvia* OR Lithuania* OR Belarus* OR Russia* OR Baltic*)) and TS = (forest* OR tree*)) 30. sept 2025:

54 artiklit, neist 14 käsitlevad elustikku, püsimetsakasvatuse võtteid ja on tehtud hemiboreaalses Euroopas)

Seened ja samblikud

Seente ja samblike elupaiga sobivuse määrab suuresti sobiva substraadi olemasolu, mistõttu on katsealadel raievõtete täpne läbiviimine ning metsa struktuuri eelnev ja järgnev kirjeldamine väga oluline.

Raied metsades ehk Eesti ja laiemalt Põhja-Euroopa metsades mõjutavad mullaelustikku mitmeti. Mõju sõltub nii raie tüübist (lageraie, harvendus, valikraie), intensiivsusest kui ka järgnevatest metsamajanduse praktikast. Hemiborealse vööndi kohta on mullaseenete analüüse tehtud piiratult, mis käsitleksid selgelt erinevaid majandamise võtteid, sh võrdlusena püsimetsa, lageraiega majandatud- ja majandamata kontrollpuistused. Enamus uuringuid on vaid üldine ökoloogiline hinnang, kus majandamise detailid puuduvad või on need umbmäärased.

Asjakohane oleks testida erinevaid võtteid seisva ja lamava surnud puidu vähemaks kahjustamiseks raietel. Varasemast on teada, et nii lage- kui turberaie ei jää pea üldse alles surnud seisvaid puid (Rosenvald et al. 2018). Ida-Eesti majandusmetsamaastikus tehtud uuring (Lõhmus 2011b) näitas, et torikseente elurikkus on kõige väiksem noortes istutatud kuusikutes. Lageraiesmikel ja looduslikult uuenenud vanemates metsades, kus leidub mitmesugust kõdupuitu, on aga liigirikkus üsna suur ja esineb ka mitmeid ohustatud liike. Harvendusraie tekitab küll raiejäätmeid, kuid suurema ja negatiivse mõjuga on surnud ja surevate puude eemaldamine ja lamapuidu hävimine töö käigus. Ka valikraietega majandamisel on oht, et tekib torikseentele sarnane negatiivne mõju ning regulaarne majandamine võib tugevalt vähendada torikseente elurikkusele väärtuslike kõdupuiduelementide hulka ja mitmekesisust.

Tamme-segametsades on peetud looduskaitseks vajalikuks suurte tamme ümbert puid vähemaks raiuda, kuid on leitud, et see vähendab kõdupuiduseente mitmekesisust ja punase nimestiku liikide ja isendite arvu. Autorid oletasid, et see võis tulla peenema kõdupuidu seente jaoks liiga kuivaks muutmisest ning soovitasid osa puistust raiumata ja surnud puit puutumata jätta (Nordén et al. 2008).

Mükoriissed seened moodustavad suure osa boreaalsete metsade elurikkusest. Nende mütselid loovad aluse mulla toiduvõrgustikele ning mängivad kriitilist, sümbioosil põhinevat rolli metsade produktiivsuses ja toitainete ringluses, vahendades puude toitainete ja vee omastamist. Mükoriisete seente valdavalt varjatud elu mullas on takistanud nende mitmekesisuse, bioloogia ja ökosüsteemi funktsioonide mõistmist, samuti metsamajandamise praktikate, sealhulgas püsimetsamajanduse, tagajärgede hindamist (Koivula et al. 2025). Teada on, et puistute püsimetsana majandamisel on positiivne mõju maa-alusele juurtega seotud elurikkusele ja ökosüsteemi toimimisele, sest mükoriisa seente kooslused on nendes puistutes märkimisväärselt rikkalikumad ja mitmekesisemad võrreldes lageraiega majandatud puistutega (Sterkenburg et al. 2019; Kim et al. 2021). Metsamajandamise võtted mõjutavad mulla keemilisi omadusi, seente viljakehade biomassi ning viljakehade ja mullaseente koosluseid. Lageraiega majandatud metsades on tuvastatud madalam viljakehade mitmekesisus ja liigirikkus kui püsimetsana majandatavates ja majandamata harilikku kuuse puistutes, kuid mullaseente mitmekesisuse ja liigirikkuse seisukohalt oli tulemus vastupidine ehk lageraiega

majandatud metsades oli see kõrgem kui püsimeetsana või majandamata puistutes (Kim et al. 2021). Teistsuguse tulemuseni on jõudnud Peura et al. (2018), kelle andmetel võib püsimeetsana majandatavates metsades mulla seenekooslused paremini säilida.

Hiljutises Soomes tehtud uuringus (Roth et al. 2025) hinnati mulleseente kooslusi eri vanusega majandamata, püsimeetsana ja lageraie põhiselt majandatud puistutes, et teha järeldusi muuhulgas võimalike pikaajaliste mõjude kohta mullasüsiniku ladestumisel. Kuigi ektomükoriisa seente arvukus, mitmekesisus ja liigirikkus pärast lageraiet vähenesid, ei mõjutanud majandamise viisid üldist mullaseente liigirikkust ja mitmekesisust; seenekooslused erinesid kõigi käsitletud majandamise variantide vahel. Lageraie alad erinesid kõige enam teistest variantidest ning mulla orgaaniline kiht oli mõjutatud rohkem kui mineraalmuld. Mükoriisaseente arvukus, mitmekesisus ja liigirikkus vähenes lageraielankidel, kuid omakorda suurenes mullas saprotroofsete seente osakaal. Seenerühmade arvukus ühealastes ja eri vanusega puistutes oli sarnane majandamata metsadega (Ibid.). Hoolimata mullaseente potentsiaalse funktsionaalsuse muutustest leiti, et mullasüsiniku varud ja tselluloosi lagunemise kiirus olid kõigis majandamise variantides ikkagi sarnased. See näitab, et püsimeetsakasvatus ei muuda tõenäoliselt pikaajalist mulla süsiniku ladestumist võrreldes majandamata metsadega (Ibid.).

Eestis läbiviidud uuringus selgus, et kõikide mullaseente liigirikkust jänesekapsa, sinilille ja naadi 4-206 aastastes kuusikutes mõjutasid enim ja statistiliselt oluliselt negatiivselt mulla C/N suhe, positiivselt puistu vanus ning mulla magneesiumi sisaldus. Kuid vaid mükoriisaseente liigirikkusele avaldasid positiivset mõju mulla pH ja magneesiumi sisaldus ning puistu rinnaspindala. Puistu vanus on üks statistiliselt olulisemaid faktoreid, mis mõjutab kogu seente liigirikkust, kusjuures kuusenoorendikes (4-20 aastat) jääb mullaseente liigirikkus sarnaseks vana metsapõlve omaga, mida mõjutavad enim raie järgsed saprotroofsed seened ehk puidu lagundajad. Edasi mullaseente elurikkus kahaneb ja taastub kuusiku 40 eluaastaks ning on seejärel stabiilne kuni 200 eluaastani (Drenkhan et al. 2019).

Samast tööst nähtus, et vanusegruppi 21-40 a kuuluvates kuusikutes oli kogu mullaseente liigirikkus madalaim sarnaselt nii harvendamata kui ka harvendatud puistutes. Selle põhjuseks on liitunud puude võradest tingitud rohurinde kadumine ning madal taimede elurikkuse negatiivne mõju seente elurikkusele. Üldiselt harvendamata aladel olid liigirikkuse keskmised väärtused kõigis vanuseklassides veidi kõrgemad (keskmiselt 27,5%) võrreldes harvendatud aladega, ent tulemused ei olnud statistiliselt olulised (Drenkhan et al. 2019).

Need tulemused baseeruvad vaid kuuse enamusega puistutele ning andmed on täies mahus avaldamata. Vaid üks osa puistute (vanuses 21-40 aastat) mullaelustiku andmetest on avaldatud Eesti-Läti koostööartiklis (Klavina et al. 2022). Sellest järeldus, et mullaseente kooslusi mõjutavad peamiselt siiski mulla pH ja proovivõtukoht. Varasem maakasutus (endine põld või põline metsamaa) ja majandamine (hooldusraie) avaldavad olulist mõju vaid teatud mükoriisa- ja saprotroofsete seente perekondadele, kuid mitte mullaseente elurikkusele tervikuna.

Eesti uuring (Rähn et al. 2023) lageraie ja harvenduse ning majandamata kontrollide võrdlus männi- ja kuuse enamusega puistutes näitas, et mullaseente kooslused olid mõjutatud kohe pärast lageraiet, mille tulemuseks oli oluliselt erinev seenekoosluse struktuur. Mullaseente mitmekesisus nii kuuse- kui männikultuurides suurenes üks aasta pärast raiet võrreldes kontrollaladega, välja arvatud mükoriisaseente liigirikkus kuuse raiealadel. Tulemused näitasid seenekoosluste suurimat sarnasust kontrollaladel ja aladel aasta pärast raiet äsja rajatud kultuurides. Lageraie järel mükoriisaseente

suhteline arvukus vähenes, kuid samas saprotroofide ja patogeenide arvukus suurenes. Kuuse aladel mõjutas maapinna ettevalmistamine negatiivselt saprotroofseid mullaseeni, kuid männikultuurides seda ei täheldatud. Olulise tulemustena uue metsapõlve istutamise pärast lageraiet männikultuurides suurendas mükoriisete seente liigirikkust võrreldes külvikultuuriga. Samas, lageraieala suurus (vahemikus 0,4–3,1 (5,0) ha) ei mõjutanud mullaseente mitmekesisust kummaski kuuse- ega männikultuurides. Veel selgus, et mullaseente kooslused taastusid kuuse- ja männikultuurides ühe aasta jooksul pärast lageraiet (Ibid.).

Rootsis võrreldi vanade 157–174 aastaste ja 50 aastaste lageraiega ning turberaiega uuendatud männikute mullaelustikku (Varenius et al. 2016). Selgus, et 30-50 aastaga peale raiet oli suurem osa tavalistest ektomükoriisa liikidest taastunud, kusjuures liigilises koosseisus ei olnud vahet lageraie või turberaiega majandatud puistutes; seenekooslused erinesid vanade ja majandatud metsade vahel.

Püsimetsana majandatud puistutes säilivad paremini peamiselt tavalised, mitteohustatud metsaliigid, mis suutsid ellu jääda ka lageraiega majandatud ühevanuselistes majandusmetsades (Koivula et al. 2025). Puitulagundavate seeneliikide puhul toetab püsimetsana majandamine enamasti vaid tavalisi üldliike, sest nendes puistutes on suurte läbimõõtudega tüvede hulk piiratud, võrreldes lageraiega majandatavates metsades kus sobivat substraati leidub rohkem ning seetõttu esineb ka arvukamalt erinevaid puitulagundavaid seeni (Koivula et al. 2025). Püsimetsamajandus ei lahenda elurikkuse säilitamise väljakutseid, sest tootlik ja majanduslikult tõhus püsimetsamajandus nõuab korduvaid ja intensiivseid hooldusvõtteid ning väga oluline on tähelepanu pöörata metsamajandamisel tehtavatele valikutele (Gustafsson et al. 2020).

Leebe püsimetsamajandus (viimaste aastakümnete jooksul raiutud ca 15% esimese rinde puudest) laane- ja salumetsas võib säilitada põlismetsaväärilise samblikukoosluse, kui puistus säilivad eeskätt vanad elus ja surnud puud mitmesugustest liikidest ning ka laialehised järelkasvupuud (Lõhmus et al. 2012). Mõned nõmmemetsa okaspuudel kasvavad samblikud võivad kahjustada saada isegi väheintensiivsetest raietest, kuid üldiselt on need samblikukooslust hoidvad (Tullus et al. 2020), nagu ka loometsades (Meier & Paal 2009). Puhvrid kaitstavatele metsafragmentide ümber muudaks need looduskaitseks väärtuslikumaks, kuid isegi lageraieteta majandusmetsal on vääriselupaigale servamõju, eriti seetõttu, et üksikuid puud on võetud ka vääriselupaigast (Runnel et al. 2022).

Püsimetsa elustik turvasmuldadel

Püsimetsamajanduse mõjust turvasmuldadel kasvate metsade elustikule on vähe uuringuid ja nende tulemused on veel lühiajalised. Seetõttu on keeruline välja tuua spetsiifilisi mõjusid soometsade ja kõdusoometsade elustikurühmadele. Üldiselt võib eeldada, et puistu struktuuriga seotud mõjud üldisele elurikkusele on sarnased mineraalmuldadel kasvavatele püsimetsadele ehk pigem positiivsed, võrrelduna uuendusraietega. Majandamisega säilivad puudest ja puistu piisavast liitusest sõltuvad liigid. (Rautio et al. 2025)

Soomes tehtud uuringus (Rana et al. 2024) leidakse, et turvasmuldadel kasvavate metsade puhul on püsimetsamajanduse negatiivne mõju elurikkusele (mõõdetud elupaikade stabiilsuse indeksina) väiksem kui lageraiepõhisel metsamajandusel. Seejuures on püsimetsakasvatuse eelis suurem madalsoomuldadel kasvavate ehk rohketoiteliste metsatüüpide puhul. Kesk-Soome turvasmuldadel

kasvavate metsade alal tehtud uuringu (Ruottinen et al. 2024) andmetel parandab lageraiepõhise metsamajanduse asemel püsimeetsamajanduse rakendamine metsakanaliste elupaigatingimusi, seejuures on mõju suurem, kui püsimeetsamajandus on kombineeritud soometsade veerežiimi taastamisega.

Laudon & Hasselquist (2022) leiavad, et püsimeetsakasvatuse vähendab võrreldes majandamata metsadega evapotranspiratsiooni ja tõstab soometsades veetaseme, samas hoiab selle stabiilsemana võrreldes tsüklilise uuendusraiega, mille puhul raie järel toimub veetaseme järsk tõus ning sellele järgneb veetaseme pidev alanemine koos uue metsapõlvkonna kasvuga. Kuivendatud või kuivenduse mõjuga soometsades ei ole püsimeetsa harvendamisest tingitud veetaseme tõus enamasti piisav, et toetada soometsade taimeliikide levikut ja soometsade taastumisprotsesse. See toimub paremini, kui püsimeetsakasvatuse on kombineeritud veetaseme mõõduka tõstmisega (kraavide osaline sulgemine või hooldamata jätmine). Kuivenduse mõjuga soometsades võib püsimeetsamajandus, eriti väiksema liituse kujundamise korral soosida märgalade taimekoosluste taastumist paremini kui lageraiepõhine majandamine.

Püsimeetsana majandamise mõju vooluveekogude veekvaliteedile ja elustikule on võrreldes lageraiepõhise metsandusega üldiselt positiivne kuna väheneb heljumi, lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ja toitainete veekogudesse kanne (Laudon & Hasselquist 2022). Seeläbi võimaldab püsimeetsamajandus leevendada metsakuivenduse ja lageraiete tugevat negatiivset koosmõju metsamaastikes paiknevate vooluveekogude selgrootute faunale (Rajakallio et al. 2021).

Laudon & Hasselquist (2022) toovad välja, et probleemiks või ohuks on püsimeetsakasvatuse korral sagedasemast majandamisest tingitud maapinna kahjustused, mis on turbaaladel kasvavates metsades suuremad kui mineraalmuldadel. Maapinna lõhkumine metsatehnikaga võib nii alustaimestikku kui puude juurestikke kahjustada. Kahjustusi võimendab kliima soojenemisest tingitud külmunud mullaga perioodide lühenemine. Probleemiks, eriti kuuse enamusega metsades on ka tuulekahjustuste suurenemine, mis avalduvad tugevamalt just turvasmuldadel kasvavates metsades.

Turvasmuldadel on püsimeetsamajandust praktiseeritud oluliselt vähem ja lühiajalisemalt kui mineraalmuldadel. Seega pole pikaajalised mõjud elustikule kontrollitud vaid teadmisi sageli pigem kantakse üle või üldistatakse arumetsade uuringutest. Teadmata on sagedamate maapinna kahjustuste mõju nii puudele kui alustaimestikule, seda eriti soojenevate talvede tingimustes. Pole kinnitust, kas püsimeetsandus, mis hoiab puistu liituse püsivalt madalamana soosib valgusnõudlikumate soodele iseloomulike soontaime- ja samblaliikide levikut, parandades sellega soometsade looduslikku seisundit? Kaudseid tõendeid ilmselt on aga seoses püsimeetsandusega ei pruugi selliseid uuringuid olla.

Uurimisvajadused

Piiratult on teadmisi, mil määral püsimeetsamajandus mõjutab piirkondlikku elurikkust ning vähe on uuritud liikide reaktsioone erinevate raieviiside järel parasniisketel muldadel, kuid turvasmuldadel on tehtud uuringuid veel vähem. Üldises metsanduse kontekstis vajaksid täiendavat uurimist mitmed aspektid, nagu maastiku muster, raietega kaasnevad kõrvalmõjud (nt tuul või põud), raiete kordused

ning võimalikud raiega seotud muutused liikidevahelistes interaktsioonides (nt toitainete võrgustikes) ja ökosüsteemi teenustes, nagu nt tolmeldamine. Raiete korduste pikaajalisi mõjusid mullaseente ökoloogilisele funktsionaalsusele ja võimalikke mõjusid mulla süsiniku ladestumisele tuleks edaspidi põhjalikumalt analüüsida, näiteks aladel, kus lageraiet on tehtud rohkem kui üks kord. Muldade tallamise mõju elustikule, mis paratamatult kasvab püsimeetsakasvatuse võtteid kasutades. Lehtpuu enamusega puistutes on erinevate raievõtete mõju mullaseente elurikkusele minimaalselt analüüsitud, seega need puistud vajavad kindlasti uuringuid.

Soovitused katsealade valikuks

Küsimus „Kas püsimeetsamajandus on elurikkuse seisukohalt parem kui lageraietõhine?“ võib anda eksitavaid vastuseid. Selle asemel tuleks küsida, millistel tingimustel, milliste liikide puhul, millist meetodit kasutades ja millise ajavahemiku jooksul võiks püsimeetsamajandus säilitada elurikkust paremini kui lageraie tuginev – või vastupidi (Koivula et al. 2025). Lageraieteta majandatud metsade elustik on kahtlemata erinev lageraieajalooga metsade omast, kuid isegi püsimeetsana majandamine hävitab palju põlismetsa elupaigaelemente. Seega on oluline mõista, millist funktsiooni võiks lageraie alternatiivide kasutamine Eesti metsamaastikus elustiku kaitsel täita. Et näidiskatsealad täidaks eesmärki eemaldada teadmislünki lageraie alternatiivide elustikumõjust, tuleks nende valikul arvestada järgmisi aspekte:

1. Kindlasti on oluline valida koos püsimeetsa aladega ka kontrollalad. Näiteks säilikmetsanduse eksperimente kokku võttes ülevaates (Koivula & Vanha-Majamaa 2020) tuuakse Fennoskandia 1980-90-ndate esieksperimentide puudustena välja, et neil oli vaid 1-2 katseala ja puudusid teadlikult valitud kontrollalad, mistõttu disainiti 2000-ndatel uued eksperimentaalsüsteemid. Kui otsida lahendusi metsaelustiku paremaks hoidmiseks majandusmetsades, siis tasuks püsimeetsamajandust kõrvutada mitte ainult tavapärase lageraie majandusega, vaid ka pikendatud raieringide ja rohkemate säilikpuudega.
2. Kuna peamine teadmislünk püsimeetsamajanduse puhul puudutab aastakümneid kestva raie kumulatiivset mõju elurikkusele, tuleks näidiskatsealade valikul eelistada alasid, kus on püsimeetsakasvatusele sarnanevat majandamist harrastatud võimalikult kaua juba enne spetsiaalselt disainitud katseraieid.
3. Väärtuspõhise metsamajandamise juhis (Keskkonnaamet 2024) annab suunised metsa majandamiseks kaitsealuste liikide leiukohtades ja nende naabruses. Suurel osal liikidest keelatakse teatud raadiuses lageraie, kuid lubatakse tingimustega valik- või turberaie. Soovitused on antud lähtuvalt teadmistes liigi bioloogia ja ökoloogia kohta, kuid spetsiaalsed teaduslikud uuringud lageraie alternatiivide mõju kohta neile liikidele üldjuhul puuduvad. Näiteks on pakutud, et kopsusambliku (*Lobaria pulmonaria*) ja hariliku poorsambliku (*Menegazzia terebrata*) elujõulised asurkonnad võiksid püsida ka väljaspool kaitsealasid väheintensiivse püsimeetsamajanduse aladel (Lõhmus et al. 2012; Lõhmus & Lõhmus 2019). Sestap oleks põhjust katsealasid valida kaitsealuste liikide leiukohtade naabrusesse, et testida raie mõju. Eraldi rõhutamist väärib teadmiste vähesus püsimeetsamajanduse mõjust ohustatud liikidele. Nimelt on uuringud olnud katselappide-põhised ja mitte eriti suure valimiga, sellest lähtub, et haruldasi liike pole üldistuste ja statistiliste analüüside jaoks piisavalt palju leitud. Põhjalikumaid teadmisi on andnud spetsiaalselt ohustatud liikide uurimiseks disainitud süsteemid (nt Berg et al. 2002 – ohustatud seened ja samblikud;

Storaunet et al. 2014 - ohustatud habesamblik). Ohustatud ja kaitsealuste liikide puhul tuleks kindlasti raiel nende spetsiifilistest elupaiganõudlustest lähtuda ning testida tehnoloogilisi võimalusi ja raietööliste võimekust struktuurielemente säilitada (nt Pasanen et al. 2019).

4. Oluline ja väheuuritud teema on säilikpuud püsimeetsamajanduses (Gustafsson et al. 2020). Näidiskatsealadel tasuks kindlasti uurida kuivõrd palju lisaväärtust elustiku kaitseks annavad säilikpuud püsimeetsas võrreldes säilikpuudega lageraiepõhises metsas ning millised need säilikpuud võiksid olla, et lisaefekt oleks suurim. Haaval kasvavate ohustatud seente jaoks võiks olla abi spetsiaalselt planeeritud raiete süsteemist, mille käigus säilivad suured puustuga ümbritsetud haavad (Löhmus 2011a; Löhmus et al. 2018) Katsealadel tuleks kindlasti kasutada püsimeetsakasvatuse üht teoreetilist majanduslikku eelist võrreldes ühealalise metsandusega – võimalust kasvatada elujõulisi puid kauem kui tavapärase raiering saamaks jämepealki. Seda just ka elustiku aspekti silmas pidades, kuna need puud võivad pakkuda aastaid enne raiet elupaiku ohustatud metsaliikidele.
5. Lisaks ohustatud ja kaitsealustele liikidele on alauuritud ka mõned liigirühmad, nt linnud ja imetajad, kelle jaoks on vaja suuremaskaalalisi katsealasid, paarist hektarist ei piisa.
6. Oluline on ka uurida püsimeetsade toimimist puhvrina, barjäärina, kaitsemetsana. Näiteks on soovitatud püsimeetsamajandust metsakaitsealade äärde niiskuslembeste liikide hüvanguks (Runnel et al. 2022). Püsimeetsadel võib olla potentsiaali pidurdada võõrtaimede levikut, kuid see on testimata (Runnel et al. 2022; Remm et al. 2025). Detailsemaid andmeid vajaks ka raiete mõju veekogude kaldavööndites: kas lageraie alternatiivid hoiavad vee piisvalt puhtana ja varjulisena. Uuringuid selle kohta napib ja neid on tehtud peamiselt Põhja-Ameerikas, selge on, et mõju sõltub raie intensiivsusest ja püsimeetsamajandusel on potentsiaali lageraie negatiivseid mõjusid leevendada (Kreutzweiser et al. 2005; Griffith et al. 2022; Hanna et al. 2025).
7. Kui püsimeetsamajandus võimaldaks vähendada vajadust kuivendussüsteemide korrashoiuks, oleks sel potentsiaali ka kuivenduse negatiivse elustikumõju vähendamiseks. Seda pole aga detailsemalt uuritud. Seega võiks osa katsealadest paigutada märgadesse ja kuivendatud metadesse. Edasiste eksperimentide/näidiskatsealade loomise puhul on oluline, et oleks nii toimiva kuivendusega (heas seisus või uuendatud kraavivõrk) kui ka nõrgema/hääbuva kuivendusega (nt uuendamata kraavivõrk) ehk erineva veerežiimiga võrdlusalad. Püsimeetsakasvatuse kõdusookuusikutes tundub olevat kahtlase perspektiiviga, kuna juurestiku kahjustamine on tõenäolisem ja tuuleheite risk veelgi suurem kui mineraalmuldadel. Soometsadest võiks püsimeetsamajandus sobida segapuistute, (kõdu)sookaasikute, männikute ja lodu või lodustuvate sanglepikute puhul, samuti kõigi soostuvate ja rabastuvate metsade puhul.

Püsimets ja kasvuhoonegaasid

Kasvuhoonegaaside bilansi uuringud kõdusoodes

Eestis on kuivendatud soometsades ehk kõdusoodes süsinikubilanssi hinnatud nii sookaasikutes (Uri et al. 2017; Aosaar et al. 2023). Kuid nii Eesti Maaülikooli ja Tartu Ülikooli teadlaste juhtimisel/osalusel on ellu viidud kõdusoometsade süsinikuvooge ja -bilansse käsitlevaid projekte (lisaks kaasikutele veel nii kuusikutes kui männikutes), mille tulemused on veel ajakirjades avaldamata. Üldiselt on tulemused näidanud, et kõdusoodes kasvavad puistud on süsinikku siduvad ökosüsteemid.

Kuivendatud soometsade, eeskätt toitaineterikaste kuuse domineerimisega kõdusoometsade süsinikuringet on uuritud ka Soomes, Rootsisis on vastavad uuringud alles algusjärgus. Kuid nagu Laudon ja Hasselquist (2023) möönavad, erinevad soometsade kuivendamise strateegiad Rootsisis ja Soomes ning viimaste uurimistulemused pole üksüheselt Rootsi kuivendatud metsade puhul rakendatavad. Mujal Euroopas on sellesuunalised uuringud on alles kavatsuste faasis.

Eestis on SMI 2025 aruande põhjal kõdusoometsi 292 500 ha. Neist valdav osa on kas madal soo- või siirdesoo turbal. Kasutades ruumilise prioriseerimise tarkvara (Zonation) leiti, et kraavitatud soostunud ja soometsi, st metsi mis kasvavad turbal, on Eestis ligi 432 000 hektaril neist toitaineterikkal madal sooturbal pea 340 000 hektaril (Truus et al. 2025).

Looduslikke soometsi iseloomustab pinnalähedane veetase. Metsa kasvu parandamine soometsades eeldab veetaseme alandamist ehk kraavitamist. Veetaseme alanemisega suureneb turba aeroobne lagunemine ning seotud süsiniku emissioon süsihappegaasina, samas väheneb metaani emissioon. N₂O produktsioon ja emissioon võib kuivendamise tulemusel toitaineterikastes soometsades samuti suurened. Kuigi puidu biomass võib pikka aega siduda enam süsinikku kui seda kõdusoometsas emiteerub siis metsa rotatsioonitsükli jooksul on kuivendatud madal soometsad summaarselt kasvuhoonegaaside allikaks (Ojanen et al. 2013; Shanin et al. 2021; Ahtikoski et al. 2022). Lageraiest tuleneva evapotranspiratsiooni vähenemisega tõuseb kuivenduskraavides veetase ja suureneb KHG emissioon (Korkiakoski et al. 2019). Eeldatakse, et püsimetsamajanduse rakendamisel võib KHG emissioon kuuse domineerimisega madal soo kõdumetsades väheneda, samas oleksid metsad, erinevalt lageraiele, püsiva produktsiooniga (Nieminen et al. 2018).

Shanin et al. (2021) kasutasid simulatsioonimudelit erineva intensiivsusega püsimetsamajanduse mõju analüüsis Lõuna-Soomes paiknevate toitaineterikaste kõdusoometsade CO₂ ja CH₄ emissioonile. Nad leidsid, et madala intensiivsusega raie puhul olid metsad C sidujad (mitte arvestades raiatud puidu biomassi), kõrge raie intensiivsuse juures (rinnaspindala üle 8 m²/ha) CO₂ emissioon suurenes.

Peltoniemi et al. (2023) seirasid valikraie mõju CO₂, CH₄, N₂O ja O₂ kontsentratsioonidele turbamulla pindmises 80 cm paksuses vertikaalses profiilis ning CO₂ ja CH₄ voogudele kahes Lõuna-Soome toitaineterikkas kuuse domineerimisega kõdusoometsas. Töö eesmärk oli selgitada veetaseme (VT) tõusu mõju KHG dünaamikale. Tulemusi võrreldi kontrollaladega - raiet ei tehtud ja lageraiega alal. Keskmine VT oli kontrollalal 73 cm ja 59 cm valikraiega alal. Samuti uuriti KHG moodustumise ja muundumise protsesse vertikaalses mulla profiilis, KHG voogusid mulla-atmosfäär piirpinnal ning identifitseeriti neid protsesse juhtivaid tegureid. Leiti, et KHG emissiooni ja vertikaalset mustrit mõjutab VT sügavus. Veetaseme tõusuga väheneb metaani sidumine ning kahaneb CO₂ ja N₂O emissioon. Leiti, et uuritaval kahel valikraiega alal oli, võrreldes raieta kontrollalaga, VT tõus ebapiisav vähendamaks CO₂ voogu, N₂O produktsiooni VT erinevus ei mõjutanud. Autorid järelavad, et tuleb

leida hüdroloogilise kontrolli sobivad kombinatsioonid eri sootüüpidele mis tagaksid akumuleerunud turba säilimise, eriti arvestades, et kliimamuutustega suureneb evapotranspiratsioon ja tõuseb temperatuur ning kiirenevad mulla heterotroofsed protsessid.

Süsinik püsimetsas

Üks metsadest saadav „hüve“ on seal süsiniku seotuna hoidmise kaudu kliimasoojenemise leevendamine. Hetkel on Eesti metsad (ka metsasektor) LULUCF järgi süsiniku emiteerijad, mis tuleneb eeskätt metsade puidutagavara vähenemisest. Metsamaastiku (ja ka metsasektori) süsinikuvaru suurendamise ühe võimalusena soovitatakse osaliste raiete kasutamist lageraiete asemel (Harmon et al. 2009).

Nii puidus kui ökosüsteemis süsiniku seotuna hoidmise kohta annavad Skandinaavia uuringud püsimetsamajanduse eelistest/miinustest võrreldes lageraietõhise metsamajandusega vastuolulisi tulemusi, mis võivad osaliselt tuleneda ka meetodilistest erinevustest (nt analüüsi ajaraam, ruumiline mõõtkava, analüüsis arvesse võetud või mitte võetud tunnused jms) või võrreldavate uuringualade iseärasustest (Högbom et al. 2025).

Põhiline püsimetsana majandamise eelis lageraietõhise metsanduse ees kliimamuutuste pidurdamise võtmes on uuendusraiejärgse süsinikuheite puudumine (Ibid.). Sellest tulenevalt on püsimetsamajandus kõige selgemalt võrreldes lageraietõhise metsakasvatusega efektiivsem süsiniku seotuna hoidmisel ja kasvuhoonegaaside emissioonide vähendamisel viljakatel turvasmuldadel (Ibid.). Näiteks ühes uuringus pärast valikraiet viljakal turbamaal muutus ala mõneks aastaks nõrgaks kasvuhoonegaaside emiteerijaks, kuid väga palju nõrgemaks kui lageraie (Korkiakoski et al. 2023). Teises uuringus suurenes kuivendatud metsades nii lageraiega majandades kui veerežiimi taastades metaani heide, kuid ei suurenenud üldse püsimetsana majandamise puhul (Tyystjärvi et al. 2024). Kogu Soome kohta tehtud modelleerimise järgi suurendas viljakatel turbaaladel lageraie asendamine valikraietega (raiemahd sarnane) oluliselt nii süsiniku sidumist kui vähendas mulla kasvuhoonegaaside heidet (Lehtonen et al. 2023).

Hiljutine Eesti uuring (Aun et al. 2025), kus 100-160 aastastes kuivematel liivmuldadel kasvavates männikutes viidi läbi esimene võte/valikraie üleminekuks püsimetsale, olid puistud peale osalist puude eemaldamist (*partial cutting*) kas kergelt süsinikku siduvad või süsinikuneutraalsed.

Mulla süsinikuvarud mineraalmaa metsades võivad olla valikraie järel sarnased lageraie omadega (Roth et al. 2023), kuid on leitud, et väheintensiivse valikraie järel on ala süsiniku siduja kuid tugevama kraadiga valikraie võib mulla süsinikuvarusid vähendada (Shanin et al. 2016; Högbom et al. 2025).

Osad uurimused leiavad, et pikaajaline süsiniku sidumine puitses biomassis võib olla väiksem kui lageraie põhise majandamise puhul (erinevad tulemused kokku võtnud Högbom et al. 2025). Siiski pikaajalistel süsinikuvoogude puistu tasemel uurimisel (*eddy covariance* meetodil) põhjapoolkera parasvöötme metsades on leitud, et nõrga valikraie puhul säilib nii puistute kõrge tagavara kui produktsioon (Bouriaud et al. 2025). Samuti on mitmed analüüsid leidnud, et maastiku tasemel ulatuslikult püsimetsakasvatust kasutades suureneb metsamaastiku süsinikuvaru võrreldes lageraietõhise metsakasvatusega (nt Vauhkonen & Packalen 2019; Stål et al. 2024).

Puitses biomassis maapealse süsiniku seotuna hoidmisel on raiekraad väga oluline: väiksema intensiivsusega valikraiate puhul, mis säilitavad küllalt kõrge rinnaspindala (ja seega ka süsinikuvaru) on ka juurdekasv ja sellega süsiniku sidumine suurem (nt Shanin et al. 2016; Lundqvist 2017; Shanin et al. 2021; Högbom et al. 2025).

Soomes hiljuti tehtud analüüsis (Rana et al. 2024) otsiti süsinikuvarude (ja muude hüvede) suurendamise jaoks kuluefektiivsemaid viise. Analüüsist selgus, et püsimeetsamajandusega on võimalik oluliselt suurema kuluefektiivsusega siduda ökosüsteemis süsinikku kui lageraiepõhise metsakasvatuse puhul. Siiski ei ole püsimeetsamajandus selleks kõikjal efektiivne või üldse kasutatav (Rana et al. 2024).

Kuna püsimeetsamajandusega seotud uuringuid on tehtud (võrreldes lageraiepõhise majandamisega) siiski üsna vähe, ei teata paljusid puude/puistute kasvu aspekte või mustreid, mis mõjutavad ka uuringutest tehtavaid järeldusi. Näiteks on leitud, et pärast valikraiet suureneb esmalt juurte kasv ja C sidumine seal, tüvedes (mida tavapärast mõõdetakse) toimub see algul vähemal määral (Lehtonen et al. 2025).

Kliimamõjude hindamisel tuleks arvesse võtta ka metsade albeedot (peegelduva kiirguse intensiivsus võrreldes pealelangeva kiirgusega). Selle aspekti puhul on leitud, et kuigi süsinikuvaru võrreldes tavapärase metsamajandusega püsimeetsakasvatuse puhul küll suurenes, kuid albeedo „negatiivne kliimamõju“ tühistas selle võimaliku efekti (Kellomäki et al. 2023). Kliimamuutuste pidurdamise võtmes olid uuritud ajaraamis paremad raievanuse pikendamine või üldse majandamata jätmine (Kellomäki et al. 2023).

Samuti tuleks analüüsides arvesse võtta, et püsimeetsana majandatud eriliigilised ja -vanuselised metsad on vastupidavamad nii põudadele ja üleujutustele, kui ka muudele häiringutele, mis kliimamuutuste tagajärjel võivad suurenedada (Finer et al. 2025).

Uurimisvajadused

Siiani on ebapiisavalt teada mullasüsiniku erinevate raiete järgsetest muutustest (Högbom et al. 2025). Ühe olulise teadmistelüngana on üleeuroopalises uuringus/küsitluses välja toodud puudulikud teadmised kliimamuutusega kaasnevast süsinikuvarude muutustest püsimeetsana majandamisel (Mason et al. 2022).

Paljud varasemate uuringute tulemused püsimeetsana majandatud puistute kasvust ei põhine optimaalse raieintensiivsusega majandatud puistutel (Lundquist 2017), seega oleks ka Eestis katsesüsteemi planeerimisel vajalikud uuringualad erineva tihedusega (rinnaspindalaga) püsimeetsana majandatavates puistutes, et leida Eesti tingimuses kasvuks optimaalsed puistute tihedused (rinnaspindalad). Püsimeetsana majandatud puistu struktuur võib olla nii häiluline (uuenduse saamise eesmärk) või ühtlane (kasvavatele puudele kasvuruumi optimeerimine), kuid teatakse vähe sellise erineva puude asetuse mõjust puistu kasvule ja süsinikuvoogudele (Lundquist 2017). Valikraie katsealadel võiks katsealade lõikes säilitada erineva suurusega puid ja analüüsida nende kasvu, sest on näidatud, et valikraiejärgne algselt aeglane juurdekasv võib tuleneda enamuse suuremate puude eemaldamisest (Helama et al. 2025).

Hiljuti avaldatud raamatus Skandinaavia püsimeetsamajandusest (Rautio et al. 2025) rõhutati, et oleks rohkem vaja teadmisi nii valikraiate kui ka lageraiete järgsest süsinikudünaamikast mineraalmaal ja kuivendatud metsades, et võrreldavalt hinnata erinevate metsamajanduspraktikate mõju süsinikuringele (Högbom et al. 2025). Samuti on olulised uuringud erinevate raieviiside mõjust turbamaade veetasemele (Ibid.).

Sotsiaalsed ja kultuurilised ootused püsimetsale

Metsal on arvukalt sotsiaalseid funktsioone, milles toimuvaid muutuseid tuleb silmas pidada püsimetsale majandamisele üleminekul. Neil on arvukalt kattuvusi ja mõned pole ka empiiriliselt hästi mõõdetavad (nt identiteet, kohatunnetus), kohaselt koondatud loetelu neist funktsioonidest võiks olla (Kreye et al 2017; Ciesielski & Stereńczak 2018; Himes 2025):

1. Töökohtade võimaldamine (puidu varumise kõrval ka turism, mittepuiduliste materjalide kogumine)
2. Inimesele tervislike keskkonnatingimuste tagamine (sh võime leevendada kuumust, hoida niiskust) ja tervistava virgestuskeskkonna pakkumine
3. Kultuurikogemuse pakkumine (kultuuripärand, vaimsed praktikad)
4. Loodushariduse võimaldamine
5. Koriluse ja küttimise võimaldamine
6. Sotsiaalselt ebasoovitavate või ohtlike maastike ümberkujundamine, näiteks karjääride ja taristule avanevate vaadete metsaga katmine, metsa istutamine müra ja õhureostuse eest varjumiseks, aga ka väärtuse andmine – elukohta ümbritsevad puud ja metsad kasvatavad kinnisvara väärtust

Töökohad

Ei ole andmeid, et püsimetsamajandusele üle minnes võiksid väheneda töökohad. Küll võivad saamehest seadusandjani muutuda töökohtade iseloom või kasutatavad töövõtted, millest tuleneb vajadus mõningase täiendava väljaõppe järele. Proovikivid, mille püsimetsamajandus metsamehe senisele väljaõppele võib seada, puudutavad näiteks (McDonald et al. 2010; Mason et al. 2022; Laudon & Hasselquist 2023; Haltia et al. 2025; Mehtälä et al. 2025): metsanduses tegutsevate inimeste koostöö sünkroniseerimist uute vajaduste järgi, seni uuendusraiega majandatud metsade ümberkujundamise oskusteavet, metsa kuivendamispätkat, kasutatavaid masinaid (suured masinad, millega tuleks metsas käia sagedamini kui lageraiepõhises metsanduses, tihendavad märga mulda ja jätvad roopaid), metsatööde ajastust, metsa uuendamise võtteid ja puuliikide valikut, metsade kuivenduspraktikaid, ulukikahjustuste ohjamist, toetuskeeme ja õiguslikke arutelusid selle üle, milline praktika vastab püsimetsa põhimõtetele, muutuseid puidu käitlemisel (palgi mõõtude ja puidu omaduste palett muutub variatiivsemaks, aga saekaatrid on ehitatud ühtlase mõõduga palgi töötlemiseks). Väljaõppe võib tähendada ka täiendavat tööriskide hindamist, kuid teaduskirjanduses ei ole seda teemat (veel) käsitletud. Samuti pole käsitletud püsimetsakasvatuse mõju metsataimi kasvatavatele puukoolidele. Püsimetsamajandus võib samas pakkuda metsaomanikule lahendusi olukorras, kus ta soovib osaleda looduse taastamise direktiivi tuules loodavates turvasmuldadel metsade märjutamise programmides, et ühendada nii kliima-, elurikkuse kui majanduslikud huvid.

Kultuurihüved

Metsa kultuuriväärtused on lageraiepõhise metsamajandamisega, aga ka teiste metsas tugevaid häiringuid põhjustavate nähtustega (nt tulekahjud, kuusekooreüraski tegevus, looduskaitse eesmärgil liikumispiirangute seadmine) tugevas lõivsuhtes, mistõttu võib püsimetsamajandus pakkuda

arvestatavaid kultuurihüvesid (Eyvindson et al. 2021; Nesbakken et al. 2024; Himes 2025). Nõ must-valgete järeldest tegemise muudab keerulisemaks see, et sotsiaalsed ootused metsa kultuurilisele väärtusele lähtuvad rohkem kultuurilisest praktikast kui metsa ökoloogilistest omadustest ja need on pidevas muutumises (Kreye et al. 2017; Ciesielski & Stereńczak 2018). Kreye et al. (2017) toovad välja, et metsakeskkonna omadused on küll tähtsad, kuid nende roll kultuurihüve loomisel ei kujune välja isegi mitte niivõrd vahetus suhtes metsa külastajaga, kui ühiskonna vahendatud mõtetes. Viimase hulka võib kuuluda ka teaduse kaudu omandatud teadmine metsa ökoloogiliste funktsioonide allakäigust, mille tõttu võib kasvada võime taluda vana metsa esteetikat, näha ilu kõdupuid ja alusmetsas (Ciesielski & Stereńczak 2018). Kreye et al. (2017) metsa kultuuriväärtuste kogemise mudelis mängivad kaasa metsa külastaja eelteadmised (sotsiaalne võrgustik, oskused, teadmised, tõekspidamised), metsaga kokku kasvanud kultuuripraktika (lood, kasutusviisid, ajaloo jäljed, inimõju, kunstiväärtusega maamärgid), metsa külastusest saadav kasu (vaimne virgestumine, tervis, inspiratsioon jms) kui ka see, kuidas on metsa kultuuriline kasutus ühiskonnas vormitud (rahvahulkade juhtimine metsas, metsa raievõtted, taristu, tava maksta kas metsakülastuse või transpordi eest, sh selles aega veeta). Seetõttu ei saa iga seenemetsa või kunagist hiiekohta automaatselt kultuurihüvega samastada. Ja vastupidi - ühiskonnas toimuvad muutused võivad tingida, et väärtused tekivad sinna, kus eeldused selleks ei ole kõige paremad (nt Haabersti hõberemmelga juhtum).

Sellest teadmisest lähtudes tasub püsimetsa kultuurihüve analüüsida empiirilise lihtsustuse kaudu, mis arvestab metsa lähedust inimestele, inimrühmade mitmekesisust (haritus ja sotsiaalne staatus, asukoht, vähemus-, vanuse- ja haavatavad rühmad, turistid) ja nende ootusi metsale (virgestus ja korilus). Alustades metsa virgestusfunktsioonist, on enamiku rühmade ootus metsale, et see pakuks esteetilist kogemust.

Esteetiline kogemus

Kõige olulisem metsa esteetilist kogemust kujundav tegur on metsa sarnasus metsale – suurte puude olemasolu ehk metsa küpsusaste (Silvennoinen et al. 2001; Edwards et al. 2012; Ciesielski & Stereńczak 2018; Simkin et al. 2020). Kuigi küpsusastmes metsale antavad esteetilisi hinnanguid kujundas majandamisvõtte vähe, nt kas tegu on vanade loodusmetsade või intensiivselt majandatavate küpsusastmes metsadega (Edwards et al. 2012; Simkin et al. 2020), siis esteetilisele kogemusele mõjuvad suured häiringud siiski laastavalt. Kui püsiva metsamassiivi korral võivad inimeste eelistused varieeruda vähesel määral metsa ja inimese arvukate iseärasuste tõttu, siis uuendusraie järel ja sellele järgneval perioodil püsivad hinnangud metsale nii madalal, et esteetilisest kogemusest rääkida ei saa (Silvennoinen et al. 2001). Inimesi häirivad ka väiksemad häiringud, näiteks ei meeldi uuritutele näha metsas metsamajandamise jälgi (Eriksson et al. 2012). Seetõttu võib öelda, et püsimets võib tagada püsiva ja arvestatavalt kõrge esteetilise kogemuse, samas kui uuendusraiega majandatud metsal on see kõrge vaid kindlas küpsusastmes. Püsimetsamajanduse korral, kus metsas tuleb suurte masinatega (kui masinaparki ei vahetata) käia sagedamini kui intensiivselt majandatavas metsas, tuleb samas jälgida, et majandamisjäljed ei torkaks silma.

Kõrgete puude olemasolu kõrval panustavad esteetilisse kogemusse ka teised tegurid. Püsimetsa kasuks võib rääkida see, et inimestele meeldib mets statistiliselt mõnevõrra rohkem ka siis, kui ta pole päris looduslik, nt puutumata looduskaitseala (Edwards et al. 2012). Kui Suurbritannias, Kesk-Euroopas ja Ibeerias järjestusid uuritud metsad esteetilise ilme poolest looduslikkusest (reservaadid esikohal)

kõige intensiivsemalt majandatud metsadeni (puuistandikud viimasel kohal), siis Põhja-Euroopas ei mänginud majandamise võtted nii suurt rolli – täiesti looduslikku metsa hinnati samaväärselt küpse ühevanuselise intensiivselt majandatud metsaga. Selles võib mängida kaasa nii Põhja-Euroopa välja kujunenud metsade ilme kui uuringu metoodika. Ekspertidel on uuringu tulemuste üle suur võim, aga on loogiline ka eeldada, et esteetilised kogemused ei välista üksteist – ühevanuseline mets võib olla teistmoodi ilus kui loodusliku ilmega mets. Koivula et al. (2020) elanikkonna küsitlus Soomes, mis keskendus küll ainult männimetsadele (kitsam uuring kui üle-Euroopaline uuring), näitas, et nii metsandusse kriitiliselt kui positiivselt suhtujatele meeldisid kõige rohkem raiumata metsad, millele järgnesid looduslikult majandatud metsad, nii et meeldivuselt viimasele kohale jäid intensiivselt majandatud männikud.

Ciesielski & Stereńczak (2018) uuringus eelistasid Põhja-Euroopa vastajad (Ida-Euroopa ei olnud hõlmatud) küpsemaid okasmetsi, kus on mitmekesised puuliike ja kõrged puud on hästi arenenud võradega. Surnud puid ei tohiks põhjajärelasele meeldivas metsas olla liiga palju, et virgestusväärtust mitte ohustada. Eelistatakse hõredamaid metsi, kus alusmets ei takista kaugeleulatuvat metsaalust vaadet. Samas võib see maitse-eelistus olla muutumises, sest kui Poolas eelistavad vanemad inimesed tõesti hõredaid ja valgusküllaseid metsi, siis noored eelistavad varjulisemaid alusmetsaga metsi. Metsikuma metsa eelistus võib olla tendents, millega kaasaminek algas noorematest inimestest (paralleel: ka toetus linna elurikkusele, mida vanem generatsioon peab „segaduseks“, on suurem nooremas generatsioonis (Fischer et al. 2020)). Ka Tuulentie et al. 2025 leidsid, et statistiline inimene ootab metsas küll avarat metsaalust vaadet, kuid samas pooldab ka metsamaastiku variatiivsust.

Esteetilise kogemuse tekkes on aga tähtis roll maastike mitmesugustel teistel omadustel, mida on raske põhjanevalt määratleda. Metsale lisavad põnevust nõlvad ja kallakud, veesilmad või kaldajoon, niiskus, puistu struktuur (Golos 2013; Ciesielski & Stereńczak 2018; Dudek 2018). Raielangid ja häilud ei pruugi metsas inimestele statistiliselt meeldida, kuid need võivad avada vaateid, mis aitavad kogeda metsa salapära, muuta nähtavaks kultuuripärandit, luua orienteerujale sihte või maamärke. Dudeki (2018) analüüs näitas, et kui 67% uuritud metsamaastikest pälvis võrdlemisi kõrge hinde, siis vaid 1% näidetest pälvis ülikõrge esteetilise hinnangu. Selle kohta, kuidas metsamajandusvõtetega (nii lageraie kui valikraiega) suhestuda selliste esteetiliste rosinatega metsamassiivi saia sees, ei anna teadus vastuseid. Ilmselt tuleb selliste väärtuste esiletõstmiseks leida kombinatsioon kogukonna kaasamisest, maastikuarhitektuuri pädevusest ja metsamehe oskusteadmistest.

Inimrühmad ja nende ootused metsale

Väites midagi inimeste statistiliste metsaelistuste kohta võib jääda mulje, et inimesed soovivad samu asju. Inimrühmad on mitmekesised ja nende eelistused võivad sõltuda arvukatest teguritest. Samuti võivad ka statistilised rühmitused, mis tõstavad esile ühe või teise rühma eripära (nt naised, kõrgemalt haritud, noored, aktiivsemad loodusesviibijad tunnustavad rohkem metsa kultuurilisi, tervise ja esteetilisi väärtusi (Tarrant & Cordell 2002; Tyrväinen et al. 2003)) jätta kasutatud metoodika tõttu kõrvale nende tegelikud harjumused ja vajadused. Näiteks kuigi uuendusraie alad ei ole esteetilised, on nad korilase soovitud sihtkoht. Puuetega inimestele (Aguilar-Carrasco et al. 2023) meeldib sarnaselt teistele mets teistest looduskeskkondadest rohkem, aga kui seal pole radu, millel mahuks

ratastooli laiuselt liikuma, pole arvestatud sellega, kuidas saada üle metsas olevatest astmetest (sisuliselt ka lamapuidust, metsarisust), sildid või prügikastid on valel kõrgusel, on püsimets nende jaoks sama suletud kui intensiivselt majandatud mets. Erikssoni et al. (2012) analüüs väidab jällegi, et metsa omadused (kõrgete puude olemasolu on nr 1) on metsa kogemuses siiski suurema kaaluga kui inimeste eripärad. Seda võib mh tingida statistilise enamuse ühekülgne suhe metsaga, mis on linnastunud ühiskonnas ootuspärane.

Inimesed, kes on metsas peadpidi sees (loodusteaduste või metsateaduse tudengid, metsamehed jne) suudavad rohkem ilu ja võimalusi näha elurikkas ja ilma külastustaristuga metsas, inimese jaoks, kes loodusega süvitsi pole tegelenud või kelle peamine vajadus metsas on teiste omasugustega suhelda, samuti turistide jaoks, kes soovivad saada kultuurielamust, on metsa eelised suuremad, kui metsaminek on tehtud taristuga lihtsamaks (Eriksson et al. 2012; Golos 2013), nii et pole vaja mõelda eksimisele või sellele, milliseid väärtuseid metsast otsida – eeldus on, et taristu on tehtud selle mõttega, et need väärtused nähtavaks muuta.

Üsna loogilised on ka järeldused, et mets valitakse tegevuse järgi, mida seal teha soovitakse. Loodusväärtusi otsitaks elurikkamas metsas, marjule mindaks loodusliku ilmega metsa, sportimiseks otsitaks lagedama ilmega mets (Eriksson et al. 2012). Reaalses elus ei käi inimesed looduses üksi, vaid kollektiivi, turismigrupi või pereliikmetega, mis vähendab variatiivsete ootuste rolli metsa valikule. Juba viidatud analüüsid toovad välja, et see, mida metsas teha soovitakse, kujundab ka liikumistrajektoore. Näiteks matkajad peaksid liikudes eelistama kaldajooni ja järsakute servi, vähese taristuga metsa, pikemate matkade puhul aga hoopis metsaservi. Samas vähem loodusega kokkupuutuvad inimesed kardavad lihtsalt metsa minnes seal eksida (Ciesielski & Stereńczak 2018). Eri rühmade vajadused on nii mitmekesised, et nende tarbeks sobivat metsa ilmet sellises detailsuses luua on võrdlemisi keeruline.

See, mis mõnele inimrühmale võib mõjuda salapärana, võib teisele mõjuda hirmutavalt. Metsamajanduspraktikatele mõeldes tasub silmas pidada, et hirmu põhjustavate tegurid koondusid kahe teguri ümber – nähtavus ja ligipääs liikumisteedele (Herzog & Kutzli 2002). Seega tuleks sellele aspektile mõeldes välistada rekreatiivsetel aladel olukordi, kus alusmets tekitab inimesel lõksujäämise tunnet või hirmu, et ta on kaotanud silmist nt oma auto. Uuringud näitavad, et kui päike ei paista, hakkavad eksinud inimesed metsas tõesti ringiratast tiirutama, sest nad vajavad sihipäraseks liikumiseks väliseid visuaalseid suunaviiteid (Souman et al. 2009). Kuivõrd selliseid hästi nähtavaid viiteid on võimalik nt kogukonnametsas luua vastandlike metsamajandamise võtetega, pole selge (nt suured puud, seemnepuud, erilise kujuga puud).

Metsale mõeldes on levinud ka puugihirm. Metsas on tõesti rohkem puuke kui teistes looduslikes keskkondades, puukide arvukus on suurem metsades, kus on rohkem loomi, eriti sõralisi (Bourdin et al. 2023), näiteks on puukide arvukus suurem loomaradade juures (Raši et al. 2018). Samuti on neid rohkem segametsas, võrreldes nt lehtpuumetsadega; okaspuu ja lehtmetsa kõrvutades on puuke rohkem lehtmetsas, eriti seal, kus on rohkem alusmetsa (Ginsberg et al. 2004; Tack et al. 2012; Mathisson et al. 2021; Bourdin et al. 2023). Puukide levitatavatesse haigustesse nakatumisriski ja metsa tüübi vahel ei ole seoseid leitud. Püsimetsamajandamise üks riskikohti võib alusmetsa tõttu olla suurem puukide arvukus, mille võimalikku riski inimesele saab vältida metsa selliseid liikumisradu jättes, mis ei sunni läbima tihnikuid. Samas ei ole mõtet metsa majandada sõralisi eemale tõrjudes – loeb sõraliste olemasolu, mitte niivõrd arvukus (Hofmeester et al. 2017).

Metsa lähedus inimestele

Metsa toimimine virgestajana sõltub selle asukohast, kaugusest, inimeste liikumist suunavast ja toetavast taristust, inimeste väljakujunenud liikumisviisidest jpm. Püsimetsa vaatepunktist on tähtis, et näidiskatseala (ega võimalik kontrollala), mille toel testida ala esteetiliselt vastuvõetavast jm kultuurihüvesid, võtaks neid tingimusi arvesse. Ciesielski & Stereńczaki (2018) uuringust lähtudes tasub katsealasid silmas pidada, et katsealad oleksid sotsiaalselt otstarbalt mitmekesised. Mets peaks olema elamistest kaugemal, et vähendada virgestust häirivate faktorite mõju, nt müra ja prügi. Samas ei tähenda see, et püsiva metsamassiivi vajadust inimasustuse vahetus läheduses ei oleks (samuti müra ja heitgaaside efekti vähendamiseks, turvatunde suurendamiseks). Samas võiks näidiskatseala olla aga ka teede läheduses, et virgestujatel oleks võimalik ligi pääseda. Varieerida tasub taristut (viidad, prügikastid jms) ja metsa ilme korrastatuse määra.

Korilus

Uuendusraie mõjutab metsade koriluspotsentiaali liigiti erinevalt. 2-3 aastat pärast uuendusraiet võtab raiesmiku üle tihe vaarikavõsa, mis pärsib arvestatavalt ka lehtpuude juurdekasvu. Vaarikaraiesmiku koriluspotsentiaal lõpeb umbes kümme aastat pärast uuendusraiet, kui noorendiku võrad on jõudnud liituda ja vaarika varjutada (Donoso & Nyland 2006). Pole teada, milline on vaarika potsentiaal püsimetsana majandatavates puistutes ja kuidas võib vaarikas sealset uuendust häirida. Mustikale kui olulisele metsa tugiliigile ja toorainele, millesse on kätketud nii toit, virgestuspraktika kui rahaline sissetulek, mõjub lühike raiering aga halvasti (Kilpeläinen et al. 2017). Kilpeläinen et al. (2017) analüüs näitab, et püüdes optimeerida metsaraieid nii, et see toetaks ka mustika kasvu, ei mõjuta eriti palju majandust, küll aga mustikasaaki.

Laiho et al. (2011) analüüs illustreerib samu järeldusi ajajoonel, näidates, et korilastel on uuendusraie varal ja püsimetsana majandatud metsadesse asja ise tüüpi tsükliga. Püsimetsas toimub mullahäiring 20-aastase harvendustsükli raames, mille tõttu mustikataimed on häiritud lühiajaliselt raie häiringute järel (maapinna häiringud jms). Uuendusraiega majandatud metsades taastub mustikataimede tootlikkus metsa küpsusikka jõudmisega samas tempos, et siis jälle aastakümneteks kaduda.

Remm et al. (2018) järeldasid, et mustikakohad on korjajate jaoks pika aja jooksul väljakujunenud ja selgepiirilised, kultuuriliselt ka mõneti varjatud, kuigi asuvad enamasti riigimetsas. Kui need uuendusraie järel kaovad, ei oota korjajad selle järel, et see taastuks – see koht nende mõtteliselt mustikakorje kaardilt kaob. Mustikakohad on teede lähistel, neist üldjuhul kaugemale kui kilomeetri kaugusele ei liiguta. Mustikakorjekohtade kasutajate kogemusele toetudes tuleks korjekohtade säilitamiseks teha intensiivmetsanduse praktikas näiteks kitsaid veerraieid ja loobuda maapinna mineraliseerimisest.

Lõuna-Norras teisel raiejärgsel aastal tehtud mustika uuring näitab samas, et kuusikus tehtud uuendusraie ei mõjunud mustikale sugugi halvasti, nende biomass kasvas (kuigi neid söövatele loomadele mõeldes ei osutunud uuendusraieala mustikas kõige tervislikumaks suurenenud fenoolisisalduse tõttu) ja marjade kogus ei sõltunud uuringu käigus tehtud sekkumistest (Nybakken et al. 2012). Domevščik (2018) leiab, et Kesk-Rootsi mustika ja pohla saak on lageraie järgsetel aastatel

ebaühtlane, kuid nendes paikades, kus seda leidub, on see siiski ebatavaliselt suur – saagi tipphetk on umbes kaheksa aastat pärast raiet. Järgneva suksessiooni käigus kukub nii mustika kui pohla saagikus.

Tuulentie et al. (2025) leiavad, et püsimeetsamajandus toetab head mustikasaaki, pohlad ja mõned söögiseened võivad rohkem ühevanuselisel majandatavast metsast. Tahvanainen et al (2016) tuvastasid, et kuusiku harvendusraied ja hariliku kivipuraviku ning riisikate kasvatamine ei välista üksteist, harvendus toetab mitme tulu kombinatsiooni. Tulemus on parem, kui ilmastikutingimused on soodsad. Rotatsiooniperioodi jooksul panustasid seemned kuusikust tulevasse netosissetulekusse 25%.

Uurimisvajadused

- Näidisalade hulka kuuluvate alade hulgas võiks olla mõni selline, mis võib loomult põhjustada administratiivseid, tehnoloogilisi või õiguslikke vaidlusi, et saaks täiendavat praktikat, milliseid muutusi on vaja teha metsandussektori koostöös.
- Metsad kogukondade ja teede lähedal.
- Metsaraie rekreatsioonialadel koostöös maastikuarhitektuurilise pilgu esindajaga – kas on võimalik luua metsa salapära näiteks alusmetsaga mängides, avada erilisi vaateid, kujundada eksimist vähendavaid maamärke, lamapuidu kasutus metsas liikuja suunamiseks jne.
- Puugiuringud.
- Puuetega inimeste perspektiiv metsale, nt puusa kõrguselt (ratastool), lamapuidu suunamine.
- Linnalähedaste nn kaitsemetsade vormimine püsimeetsa võtetega.
- Mustikasaagi säilitamise katsed, vaarika leviku uuring.

Metsade multifunktsionaalne kasutus püsimetsamajanduse kontekstis

Metsade multifunktsionaalsus tähendab metsa võimet pakkuda samaaegselt mitut tüüpi ökosüsteemiteenuseid – näiteks puitu, süsiniku sidumist, elupaiku, rekreatiivseid väärtusi ja muid loodushüvesid (Pukkala, 2016; Peura et al. 2018). See on metsamajanduse põhimõte, mis rõhutab ökoloogiliste, majanduslike ja sotsiaalsete eesmärkide tasakaalu ühe ja sama metsa kasutamisel (Díaz-Yáñez et al. 2019; Eyvindson et al. 2021). Multifunktsionaalsus on oluline, sest see tagab metsade säästliku majandamise ja vastupanuvõime kliimamuutustele, hoides samal ajal inimeste heaolu ja elurikkust (Rana et al. 2024; Hohti et al. 2025). Lageraie alternatiivide katsealad võiks valida nii, et mitmeid erinevaid metsa funktsioone oleks korraga esindatud ja raiete mõju neile oleks võimalik uurida, sest teadusuuringuid boreaalsetes metsades ei ole kuigi palju ning olemasolevad tööd põhinevad peamiselt mudelitel. Sobivateks aladeks võiksid seetõttu olla erinevad rekreatsioonialad – sportimisalad, matkaradade ümbrused, seene- ja marjametsad koos selliste metsaliikide elupaikadega, keda väheintensiivne majandamine ei häiri.

Leitud multifunktsionaalsust käsitlevas kirjanduses on toodud kaheksa funktsiooni, lisaks üks, mis kaalus kõiki funktsioone maastikuskaalal. Üldiselt järeldasid autorid, et metsade multifunktsionaalsust säilitas kõige paremini püsimetsamajandus ja seda sageli koos a) range kaitsega aladega ja b) kombineeritud raiesüsteemidega, mille käigus tehti nii valik- kui ka uuendusraieid kusjuures viimaste puhul ei olnud raieringil kindlaksmääratud pikkust. Erinevate uuringute tulemused on toodud tabelis 3.

Tabel 3. Majandamisviiside mõju boreaalsete metsade erinevatele funktsioonidele

Funktsioon	Uuritud näitajad	Peamised järeldused	Optimum	Viited
1. Majanduslik tulu	Neto-nüüdisväärtus, tulusus	Püsimetsamajandus (CCF) andis sarnase või suurema neto-nüüdisväärtuse (NPV) kui lageraiepõhine majandamine $\geq 2\%$ intressi juures; kahe raieviisi kombinatsioon oli paindlik ja konkurentsivõimeline.	Püsimetsamajandus, kombineeritud majandamine	Peura et al. 2018; Rana et al. 2024; Pukkala 2016 (kasutati eeldusen a)
2. Süsiniku sidumine ja varu hoidmine	Biomassi- ja mullasüsinik, süsinikuvoog	Püsimetsamajandus ja kombineeritud majandamine säilitasid suurima süsinikuvaru; lageraiemajandus põhjustas märgatava süsinikukaotuse pärast lageraieid.	Püsimetsamajandus või kombineeritud majandamine	Peura et al. 2018; Rana et al. 2024; Díaz-Yáñez et al. 2019
3. Elurikkus	Liigirikkus, surnud puidu kogus, elupaigaindeksid	Püsimetsamajandus ja range kaitsega metsad tagasid suurima elurikkuse; raieringil madalaim; kombineeritud majandamine pakkus mõõdukat tulemust.	Püsimetsamajandus + range kaitse	Peura et al. 2018; Díaz-Yáñez et al. 2019;

				Hohti et al. 2025
4. Mittepuidulised saadused (marjad, seemned)	Mustikad, pohlad ja seemned	Püsimetsamajandus toetas kõige enam mustika- ja seenesaaki; pohlad andsid parima saagi lageraietega majandades.	Püsimetsamajandus (enamiku saaduste puhul)	Peura et al. 2018; Pukkala 2016
5. Esteetiline ja rekreatiivne väärtus	Maastiku ilu, visuaalne kvaliteet	Püsimetsamajandus andis kõrgeima esteetilise hinnangu; lageraie langetas maastiku visuaalset väärtust; kombineeritud majandamine andis varieeruva, kuid üldiselt positiivse tulemuse.	Püsimetsamajandus	Peura et al. 2018; Pukkala 2016
6. Mulla ja vee kaitse	Erosioonitundlikkus, toitainete leostumine	Püsimetsamajandus vähendas erosiooni; lageraiemajandus suurendas mulla häiringuid ja toitainete kadu.	Püsimetsamajandus	Díaz-Yáñez et al. 2019
7. Vastupidavus ja riskide hajutamine	Tormikindlus, kahjurikindlus, vastupanuvõime kliimamuutustele	Erivanuselised puistud on oluliselt vastupidavamad; lageraiepõhine majandamine haavatavam ühealisuse tõttu.	Püsimetsamajandus /kombineeritud majandamine	Peura et al. 2018; Díaz-Yáñez et al. 2019
8. Sotsiaalmajanduslik kasu	Tööhõive, kohaliku majanduse stabiilsus	Kombineeritud süsteemid (lageraie ja püsimetsamajandus koos) pakkusid nii stabiilset tööhõivet kui ka ökoloogilist kasu; lageraie üksi andis ebastabiilse tulemuse.	Püsimetsamajandus koos lageraietega	Eyvindson et al. 2021; Hohti et al. 2025
9. Maastiku üldine multifunktsionaalsus	Ühendindeksid (puit + süsinik + elurikkus + rekreatsioon + marjad)	Kõige kõrgem multifunktsionaalsus saavutati maastikes, kus domineeris püsimetsandus ja 10–20% pindalast oli range kaitse all.	Domineeriv püsimetsandus koos range kaitse aladega	Peura et al. 2018; Hohti et al. 2025; Díaz-Yáñez et al. 2019

Lisaks püsimetsamajandusele ja kombineeritud majandamisele on mitmes analüüsitud töös (Peura et al. 2018; Díaz-Yáñez et al. 2019; Hohti et al. 2025) rõhutatud range kaitse tähtsust metsade multifunktsionaalsuse hoidmisel ja suurendamisel.

Alltoodud joonisel 2 (Peura et al. 2018, Figure 1) on näha üks näide multifunktsionaalsuse analüüsist. Näidiskatsealade disain võiks võimaldada koguda sarnaseid empiirilisi andmeid, et saaks hinnata erinevate majandamisvõtete mõju metsade multifunktsionaalsusele.

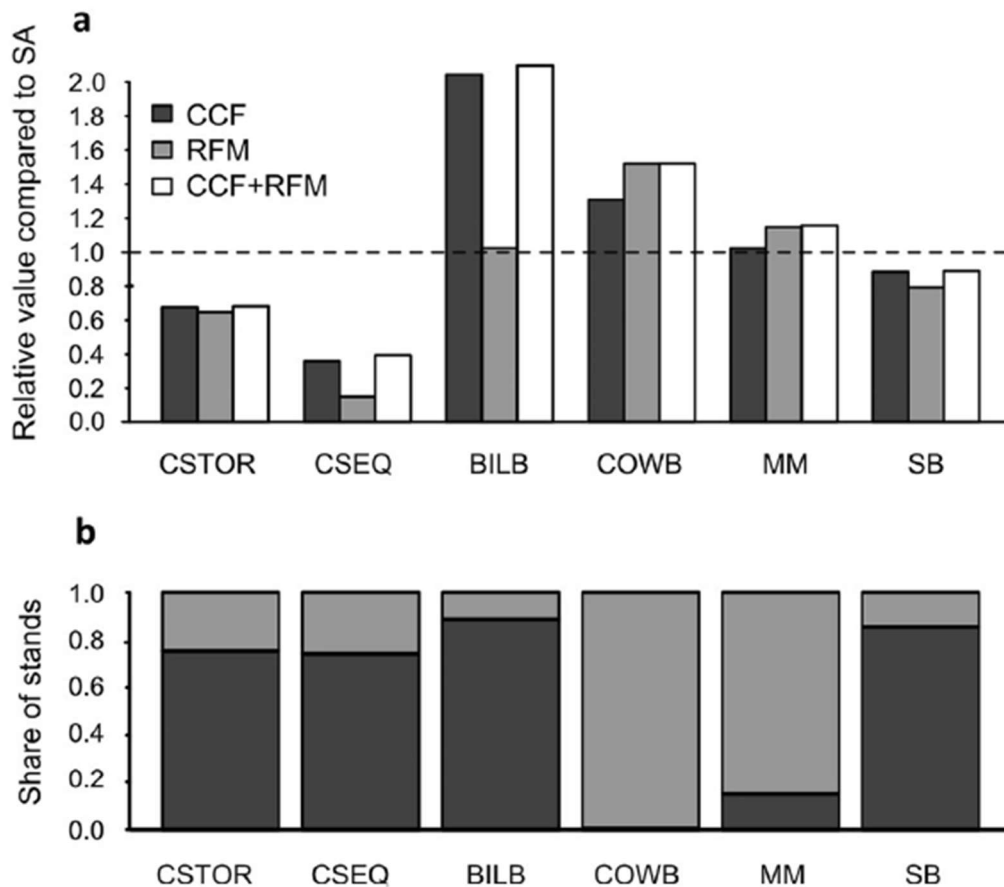


Fig. 1. a) Relative ecosystem service values for carbon storage (CSTOR) and sequestration (CSEQ), bilberry (BILB), cowberry (COWB), marketed mushrooms (MM), and scenic beauty (SB) under continuous cover forestry (CCF), rotation forest management (RFM), and their optimal combination (CCF + RFM) compared to set aside (1, the dashed line). Absolute values are given in Appendix S2: Table S1. b) Optimal share of stands to maximize the provision of ecosystem service in the study area under CCF and RFM.

Joonis 2. a) Süsiniku tagavara (CSTOR) ja sidumise (CSEQ), mustika (BILB), pohla (COWB), turustatavate seente (MM) ja maastikulise ilu (SB) suhtelised ökosüsteemiteenuste väärtused püsimetsamajanduse (CCF), lageraiepõhise metsamajanduse (RFM) ning nende optimaalse kombinatsiooni (CCF + RFM) korral, võrrelduna majandamisest kõrvale jäetud alaga (SA – set aside) (1, katkendlik joon). b) Optimaalne puistute osakaal, mis maksimeerib ökosüsteemiteenuse pakkumist uuritava alal CCF- ja RFM-süsteemide korral. (Peura et al. 2018, Fig. 3.)

Liiga intensiivne raie vähendab süsiniku sidumist, elurikkust ja maastiku rekreatiivset väärtust, samas kui mõõdukas raietase võib tagada parema tasakaalu majandusliku ja ökoloogilise kasu vahel (Peura et al. 2018; Hohti et al. 2025). Metsadest saadava tulu ja ülejäänud funktsioonide vahel on lõivsuhe, mida suurem on metsadest saadav rahaline tulu, seda vähem jääb alles metsade teisi funktsioone.

Kasutatud allikad

Aakala T. et al. 2023. Millennial-scale disturbance history of the boreal zone. In: Girona, M.M. et al. (eds) *Boreal Forests in the Face of Climate Change*. *Advances in Global Change Research*, 74

Aastaraamat Mets 2023. Keskkonnaagentuur. Tallinn

Adams D. M. and Ek A. R. 1974. Optimizing the management of uneven-aged forest stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 4

Adermann V. 2011. *Eesti metsad 2010*. Keskkonnateabe Keskus. Tallinn

Aguiar-Carrasco M. J. et al. 2023. Assessment of barriers for people with disability to enjoy national parks. *Frontiers in Psychology*. Sec. Environmental Psychology, 13

Ahtikoski A. et al. 2022. Continuous cover forestry and cost of carbon abatement on mineral soils and peatlands. *Frontiers in Environmental Science*, 10

Ahtikoski A. et al. 2025. Financial performance. In: Rautio et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer

Ait K. 2025. RMK rakendusprojekti "Talvise sanitaarraie ja püünispuude kasutamise otstarbekus kuusekooreüraski kahjustuste ohjamisel ning hariliku kuuse koore all talvituvate ürasekite seisund" T220128MIME lõpparuanne. Eesti Maaülikool

Aldea J. et al. 2022. Timing and duration of drought modulate tree growth response in pure and mixed stands of Scots pine and Norway spruce. *Journal of Ecology*, 110

Angelstam P. ja Dawson L. 2025. Transitioning from even-aged rotation forestry to multifunctional forest landscapes? – A Swedish case study of challenges and actions. *Landscape and Urban Planning*, 263

Angelstam P. K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science*, 9

Aosaar J. et al. 2023. Short-term effects of pre-commercial thinning on carbon cycling in fertile birch (*Betula sp.*) stands in hemiboreal Estonia. *European Journal of Forest Research*, 143

Arumäe T. 2020. Puistute takseertunnuste hindamine aerolidari mõõtmisandmete põhjal hemiboreaalsetes metsades. Doktoritöö. Eesti Maaülikool

Aszalos et al. 2022. Natural disturbance regimes as guide for sustainable forest management in Europe. *Ecological Applications*, 32

Bäders E. et al. 2021. Storm legacies shaping post-windthrow forest regeneration: learnings from spatial indices in unmanaged Norway spruce stands. *European Journal of Forest Research*, 140

Berg Å. et al. 2002. Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden – analyses of data from a national survey. *Biodiversity & Conservation*, 11

Berglund H. ja Kuuluvainen T. 2021. Representative boreal forest habitats in northern Europe, and a revised model for ecosystem management and biodiversity conservation. *Ambio*, 50

Bianchi et al. 2025. Growth and yield. In: Rautio et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer

Björkman C. et al. 2015. Effects of new forest management on insect damage risk in a changing climate. *Climate change and Insect Pests*

- Blomqvist M. et al. 2022. Defoliation-induced growth reduction of *Pinus sylvestris* L. after a prolonged outbreak of *Diprion pini* L.—a case study from eastern Finland. *Forests*, 13
- Bollandsås O. M. et al 2008. Predicting the growth of stands of trees of mixed species and size: A matrix model for Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 23
- Bottero A. et al. 2021. Growth resistance and resilience of mixed silver fir and Norway spruce forests in central Europe: Contrasting responses to mild and severe droughts. *Global Change Biology*, 27
- Bourdin A. et al. 2023. Forests harbor more ticks than other habitats: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 541
- Bouriaud O. et al. 2025. A saturating response of photosynthesis to an increasing leaf area index allows selective harvest of trees without affecting forest productivity. *Biogeosciences*, 22
- Brunner et al. 2025. Definitions and Terminology: What Is Continuous Cover Forestry in Fennoscandia? In: Rautio et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer
- Castagneyrol B. et al. 2013. Plant apparency, an overlooked driver of associational resistance to insect herbivory. *Journal of Ecology*, 101
- Cedergren et al. 2025. Introduction. In: Rautio et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer
- Ciesielski M. ja Stereńczak K. 2018. What do we expect from forests? The European view of public demands. *Journal of Environmental Management*, 209
- Daniel, O. 1926. *Metsakasvatus. I, Üldosa. Loodus*. Tartu
- Daniel, O. 2021. *Mets ja metsandus Eestis. Ilmamaa*. Tartu
- Davidson C. B. et al 1999. Tree mortality following defoliation by the European gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) in the United States: a review. *Forest Science*, 45
- Davies O. ja Kerr G. 2015. Comparing the costs and revenues of transformation to continuous cover forestry for sitka spruce in Great Britain. *Forests*, 6
- De Somviele B. et al. 2004. Sawfly (Hym., Diprionidae) outbreaks on Scots pine: effect of stand structure, site quality and relative tree position on defoliation intensity. *Forest Ecology and Management*, 194
- Díaz-Yáñez O. et al. 2020. Multifunctional comparison of different management strategies in boreal forests. *Forestry*, 93
- Ding H. et al. 2017. Size-dependence of tree growth response to drought for Norway spruce and European beech individuals in monospecific and mixed-species stands. *Plant Biology*, 19
- Dobor L. et al. 2020. Contrasting vulnerability of monospecific and species-diverse forests to wind and bark beetle disturbance: The role of management. *Ecology and Evolution*, 10
- Domevšček M. 2018. Resource distribution in disturbed landscapes – the effect of clearcutting on berry abundance and their use by brown bears. *Magistritöö. Umeå Ülikool*
- Donaldson J. R. et al. 2006. Age-related shifts in leaf chemistry of clonal aspen (*Populus tremuloides*). *Journal of Chemical Ecology*, 32
- Donoso P. J. ja Nyland R. D. 2006. Interference to hardwood regeneration in Northeastern North America: The effects of raspberries (*Rubus* spp.) following clearcutting and shelterwood methods, *Northern Journal of Applied Forestry*, 23

- Drenkhan R. et al. 2019. RMK lepinguline projekt 2016 - 2019: Kuusikute raieaja ja raieviiside mõju patogeenide levikule ja arvukusele ning puistu elurikkusele viljakates kasvukohatüüpides. https://rmk.ee/wp-content/uploads/2024/11/L6pparuanne_Kuusikute_raieaja_ja_raieviiside_m6ju.pdf
- Dudek T. 2018. Influence of selected features of forests on forest landscape aesthetic value – example of SE Poland. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 26
- Dwyer J. P. et al. 2004. Harvest impacts in uneven-aged and even-aged Missouri Ozark forests. *Northern Journal of Applied Forestry*, 21
- Edwards D. et al. 2012. Public preferences across Europe for different forest stand types as sites for recreation. *Ecology and Society*, 17
- Ekholm A. et al. 2023. Long-term yield and biodiversity in stands managed with the selection system and the rotation forestry system: a qualitative review. *Forest Ecology and Management*, 537
- Eriksson L. et al. 2012. Recreation in different forest settings: a scene preference study. *Forests*, 3
- Etverk. 1974. Metsa õpitakse tundma ja kasutama. Valgus. Tallinn
- Eyvindson K. et al. 2021. High boreal forest multifunctionality requires continuous cover forestry as a dominant management. *Land Use Policy*, 100
- Fayt P. 1999. Available insect prey in bark patches selected by the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* prior to reproduction. *Ornis Fennica*, 76
- Fayt P. et al. 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers—a literature review. *Forest Ecology and Management*, 206
- Finér L. et al. 2025. Forest management and root systems in changing climatic conditions. *Journal of Forest Research*, 30
- Fischer L. K. et al. (2020) Public attitudes toward biodiversity-friendly greenspace management in Europe. *Conservation Letters*, 13
- Gaitnieks T. et al. 2022. Spread of *Heterobasidion* genotypes in Norway spruce stands on drained peat soil in Latvia. *Canadian Journal of Forest Research*, 52
- Gardiner B. et al. 2013. Living with storm damage to forests. What science can tell us 3. European Forest Institute
- Geri C. 1988. The pine sawfly in central France. In *Dynamics of forest insect populations: Patterns, causes, implications*. *Population Ecology*
- Ginsberg H. S. et al. 2004. Woodland type and spatial distribution of nymphal *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae). *Environmental Entomology*, 33
- Gohli J. et al. 2024. Climatic and management-related drivers of endemic European spruce bark beetle populations in boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, 61
- Golos, P. 2013. The recreational functions of Warsaw's urban and suburban forests. *Forest Research Papers*, 74
- Greig B. J. W. ja Pratt J. E. 1976. Some observations on the longevity of *Fomes annosus* in conifer stumps. *European Journal of Forest Pathology*, 6

- Griffith J. E. ja Kiffney P. M. 2022. Seasonal and temporal variation in the effects of forest thinning on headwater stream benthic organisms in coastal British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 504
- Grodzki W. et al. 2003. Patterns of bark beetle occurrence in Norway spruce stands of national parks in Tatra Mts. in Poland and Slovakia. *Journal of Pest Science*, 76
- Gustafsson L. et al. 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio*, 49
- Hale S. E. et al. 2004. Wind damage in forests: implications of thinning and stand structure. *Forest Ecology and Management*, 201
- Haltia E. et al. 2025. Forest Owners' and Forestry Stakeholders' Perceptions. In: Rautio P. et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Managing Forest Ecosystems. Springer
- Hånell B. et al. 2000. Productivity and costs in shelterwood harvesting. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15
- Hanewinkel M. 2002. Comparative economic investigations of even-aged and uneven-aged silvicultural systems. A critical analysis of different methods. *Forestry*, 75
- Hanewinkel M. et al. 2013. Economic performance of uneven-aged forests analysed with annuities. *Forestry*, 87
- Hanewinkel M. et al. 2014. Vulnerability of uneven-aged forests to storm damage. *Forestry*, 87
- Hanewinkel M. ja Pretzsch H. 2000. Modelling the conversion from even-aged to uneven-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) with a distance-dependent growth simulator. *Forest Ecology and Management*, 134
- Hanna, D. E. L. et al. 2025. An evidence map of research assessing the effects of timber harvesting on water quality, biotic and biodiversity indicators in running waters. *Forest Ecology and Management*, 580
- Hantula J. et al. 2002. Analyses of genetic variation suggest that pine rusts *Cronartium flaccidum* and *Peridermium pini* belong to the same species. *Mycological Research*, 106
- Hantula J. et al. 2025. Forest damage. In: Rautio P. et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer
- Harmon M. E. et al. 2009. Simulation modelling of greenhouse gas balance in continuous-cover forestry of Norway spruce stands on nutrient-rich drained peatlands. *Ecosystems*, 12
- Hazard-Daniel S. W. et al. 2017. An Incremental Economic Analysis of Establishing Early Successional Habitat for Biodiversity. *Resources*, 6
- Hekkala A. M. et al. 2021. Ecological restoration for biodiversity conservation triggers response of bark beetle pests and their natural predators. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94
- Helama S. et al. 2025. Growth response of Norway spruce trees to selection harvest in continuous cover forestry stands on drained boreal peatlands. *Forest Ecology and Management*, 593
- Herzog T. R. ja Kutzli G. E. 2002. Preference and perceived danger in field/forest settings. *Environment and Behavior*, 34
- Himes A. 2025. Cultural ecosystem services in forests. In: McElwee P. D. et al. (eds) *The Routledge Handbook of Cultural Ecosystem Services*. London

- Hlásny T. et al. 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. *From Science to Policy*, 8
- Hlásny T. et al. 2021. Bark beetle outbreaks in Europe: state of knowledge and ways forward for management. *Current Forestry Reports*, 7
- Hofmeester T. R. et al. 2017. Deer presence rather than abundance determines the population density of the sheep tick, *Ixodes ricinus*, in Dutch forests. *Parasites Vectors*, 10
- Hohti J. et al. 2025. Boreal forest multifunctionality under varying harvesting intensity and forest management priorities. *European Journal of Forest Research*, 144
- Huuskonen S. et al. 2021. What is the potential for replacing monocultures with mixed-species stands to enhance ecosystem services in boreal forests in Fennoscandia? *Forest Ecology and Management*, 479
- Häggström B. et al. 2024. Environmental controls on seedling establishment in a boreal forest: implications for Scots pine regeneration in continuous cover forestry. *European Journal of Forest Research*, 143
- Högbom L. et al. 2025. Carbon Exchange, Storage and Sequestration. In: Rautio P. et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer
- Ilisson T. et al. 2007. Regeneration development 4–5 years after a storm in Norway spruce dominated forests, Estonia. *Forest Ecology and Management*, 250
- Jactel H. ja Brockerhoff, E. G. 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters*, 10
- Jeffries J. M. et al. 2006. Forest age influences oak insect herbivore community structure, richness, and density. *Ecological Applications*, 16
- Juškaitis R. 2008. Long-term common dormouse monitoring: effects of forest management on abundance. *Biodiversity and Conservation*, 17
- Juutinen A. et al. 2021. Profitability of continuous cover forestry in Norway spruce-dominated peatland forest and the role of water table. *Canadian Journal of Forest Research*, 51
- Jylhä P. et al. 2023. Seedling damage caused by wood harvesting and soil scarification in rotation and continuous cover forestry in Scots-pine-dominated boreal forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 39
- Kaimre P. et al. 2024. Economic assessment of transformation to continuous cover forest management in Estonia. *Baltic forestry*, 30
- Kaimre P. ja Kängsepp V. 2022. Turberaied ja nende ökonoomiline hindamine pohla kasvukohatüübi männiku näitel. *Metsanduslikud Uurimused*, 76
- Kaitaniemi P. et al. 2007. Experimental evidence for associational resistance against the European pine sawfly in mixed tree stands. *Silva Fennica*, 41
- Kaitera J. et al. 2011. Distribution and frequency of *Cronartium flaccidum* on *Melampyrum* spp. in permanent sample plots in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26
- Karpov A. et al. 2024. Infestation patterns of two bark beetle species in multi-species coniferous forests on Kunashir Island in North Pacific Ocean region. *Forest Ecology and Management*, 558
- Kausrud K. et al. 2012. Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biological Reviews*, 87

- Kellomäki S. et al. 2023. Effects of thinning intensity and rotation length on albedo- and carbon stock-based radiative forcing in boreal Norway spruce stands. *Forestry*, 96
- Kiisel M. ja Remm L. 2022. Continuous cover forestry practitioners in a clear-cutting-oriented system: assessing the potential to foster the practice. *Small-scale Forestry*, 21
- Kilpeläinen H. et al. 2017. Integrating bilberry yields into regional long-term forest scenario analyses. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33
- Kim S. et al. 2021. Continuous-cover forestry maintains soil fungal communities in Norway spruce dominated boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 480
- Klapwijk M. J. et al. 2016. Forest management and natural biocontrol of insect pests. *Forestry*, 89
- Klavina D. 2022. Soil fungal communities in young Norway spruce dominant stands: footprints of former land use and selective thinning. *European Journal of Forest Research* 141
- Klavina D. et al. 2023. Effect of stand thinning, former land use and individual tree parameters on wood inhabiting fungal community composition in young living Norway spruce. *Fungal Ecology*, 65
- Kohh E. 1943. Lisandeid kooreüraskite kahjustuste ja tõrje üle Eesti kuusemetsades. Doktoritöö. Tartu Ülikool
- Koivula M. et al. 2020. Continuous-cover management and attractiveness of managed Scots pine forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 50
- Koivula M. ja Vanha-Majamaa I. 2020. Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia. *Ecological Processes*, 9
- Koivula M. 2025. Biodiversity. Rautio P. et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer
- Koivula M. et al. 2025. Biodiversity. In: Rautio P. et al. (eds) *Continuous cover forestry in boreal Nordic countries*. Springer Nature.
- Korkiakoski M. et al. 2019. Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clear-cutting. *Biogeosciences* 16
- Korkiakoski M. et al. 2023. Partial cutting of a boreal nutrient-rich peatland forest causes radically less short-term on-site CO₂ emissions than clear-cutting. *Agricultural and Forest Meteorology*, 332
- Kreutzweiser D. et al. 2005. Macroinvertebrate community responses to selection logging in riparian and upland areas of headwater catchments in a northern hardwood forest. *Journal of the North American Benthological Society*, 24
- Kreye M. M. et al. 2017. Forest ecosystem services: Cultural values. General Technical Report . USDA Forest Service
- Kubiak K. et al. 2017. *Armillaria* pathogenesis under climate changes. *Forests*, 8
- Kuuluvainen T. et al. 2012. Even-aged and uneven-aged forest management in boreal Fennoscandia: a review. *Ambio*, 41
- Kuuluvainen T. et al. 2021. Natural disturbance-based forest management: moving beyond retention and continuous-cover forestry. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4
- Kuuluvainen T. ja Gauthier S. 2018. Young and old forest in the boreal: critical stages of ecosystem dynamics and management under global change. *Forest Ecosystems*, 5

- Kuuluvainen T. ja Grenfell R. 2012. Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management — theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research*, 42
- Kõresaar P. 2000. Luitemännikute looduslikust uuenemisest Surju metskonnas. Kursusetöö. Eesti Põllumajandusülikool
- Kärvemo S. et al. 2014. Dynamics of spruce bark beetle infestation spots: Importance of local population size and landscape characteristics after a storm disturbance. *Forest Ecology and Management*, 334
- Kärvemo S. et al. 2016. Local colonization-extinction dynamics of a tree-killing bark beetle during a large-scale outbreak. *Ecosphere*, 7
- Kärvemo S. et al. 2023. Different triggers, different stories: Bark-beetle infestation patterns after storm and drought-induced outbreaks. *Forest Ecology and Management*, 545
- Köster K. et al. 2009. Early effects after forest disturbance in decomposition of trees in two windthrown areas in east Estonia. *Baltic Forestry*, 15
- Köster K. et al. 2016. How time since forest fire affects stand structure, soil physical-chemical properties and soil CO₂ efflux in hemiboreal Scots pine forest fire chronosequence? *Forests*, 7
- Laarmann D. et al. 2013. Initial effects of restoring natural forest structures in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 304
- Laas, Uri, Valgepea. 2012. Metsamajanduse alused. Tartu Ülikooli Kirjastus. Tartu
- Laas, Uri. 2023. Metsandusteatmik. Atlex. Tartu
- Laas. 1987. Dendroloogia. Valgus. Tallinn
- Laiho O. et al. 2011. Uneven-vs even-aged management in Finnish boreal forests. *Forestry*, 84
- Lalík M. et al. 2021. Ecology, management and damage by the large pine weevil (*Hylobius abietis*) (Coleoptera: Curculionidae) in coniferous forests within Europe. *Central European Forestry Journal*, 67
- Laudon H. ja Hasselquist E. M. 2023. Applying continuous-cover forestry on drained boreal peatlands; water regulation, biodiversity, climate benefits and remaining uncertainties. *Trees, Forests and People*, 11
- Lehtonen A. et al. 2023. Potential of continuous cover forestry on drained peatlands to increase the carbon sink in Finland. *Scientific Reports*, 13
- Lehtonen A. et al. 2025. Carbon allocation to roots of suppressed Norway spruce increases immediately after selection harvest. *Forest Ecology and Management*, 585
- Lula et al. 2025. Regeneration. In: Rautio et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer
- Lundqvist L. 2017. Tamm review: selection system reduces long-term volume growth in Fennoscandic uneven-aged Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 391
- Lõhmus A. 2005. Are timber harvesting and conservation of nest sites of forest-dwelling raptors always mutually exclusive? *Animal Conservation*, 8

- Lõhmus A. 2006. 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
- Lõhmus A. 2011a. Aspen-inhabiting Aphyllophoroid fungi in a managed forest landscape in Estonia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26
- 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
- Lõhmus A. 2017. Metsise elupaikade sihttaastamise eksperimentaalne uuring Soomaa uurimisalal, II. etapp. Lepinguline töö Keskkonnaametile. Tartu Ülikool
- Lõhmus A. 2021. Lage- ja harvendusraiate esmane mõju haudelinnustikule. *Hirundo*, 34
- Lõhmus A. et al. 2004. Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. *Ecological Bulletins*, 51
- Lõhmus A. et al. 2018. Conservation management for forest fungi in Estonia: the case of polypores. *Folia Cryptogamica Estonica*, 55
- Lõhmus A. et al. 2023. Distribution of grouse and their predators in peatland forest landscapes: a case for ecological integrity. *Forest Ecology and Management*, 546
- Lõhmus A. ja Remm L. 2017. Disentangling the effects of seminatural forestry on an ecosystem good: Bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 404
- Lõhmus P. et al. 2012. Old selectively cut forests can host rich lichen communities – lessons from an exhaustive field survey. *Nova Hedwigia*, 95
- Lõhmus P. ja Lõhmus A. 2019. The potential of production forests for sustaining lichen diversity: a perspective on sustainable forest management. *Forests*, 10
- Maavara et al. 1961. *Metsakaitse. Eesti Riiklik Kirjastus*. Tallinn
- Macdonald E. et al. 2010. The effects of transformation of even-aged stands to continuous cover forestry on conifer log quality and wood properties in the UK. *Forestry*, 83
- Marini L. et al. 2017. Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography*, 40
- Mason W. L. et al. 2022. Continuous cover forestry in Europe: usage and the knowledge gaps and challenges to wider adoption, *Forestry*, 95
- Mathisson D. C. et al. 2021. Effect of vegetation on the abundance of tick vectors in the Northeastern United States: A review of the literature. *Journal of Medical Entomology*, 58
- Mehtätalo L. et al. 2025. Forest planning and continuous cover forestry. In: Rautio P. et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer
- Meier E. ja Paal J. 2009. Cryptogams in Estonian alvar forests: species composition and their substrata in stands of different age and management intensity. *Annales Botanici Fennici*, 46
- Meikar T. 2000. Dauerwaldist looduslähedase metsamajanduseni Eestis. *Akadeemilise Metsaseltsi toimetised*, 11
- Meshkova V. et al. 2019. *Diprion pini* L. (Hymenoptera, Symphyta, Diprionidae) population dynamics in the Low Dnieper region. *Folia Forestalia Polonica. Series A. Forestry*, 61
- Metsa majandamise eeskiri. Riigi Teataja. Redaktsiooni jõustumise kuupäev 16.06.2025

- Metsade väärtuspõhise kaitse korraldamise ja majandamise juhised. 2024. Keskkonnaamet.
- Metslaid M. 2021. KIK metsanduse programmi projekti nr 16377 „Tormijärgne üraskikahjustuste levik ja metsakaitseabinõud leviku tõkestamiseks“ lõpparuanne. Eesti Maaülikool
- Modig E. et al. 2012. Damage to residual stand caused by mechanized selection harvest in uneven-aged *Picea abies* dominated stands. *Silva Fennica*, 46
- Nesbakken S. et al. 2024. How loss of nature through clear-cutting forestry affects well-being. *Health Promotion International*, 39
- Netherer S. ja Nopp-Mayr U. 2005. Predisposition assessment systems (PAS) as supportive tools in forest management—rating of site and stand-related hazards of bark beetle infestation in the High Tatra Mountains as an example for system application and verification. *Forest Ecology and Management*, 207
- Nevalainen S. 2017. Comparison of damage risks in even- and uneven-aged forestry in Finland. *Silva Fennica*, 51
- Niemelä P. et al. 1992. The effect of stand density on the susceptibility of *Pinus sylvestris* to *Gremmeniella abietina*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 7
- Nieminen M. et al. 2018. Could continuous cover forestry be an economically and environmentally feasible management option on drained boreal peatlands? *Forest Ecology and Management*, 424
- Nordén B. et al. 2008. Partial cutting reduces species richness of fungi on woody debris in oak-rich forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 38
- Nybakken L. et al. 2012. Increased growth and phenolic compounds in bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) following forest clear-cutting. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28
- Ojanen P. et al. 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. *Forest Ecology and Management*, 289
- Orumaa A. et al. 2022. Forest fires have long-term effects on the composition of vascular plants and bryophytes in Scots pine forests of hemiboreal Estonia. *Silva Fennica*, 56
- Parkatti V.P. ja Tahvonen O. 2020. Optimizing continuous cover and rotation forestry in mixed-species boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 50
- Parladé J. et al. 2019. Temporal dynamics of soil fungal communities after partial and total clear-cutting in a managed *Pinus sylvestris* stand. *Forest Ecology and Management*, 449
- Parro K. et al. 2009. Vegetation dynamics in a fire damaged forest area: the response of major ground vegetation species *Baltic Forestry*, 15
- Pasanen H. et al. 2019. Responses of polypore fungi following disturbance-emulating harvesting treatments and deadwood creation in boreal Norway spruce dominated forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34
- Pass E. et al. 2022. Short-term effects of predator removal and habitat restoration on ground-nesting birds in drained forests. *Wetlands Ecology and Management*, 30
- Patacca M. et al. 2023. Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*, 29
- Pechacek P. 1994. Brutavifauna naturnaher Waldparzellen im Nationalpark Berchtesgaden. *Ornithologischer Anzeiger*, 33

- Pechacek P. ja Kristin A. 2004. Comparative diets of adult and young three-toed woodpeckers in a European alpine forest community. *The Journal of Wildlife Management*, 68
- Peura M. et al. 2018. Continuous cover forestry is a cost-efficient tool to increase multifunctionality of boreal production forests in Fennoscandia. *Biological Conservation*, 217
- Piispanen R. et al. 2025. Wood Properties and Quality. In: Rautio P. et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer
- Piri T. 1996. The spreading of the S type of *Heterobasidion annosum* from Norway spruce stumps to the subsequent tree stand. *European Journal of Forest Pathology*, 26
- Piri T. et al. 1990. Occurrence of *Heterobasidion annosum* in pure and mixed spruce stands in Southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 5
- Piri T. et al. 2023a. Preventing mycelial spread of *Heterobasidion annosum* in young Scots pine stands using fungal and viral biocontrol agents. *Biological Control*, 184
- Piri T. et al. 2023b. Efficacy of biological and chemical control agents against *Heterobasidion* spore infections of Norway Spruce and Scots Pine stumps on drained peatland. *Journal of Fungi*, 9
- Piri T. ja Vainio E. J. 2024. Significance of *Heterobasidion* species among wood decay fungi in northern peatland forests. *Forest Ecology and Management*, 568
- Piri T. ja Valkonen S. 2013. Incidence and spread of *Heterobasidion* root rot in uneven-aged Norway spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 43
- Pommerening A. ja Murphy S. T. 2004. A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry*, 77
- Pommerening A. ja Stoyan D. 2006. Edge-correction needs in estimating indices of spatial forest structure. *Canadian Journal of Forest Research*, 36
- Pommerening. 2023. Continuous cover forestry: theories, concepts, and implementation. *Forest Ecosystems*, 10
- Popa A. et al. 2024. Spruce suffers most from drought at low elevations in the Carpathians, though shows high resilience. *Forest Ecology and Management*, 571
- Potterf M. et al. 2022. Interpreting wind damage risk—how multifunctional forest management impacts standing timber at risk of wind felling. *European Journal of Forest Research*, 141
- Pukkala T. 2016. Which type of forest management provides most ecosystem services? *Forest Ecosystems*, 3
- Pukkala T. 2016. Plenterwald, Dauerwald, or clearcut? *Forest Policy and Economics*, 62
- Pukkala T. et al. 2010. Optimizing the structure and management of uneven-sized stands of Finland. *Forestry*, 83
- Pukkala T. et al. 2011. A multifunctional comparison of even-aged and uneven-aged forest management in a boreal region. *Canadian Journal of Forest Research*, 41
- Pukkala T. et al. 2016. Continuous cover management reduces wind damage. *Forest Ecology and Management*, 372
- Pukkala T. et al. 2025. A two-level optimization approach to tree-level planning in continuous cover forest management. *Journal of Forest Research*, 36
- Pukkala T. ja Gadov K. 2011. *Continuous Cover Forestry*. Springer

- Põldveer E. 2022. Puistu seisundi ja struktuuritunnuste kvantitatiivne hindamine hemiboreaalsetes metsaökosüsteemides. Doktoritöö. Eesti Maaülikool
- Põldveer E. et al. 2023. Puistu ruumilise struktuuri arvutuslik kirjeldamine. *Metsanduslikud Uurimused*, 76
- Rajakallio M. et al. 2021. Blue consequences of the green bioeconomy: Clear-cutting intensifies the harmful impacts of land drainage on stream invertebrate biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 58
- Rana P. et al. 2024. Cost-efficiency analysis of multiple ecosystem services across forest management regimes. *Journal of Environmental Management*, 370
- Raši T. et al. 2008. Tick distribution along animal tracks: implication for preventative medicine. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 25
- Rautio P. et al. 2025. *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries*. Springer
- Read D. J. 1968. Some aspects of the relationship between shade and fungal pathogenicity in an epidemic disease of pines. *New Phytologist*, 67
- Rebane H. 1970. 1967. a tormikahjustused Eesti NSV turberaielankidel. *Metsanduslikud Uurimused*, 8
- Reier Ü. et al. 2005. Threatened herbaceous species dependent on moderate forest disturbances: a neglected target for ecosystem-based silviculture. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20
- Reim P. 1937. *Metsamajandus Eestis*. Tallinna Eesti Kirjastus-Ühistu. Tallinn
- Reimand S. 2019. Puistu struktuuriindeksite praktiline hindamine püsiproovitükkidel. Bakalaureusetöö. Eesti Maaülikool
- Remm L. et al. 2018. How bilberry pickers use Estonian forests: implications for sustaining a non-timber value. *Baltic Forestry*, 24
- Remm L. et al. 2025. Clear-cutting-based forest management facilitates plant invasions in Estonian hemiboreal forest landscapes. *Regional Environmental Change*, 25
- Reventlow D. O. J. et al. 2021. Simulating conversion of even-aged Norway spruce into uneven-aged mixed forest: effects of different scenarios on production, economy and heterogeneity. *European Journal of Forest Research*, 140
- Romero-Calcerrada R. ja Luque S. 2006. Habitat quality assessment using Weights-of-Evidence based GIS modelling: The case of *Picoides tridactylus* as species indicator of the biodiversity value of the Finnish forest. *Ecological Modelling*, 196
- Rosenvald R. 2011. Bird communities in hemiboreal old-growth forests: the roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management*, 262
- Rosenvald R. et al. 2018. Is shelterwood harvesting preferable over clear-cutting for sustaining dead-wood pools? The case of Estonian conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 429
- Roth E-M. et al. 2023. How do harvesting methods applied in continuous-cover forestry and rotation forest management impact soil carbon storage and degradability in boreal Scots pine forests? *Forest Ecology and Management*, 544
- Roth E-M. et al. 2025. Uneven-aged and even-aged forest management shape the soil fungal community composition in a boreal Norway spruce (*Picea abies* Karst) forest. *Science of The Total Environment*, 965

- Runnel K. et al. 2022. External management effects on the stand structure of protected forest patches. *Applied Vegetation Science*, 25
- Ruottinen K. et al. 2024. Assessing the effects of drainage and forest structure on presence and absence of fledglings of boreal grouse. *Global Ecology and Conservation*, 54
- Rähn E. et al. 2023. Rapid shift of soil fungal community compositions after clear-cutting in hemiboreal coniferous forests. *Forest Ecology and Management*, 544
- Samils B ja Stenlid J. 2022. A review of biology, epidemiology and management of *Cronartium pini* with emphasis on Northern Europe. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 37
- Samils B. et al. 2021. Relationship and genetic structure among autoecious and heteroecious populations of *Cronartium pini* in northern Fennoscandia. *Fungal Ecology*, 50
- Savilaakso S. et al. 2021. What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. *Environmental Evidence*, 10
- Schafellner C. ja Möller K. 2022. Insect Defoliators. *Disturbance Ecology*, 439
- Schiebe C. et al. 2019. Styrene,(+)-trans-(1 R, 4 S, 5 S)-4-thujanol and oxygenated monoterpenes related to host stress elicit strong electrophysiological responses in the bark beetle *Ips typographus*. *Journal of Chemical Ecology*, 45
- Seidl R. 2008. Impact of bark beetle (*Ips typographus* L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change. *Forest Ecology and Management*, 256
- Shanin V. et al. 2016 Using forest ecosystem simulation model EFIMOD in planning uneven-aged forest management. *Forest Ecology and Management*, 378
- Shanin V. et al. 2021. Simulation modelling of greenhouse gas balance in continuous-cover forestry of Norway spruce stands on nutrient-rich drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 496
- Sibul. 2006. Metsakahjustused ja nende ennetamine. Põllumajandusministeerium, Tartu
- Silvennoinen H. et al. 2001. Prediction models of landscape preferences at the forest stand level. *Landscape and Urban Planning*, 56
- Simkin J. et al. 2020. Restorative effects of mature and young commercial forests, pristine old-growth forest and urban recreation forest - A field experiment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 48
- Sirén M. et al. 2015. Tree damage in mechanized uneven-aged selection cuttings. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 36
- Sniezko R. A ja Liu J. J. 2022. Genetic resistance to white pine blister rust, restoration options, and potential use of biotechnology. *Forest Ecology and Management*, 520
- Souman J. L. et al. 2009. Walking straight into circles. *Current Biology*, 19
- Stål G. et al. 2024. Potential consequences of a rapid transition from rotation forestry to continuous cover forestry in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 39
- Sterkenburg E. et al. 2019. The significance of retention trees for survival of ectomycorrhizal fungi in clear-cut Scots pine forests. *Journal of Applied Ecology*, 56
- Storaunet K. O. et al. 2014. Effects of logging on the threatened epiphytic lichen *Usnea longissima*: an experimental approach. *Silva Fennica*, 48

- Šmits A. 2023. Monitoring programm in Latvia. Spruce bark beetle damage and damage mitigation. Konverentsiettekanne. Silava
- Tack W. et al. 2012. The abundance of Ixodes ricinus ticks depends on tree species composition and shrub cover. Parasitology, 139
- Tahvanainen V. et al. 2016. Modelling the yields of marketed mushrooms in Picea abies stands in eastern Finland. Forest Ecology and Management, 362
- Tahvonen O. 2007. Optimal choice between even- and uneven-aged forest management systems. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute, 60
- Tahvonen O. et al. 2010. Optimal management of even- and uneven-aged Norway spruce stands. Forest Ecology and Management, 260
- Tahvonen O. ja Rämö J. 2016. Optimality of continuous cover vs. clear-cut regimes in managing forest resources. Canadian Journal of Forest Research, 46
- Tarrant M. ja Cordell H. 2002. Amenity values of public and private forests: examining the value–attitude relationship. Environmental Management, 30
- Tedersoo L. et al. 2014. Global diversity and geography of soil fungi. Science, 346
- Tekko T. and Lõhmus A. 2025. Ericaceous dwarf shrubs in drained forested peatlands: distribution, dynamics, and key factors in a restoration experiment. AoB Plants, 17
- Thomsen I. 2008. Precipitation and temperature as factors in Gremmeniella abietina epidemics. Forest Pathology, 39
- Trasobares A. ja Pukkala T. 2004. Optimising the management of uneven-aged Pinus sylvestris L. and Pinus nigra Arn. Mixed stands in Catalonia, north-east Spain. Annals of Forest Science, 61
- Truus L. et al. 2025. Kuidas ja kui palju on vaja soid kaitsta? EGS Aastaraamat, 48
- Tullus H. 2002. Kas valikraied ja püsimetsad sobivad Eestisse? Eesti Mets, 2002/3
- Tullus H. 2014. RMK teadusprojekti „Turberaiete ökoloogilis-majanduslik analüüs ja näidiskatsealade võrgustiku rajamine“ lõpparuanne. Eesti Maaülikool
- Tullus T. et al. 2018. Impacts of shelterwood logging on forest bryoflora: distinct assemblages with richness comparable to mature forests. Forest Ecology and Management, 411
- Tullus T. et al. 2019. Early responses of vascular plant and bryophyte communities to uniform shelterwood cutting in hemiboreal Scots pine forests. Forest Ecology and Management, 440
- Tullus T. et al. 2020. Seventy-year history of management using low-intensity harvesting methods: weak impact on biodiversity of hemiboreal Scots pine forests. Canadian Journal of Forest Research, 50
- Tuulentie S. et al. 2025. Multiple use of forests. In: Rautio P. et al. (eds) Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries. Managing Forest Ecosystems. Springer
- Tyrväinen L. et al. 2003. Ecological and aesthetic values in urban forest management. Urban Forestry & Urban Greening, 1
- Tyystjärvi V. et al. 2024. Future methane fluxes of peatlands are controlled by management practices and fluctuations in hydrological conditions due to climatic variability. Biogeosciences, 21
- Uhl B. et al. 2024. Achieving structural heterogeneity and high multi-taxon biodiversity in managed forest ecosystems: a European review. Biodiversity and Conservation, 34

- Uri V. 2017. Ecosystems carbon budgets of differently aged downy birch stands growing on well-drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 399
- Wahlman W. 2024. The effect of *Heterobasidion* root rot on *Ips typographus* infestation risk on Norway spruce. *Magistritöö*. Helsingi Ülikool
- Vainio E. et al. 2018. The partitivirus HetPV13-an1 mediates severe growth debilitation and major alterations in the gene expression of a fungal forest pathogen. *Journal of Virology*, 92
- Valkonen S. et al. 2025. Regeneration. In: Rautio P. et al. (eds) *Continuous Cover Forestry in Boreal Nordic Countries. Managing Forest Ecosystems*. Springer
- Vanha-Majamaa I. et al. 2017. Resilience of understory vegetation after variable retention felling in boreal Norway spruce forests – a ten-year perspective. *Forest Ecology and Management*, 393
- Varenius K. et al. 2016. Long-term effects of tree harvesting on ectomycorrhizal fungal communities in boreal Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, 380
- Warzée N. et al. 2006. Predator/prey ratios: a measure of bark-beetle population status influenced by stand composition in different French stands after the 1999 storms. *Annals of Forest Science*, 63
- Vasiliauskas R. 2001. Damage to trees due to forestry operations and its pathological significance in temperate forests: A literature review. *Forestry*, 74
- Vauhkonen J. ja Packalen T. 2019. Shifting from even-aged management to less intensive forestry in varying proportions of forest land in Finland: impacts on carbon storage, harvest removals, and harvesting costs. *European Journal of Forest Research*, 138
- Wegensteiner R. et al. 2015. Natural enemies of bark beetles: predators, parasitoids, pathogens, and nematodes. *Bark Beetles*
- Wermelinger B. 2002. Development and distribution of predators and parasitoids during two consecutive years of an *Ips typographus* (Col., Scolytidae) infestation. *Journal of Applied Entomology*, 126
- Wermelinger B. 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *Forest Ecology and Management*, 202
- Versluijs M. et al. 2020. Comparing the effects of even-aged thinning and selective felling on boreal forest birds. *Forest Ecology and Management*, 475
- Wesołowski T. et al. 2005. Effects of forest management on Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* distribution in the Białowieża forest (NE Poland): conservation implications. *Acta Ornithologica*, 40
- Vítková L. ja Ní Dhubháin Á. 2013. Transformation to continuous cover forestry: a review. *Irish Forestry*, 70
- Witzell J. ja Karlman M. 2000. Importance of site type and tree species on disease incidence of *Gremmeniella abietina* in areas with a harsh climate in Northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15
- Vodde F. et al. 2025. Drivers behind the spatial dispersion of European spruce bark beetle (*Ips typographus*) infestation in protected areas in Estonia, four years after a major storm. *Forest Ecology and Management*, 578
- Örd A. 2000. *Kaitsemetsad ja nende majandamine Eestis*. Keskkonnaministerium. Tallinn