



www.emu.ee

Eesti Maaülikool

Estonian University of Life Sciences

Metsandus- ja maaehitusinstituut

Institute of Forestry and Rural Engineering

METSADE MAJANDAMISEL ERALDISEPÕHISE LANGI PINDALA RAKENDAMISE MÕJUDE ANALÜÜS

Aruanne

Töö tellija: EV Keskkonnaministeerium

Töö teostaja: EMÜ metsandus- ja maaehitusinstituut

Tartu 2011

SISUKORD

1.	Sissejuhatus	3
2.	Uuringu analüüs	
2.1.	GIS analüüs potentsiaalsete lankide pindalade ja paiknemise kohta eraldisepõhise langi pindala rakendamise korral	5
2.2.	Eraldisepõhise langi pindala rakendamise majanduslik analüüs	14
2.2.1.	Metsamaa tootlikkuse kasutamine	14
2.2.2.	Raie- ja metsauuendamistööde organiseerimise ja läbi- viimise kulude käsitus	17
2.3.	Eraldisepõhise pindala rakendamise ökoloogilise mõju analüüs, riskifaktorid ja nende leevendamine	21
2.4.	Eraldisepõhise langi pindala rakendamise üldiste ja spetsiifiliste riskifaktorite, nagu tuulemurd ja -heide, erosioon, soostumine, mikrokliima muutus, mõju metsa uuendamisel	34
2.5.	Eraldisepõhise pindala rakendamise ökoloogilise mõju analüüs kasvukohatüüpide kaupa	38
	Kokkuvõte	43
	Lisad	46

Sissejuhatus

Käesolev uurimus on valminud EV Keskkonnaministeeriumi tellimisel eraldisepõhise langi pindala rakendamise mõju analüüsina. Käsitlemist leiab GIS analüüs potentsiaalsete lankide pindalade ja paiknemise kohta ning eraldisepõhise langi pindala rakendamise majanduslike ja ökoloogiliste riskifaktorite analüüs.

Aruanne kirjeldab ja analüüsib varem avaldatud uurimuste põhjal raiesmike suuruse mõju: metsade uuenemisele ja uuendamisele; metsade elurikkusele; metsamajandamise tulususele. Esitatakse varasemate teadustööde põhjal soovitusel raiesmike suuruste muutmisega seotud ohutegurite, nende leevendamisevõimaluste ning uurimisvajaduste kohta.

Eesti metsandus on olnud alates 1960. aastatest jätkusuutlik, metsade pindala ja tagavara on olnud pidevalt kasvav. Peamiseks puiduvarumisviisiks raieküpsetest metsadest on hemiboreaalses vöötmes asuvas Eestis lageraied. Lageraiete negatiivse mõju vähendamiseks asuti viimasel poolsajandil rakendama järjest karmimaid piiranguid lageraielankide suurusele. Lankide suurust on piiratud, lähtudes metsade uuenemise ja uuendamise edukuse nõuetest. Alates 1990. aastatest, kui tõstatus metsade elurikkuse teema, on väikestes raiesmikes nähtud ka peamist tegurit, mis tagab metsade mitmekesisuse. Eesmärgiks seati, et suured metsamassiivid koosneksid väikestest, kõrvuti asuvatest erineva vanuse ja koosseisuga puistutest. Samas on lageraielankidele esitatavad piirangud viinud metsade liigsele killustumisele, seda lähtudes nii puidutootmisest kui ka elupaiga väärtusest liikidele, kes vajavad suuremaid ühtlase struktuuriga metsaalasid. On tekkinud vajadus täiendada senikehtinud kontseptsiooni lageraiete piirangute kohta ja see osaliselt ümberhinnata. Käesolevas aruandes esitatakse seisukohad ja soovitusel, mida on võimalik võtta aluseks metsaseaduse ja metsa majandamise eeskirja edasisel muutmisel ja täiendamisel.

Vastavalt lepingule käsitletakse aruandes järgmisi teemasid:

1. GIS analüüs potentsiaalsete lankide pindalade ja paiknemise (vahekauguste) kohta eraldisepõhise langi pindala rakendamise korral, analüüs sisaldab erinevuse hindamist kehtivate normatiividega;

2. eraldisepõhise langi pindala rakendamise majanduslik analüüs, mis sisaldab metsamaa tootlikkuse kasutamise ning raie- ja metsauuendamistööde organiseerimise ja läbiviimise kulude käsitlemist;
3. eraldisepõhise langi pindala rakendamise riskifaktorite, nagu tuulemurd ja -heide, erosioon, soostumine, mikrokliima muutus metsa uuendamisel, analüüs;
4. eraldisepõhise pindala rakendamise ökoloogilise mõju analüüs kasvukohatüüpide kaupa, mis sisaldab riskifaktorite ja nende leevendamise käsitlemist.

Uurimuse autoriteks on Eesti Maaülikooli metsandus- ja maaehitusinstituudi töötajad Paavo Kaimre, Hardi Tullus, Eino Laas, Mait Lang, Raul Rosenthal ja Katri Ots.

2. Uuringu analüüs

2.1. GIS analüüs potentsiaalsete lankide pindalade ja paiknemise kohta eraldisepõhise langi pindala rakendamise korral.

Sissejuhatus

Metsa majandamise käigus muutub oluliselt maastikumuster. Uuendusraiate kavandamisel tuleb soodustada kasvukohale sobivate puuliikide loodusliku uuenduse teket ja tagada soodsad tingimused kultiveeritavate puuliikide kasvuks ja arenguks. Lankide paigutamise ja suuruse abil on võimalik vähendada tormikahjustusi ning kahjurputukate ning seenhaiguste levikut. Uuendusraiate kavandamise üheks oluliseks kriteeriumiks on puistu küpsus, mille täidetuse korral saab puistu määrata raiesse. Peale puistute nimekirja koostamist on järgmiseks sammuks lankide valimine eraldiste hulgast, arvestades eelnimetatud loodusliku uuenduse ja võimalike kahjuritega ning patogeenidega seotud piiranguid. Praegu on metsades lankide paigutamisel üheks piiranguks võimaliku tekkiva langi maksimumpindala. Teise piiranguna saab järgmise langi kord tehtud uuendusraie kõrvale rajada peale niinimetatud liitumisaja möödumist.

Kui küpsusvanuse kriteeriumi täitnud eraldis või külgnevate eraldiste rühm ületab pindalalt praegu määratud piiranguid, siis jääb küps mets osal eraldise või rühma pindalast kasvama kuni liitumisaja piirangu möödumiseni. Selliseid tihti tuulekartlikke jääke ei tekiks, kui eraldiste majandamine oleks võimalik tervikutena.

Võttes aluseks Eesti Metsaregistrisse kogutud takseer- ja ruumiandmed inventeeritud puistutest, uuriti, millisteks kujunevad ilma kaitsepiiranguteta uuendusraie lankide pindalad ja paigutus, kui pindalapiirangut ei kasutata ning arvestatakse vaid liitumisaja kriteeriumiga. See tähendab, et raielank võib olla kõikide kõrvutiasuvate küpsete puistute suurune ning iga ruumipunkt peab samal ajal täitma liitumisaja kriteeriumi varasemate lankide suhtes. Simulatsioonkatse tehti kehtiva ja planeeritava (uue) küpsusvanuse reeglistiku järgi aastate kaupa 20 aastase perioodi kohta. Testi algusaastaks võeti 2010. Võrdluseks tehti päringud üksikeraldiste kaupa. Tekkinud raiealade ja üksikeraldiste nimekirjast leiti praegusi pindalapiirangu kriteeriume ületavate suhteline arv ja pindala.

Materjal ja metoodika

Simulatsioonkatse skeem, mille abil tuvastada ja kirjeldada võimalikke tekkivaid raiealasisid, oli järgmine.

1. Ettevalmistus. Ava tabelid. Täida või puhasta andmetabelites vajalikud väljad:
 - 1.1. puhasta tööväljad,
 - 1.2. asenda kuni 2010.aastast varasema perioodi küpsetel puistutel sünniaasta kasutatava skeemi küpsusaastaga, et andmestiku seis oleks tegelikkusega võimalikult kooskõlas.
2. Analüüs. Mõlema küpsusvanuse skeemi jaoks leia tingimustele vastavad puistud ning tuvasta kõrvuti asetsevad uuendusraieealised eraldised aastate kaupa järgmiseks kahekümneks aastaks:
 - 2.1. vali välja selleks aastaks ühe skeemi järgi küpseks saanud või olnud puistud,
 - 2.2. vali välja selle aasta liitumisaja kriteeriumile vastavad värsked uuendusraiealad,
 - 2.3. vali need küpsed puistud, millel ei ole liitumiskauguse järgi piiranguid uuendusraieks,
 - 2.3.1. vali järjest eraldisi ja koosta üksteisega kokkupuutuvate paaride nimekirja,
 - 2.3.2. analüüsi nimekirja ja omista kõrvuti olevatele aladele ühendav ID-number,
 - 2.4. Kirjuta raiealade ID-numbrid ja raieringi sünniajad selle aasta kohta tööväljadesse.
3. Sulge tabelid.

Ülesande lahendamiseks imporditi Metsaregistrist saadud 11.05.2010 seisuga MapInfo vormingus eraldiste kaart PostgreSQL andmebaasi ja puhastati peamiselt geomeetriafunktsioonidega massiliselt esinevatest digimisvigadest. Samasse andmebaasi imporditi ka eraldiste üldkirjeldused koos küpsusvanuste infoga. Ruumiandmete haldamiseks andmebaasis ja SQL päringutes kasutati paketi PostGIS funktsioone. Eraldiste vahekaugust kontrolliti funktsiooniga `ST_DWithin(Eraldus1, Eraldus2, <soovitud kaugus>)`. Kaardiandmete kuvamiseks PostGIS tabelist kontrolliks ja mõnede digimisvigade kõrvaldamiseks kasutati programmi QuantumGIS. Simulatsioonkatse korraldati FreePascal

2.4.2-s kirjutatud programmi Raiemuster abil, mis koostas ja saatis andmebaasi SQL päringud mõlema küpsusskeemi katseseeria jaoks ning analüüsis lankide kokkupuuteid.

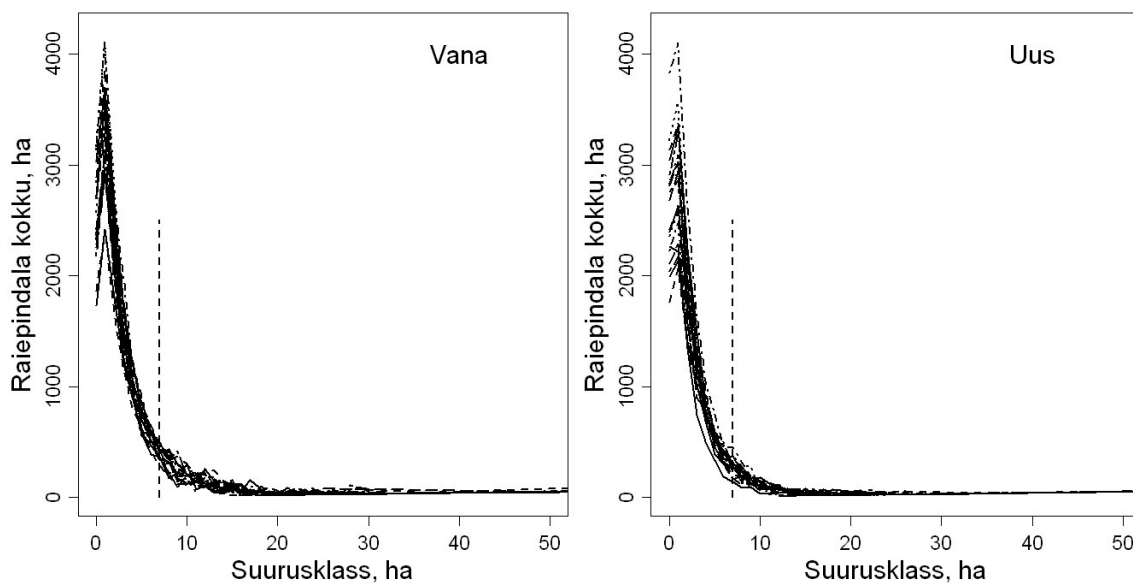
Liitumisajaks, kuhu sisse ei arvestatud raieaastat, võeti neli aastat, liitumiskauguseks, millest lähemale liitumisajal uut raieala ei saanud tekkida, oli 100 meetrit. Uuendusraiega eraldised loeti üheks raiealaks, kui nendevaheline kaugus oli kuni 15meetrit. Viieteistkümne meetri laiune puhver lubati üsna tihti esinevate kaardi asukohavigade tõttu. Raiealas võisid koos esineda nii okaspuu- kui lehtpuupuistud.

Raudvarana kasutati 1,5 GHz AthlonXP 1800+ protsessoriga masinat, millel oli 750Mb RAM-i ning operatsioonisüsteemiks OpenSuse 11.3. Uuendusraiealade analüüs ühe aasta ühe küpsusskeemi järgi sellel masinal võttis aega keskmiselt 10 -15 minutit.

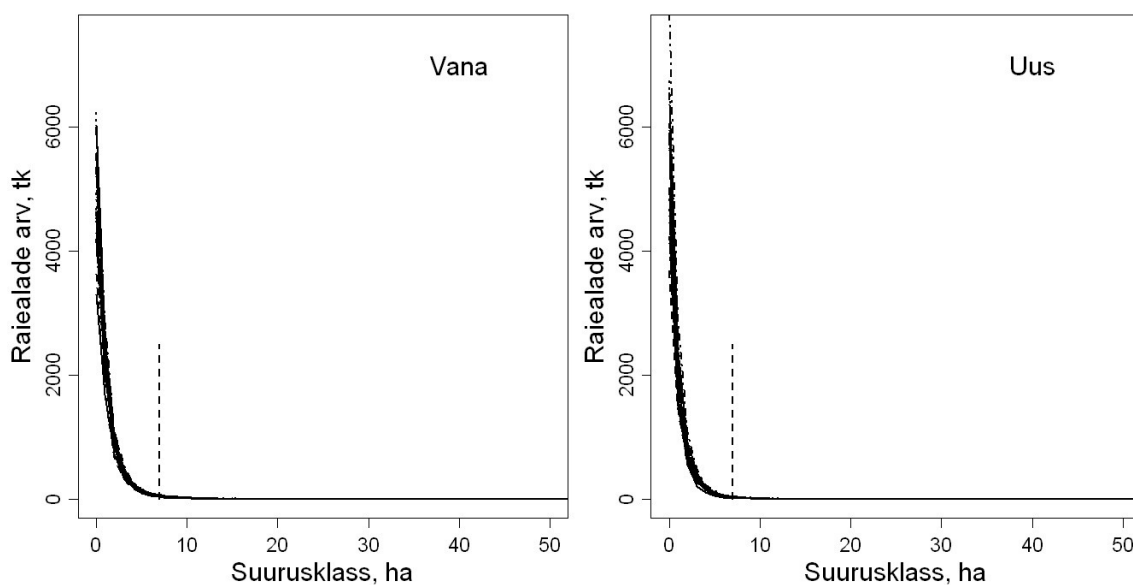
Tulemused ja arutelu

Tulemuseks arvatati tabelisse igal katseaja vahemiku (2010-2019) vastava küpsusvanuse skeemi järgi küpseks saanud puistul raieala ID- number ning raieringi sünniaeg. Tabelitest tehti kokkuvõtted SQL päringute abil, et saada ülevaade tekkinud raiealade suurustest, raiealades sisalduvast eraldiste arvust ja pindalast. Kokkuvõtted tehti raiealade suurusklasside kaupa. Suurusklassi väärtuseks on antud klassi pindala ülempiir. Raiealas võisid koos esineda nii okaspuupuistud kui ka lehtpuupuistud.

Simulatsioonkatse näitas, et järgmise kahekümne aasta jooksul aastate vahel raiealade suurustes ning arvus olulisi erinevusi ei ole. Ka ei erine raiealade suuruste ja arvu jagunemine oluliselt küpsusvanuse skeemi muutumisel (Joonis 1, Joonis 2). Aluseks on praegune keskmine eraldiste suurus, mis pindalapiirangu kaotamisel kindlasti kasvaks tulevikus järgmiseks raieringiks. Seetõttu tekib järgmisel raieringil arvatavasti rohkem suuri eraldisi ning ka raiealade pindalad kasvavad veidi keskmiselt. Siiski vajab selline näiteks kahe raieringi pikkune simulatsioonkatse sisendina mullakaarti koos metsa uuenemise ja majandamise mudeliga ja on mõeldav, kuid oluliselt keerulisem käesolevast.



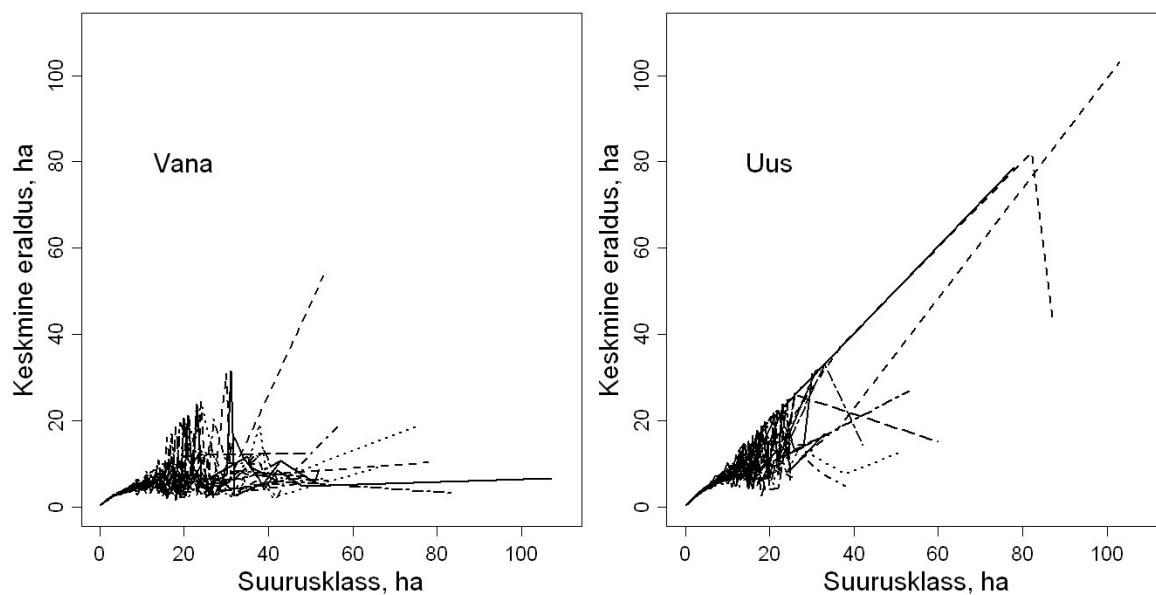
Joonis 1. Raiealade kogupindalad raiealade suurusklasside kaupa aastatel 2010-2029 (erinevad jooned) vana ja uue küpsusvanuse korral. Vertikaalne kriipsjoon märgib seitsme hektari piiri.



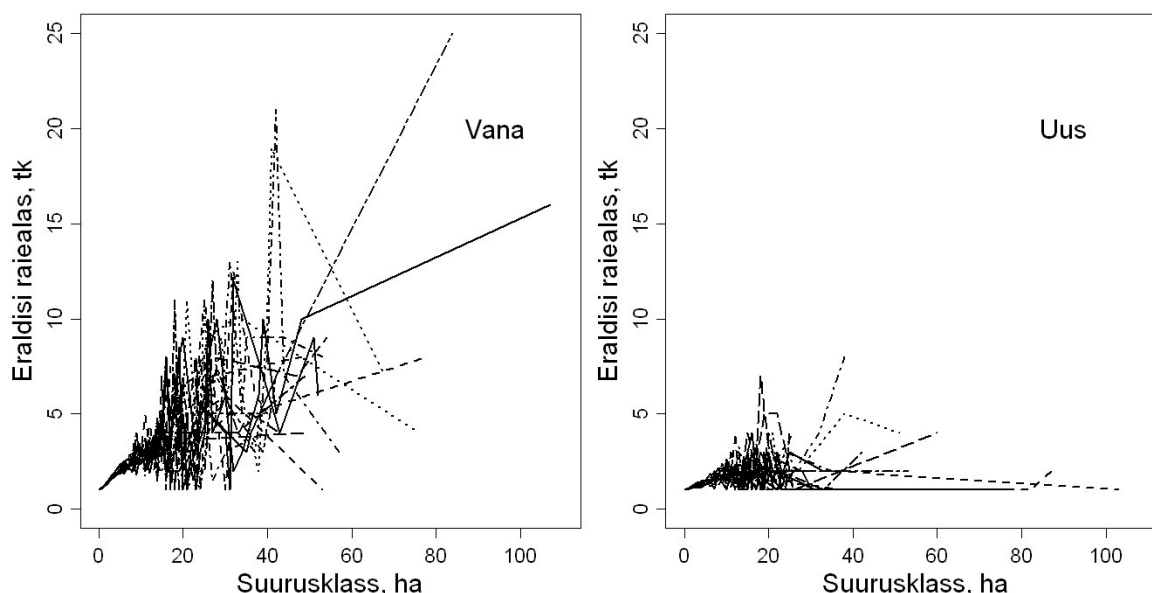
Joonis 2: Raiealade koguarvud suurusklasside kaupa aastatel 2010-2029 (erinevad jooned) vana ja uue küpsusvanuse korral. Vertikaalne kriipsjoon märgib seitsme hektari piiri.

Praeguses metsamajanduse praktikas harjumuspäratuid suuri uuendusraiealaid tekkis üksikuid (Joonis 1, Joonis 2 ja Tabel 1) Keskmise eralduse pindala raiealal üldiselt kasvab koos suurusklassiga ning suureneb ka eraldiste arv. Suhteliselt harvem esinevate üle 10 ha suuruste raiealade korral kasvab nii keskmise eraldise pindala ja raiealal olevate eraldiste arvu

varieeruvus aastate lõikes (Joonis 3, Joonis 4). Selle põhjuseks on konkreetse aasta kokkupuutuvate eraldiste suurused.



Joonis 3: Keskmine eralduse pindala raiealas raiealade suurusklasside järgi aastatel 2010-2029 (erinevad jooned) vana ja uue küpsusvanuse korral.



Joonis 4: Keskmine eraldiste arv raiealas raiealade suurusklasside järgi aastatel 2010-2029 (erinevad jooned) vana ja uue küpsusvanuse korral.

Raiealadel olev eraldiste arv ja suurus on erinevad sõltuvalt küpsuskeemist. Vana küpsuse kriteeriumi täitnud eraldistest ajavahemikul 2010-2029 moodustatud raiealadel kasvab koos raieala pindala suurenemisega eraldiste arv ning eraldiste pindala kahaneb või jääb stabiilseks (Joonis 3, Joonis 4). Seevastu uue küpsuskeemi järgi valitud eraldistest moodustatud raiealade pindala suurenemisel suureneb ka eraldiste pindala, kuid eraldiste arv jääb pigem stabiilseks. (Joonis 3, Joonis 4). Nii raiealade kui ka raiealadeks liitmata lehtpuueraldiste korral on üle seitsme hektari suuruste alade arvu ja pindala osakaal uue küpsusvanuse kriteeriumi puhul veidi väiksem vana küpsusvanuse kriteeriumiga võrreldes (Tabel 1, Tabel 2). Vaid sõltumatute (raiealadeks liitmata) okaspuueraldiste korral esineb uue küpsuskeemi järgi vanaga võrreldes ajavahemikus 2010-2029 rohkem üle viie hektari suuruste eraldisi (Tabel 2)

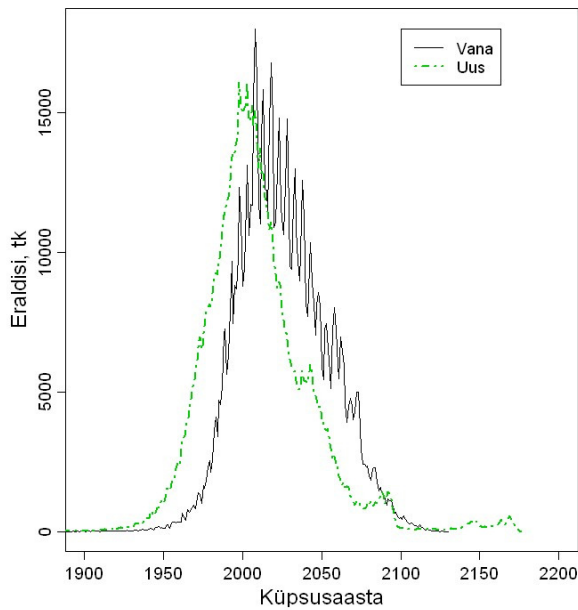
Tabel 1: Üle seitsme ja kümne hektari suuruste raiealade (eraldiste rühmade) arvu ja pindala suhteline osakaal vana ja uue küpsusvanuse korral aastatel 2010-2029

Küpsus-aasta	Raiealade arv, pindala > 7ha (%)		Raiealade pindala, pindala > 7ha (%)		Raiealade arv, pindala > 10ha (%)		Raiealade pindala, pindala > 10ha (%)	
	Vana	Uus	Vana	Uus	Vana	Uus	Vana	Uus
2010	2,31	0,81	16,19	7,59	1,07	0,28	9,67	3,71
2011	1,80	0,86	14,13	7,70	0,74	0,34	7,96	4,01
2012	2,18	0,98	17,03	7,97	0,96	0,35	10,40	3,68
2013	1,90	1,28	15,18	10,02	0,85	0,38	9,07	4,05

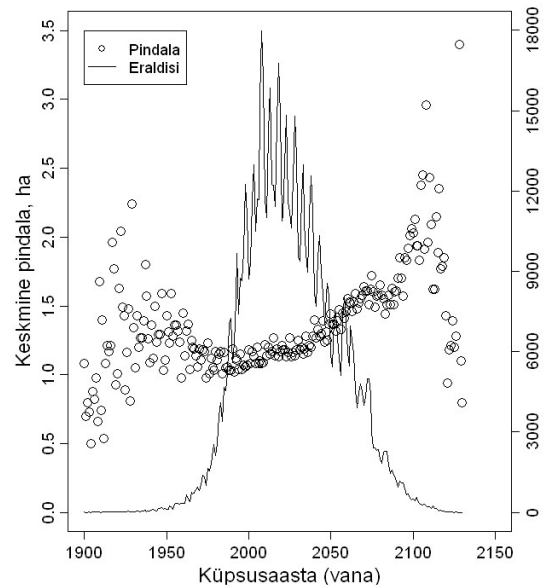
2014	1,69	1,32	12,66	11,14	0,67	0,50	6,99	5,71
2015	2,92	1,13	20,83	9,25	1,21	0,40	12,02	4,50
2016	1,79	1,35	15,53	10,88	0,84	0,52	10,08	5,53
2017	2,26	1,34	16,52	10,62	1,00	0,41	9,51	4,55
2018	2,00	1,19	15,57	10,24	0,89	0,47	9,19	5,30
2019	2,10	1,23	16,09	9,87	0,98	0,50	9,87	5,31
2020	2,08	1,34	15,21	10,65	0,89	0,48	8,66	5,19
2021	2,03	1,28	15,36	10,89	0,92	0,42	9,16	5,25
2022	2,08	1,67	15,84	13,19	0,86	0,55	9,01	6,27
2023	1,63	1,45	12,23	12,76	0,62	0,51	6,44	6,88
2024	1,80	1,87	13,51	14,38	0,68	0,51	7,07	5,97
2025	2,58	1,37	19,02	10,97	1,10	0,50	11,30	5,43
2026	1,81	1,16	13,73	9,65	0,76	0,36	7,71	4,37
2027	1,81	1,36	13,19	10,67	0,63	0,38	6,48	4,61
2028	1,92	1,90	14,54	15,12	0,73	0,69	7,56	7,58
2029	1,77	1,68	14,22	14,61	0,72	0,69	8,27	8,70
<i>Keskmine</i>	2,02	1,33	15,33	10,91	0,86	0,46	8,82	5,33

Tabel 2: Suurte eraldiste suhteline arv ning pindala leht- ja okaspuupuistutes

Küpsus- aasta	Lehtpuupuistud, pindala > 7 ha, %				Okaspuupuistud, pindala > 5 ha, %			
	Vana		Uus		Vana		Uus	
	Arv	Pindala	Arv	Pindala	Arv	Pindala	Arv	Pindala
2010	0,55	4,46	0,51	4,61	1,55	8,22	2,91	16,91
2011	0,38	3,74	0,47	4,53	2,00	11,89	3,51	18,16
2012	0,61	5,12	0,28	2,61	2,47	14,22	3,05	16,79
2013	0,81	6,68	0,46	4,45	1,41	9,43	3,00	16,68
2014	0,60	5,21	0,48	4,91	2,03	11,29	3,70	19,94
2015	1,07	9,20	0,49	5,01	2,02	11,20	2,66	14,80
2016	0,48	4,23	0,53	5,06	2,96	18,21	3,26	17,82
2017	0,60	5,42	0,61	5,54	2,35	12,85	3,60	19,38
2018	0,65	5,36	0,39	3,75	1,52	10,43	2,79	18,54
2019	0,78	7,44	0,47	4,69	2,43	14,39	3,51	18,67
2020	1,01	8,35	0,47	4,79	1,67	9,19	3,44	19,66
2021	0,54	4,59	0,47	5,43	3,38	18,80	3,41	20,72
2022	0,57	5,53	0,60	5,42	2,64	15,65	4,09	23,31
2023	0,51	4,06	0,57	5,63	1,98	11,56	3,43	17,70
2024	0,60	5,15	0,55	5,07	2,81	15,38	3,38	18,50
2025	0,94	8,45	0,47	4,30	3,52	17,87	3,98	20,59
2026	0,30	2,64	0,73	6,81	2,83	16,10	3,40	17,65
2027	0,56	5,01	0,64	5,35	2,71	15,16	3,86	20,62
2028	0,77	6,72	0,69	7,90	2,12	12,62	4,32	22,90
2029	0,52	4,87	0,82	9,68	2,83	16,47	3,46	19,74
<i>Keskmine</i>	0,64	5,61	0,54	5,28	2,36	13,55	3,44	18,95



Joonis 5: Eraldiste arvu jagunemine küpsemisaasta järgi sõltuvalt skeemist.



Joonis 6: Keskmine eraldiste pindala ja arv küpsusaastate järgi.

Uue ja vana küpsusskeemi järgi uuendatavate puistute võrdlemisel siin tuleb arvestada, et kuigi ajavahemik on fikseeritud (2010-2029), siis sel ajal saavad sõltuvalt skeemist küpseks hoopis erinevad eraldised. Eraldiste arvu kaaluna kasutades ning arvestades eraldisi, mille küpsusvanus algab aastast 1900, on metsaregistris praeguse seisuga olevate tootliku ja vähetootliku metsamaa ilma kaitsepõhjuseta eraldiste keskmine vana küpsemisaasta 2025,7 ja keskmine uue skeemi järgne küpsemisaasta 2009,7. Kui rakendaksime täna uusi küpsusvanuseid, siis saaksid korraga uuendusraieks sobivaks ca 16 aasta eraldised (Joonis 5). Tuleb märkida, et just seetõttu on eraldiste valim testperioodil uue ja vana küpsvanuse kriteeriumi järgi erinev. Selgub ka, et üldiselt kasvab metsaregistri andmetel eraldise keskmine pindala koos küpsusaastaga - nooremad eraldised on vanematest suuremad (Joonis 6). Nooremate eraldiste suhteliselt suurem pindala Joonisel 6 toodud jaotuse järgi koos küpsusvanuse vähenemisega selgitab ja on kooskõlas ka Joonis 3 ja Joonis 4 näidatuga, kus vana küpsusvanuse puhul raieala pindala kasvades on eraldiste arv üldiselt stabiilne, kuid eraldise keskmine suurus kasvas, kuid uue küpsusvanuse kriteeriumi järgi võetud eraldiste puhul suureneb koos raieala pindala suurenemisega eraldiste arv ning pindala kahaneb või jääb stabiilseks. Kuna testperioodi ajale jääb kaks klassikalist 10-aastase tsükliliga metsakorralduse etappi, siis pole teada, kas tegelikult puistute küpsemisega seonduvalt edaspidi eraldised takseeritakse väiksemana (diferentseeritakse rohkem) või suuremana (sarnaseid puistuid pigem liidetakse). Seega võib seadusandluse ja metsakorraldustavade muutumine kujundada näiteks aastaks 2025 hoopis teistsuguse suurusega eraldised.

Koostatud programmi Raiemuster on võimalik lihtsasti kohandada muude ruumiseoseid sisaldavate metsanduslike probleemide analüüsimiseks. Kui lepitakse kokku näiteks reeglid küpsusvanuse alanemisest raiesse lisanduvate puistute hulga käitlemiseks, siis saab seda ka simulatsioonkatses arvesse võtta.

Viited

PostgreSQL www.postgresql.org

PostGIS www.postgis.org

FreePascal www.freepascal.org

2.2. Eraldise põhise langi pindala rakendamise majanduslik analüüs

2.2.1. Metsamaa tootlikkuse kasutamine

Metsamajanduses konkureerivad juba väga pikka aega kaks erinevat kapitali väärtuse hindamise põhimõtet: nn metsarendi teooria ja maarendi teooria. Esimesel juhul seatakse eesmärgiks metsa kui kapitali võimalikult suure väärtuse saavutamine. Paraku unustatakse selle juures kapitali tootlus. Maarendi teooria seab eesmärgiks just kapitali tootluse ja lähtub metsamaa jätkuvast kasutamisest puidu tootmiseks.

Maarendi teooria tugineb saksa metsateadlase *Faustmanni* poolt 1849.a. formuleeritud valemile :

$$B_u = \frac{A_u + \sum_{x=0}^u D_x (1+i)^{u-x} - C(1+i)^u}{(1+i)^u - 1} - \frac{v}{i}, \text{ kus}$$

- B_u oodustatud puhastulu e. maa oodustatud väärtus e. maarent;
- u raieringi pikkus;
- A_u uuendusraie kännuraha u aasta möödudes praegusest hetkest;
- D_x harvendusraiate kännuraha x aasta möödudes praegusest hetkest;
- C metsakultiveerimistöõde kulud;
- v iga-aastased majandamis- ja halduskulud;
- i intressimäär.

Sissetulekud ja väljaminekud oodustatakse uuendusraie ajale u ning sissetulekute-väljaminekute vahe oletatakse korduvat perioodiliselt u aasta järel. See perioodiliselt igavesti korduva netotulu kapitaliseeritud väärtus on maa väärtus e. maarendi oodustatud väärtus. Küpsusvanust, mis maksimeerib B_u väärtuse, nimetatakse oodustatud kasumiküpsuseks. Kuigi valemisse on sisestatud raha ajaväärtus, tugineb valem staatilisele põhioletusele: kõik kordub analoogiliselt igavikuni.

Maarendi teooria esitas Martin Faustmann umbes 160 aastat tagasi. Majandusteadlased (nt

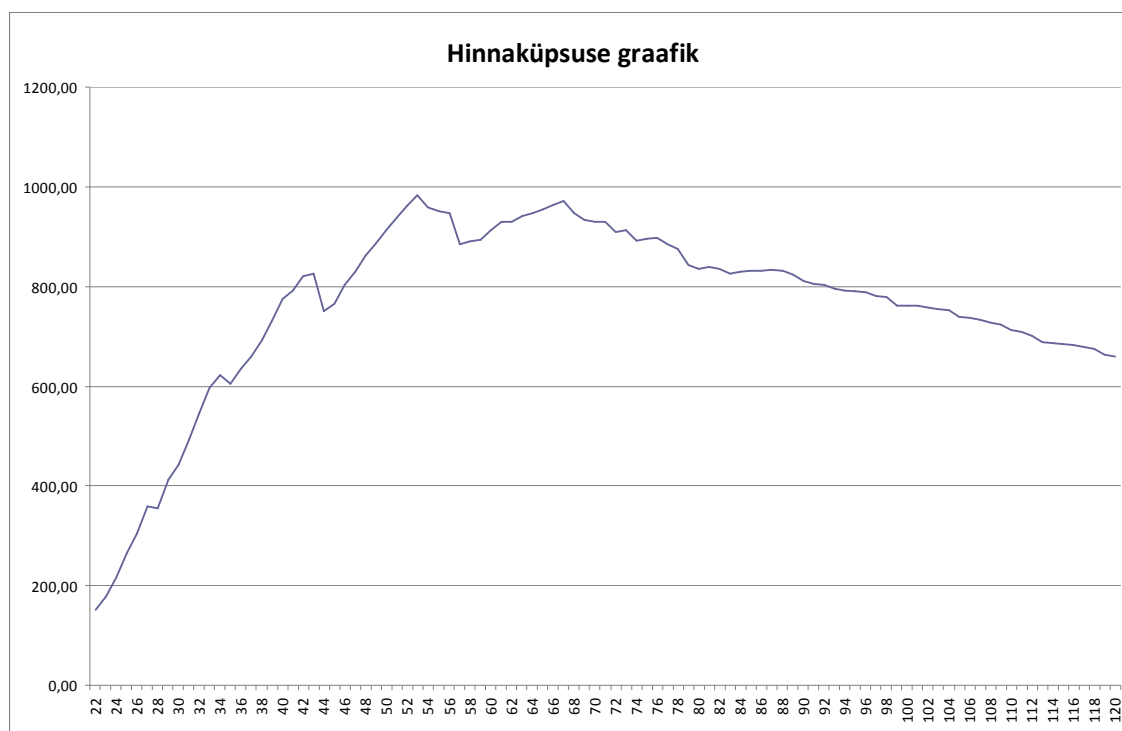
Nobeli majanduspreemia laureaat Paul Samuelson on Faustmanni arvutust pidanud kõige korrektsemaks lähenemiseks nt optimaalse küpsusvanuse (raievanuse) määramisel (Kuuluvainen, 1999). Teooriale tuginedes arvutatakse puistu küpsusvanus, mis annab raiering raieringi järel omanikule maksimaalse maarendi.

Samas tuleb arvestada, et maarendi teooria kasutamine on korrektne siis, kui tegemist on tühja maatükiga ja seal alustatakse metsa kasvatamist niiõelda nullist, metsa seal varem ei ole.

Käesolevas, eraldisepõhisele majandamisüksusele keskenduvast uuringust tuleb hinnata metsamaa tootlikkuse kasutamist küpsuse saavutanud puistute korral. Seetõttu on otstarbekas hinnata hinnaküpsuse järgi arvutatud puistu hinna vähenemist, mis saadakse finantsmajanduslikult optimaalse ja metsa majandamise eeskirjast tuleneva võimaliku uuendamisaja puistu hinna vahena.

Kui metsamaa kasutamise eesmärk on ainult puidu tootmine, tuleks puistu raiuda vanuses, kus tema majandamisest tekkinud pikaajaline keskmine puhastulu ($\text{€}/\text{ha} \cdot \text{a}^{-1}$) saavutab maksimaalse väärtuse või prognoositav hinna või kasumi jooksev juurdekasv ($\text{€}/\text{ha} \cdot \text{a}^{-1}$) selle langevas piirkonnas saab väiksemaks antud tingimustele vastavast vanuse järgi maksimaalse keskmise juurdekasvu $\max_A(\text{€}/\text{ha} \cdot \text{a}^{-1})$ järgi valitud normist või antud vanusest algava lõigu perioodi keskmine puhastulu kasvavas piirkonnas ei küündi normini.

Metsamaa tootlikkuse kasutamisele hinnangu andmiseks kasutati statistilise metsainventeerimise (SMI) 2008.a. andmete põhjal „keskmise“ koosseisuvalemiga hüpoteetilist puistut. Tootlikkuse rahalise väärtuse hindamiseks arvutati aastate kaupa erineva vanusega puistu pikaajaline keskmine tulu. Selle tulu muutust kirjeldatakse joonisel 7 ja tabelis 3. Suurima, suhteliselt stabiilse keskmise tuluga periood kestab umbes 20 aastat. Mudelpuistu pikaajalise majandamise maksimaalne tootlikkus saavutatakse 53 aasta pikkuse raieringiga.



Joonis 7. Hüpooteetilise, keskmise koosseisuga (30,7Ma 23,7Ku 22,3Ks 7,6Hb 7,0Lv 4,9Lm 1,1Sa 1,0Re 1,7 Teised) puistu hinnaküpsuse graafik

Tabel 3. Hüpooteetilise puistu tootlikkus hinnaküpsuse piirkonnas

Puistu vanus	Hind kr/ha*a⁻¹	Hind €/ha*a⁻¹	Puistu vanus	Hind Kr/ha*a	Hind €/ha*a⁻¹
51	936	59,85	61	930	58,43
52	961	61,42	62	930	59,46
53	984	62,86	63	941	60,12
54	959	61,27	64	946	60,45
55	950	60,69	65	964	61,00
56	948	60,57	66	971	61,59
57	884	56,48	67	946	62,05
58	889	56,83	68	933	60,49
59	894	57,13	69	929	59,61
60	913	58,36	70	908	59,40

Metsamaa rahalises väärtuses väljendatud tootlikkuse vähenemine võib tekkida olukorras, kus hinna- või kasumiküpsuse saavutanud puistut ei ole kehtivate normatiivide järgi võimalik uuendada. Samas tuleb meeles pidada, et normatiivid on kehtestatud sooviga metsa majandamise erinevatele aspektidele kaasa aidata. Raielankide suurusele kehtestatud piirangute ja liitumisaegade kehtestamisel on ennekõike silmas peetud raiesmike uuenemise tagamist. Piirangute pikaajaline rakendamine (mitme järjestikuse raieringi jooksul) on aga põhjustanud keskmise eraldise pindala pideva vähenemise ja on kujunenud olukord, kus metsade liigne killustumine ei vasta enam meie majanduslikele ega ka keskkonnakaitselistele eesmärkidele.

Käesoleva uuringu jaoks tehtud GIS simulatsioon näitas, et järgmise kahekümne aasta jooksul küpsuse saavutavatest eraldistest on 0,64% lehtpuupuistutest ja 2,36% okaspuupuistutest suuremad kui õigusaktidega lubatud maksimaalne lageraielangi pindala. Näiteks 2011.aastal küpsuse saavutavatest lehtpuupuistutest on 21 eraldist kogupindalaga 213 ha suuremad kui 7 ha ja 98 okaspuupuistut kogupindalaga 742 ha suuremad kui 5 ha. Nendel eraldistel lageraiet tehes toimub see mitme raievõttega ehk siis osade kaupa. Lubatavast raieajast hiljem on võimalik raiuda umbes 300 ha.

Korrutades optimaalsest raieajast hiljem raiutava 300 hektarit puistute rahalise tootlikkuse vähenemise väärtusega viie aasta jooksul, mis on 38 € hektari kohta, selgub, et omanikud kaotavad ligikaudu 180 000 krooni (ca 11400 eurot) aastas.

2.2.2. Raie- ja metsauuendamistööde organiseerimise ja läbiviimise kulude käsitlus

Raietööde läbiviimise kulusid analüüsiti RMK 2009/2010 raiehooaja andmete põhjal. Andmed saadi RMK infosüsteemist. Kokku oli raiehooajal 5811 sellist raieüksust, mis raiuti ühe eraldisena, Lisaks oli ka mitut eraldist hõlmavat üksusi, kuid nende andmeid siinkohal ei analüüsita.

Üht eraldist hõlmava lageraie keskmine pindala oli 1,5 hektarit. Keskmine raiutav tagavara ühel eraldisel oli 405 tm, keskmine hektaritagavara raiutaval eraldisel 270 tm/ha.

Keskmine raietööde hind oli 69,45 kr/tm.

Seos raielangi pindala ja raietööde ühikuhinna vahel sisuliselt puudub, korrelatsioonikoefitsient on $-0,05$. Samal ajal võib võrdluseks tuua tugeva seose veokauguse ja kokkuveokulu vahel, korrelatsioonikoefitsient on $0,83$.

2007.a. oli RMK-s keskmine kompleksteenuse ühikuhind 151 kr/tm (Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus, 2009). Arvestades keskmiseks lageraie eraldise suuruseks $1,5$ hektarit, on selle ülestöötamiskulu ca $61\ 000$ kr.

Kahjuks ei ole olemas korrektse majandusanalüüsi jaoks empiirilisi andmeid ei ülestöötamisega metsauuendamiskulude jaotuse kohta erinevateks komponentideks. Olulised on metsavarumistööde puhul tehnika transpordi ehk nn kolimiskulud. Metsauuendustööde puhul aga töö juhtimiskulud ning taimede transpordikulud, samuti maapinna ettevalmistamisel tehnika transpordikulud. Tehnika transpordikulu puhul ei ole määrav mitte eraldise suurus, vaid ennekõike vahemaa, kust tehnika kohale tuleb tuua.

Vestlustes metsavarumisfirma juhtidega selgus, et ühe raieobjekti haldus- ja püsikulud on ettevõtete hinnangul $10-20\%$ (intervjuud Lemeks AS, Priimo Mets OÜ) kogukulust, mis on eelnimetatud keskmiste raielangi näitajate põhjal $6\ 000$ kuni $12\ 000$ krooni eraldise kohta. Paraku ei ole praegu täpseid empiirilisi andmeid metsavarumise üldkulude kohta. Soomes oli tehastesse müüdnud puidu varumis- ja transpordikulude üldkulu 2009.a. keskmiselt $3,51$ eurot/tm, mis on $16,5\%$ kogukulust (Metsäteho, 2009).

Eelnimetatud andmetest tulenevalt arvestatakse raietööde püsikuludeks käesolevas uuringus 15% kogukulust ehk 9150 kr (585 eurot) raielangi kohta.

GIS analüüsis selgus, et 2011.aastal küpsevatest eraldistest on lageraiet lubavatest pindalapiirangutest suuremad 119 eraldist. Arvestuslikult tekib täiendavalt umbes 170 raielanki, mille ülestöötamise üldkulud kokku on ca $1,55$ mln krooni (ca $100\ 000$ eurot). Need saab arvestada ühe aasta täiendavateks kuludeks. Lageraielankide laiuse piirangust tulenevaid pole siinkohal arvestatud, kuna andmebaasi geomeetriliseks analüüsiks ei ole välja töötatud sobivat algoritmi.

Metsauuendamisel kulutused hektari kohta tõusevad uuendatava ala suuruse vähenedes. Soomes Metla Suonenjoe uurimiskeskuses tehtud uurimises võrreldi metsuritööketi ja

masinatööketi kasutamise seotud metsauuendamiskulusid. Kui metsuritöös uuendatav pindala vähenes 1,5 hektarist 1 hektarini, siis hektarikulud tõusid ligi 10%. 0,5 ha suurune uuendusala tõstis hektarikulusid umbes 30%. Masinatööketi korral hektarikulud 1 ha suuruse ala korral tõusid võrreldes põhiarvestusega 10%. 0,5 hektari suuruse ala puhul olid ühikukulud üle 40% suuremad kui põhiarvestuse puhul.

Uuendamisalade suurenedes metsauuendamiskulud vähenevad. Analoogselt metsavarumiskuludega on kulude vähenemise põhjus püsikuludes, mille suurus ei sõltu uuendamisalade pindalast. Uuendamisalade suurenedes väheneb nende koguarv. Mida väiksem on uuendamisalade arv, seda väiksemad on summaarsed püsikulud ja seega ka metsauuendamise kogukulu.

2007. aastal oli keskmine metsauuenduskulu erametsades 7130 kr/ha. 1,5 hektarise uuendusala korral on need 10 700 kr/ha (684 €/ha). Arvestades püsikuludeks 15% kogukulust, on need 1600 krooni (102 €) raielangi kohta. Kui raielankidel (uuendamisaladel) on pindalapiirang ja 2011.a. näitel tekib täiendavalt 170 raielanki (märkus: ei ole teada, kui palju nendest vajavad uuendamist ja kui paljud uuenevad looduslikult), on piirangutest tulenev metsauuendamise täiendav lisakulu 270 000 krooni (17 000 eurot).

Kokkuvõte

Majandusteadlased peavad metsamaa tootlikkuse hindamise mudelitest teoreetiliselt kõige korrektsemaks nn maarendi teooriat, milles metsamaa tootlust hinnatakse alates metsa rajamisest lõpmatuseni korduvate tsüklite kaupa. Kuna aga eraldisepõhisele majandamisüksusele keskenduv uuringus on vaatluse all ennekõike hinnaküpsuse vanuse lähedased puistud, on otstarbekas hinnata metsamajanduse normatiivide mõju metsamaa tootlusele metsa puistute maksimaalse võimaliku ja normatiividest mõjutatud hinna vahena.

Metsamaa rahalises väärtuses väljendatud tootlikkuse vähenemine võib tekkida olukorras, kus hinna- või kasumiküpsuse saavutanud puistut ei ole kehtivate normatiivide järgi võimalik uuendada.

Uuringus hinnati raielangi pindala piirangu mõju metsaomanike potentsiaalsele tulule. Selgus, et 2011.aastal küpsuse saavutavatest eraldistest on ainult 21 lehtpuupuistut kogupindalaga 213 ha suuremad kui 7 ha ja 98 okaspuupuistut kogupindalaga 742 ha suuremad kui 5 ha. Puistute

kogupindala, mida ei ole pindalapiirangu tõttu võimalik optimaalse küpsusvanuse ajal raiuda, on kokku umbes 300 ha aastas. Selle pindala optimaalsest hilisema raiumise tõttu kaotavad metsaomanikud umbes 180 000 krooni (11 400 eurot), mis on umbes 0,03% kõigist küpsuse saavutavate puistute kännuraha väärtusest. Lageraielankide pindalapiirangust tulenev metsamaa rahalise tootlikkuse vähenemine on seega marginaalne.

Majanduslikult olulisem on majandamisüksuste pindalast tulenev metsa ülestöötamise ja metsauuendamise kulude kasv. Hinnanguliselt on lageraiealade pindalapiirangutest tulenev mõju metsavarumise kuludele umbes 1,5 mln krooni (100 000 eurot) ja metsauuendamisel 270 000 krooni (17 000 eurot) aastas.

Majanduslik mõju on lageraielangi laiusele seatud piirangul, mille tõttu eraldisi tuleb poolitada. Kahjuks ei ole praegu piisava täpsusega andmeid selliste eraldiste arvu kohta, mistõttu ei saa anda ka piirangust tuleneva majandusliku mõju hinnangut. Metsaeraldiste geomeetrilise analüüsi jaoks on tarvis välja töötada sobiv algoritm ja programm.

Viidatud allikad:

Kuuluvainen, J. 2009. Kiertoaikamalli ja puuntarjonnain ekonometrinen tutkimus. Metsätieteen aikakauskirja 3/1999.

Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus. 2009. Aastaraamat Mets 2008. Tartu, 213 lk.

Metsäteho. 2009. Puunkorjuu ja kaukokuljetus vuonna 2009. Metsätehon katsaus nr 43/2010.

2.3. Eraldisepõhise pindala rakendamise ökoloogilise mõju analüüs, riskifaktorid ja nende leevendamine.

Järgnev analüüs kirjeldab varem avaldatud uurimuste põhjal raiesmike suuruste mõju elustikule ning seda mõjutavaid lisategureid. Samuti püütakse anda varasemate teadustööde põhjal soovitusi raiesmike suuruste muutmise seotud ohutegurite, nende leevendamise võimaluste ning uurimisvajaduste kohta.

Raielangi suuruse mõju elurikkusele, elupaikadele

Eesti metsades on raiesmike keskmine suurus 1,5 hektarit, maksimaalne lubatud suurus okaspuupuistus 5 ja lehtpuupuistus 7 hektarit, lisaks on piirangud teatud kasvukohatüüpides. Sõltuvalt laiusepiirangutest tehakse raiesmikud tihti erikujulised, mille vajalikkus uuenemise või elustiku vajaduste suhtes on ebaselge.

Kuigi raiesmiku lubatavad suurused on väikesed, ei pruugi maksimaalse raiesmiku pindala näidata tegelikku „lageda ala” suurust. Praeguste nõuete järgi arvestatakse raiesmiku vanust (kestust) ainult uuenemise järgi ning eriti viljakates kasvukohtades loetakse uuenenuks juba mõne aasta vanuseid raiesmikke (noorendikke), mille kõrvale võib teha uue raiesmiku. Seega tekib vähemasti elustiku jaoks metsamaastikku tegelikult palju suurem „barjäär” kui lubatud maksimaalsed raiesmiku suurused. Metsade killustumist peetakse elustiku jaoks oluliseks probleemiks (nt Schmiegelow jt 1997; Penttilä jt 2006; Timm 2008). Kehtivaid nõudeid järgides võib põhimõtteliselt ka kogu metsamassiiv olla erivanuseline noor mets, kus puuduvad elutingimused paljudele liikidele. Selliste olukordade vältimiseks on loodud vääriselupaikade eraldamise ja neis majandusliku tegevuse lõpetamise süsteem.

Looduslähedases metsanduses püütakse raied tehes jäljendada looduslike häiringuid. Kuuluvainen (2002) arutleb, et boreaalsetes metsades varieeruvad looduslike häiringute suurused 0.001 hektarist kuni 100 000 hektarini, samal ajal kui raie mõjul tekkivad häiringute suurus on 0.001 hektarist kuni 10 hektarini. Seega võiks ka raiesmiku suurused (vähemasti osades kasvukohatüüpides) olla oluliselt suuremad. Samas tuleb arvestada, et looduslik tulekahju ei jäta maha ühtlaselt lagedat maastikku, vaid sõltuvalt topograafiast, niiskusrežiimist ja tuule suunast jäävad osad piirkonnad tulest puutumata või on mõjutatud

ainult vähesel määral (McRae jt 2001). Säilikuud ja nende grupid võiksid jäljendada elustiku jaoks selliseid jäänukpuid. Paljud uurimused on leidnud sellele mitmeid positiivseid kinnitusi, siiski maastiku tasemel töid on vähe (Rosenvald, Lõhmus 2008).

Lageraie suuruse mõju elustikule võib avalda mitmel viisil.

Lühiajaline:

- suuremate raiesmike puhul suurenevad lagedate alade liikide jaoks eluvõimalused;
- teistele liikidele (häiludes elavad liigid) sobivad vaid väiksemad raiesmikud;
- metsaliikide jaoks metsamaastik killustub väiksemateks, sageli omavahel (elustiku jaoks) ühenduseta tükkeks, tekivad eraldusbarjäärid. Erinevatele liikidele on eraldusbarjääriks erineva laiusega alad.

Pikaajaline:

- väikeste raiesmike puhul on kogu maastik ühtlaselt killustunud, puuduvad suuremad ühealised tükid (ja seega elupaigad sellist tüüpi alasid vajavatele liikidele);
- suuremate raiesmike puhul muutub maastik homogeensemaks, seda ilmestavad suuremad metsatükid. Mõju elustikule võib olla positiivne või negatiivne, sõltuvalt eri vanusega metsade ruumiliselt asetusest.

Lühiajaline raiesmiku suuruse mõju elustikule

Raiesmike suuruse mõju elustikule ei ole väga palju uuritud. Erinevate liigirühmade ja liikide reageeringud raiesmike suurustele võivad olla väga erinevad (Loehle jt 2006).

Üldteada on suuremate raiesmike soostumise oht märjemates kasvukohatüüpides (nt Muiste, Sein 1980, Perala, Alm 1990, Tolvanen, Kubin 1990), mis mõjutab ka taimestikku. Varju vajavate rohttaimede osakaal väheneb suurematel raiesmikel (Akins, Michael 1999).

Suurematel raiesmikel on **puittaimestiku** looduslik uuendus kehvem (Kreyling jt 2008), kuid näiteks kaskedel pole muude sobivate tingimuste korral raiesmiku suurusel olulist mõju (Perala, Alm 1990). Väiksematel raiesmikel on puittaimede ulukikahjustuse oht suurem (Akins, Michael 1999).

Samblikele on leitud üldiselt häiringud olevat kahjulikud, kuid selle mõju ulatus oleneb häiringu tugevusest. Näiteks suurematel raiesmikel on samblike populatsioonidele kahjulikum mõju kui väiksematel raiesmikel (Johansson 2008).

Raiesmike suuruse mõju uuringuid **linnustikule** on tehtud rohkem Ameerikas, kus võib olla linnustiku reageering erinev kui Euroopas. Näiteks on mitmetes piirkondades Ameerikas raiesmikud ja noorendikud suurema lindude arvukusega või liigirikkusega kui vanemad metsad (nt Thompson jt 1999; Keller jt 2003), Eesti metsades on leitud vastupidi (nt Lõhmus 2004). Lisaks on linnud mõjutatud eeskätt maastiku tasemel muutustest (Imbeau jt 2001; Virkkala, Rajasärkkä 2007).

Näidetena uurimustest võib tuua Thompson jt (1993), kus raiesmike suuruse ja raievanuste mõju modelleeriti maastiku mastaabis linnustikule ning ei leitud, et raiesmike suurustel oleks mõju erinevate liikide populatsioonidele. Küll oli lühem raiering negatiivne mitmete liikide arvukusele. Lõuna-Carolina intensiivselt majandatud metsades uuriti mudelite abil, millised majandamisviisid on kõige edukamad indikaatorlinnustiku säilitamiseks ja samas ka majanduslikult kasulikud. Üks alternatiivsetest majandamisviisidest oli ka vähendada maksimaalset raiebloki suurust. Sellel meetodil ei leitud selget mõju linnustikule, pigem oli see mõju mõnele liigile kahjulik. Kõige kasulikum (arvestades elustikku ja majanduslikku tulu) oli vanemate (elustikule väärtuslikumate) metsatükkide raiest kõrvale jätmine või pikendatud raiering. Sellega oleks suurendatud elupaikade osakaalu, mida maastikus oli vähe (Loehle jt 2006). Ka teises töös raiesmike suuruse kohta Lõuna-Carolinas ei leitud, et raiesmike suurus mõjutaks linnustiku arvukust, liigirikkust või produktiivsust (Krementz, Cristie 2000). Maine osariigis leiti, et raiesmiku suurustel polnud lindude liigirikkusele selget mõju, kuid näib, et linnustiku liigirikkus suureneb kuni raiesmike suuruseni 20 hektarit, sellest suurem raiesmike suurus ei muutnud liigirikkust. Linnupesade röövlusele raiesmiku suurusel mõju polnud (Rudnicky, Hunter 1993, Rudnicky 1999).

Eestis on leitud, et suurematel raiesmikel on linnustiku arvukus pinnaühiku kohta väiksem, kuid samas kaitseväärtustega lindude esinemise tõenäosus oli suurem suuremapinnalistel raiesmikel, kus oli rohkemal määral säilikipuid (Rosenthal, Lõhmus 2007). Teises töös jälle leiti, et kuigi raiesmikel leidub linnuliike, keda pole mujal metsades, on kõik need liigid sagedased ümbritseval kultuurmaastikul (Lõhmus 2004).

Maastiku killustumine ja vanemate metsade isoleerumine

Ilmselt kõige olulisem raiesmike (ja noorendike) mõju seisneb maastiku killustamises tükkideks, mis ei ole elustiku jaoks ühendatud (Kouki jt 2001).

Raiesmike suurus mängib siin olulist rolli. Lühikeses perspektiivis võib see olla väga negatiivne, pikas perspektiivis ka positiivne - metsa suuremate tükkidena majandades võib säilida nende sobiva asetuse korral elustikule parem ühendatus.

Elupaikade ruumilist ühendatust on peetud osade ohustatud liikide üheks kõige olulisemaks püsijäämist mõjutavaks teguriks maastikus (Taylor jt 1993) ja uuringuid elupaikade killustumise mõjust erinevatele liikidele on sadu. Organismi seisukohalt muutub elupaik killustatuks siis, kui elupaigalaigud muutuvad liiga väikseks, et mahutada pesitsuspiirkonda või elupaigalaikude vaheline maa muutub liiga kaugeks, et isend suudaks seda ületada (Reunanen jt 2004). Metsade killustumine erinevatele organismidele tähendab erinevaid asju, näiteks paljude surnud puitu vajavate liikide jaoks ei pruugi olla lagedad alad levikubarjääriks, kui seal leidub piisaval määral surnud puitu (Kouki jt 2001).

Isoleeritud maastikes väheneb organismide geneetiline mitmekesisus ja sellest tulenevalt nende paljunemisvõime. Högberg ja Stenlid (1999) kirjeldasid torikseene roosa pessi (*Fomitopsis rosea*) madalat geneetilist varieeruvust väikestes isoleeritud populatsioonides Lõuna-Rootsis. Samadel aladel tehtud seente viljakuse uuringus leiti tugevasti vähenenud spooride viljakus (Edman jt 2004). Samuti on näidatud teisel puiduseenel, *Steccherinum robustius*, väikest geneetilist mitmekesisust isoleeritud populatsioonides (Nordén 2000).

Torikseente esinemine maastikus sõltub selle fragmenteeritusest (Penttilä jt 2006), kuid samas võib killustumise mõju oleneda selle kestvusest (Komonen 2001).

Piiratud levikuvõimega liikide jaoks (näit epifüüdid) on leitud, et elupaikade ühendatus on ülioluline populatsioonide püsijäämiseks ja metsade majandamisel soovitatakse ruumilisi maastikumudeleid, mille abil saab säilitada liikide levimisvõime metsamaastikus (Dettki, Esseen 2003). Näiteks Eesti suhteliselt tavaline, metsade looduslähedase majandamise indikaatoriks peetav epifüütne sammal sulgjas õhik (*Neckera pennata*) on liik, kes suudab levida vaid lühikese vahemaa (Ingerpuu jt 2007, Hågström 1998). Kuna avatud alad on vanametsaga seotud krüptogaamidele levikutõketeks uute kohtade asustamisel, siis ka sulgja õhiku esinemise tõenäosus on leitud suurenevat koos suureneva ühendusega asustatud puistutega nii praegu kui ka minevikus (Snäll jt 2004).

Kuigi oma hea liikumisvõime tõttu võiksid linnud olla metsade killustumisest suhteliselt vähe mõjutatud, siis maastiku mastaabis on see leitud olevat väga oluline. Nii leiti Kanadas, Albertas, et erineva suurusega metsatükkidel (1-100 ha) toimusid linnustiku koosseisus

muutused erinevalt sõltuvalt nende isoleeritusest ning järeldatakse, et mitmetele linnuliikidele on metsade fragmenteeritus ebasobiv (Schmiegelow jt 1997). Põhja-Soomes leiti, et metsa killustumisel on positiivne mõju liikide arvukusele nagu salu-lehelind (*Phylloscopus trochilus*), vainurästas (*Turdus iliacus*) ja urvalind (*Carduelis flammea*) ja negatiivne mõju „põhjataiga” liikidele nagu metsis (*Tetrao urogallus*), laanerähn (*Picoides tridactylus*), taigatihane (*Parus cinctus*), öösorr (*Perisoreus infaustus*), männileevike (*Pinicola enucleator*) ja põhjatsiitsitaja (*Emberiza rustica*) (Virkkala 1987). Samuti Väisanen jt (1986) leidis et „taiga” linnuliikide arvukus on vähenenud metsade fragmenteerituse tõttu ja Rootsis oli mitmetele liikidele killustumise mõju kahjulik (Berg 1997). Osadele liikidele on kahjulik maastiku tasemel ebasobiva metsatüübi (nt noored metsad) liiga suur osakaal. Näiteks Poolas leiti, et tamme-kirjurähnile (*Dendrocopos medius*) on oluline maastiku tasemel piisaval hulgal vanemate lehtpuupuistute olemasolu (Kosinski 2005).

Üldiselt on leitud, et „metsaliigid” on tundlikumad maastike muutuste ja metsade killustumise suhtes kui nooremate suktsessioonijärgude linnud (Warren jt 2005, McDermott jt 2010). Seega võiks metsade majandamine suuremate üksustena (ehk ka suuremad raiesmikud) olla sellistele liikidele maastiku mõttes sobivamad, kui jälgida ka liikumisvõimaluste säilimist. Näiteks leidsid McDermott jt (2010) et hilise suktsessioonijärgu lindudele on pikas perspektiivis oluline suuremate raiesmike (>10 ha) olemasolu, varase suktsessioonijärgude linnustikule see tähtsust ei oma.

Põhja-Ameerikas on leitud et närilistele (vähemasti teatud liikidele) võivad suuremad raiesmikud olla levikutõkkeks, eriti kui sealt on raiejätmed koristatud, samas säilikpuude jätmine muudab raiesmikud majandamise suhtes tundlikele liikidele sobivamaks (Moses, Boutin 2001). Rootsis leiti, et metsamaastiku killustumise tõttu lageraietega on hallkõlgleethiire (*Clethrionomys rufocanus*) populatsioonid teatud piirkondadest kadunud (Ecke jt 2010).

Lendoravale on metsade killustatus ja sellest tulenevalt lageraie suuruse mõju olevat väga oluline. Eesti lendoravatele sobivad metsad on püsinud enamasti vaid üksikute väikesepinnaliste metsaeraldistena (Timm 2006). Et liik püsiks antud piirkonnas elujõulise asurkonnana, peaksid loomad saama liikuda eri kodupiirkondade vahel. Isolatsiooni jäänud väikseid asurkondi ohustavad aga sugulusristumisest tulenevad viljakuse langus ja haigused. Lendorava emasloomad liiguvad vaid 50 kuni 100 meetri raadiuses pesast. Liikuvamatele isasloomadele on oluliseks levikutõkkeks lagedad alad, sealhulgas lageraielangid ja noorendikud. Siiski võivad lendoravad liikuda üle kitsaste lagendike (vahepeatusteks üksikute puude olemasolul ka pikemaid alasid) (Selonen, Hanski 2003). Soomes tehtud uuringud on näidanud, et noored lendoravad levivad sünnikohast enamasti kuni kolme kilomeetri

kaugusele (Timm 2006). Lendorava liikumise tagamiseks on soovitatud nende esinemispiirkondades lageraiete pindala piirata 1 hektariga ja laiust 30 meetriga, mis peaks ka võimaldama lendorava liikumist ümbritsevatele aladele (Timm 2008).

Ruumiline planeerimine

Nagu eelnev osutab, võib paljudele elustikurühmadele ja liikidele olla väga oluline raiesmike ja üldse majandamisüksuste suurus ning omavaheline ühendatus. Eestis raiete kavandamisel tekkiva metsamaastiku mustriga üldiselt ei arvestata. Metsade struktuuri kujundamisel tuleks senisest enam arvestada erinevate mullaliikide maastikulist paiknemist. Samas võib suhteliselt väikeste ümberkorraldustega muuta metsamaastik elustikule sobivamaks.

Näiteks Soomes on modelleeritud majandatud metsamaastiku nii, et lendoraval oleks võimalik liikuda sobivate elupaikade vahel (suurendades toitumiseks ja pesitsemiseks sobivate puistute kokkupuutejooni) ja ka vastupidiste maastikutüübi vajadustega põdral oleks söögipaiku, samas säilitades majandusliku tulu kõrgel tasemel (Kurttila jt 2002; Hurme jt 2007). Lendorava jaoks muutus maastik sobivamaks, kui muudeti „metsa muster jämedamaks” - lageraiete läbi tekkivat metsade „killustumist” ja „augustamist” vähendati ning koondati lageraielasid valitud piirkondadesse. Nii tekkisid homogeensemad, ühtlasema vanusega metsalapid. Ka lageraiete suurst varieeriti, vastavalt millist tüüpi metsalapi piirkonnas ta asus (Kurttila jt 2002). Tasub märkida, et antud maastiku ruumilist planeerimist kasutav uurimus annab oluliselt erinevad soovitused raiesmiku suuruste kohta kui lihtsalt lendorava käitumist arvestavad soovitused, kus soovitatakse vaid kitsa langiga raiesmikke maksimaalse suurusega üks hektar (Timm 2008).

Mitmete liikidele vajalikud suurepinnalised (nt mitmed ruutkilomeetrid) looduslikud/ poollooduslikud metsad, mille killustamine lageraiete või noorte metsadega (kus pole veel jämedat surnud puitu) on nende püsimisele kahjulik (Økland jt 1996; Kouki jt 2001, Kosinski 2005). Suuremas maastiku mastaabis on oluline planeerimisel jälgida selliste alade säilimist sobivaimates piirkondades.

Seega ruumilise planeerimise eesmärk on jälgida, et elupaigalaigud ei muutuks liiga väikseks (et mahutada teatud antud maastikule iseloomulikke indikaatorliikide pesitsuspiirkonda) või elupaigalaikude vaheline maa ei muutuks liiga suureks (nii et isend ei suudaks seda ületada). Maastiku killustumise suhtes tundlike indikaatorväärtusega liikide

valimiseks on vaja eraldi analüüsi. Rõhutada tuleb, et eesmärgiks on liikide säilimine maastiku mastaabis, mitte igas konkreetsetes puistus.

Lisaks elustikuga arvestamisele tuleks arvestada raiete ruumilisel planeerimisel muude teguritega. Näiteks tormikahjustuste vähendamiseks soovitatakse metsakasvatustliku algtõena metsamassiivi raiumist alustada tuulealusest küljest ja kujundada metsa võrastik kahjutekitavate tuulte suunast sujuvalt tõusvaks kihiks (Muiste, Sein 1980). Soomes on soovitatud metsamaastiku tuulekindluse tõstmiseks metsa majandada suuremate lappidena, nii et korraga on suur ala metsa all. Selles kontekstis ka lageraied võiksid aset leida suurtel aladel ja isegi hoolimata puude vanuseerinevustest (Lohmander, Helles 1987). Samas siiski suuremate raiesmike puhul suureneb kõrvalolevate puistute tuuleheiterisk (nt Talkkari 2000; Mitchell jt 2001).

Vana metsa struktuurid, elupaigakillud

Lageraie on leitud elustikule olevat paljudel juhtudel negatiivse mõjuga (Rosenvald, Lõhmus 2008), kuid tema looduslikkust saab suurendada, kui püüda jäljendada looduslike häiringuid (tulekahju, tormimurd). Kuna häiringutes säilib alati oluline hulk puid, nii elavaid kui surnuid, siis üks viis raiesmike looduslikule häiringule lähedasemaks muuta on jätta osa puid raiel alles säilikpuudena ja elupaigalaikudeks. Säilikpuud on leitud paljudel juhtudel olevat elustiku säilitamisele ja neile elupaikade loomise jaoks efektiivsed (Rosenvald, Lõhmus 2008).

Lisaks maastiku ilme rikastamisele ja geneetilisel väärtusliku uue metsapõlvkonna kujundamisele on säilikpuudel kolm põhilist elustikule suunatud eesmärki (Rosenvald, Lõhmus 2008):

- (1) aidata ellu jääda teatud liikidel uue metsa tekkeni;
- (2) lisada tekkiva puistu struktuuri struktuurielemente, mis sealt muidu puuduksid
- (3) aidata ühendada fragmenteerunud maastikku

Säilikpuude eesmärkidest viimane puudutab kõige otsesemalt raiesmike suurust. Põhimõtteliselt võiks säilikpuude jätmise leevendada raiesmikuga metsamaastikku tekkivat levikutõket. Samas pole seda seniseks maailmas peaaegu üldse uuritud (Rosenvald ja Lõhmus 2008). Seega oleks vaja uuringuid, mis võiksid hinnata säilikpuude mõju metsamaastike liitmisel. Eeskätt oleks neid vaja teha organismide jaoks, kes vajavad vana metsa ja ei ole head levijad (nt lendorav, krüptogaamid). Lisaküsimused, mis vajavad uurimist on säilikpuude vajalik hulk ja asetus raiesmikel, et need võiksid maastikku elustiku jaoks

ühendada. Alternatiivne viis maastiku ühendamiseks on erinevat tüüpi levikukoridorid, mille kasulikkust pole samuti Eestis uuritud.

Säilikpuude efektiivsus pikemas perspektiivis võib aga suuremate raiesmike ja vastavalt avatumate maastike puhul olla väiksem, kuna nende tuulekindlus väheneb lageda ala pindala suurenedes (Rosenvald jt 2008).

Looduslikud häiringud ja nende jäljendamine

Inimmõjuta maastik ei ole stabiilne, vaid seal toimuvad pidevalt erineva tugevusega häiringud. Erinevatel kontinentidel ning piirkondades ja sõltuvalt topograafiast, niiskurežiimist on häiringud erineva sageduse, tugevuse ja suurusega (Bergeron jt 2002).

Hemiboreaalses tsoonis, kus Eesti asub, ei ole tuli nii oluline häiring kui Põhja-Ameerika boreaalsetes metsades või ka Skandinaavia boreaalsetes metsades. Viimased uuringud osutavad, et ka Skandinaavias on looduslike tulekahjude sagedus väiksem ning tulest väga harva mõjutatud metsade osakaal maastikus suurem kui varem arvatud (Kuuluvainen 2009). Siiski on enamuses kasvukohatüüpides tuli siiski põhiline puistuvahetushäiring ning see võib esineda kuivades metsades ka küllalt sageli (Lõhmus jt 2004).

Boreaalsetes metsades varieeruvad looduslike häiringute suurused ühe puu tekitatud häilust kuni tuhandete hektarite suuruste tulekahjualadeni (Kuuluvainen 2002). Maastiku tasemel saaks muuta raieid looduslike häiringute sarnasemaks, kui kasutada erinevate suurustega raiesmike, näiteks palju väikeseid raiesmikke ja mõned väga suured (McRae jt 2001). Kui metsade majandamisel püüda jäljendada looduslikele häiringutele iseloomulikku varieeruvust, siis raiesmiku suuruste juures on praeguses majandussüsteemis puudu pigem suurepinnalised raiesmikud. Raiesmike pindala suurendamine on tõenäoliselt ka majanduslikult kasulik.

Väga oluline looduslike häiringu tüüpide juures on kasvukoha- või puistu tüüp. Euroopa boreaalsetes metsades on eraldatud kolm põhilist häiringurežiimi tüüpi (Fries jt 1997; Angelstam 1998):

- 1) märjad kuusikud – puistuvahetushäiring väga harv, valdavalt uueneb häiludena;
- 2) segametsad, lehtpuu ja kuusk – puistuvahetushäiringud keskmise sagedusega;
- 3) männimetsad – puistuvahetushäiringu põhjustavad sageli korduvad tulekahjud. Ka Eesti kasvukohatüübid on eristatud nende häiringurežiimi tüüpide järgi (Lõhmus jt 2004).

Erinevates metsatüüpides võiksid ka **loodulikke häiringuid jäljendavad raied** olla erineva tugevusega (arvestades raie tüüpi, raievanust ja raiesmiku suurust) (Fries jt 1997), siiski peab arvestama, et konkreetseid uuringuid häiringurežiimi arvestavate raie meetodite efektiivsuse kohta elustiku säilitamisel on väga vähe ja esialgseid soovitusena antud põhimõtted vajavad kontrollimist ja seejärel saab välja töötada konkreetseid majandamisnormid (sh raiesmike suurused).

Võrreldes Skandinaavia boreaalsete metsadega peab arvestama hemiboreaalsetes Eesti metsades suurema lehtpuude osakaaluga ning maastiku suurema mitmekesisusega.

Märgades okas- ja segametsades (rohusoometsad, osaliselt soovikumetsad), kus enamlevinud looduslikeks häiringuteks on väikesepinnalised häilud (vanuse, tuule, haiguste jm tõttu)(nt Angelstam 1998), võiks sobivaimaks häiringuid jäljendavateks majandamisviisiks olla majandamine turberaietega, ilmselt ka väiksemapindalised lageraied.

Viljakates kuusikutes, sega- ja lehtmetsades (laane- ja salumetsad jm metsad) on häiringud varieeruva sageduse ja intensiivsusega (täpsemalt Lõhmus jt (2004)). Tulehäiringud on suhteliselt pika vaheperioodiga, kuid võivad olla väga intensiivsed (viljakates kasvukohatüüpides on kogunenud suurel hulgal „põlemismaterjali”), nii et säilib ainult väike osa puudest. Häiringud jäljendades võiksid ka raied olla senisest varieeruvama suurusega ja erineva vanusega metsades. Üldiselt soovitatakse tavapärase raievanusega võrreldes raievanust suurendada ja jätta olulisel määral puid säilikpuudeks (Fries et al 1997). Ka soovitatakse osa metsi majandada turberaietega (Fries jt 1997, Angelstam 1998).

Kuivades männikutes (nõmmemetsad, osaliselt palumetsad) põhjustab looduslik häiring tuli aeg-ajalt intensiivsemaid ja suurepinnalisi häiringuid, mida lageraie saaks jäljendada. Siiski, kuna tulekahjud toimuvad seal sageli, ei arenegi see sageli ladvatuleks ja selle tõttu säilib palju suuremaid puid elavana sageli läbi mitmete tulekahjude. Majandusmetsades võiksid selliseid puid asendada säilikpuud või kasutada aegjärkset raie. Eriti kui jäetakse suuremal hulgal puid säilikpuudena alles, võib raiering olla kohati lühemgi kui praegused normid. Arvestades, et valdavaks häiringuks on erineva intensiivsusega tulekahju, võib ka raiesmiku suurus olla kohati suuremad.

Kanadas soovitatakse ka raiesmiku kuju juures järgida tüüpiliselt ellipsikujulisi põlenud alade kujusid, kusjuures alade sisse jääb ka puutumata „saari“ ja eraldi paiknevaid elavaid puid ja surnud tüükaid (McRae jt 2001). Raiesmike suuruste muutmise juures on oluline rõhutada, et looduslike häiringuid jäljendades on tähtsaim nende pindalade **varieeruvuse** suurendamine (McRae jt 2001; Bergeron jt 2002).

Uuringuvajadused

Uuringuid raiesmike suuruste mõju kohta elustikule on kogu maailmas tehtud üsna vähe. Eesti vastavad uuringud sisuliselt puuduvad. Tuleb jätkata raiesmike suuruste muutmise mõju uurimist tundlikemate liikide reageeringule ja selgitada võimalikke levendavaid meetmeid, kokkuvõtlikult oleksid need järgmised:

1. **Looduslike häiringute tüübid** ja intensiivsused erinevates kasvukohatüüpides. Kuna Eesti erineb mõnevõrra boreaalsetest Skandinaavia metsadest, siis võivad vajada sealsete metsade kohta tehtavad soovitused (nt Fries jt 1997) korrigeerimist. Lisaks on ka sealsed soovitused sageli teoreetilised, ning nende efektiivsust elustiku säilitamisel pole piisavalt kontrollitud. Seega oleks vaja Eestis teha uuringuid looduslike häiringud jälgendavate raieviiside mõjust elustikule ning vastavalt tulemustele saab anda konkreetsemad soovitused ka näiteks raiesmike suuruste kohta.
2. Maastiku **ruumiline planeerimine**. Raiesmike asetuse abil saab vähendada metsamaastiku killustumist. Metsade killustumise mõju on paljudele organismidele väga negatiivne. Eestis oleks vaja välja töötada meetodid raiete ruumiliseks planeerimiseks, mis arvestaks nii majandusliku tulukuse, (fragmenteerumise suhtes tundliku) elustiku elujõulisuse, puistu tuule- ja haiguskindluse jm parameetritega.
3. **Säilikpuude** mõju metsamaastike liitmisel. Säilikpuude üks eesmärk on maastiku ühendamine, kuid selle efektiivsust pole kogu maailmas seniseks uuritud. Eeskätt oleks see oluline liikide jaoks, kes vajavad vana metsa ja ei ole head levijad (nt lendorav, krüptogaamid). Uurimist vajab säilikpuude vajalik hulk ja asetus raiesmikel, et need võiksid maastikku elustiku jaoks ühendada.

Kokkuvõte

Eesti raiesmikud on valdavalt väikesed, kuid meie metsamaastik on siiski suurel määral raiesmike ja noorte metsade tõttu paljude liikide jaoks liialt killustunud. Raiete parema ruumilise planeerimise abil saab seda olukorda parandada. Raiesmike suurused võivad selles kontekstis olla kohati suuremad. Looduslike häiringute jäljendamise põhimõtteid järgides võivad raiesmike suurused olla palju varieeruvamad kui praegu, samas tuleb arvestada kasvukohatüübi mõju. Kuivades männimetsades võib tulehäiringuid jäljendades olla raiesmikud suuremad, kuusikutes väikesepinnalisi kahjustusi jäljendades väiksemad. Säilikuude ja elupaigakildude säilitamine raiel aitab suurendada maastiku sidusust elustikule, kuid selle efektiivsus vajab täiendavaid uuringuid. Uuringuid raiesmike suuruste mõju kohta Eesti elustikule on väga napilt ja enne maastiku tasemel raiesmike suuruste muutmisi tuleb uurida tundlikemate liikide reageeringut sellele ja selgitada võimalikke leevendavaid meetmeid.

Kirjandus

- Akins, J.W., Michael, E.D. 1999. Impact of clearcut size on white-tailed deer use and tree regeneration. NCASI Technical Bulletin, (781 I), pp. 6-7.
- Andr en, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Angelstam, P. K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science*, 9: 593–602.
- Berg,  . 1997. Diversity and abundance of birds in relation to forest fragmentation, habitat quality and heterogeneity. *Bird Study*, 44 (3), pp. 355-366.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D., Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica*, 36 (1), pp. 81-95.
- Dettki, H., Esseen, P.-A. 2003. Modelling long-term effects of forest management on epiphytic lichens in northern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 175 (1-3), pp. 223-238.
- Ecke, F., Christensen, P., Rentz, R., Nilsson, M., Sandstr m, P., H rnfeldt, B. 2010. Landscape structure and the long-term decline of cyclic grey-sided voles in Fennoscandia. *Landscape Ecology*, 25 (4), pp. 551-560.
- Edman, M., Gustafsson, M., Stenlid, J. & Ericson, L. 2004. Abundance and viability of fungal spores along a forestry gradient – responses to habitat loss and isolation? *Oikos* 104: 35–42.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 94: 89-103.
- Hurme, E., Kurttila, M., M nkk nen, M., Heinonen, T., Pukkala, T. 2007. Maintenance of flying squirrel habitat and timber harvest: A site-specific spatial model in forest planning calculations. *Landscape Ecology*, 22 (2), pp. 243-256.
- H gstr m, A. 1998. Spatial pattern of the epiphytic moss *Neckera pennata* within three localities in Uppland, Sweden. Master's thesis in Biology.
- H gberg, N. & Stenlid, J. 1999. Population genetics of *Fomitopsis rosea* – A wood-decay fungus of the old-growth European taiga. *Molecular Ecology* 8: 703–710.
- Imbeau, L., M nkk nen, M. and Desrochers, A. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conserv. Biol.* 15, 1151–1162.

- Johansson, P. 2008. Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation*, 141 (8), pp. 1933-1944.
- Keller, J.K., Richmond, M.E., Smith, C.R. 2003. An explanation of patterns of breeding bird species richness and density following clearcutting in northeastern USA forests. *Forest Ecology and Management*, 174 (1-3), pp. 541-564.
- Komonen, A. 2001. Structure of insect communities inhabiting old-growth forest specialist bracket fungi. *Ecological Entomology*, 26 (1), pp. 63-75.
- Kosiński, Z., Winiecki, A. 2005. Factors affecting the density of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius*: A macrohabitat approach. *Journal of Ornithology*, 146 (3), pp. 263-270.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S., Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16 (1), pp. 27-37.
- Krementz, D.G., Christie, J.S. 2000. Clearcut stand size and scrub-successional bird assemblages. *Auk*, 117 (4), pp. 913-924
- Kreyling, J., Schmiedinger, A., Macdonald, E., Beiekuhnlein, C. 2008. Potentials of natural tree regeneration after clearcutting in subalpine forests. *Western Journal of Applied Forestry*, 23 (1), pp. 46-52.
- Kurttila, M., Pukkala, T., Loikkanen, J. 2002. The performance of alternative spatial objective types in forest planning calculations: A case for flying squirrel and moose. *Forest Ecology and Management*, 166 (1-3), pp. 245-260.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36: 97-125.
- Kuuluvainen, T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in Northern Europe: The complexity challenge. *Ambio*, 38 (6), pp. 309-315.
- Loehle, C., Van Deusen, P., Wigley, T.B., Mitchell, M.S., Rutzmoser, S.H., Aggett, J., Beebe, J.A., Smith, M.L. 2006. A method for landscape analysis of forestry guidelines using bird habitat models and the Habplan harvest scheduler. *Forest Ecology and Management*, 232 (1-3), pp. 56-67.
- Lohmander, P., and Helles, F. 1987. Windthrow probability as a function of stand characteristics and shelter. *Scand. J. For. Res.* 2: 227-238.
- Lõhmus, A. 2004. Breeding bird communities in two Estonian forest landscapes: are managed areas lost for biodiversity conservation? (Haudelinnukooslused kahes Eesti metsamaastikus: kas majandusmetsadel on väärtust bioloogilise mitmekesisuse kaitse jaoks?) Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. *Biology, Ecology*, 53(1): 52 - 67.
- Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A. and Viilma, K. 2004. Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. *Ecol. Bull.* 51, 401 - 411.
- McDermott, M.E., Wood, P.B., Miller, G.W., Simpson, B.T. 2010. Predicting breeding bird occurrence by stand- and microhabitat-scale features in even-aged stands in the Central Appalachians *Forest Ecology and Management*, trükis
- McRae, D.J., L.C. Duchesne, B. Freedman, T.J. Lynham, and S. Woodley. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environ. Rev.* 9: 223-260.
- Mehta, S., Frelich, L.E., Jones, M.T., Manolis, J. 2004. Examining the effects of alternative management strategies on landscape-scale forest patterns in northeastern Minnesota using LANDIS. *Ecological Modelling*, 180 (1), pp. 73-87.
- Mitchell, S.J., Hailemariam, T., and Kulis, Y. 2001. Empirical modelling of cutblock edge windthrow on Vancouver Island, Canada, using stand level information. *For. Ecol. Manage.* 154: 117-130.
- Moses, R.A., Boutin, S. 2001. The influence of clear-cut logging and residual leave material on small mammal populations in aspen-dominated boreal mixedwoods. *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (3), pp. 483-495.
- Muiste, L., Sein, R. 1980. Raied. Kogumikus: Metsamajanduse teatmik (koost. I. Etverk). Tallinn, Valgus, 1980. 376 lk
- Nordén, B. 2000. Dispersal ecology and conservation of wooddecay fungi. PhD-thesis, Göteborg University, Sweden.
- Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S. and Kvamme, T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* Volume 5, Number 1, 75-100
- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H., Hanski, I. 2006. Consequences of forest fragmentation for polyporous fungi at two spatial scales. *Oikos*, 114 (2), pp. 225-240.
- Perala, D.A., Alm, A.A. 1990. Regeneration silviculture of birch: A review. *Forest Ecology and Management*, 32 (1), pp. 39-77.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Hurme, E., Nivala, V. (2004) Assessing landscape thresholds for the Siberian flying squirrel. *Ecological Bulletins*, 51, 277- 286.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2007. Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: tree-retention effects in relation to site type. *Forestry*, 80 (5), 503-516.

- Rosenvald, R., Lõhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clearcutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management*, 255 (1), 1-15.
- Rosenvald, R., Lõhmus, A., Kiviste, A. 2008. Short-term determinants and long-term prospects of retention-tree survival in hemiboreal cut areas. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 2616–2625.
- Rudnicki, T.C., Hunter Jr, M.L. 1993. Reversing the fragmentation perspective: effects of clearcut size on bird species richness in Maine. *Ecological Applications*, 3 (2), pp. 357-366.
- Rudnicki, T.C. 1999. Effects of clearcut size on bird species richness and nest predation rates in eastern Maine. *NCASI Technical Bulletin*, 2 (781), p. 461.
- Selonen, V., Hanski, I.K. 2003. Movements of the flying squirrel *Pteromys volans* in corridors and in matrix habitat. *Ecography*, 26 (5), pp. 641-651.
- Snäll, T., Hagström, A., Rudolphi, J., Rydin, H. 2004. Distribution pattern of the epiphyte *Neckera pennata* on three spatial scales - Importance of past landscape structure, connectivity and local conditions. *Ecography*, 27 (6), pp. 757-766.
- Schmiegelow, F.K.A., Machtans, C.S., Hannnon, S.J. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78 (6), pp. 1914-1932.
- Talkkari, A., Peltola, H., Kelloma'ki, S., and Strandman, H. 2000. Integration of component models from the tree, stand and regional levels to assess the risk of wind damage at forest margins. *For. Ecol. Manage.* **135**: 303–313.
- Taylor P. D., Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571-573.
- Thompson III, F.R. 1993. Simulated responses of forest-interior bird population to forest management options in central hardwood forests of the United States. *Conservation Biology*, 7 (2), pp. 325-333.
- Thompson, I.D., Hogan, H.A., Montevecchi, W.A. 1999. Avian communities of mature balsam fir forests in Newfoundland: Age-dependence and implications for timber harvesting. *Condor*, 101 (2), pp. 311-323.
- Timm, U. 2006. Lendorav, varjatud eluviisiga haruldus. *Eesti Loodus* 2006, 2.
- Timm, U. 2008. Tegevuskava lendorava (*Pteromys volans*) kaitse korraldamiseks. *Eesti Ulukid*, 11, 5–50.
- Tolvanen, A., Kubin, E. 1990. The effect of clear felling and site preparation on microclimate, soil frost and forest regeneration at elevated sites in Kuusamo. *Aquilo, Series Botanica*, 29, pp. 77-86.
- Väisanen, R.A., Järvinen, O., Rauhala, P. 1986. How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? *Ornis Scandinavica*, 17 (3), pp. 282-292.
- Virkkala, R. 1987. Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 24 (4), pp. 281-294.
- Virkkala, R., Rajasärkkä, A. 2007. Uneven regional distribution of protected areas in Finland: Consequences for boreal forest bird populations *Biological Conservation* 134, 361 –371.
- Wallendorf, M.J., Porneluzi, P.A., Gram, W.K., Clawson, R.L., Faaborg, J. 2007. Bird response to clear cutting in Missouri Ozark Forests. *Journal of Wildlife Management*, 71 (6), pp. 1899-1905.
- Warren, T.L., Betts, M.G., Diamond, A.W., Forbes, G.J. 2005. The influence of local habitat and landscape composition on cavity-nesting birds in a forested mosaic. *Forest Ecology and Management*, 214 (1-3), pp. 331-343.

2. 4. Eraldisepõhise langi pindala rakendamise üldiste ja spetsiifiliste riskifaktorite, nagu tuulemurd ja -heide, erosioon, soostumine, mikrokliima muutus mõju metsa uuendamisel

Eraldisepõhise majandamisega seotud üldised riskid tulenevad eeskätt lageraiega raiutavate puistueraldiste võimalike suurenemistega võrreldes metsaseaduses lubatud lageraielankide suurusega:

- 1) eelkõige riskid raiealade looduslikul uuendumisel seoses lageraielangide laiuse võimaliku suurenemisega ja sellest tulenevalt seemnete levimise piiratusega langi kaugemas osas vanast metsast. Sellest järeldub, et looduslik uuendumine väheneb ja kõik raiealad, mis on suuremad praeguse metsaseadusega lubatud lageraielankide pindaladest, tuleb kindlasti kultiveerida;
- 2) riskid seemne- ja säilikpuude püsivusega suurenenud pindalaga raiealadel, kuna võimalikud suuremad raiealad lasevad tuule kiirusel tõusta kriitilise suuruseni,
- 3) riskid niiskete ja märgade muldadega raiealade ajutisest soostumisest peale lageraieid, mis on ulatuslikum kui väiksemate raiealade puhul,
- 4) mida suurem on raieala, seda halvemini toimuvad seal metsauuendustööd,
- 5) suuremate raiealade kasutuselevõtul tekib ökoloogiline probleem juhul, kui hakatakse raiekohti kontsentreerima nt riigimetsades. See tähendab, et kui teatud piirkonda tekib rohkem suuri raiealade, siis need võivad tekitada teatud osale metsaelustikust palju ebasobivaid auke kaitsvasse "metsatekki".

Eraldisepõhisel majandamisel võib esineda ka vastupidiseid olukordi, kus puistueraldised on väga väikesed (< 1 ha) ja seega uuendusraiealad jäävad väga väikesteks, mis on metsaomanikule ökonoomiliselt ja metsatööde läbiviimise seisukohalt halb ja teiselt poolt killustab metsa väga väikesteks osadeks. Selliseid väikseid eraldisi esineb just Lõuna-Eesti erametsades, kus on künklik reljeef.

Riskifaktorite leevendamine

- 1) kuivendussüsteem raiutavate puistute naabruses peaks olema töökorras 5 aastat enne lageraiet, eriti riigimetsa liigniisketes metsaosades, kui sinna kontsentreeritakse lageraielanke,
- 2) raietöödega rikutud kraavid tuleb kindlasti korrastada raietööde järgselt,
- 3) soostuvatesse raieistikesse tuleb rajada vagukraavid vee ärajuhtimiseks just lohu-kohtadest kuivenduskraavidesse,
- 4) kõik raieistikud, mille suurus ületab praeguse metsaseadusega lubatud lankide suurused, tuleb kultiveerida või
- 4A) kui **kasvukohatüüpides, milledes metsauuendamisevõtete rakendamine on kohustuslik** (see ei ole kohustuslik soostuvates ja soometsa kasvukohatüüpides sn, kr, ss, mds, rb, ll, os, tr, sj, an, ld) **on lageraielangi suurus kolm ja enam hektarit, siis tulevad sellise suurusega raieistikud kindlasti kultiveerida.**
- 5) eraldisepõhisel majandamisel tuleks mõelda varem, juhul kui vastavad eraldised on küllalt suured, et elavdada olemasoleva okaspuu-uuenduse kasvu harvendusraie abil, et saada raieistikule elujõulisi järelkasvu gruppe.

Eraldisepõhisel majandamisel vähendavad metsaomanike riske eraldise kujuga lageraielangid, st et ei jääks normsuurusega piiritletud raielangist välja jääkidena raiumata vana metsa ribasid ja kiile, mida järgnevad tormid võivad kahjustada.

Suurte raieistike kultiveerimine riigimetsamaadel pole probleem, küll on see aga erametsades. Näiteks 1967. ja 1969. a tormide järgselt olid kultiveeritavad objektid Eesti riigimetsades väga suured.

Eraldisepõhisel majandamisel on vaja määratleda reeglid:

- 1) **kas eraldisepõhine majandamine on kohustus või võimalus, see peaks olema tegutsemisvõimalus optimaalse kuju ja suurusega uuendusraielangi leidmiseks;**
- 2) kas majandatakse ühe eraldise kaupa või metsaomaniku soovil mitme eraldise kaupa (eriti juhul, kui eraldised on väikesed), kui uuendusraie vanused või küpsusdiameetrid seda lubavad;
- 3) kas mitme eraldise kaupa majandamisel peavad kõik eraldised kuuluma ühte kasvukohatüüpi või mitte;
- 4) milline on koonderaldise lubatav maksimaalne suurus.

Tuulemurru ja -heite tekkevõimalused

Eraldisepõhine majandamine ei ole universaalne abinõu metsanduslike hädade vähendamiseks, sest palju oleneb konkreetse eraldise suurusest ning suuresti ka eraldise kujust ja pikema külje paigutusest ilmakaarte suhtes. Kui eraldisel põhinev lageraielank tuleks ebasobiva suuruse, kuju või suunaga, siis peaks tegema langi sellise suuruse ja/või kujuga, mis väldib riske.

Vältida tuleks lääne-ida või edela-kirde suunas piklikke eraldisel põhinevaid raielanke, mis lõpevad idapoolses otsas keskealise puistuga, sest viimase serva keeravad raielangil hoogu saanud tuuled segamini.

Arvestada tuleb asjaoluga, et käesoleva perioodi eraldise (lageraielangi) kuju ja suurus mõjutavad järgmise uuendusraie perioodi langi kuju.

Erosiooni tekkevõimalused

Raiestikel erosiooni tekkeks on võimalusi mitmesuguste reljeefivormidega liivmuldadega männi kasvualadel Hargla, Karula, Taheva, Antsla, Värskas, Orava jt kohtade ümbruses ning Edela-Eesti luutealal. Viimasel alal on siiski ülekaalus kaitsealused metsad. Erosioon võib tekkida siis, kui liivasel raiestikul maapinna ettevalmistamisel masinad liiguvad piki nõlva kallet (risti horisontaalidele), siis võib lumesulavee või tugevate hoogvihmadega tekkida uuristusi metsaäkke vagudes ja vesi kanda allapoole liiva koos külvatud männiseemnega. Erosiooni teke ei ole otseselt seotud raiestike suurusega. Kaudne seos on selles, et suurematele raiestikele on tulemuslikum viia suur metsaäke maapinna ettevalmistamiseks ja see mineraliseerib kuival ja parasniiskel liivmullal hästi ja liigub enamuses piki raiestiku pikitelge küngastest üles-alla ja selle käigus tekivad ka piki kallet mineraliseeritud ribad või madalad vaod.

Soostumine

Soostumine on veega küllastatud keskkonnas arenev mullateke, mida mullaprotsessidest iseloomustavad turvastumine huumushorisondis ja mullapinnal ning gleistumine järgmistes horisontides. Soostumist põhjustab nii pinna-, üla- kui ka põhja- ja üleujutusvesi, soostumise laad ja tulemus olenevad peamiselt liigse vee kogunemise kestusest, mulla lähtekivimist, maapinna reljeefist ning taimkattest ja orgaaniliste jäänuste muundumisest (esmalt suureneb orgaanilise aine sisaldus vähe).

- Gleistunud mullad arenevad glei- või leet-gleimuldadeks.
- Toimub muldade turvastumine, tekivad vastavalt turvastunud glei- ja turvastunud leet-gleimullad ja nendest muldadest hakkavad kujunema soomullad.
- Liigniiske hapnikuvaene keskkond vähendab mullaviljakust.
- Soostumine aeglustab puistu kasvu, väheneb puistu tootlikkus.

Ajutine soostumine tekib niisketel ja periooditi liigniisketel muldadel, kui raiutakse ära puurinne (-rinded), mis on tugev vee transpireerija. Ajutine soostumine takistab aga eelkõige raieostike uuendamist ja uuendumist, seda eriti mikroreljeefi nõgusates kohtades, selline olukord esineb isegi naadi kasvukohatüübis. Ajutist soostumist soodustavad rasked raie- ja kokkuveomasinad, mis suruvad kokku pindmise mullakihi ja takistavad sellega vee sügavamale imbumist. Suuremate raielankide teele ja laoplatsile lähemates osades on masinate sõitmine sagedasem.

Ajutist soostumist peaksid vähendama mõningad vastuabinõud:

- 1) kuivendussüsteem raiutavate puistute naabruses peaks olema töökorras 5 aastat enne lageraiet, eriti riigimetsa liigniisketes metsaosades, eriti veel kui sinna kontsentreeritakse lageraielanke;
- 2) raietöödega rikutud kraavid tuleb kindlasti korrastada raietööde järgselt;
- 3) liigniiske mullaga raieostikesse tuleb rajada vagukraavid ehk vesivaod sügavusega 0,3 - 0,7 m vahekaugusega 20 - 50 m vee ärajuhtimiseks just lohukohtadest kuivenduskraavidesse,

Liigniisketel raieostikel üheks uuendamisevõtteks oleks maapinna ettevalmistamine väike-ekskavaatoritega (need erametsaomanike puhul võiksid olla metsaühistutel), mis valmistavad istutuskünkaid, kuhu istutatakse istutusmasinaga kinnisjuursed e potitaimed, peamiselt kuuse 1,5 a taimed.

Mikrokliima

Mikrokliima ei muutu eraldise põhise majandamise puhul võrreldes pindalalise piiranguga lageraielankidega kuivemates ja parasniisketes kasvukohatüüpides, sest raieostike pindala ei suurene võrreldes 2009. a metsaseadusega lubatud raielankide maksimaalse suurusega. Enamuse kasvukohatüüpide puhul on eraldise aritmeetiliseks keskmiseks suuruseks 1 ha ja selle standardhälbeks ka 1. See tähendab, et 99,5 protsendil juhtudest on eraldiste maksimumsuuruseks aritmeetiline keskmine pluss kolmekordne standardhälve ehk $1+3 = 4$

ha. Sambliku kasvukohatüübis võivad raielangid teoreetiliselt suurened, sest eraldise suuruse aritmeetiline keskmine on 2 ha ja standardhälve 3 ha, st eraldise maksimumsuuruseks on $2+3 \times 3 = 11$ ha. Selline võib olukord olla Loode-Eestis.

Raiestiku suurenemine peaks negatiivselt mõjutama mikrokliimat liigniisketes ja märgades kasvukohtades, kus pikeneb hiliskülmade periood, hiliskülmad sagedevad ja väikseid puittaimi kahjustab külmakohutus. Siirdesoo ja madalsoo kasvukohatüübis on ka teistest kasvukohatüüpidest suuremad eraldised (aritmeetiline keskmine 2 ha), kuid eriti suur on standardhälve, vastavalt 10 ja 13 ha, st et üksikud eraldised on väga suured, küündivad *ca* 33 ja 42 hektarini.

Kokkuvõtteks:

Kolm kõige suuremat riskitegurit lageraielankide suurenemise korral eraldisepõhisel majandamisel on:

tormirisk,

uuenemiskrisk ja

ajutine soostumine pidevalt või ajuti liigniiskete muldade puhul.

Viimane mõjutab omakorda negatiivselt uuenemist.

2.5. Eraldisepõhise pindala rakendamise ökoloogilise mõju analüüs kasvukohatüüpide kaupa

Juhul, kui Metsaseaduses jäävad pindalalised piirangud edasi, siis tuleks lageraielankide suuruste juures teha täiendus.

Metsaseaduses: (11) Lageraie korral ei tohi:

2) loo ja sambliku kasvukohatüüpides raielank olla laiem kui 30 meetrit ja raielangi pindala suurem kui kaks hektarit;

3) käesoleva lõike punktis 2 nimetamata kasvukohatüüpides raielank olla suurem kui kolm hektarit või kuni 100 meetri laiuse langi korral okaspuu- ja kõvalehtpuupuistutes suurem kui viis hektarit ja pehmelehtpuupuistutes suurem kui seitse hektarit.

Punktis 3 peab olema täiendus: ...punktis 2 nimetamata kasvukohatüüpides *üle 100 m laiuse langi korral* raielank olla suurem kui kolm hektarit või kuni...

Riskid ja peamised protsessid lageraie järgselt kasvukohatüübiti ja metsatüübiti on esitatud järgnevas tabelis 4.

Kasvukohatiüp, bon.	Eraldise suuruse (ha) x st	Vana metsa enamus-puuliik	Uue metsa enamus-puuliik	Riskid ja protsessid lageraie järgelt
Sambliku IV...Va	2 3	Mä	Mä	Seni oli sm tüübis langi suurus piiratud 2 ha-ga ja laius piiratud 30 m-ga. IV bon. alasid võib jätta looduslikule uuenemisele, kui raieastiku serva jääb seemet andev puistu, kuid raieastiku idaserva peab jääma rohkesti seemnepuid. V ja Va bon. aladel tuleb raieastik kultiveerida.
Kanarbiku IV...V	2 2	Mä	Mä	Kn tüübis tuleks raieastikud kultiveerida, jättes raieastiku ilmestamiseks männi seemnepuid. Eraldised on suhteliselt väikesed.
Pohla II...III	1 2	Mä	Mä	Eraldised võivad olla küllalt suured ja taimeastiku poolt küllalt sarnased sambliku või kanarbiku tüübiga, määravaks osutub boniteet. Raieastikud tuleb kultiveerida.
Jänesekapsa-pohla (Ia) I (II)	1 1	Mä	Mä, Lh	Raieastikud tuleb kindlasti kultiveerida männiga, sest nad rohtuvad tugevasti ja uuenevad rohke arukasega, kuid see tüüp on parim männile.
Jänesekapsa Ia...II	1 1	Mä	Mä, Ku, Lh	Raieastikud kultiveerida. Kui puistu eelmine enamuspuuliik oli mänd ja seal ei esinenud männil juurepessu kahjustusi, siis võiks kultiveerida männiga, kui on hooldamistahet ja -ressurssi. Seguliigiks võib looduslikult lasta tulla kuuske ja arukaske. Kergem viis on kuuse kultiveerimine.
Jänesekapsa Ia...II		Ku, Ks	Ku, KsA, Lh, Ta	Suured eraldised võivad muutuda tormi-helladeks. Raieastikud kultiveerida. Kui puistu endine enamus-puuliik oli kuusk ja seal ei esinenud kuusel juurepessu kahjustusi, siis võib kultiveerida kuusega, kui on alal juurepess, siis kultiveerida kasega või lehisega või hea tahtmise korral tammega. Kuusele võib lisaks looduslikult lasta tekkida arukasel ja haaval.
Jänesekapsa Ia...II		Hb	Ku, KsA, Hb	Olenevalt põtrade arvukusest, kas jätta uuenema haavaga või kultiveerida kuusega ja kasvatada seda koos haava ja arukasega.
Sinilille Ia...I(II)	1 1	Mä	Mä, Lh, Ku	Juurepessu esinemise korral on puistu harvendusraiate järel tormihell. Raieastikud tuleb kultiveerida.
Sinilille Ia...I(II)		Ku	KsA, Lh, Ku, Ta	Eraldised on küllalt suured. Juurepessu esinemise korral on puistu harvendusraiate järel tormihell. Raieastikud tuleb kultiveerida arukase, lehise või kuusega.
Sinilille Ia...I(II)		Ks, Lv	Ku, KsA, Ta	Eraldised kultiveeritakse kuuse, arukase või tammega. Halli lepa kasvatamine on sinilille tüübis arvestatav juurepessuga nakatunud kuusepuistute asemel. Halli lepa raieastikud kultiveerida kuuse või tammega.
Jänesekapsa-mustika Ia...II	1 1	Mä	Mä, Ku, Lh	Jk-ms tüüp on üks enamlevinumaid tüüpe. Üks peamisi segapuistute kasvatamiseks sobivaid tüüpe. Seemnepuid võib jätta, kuid raieastike suure rohtumise tõttu pole need efektiivsed.
Jänesekapsa-mustika Ia...II		Ku	Mä, Ku, KsA, Lh	
Jänesekapsa-mustika Ia...II		Ks	Ku, KsA, Hb	
Mustika II...III	1 1	Mä	Mä	Esineb nõrgemat soostumist. Rohkesti tekib sookaske.
Mustika II...III		Ku	Mä, Ku, Ks	
Mustika II...III		Ks	Mä, Ku	
Karusambla-mustika III...IV	1 1	Mä	Mä, KsS	Tugevam soostumine kui mustika tüübis, sookasega uuendumine
Karusambla III...IV	1 1	Mä, Ku	Mä, Ku, KsS	Tugev soostumine, sookasega uuendumine
Sinika IV...Va	2 2	Mä	Mä, KsS	Soostumine, sookasega uuendumine
Leesikaloo V...Va	1 1	Mä	Mä	Põuaohu suurenemine
Kastikuloo III...IV	1 1	Mä	Mä	Põuaohu suurenemine, tugev kamardumine
Kastikuloo III...IV		Ku	Mä, Ku, KsA, Ta, Sa	
Naadi Ia...I	1 1	Ku	Ku, KsA, Sa, Ta	Lohkudes esineb soostumine.
Naadi Ia...I		Ks	KsA, Ku, Sa, Lm	Lohkudes esineb soostumine. Uuenemine arukasega on 60 m laiusel ribal rahuldav, kui lääneserva puistu koosseisus on vähemalt 30% arukaske.
Naadi Ia...I		Hb	Hb, KsA, Lm	Lohkudes esineb soostumine
Angervaksa II...III	1 1	Ks, Ku	Ks, Ku, Lm, Sa, Hb	Soostumine
Tarna-angervaksa II... III	1 1	Ks	KsS, Lm	Soostumine
Tarna IV...Va	1 1	Ks	KsS, Lm, Mä	Soostumine
Osja (III)IV...Va	1 2			
Sõnajala Ia...II	2 2	Ks	Ks, Sa, Lm	Soostumine
Sõnajala Ia...II		Lm	Lm, Ks, Sa	Soostumine
Mustika-kõdusoo (II)III	1 1	Mä	Mä	Soostumine. Seemnepuid on tormihellad.
Jänesekapsa-kõdusoo Ia...II	1 1	Ku, Mä	Ku, Mä, KsA	Lopsakas ja tihe alustaimestik. Seemnepuid on tuulehellad.
Jänesekapsa-kõdusoo Ia...II	1 1	Ks	KsA, Ku	Lopsakas ja tihe alustaimestik. Seemnepuid on tormihellad.
Kõdusoo	1 2			
Lodu II...III	1 2	Lm, Ks	Lm, Ks	Soostumine
Siirdesoo V...Va	2 10		Mä, KsS	Uuenemine sookasega
Kuiv. siirdesoo IV...V		Mä, Ks	Mä, KsS	Eraldised võivad olla suured. Uuenemine sookasega.
Madaloo V...Va	2 13	KsS, Lm	KsS, Lm	Uuenemine sookasega
Raba V...Va	9 52	Mä	Mä	

Seemnete levimiskaugusest

Soome metsakasvatustlikus kirjanduses on märgitud kuuse ja männi seemnete heal hulgal levimise kauguseks 3 - 4-kordse puude kõrguse kaugusele (Cajander 1917, viidates Gayerile) või 1 - 2-kordsele metsa kõrguse kaugusele (Kujala 1958). Looduslikult tekkinud taimede arv väheneb kiiresti seemendavast vanast metsast kaugenedes. Seemnete varisemise uurimise teerajajad Soomes professorid O. Heikinheimo ja R. Sarvas tulid 1940. aastatel järeldusele, et servametsa seemendav mõju ulatub 40 - 60 m kaugusele seemendavatest puudest ehk seemendamiskiir oli umbes kahekordse puude kõrguse kaugusel. Kaasaegsete uurimuste (Laitinen, Ojala 1991) järgi soodsates tingimustes võib uuendatava ala servast jätta kultuur rajamata Lõuna-Soomes 35 - 50 m laiusel ribal ja Soomes põhja pool vastavalt 35 - 40 m laiune riba sõltuvalt kasvukohast. Servametsa arukased seemendavad piisavalt tõhusalt vähemalt 50 m laiusel ribal. Headel seemneaastatel tekib kase taimi veel 100 m kaugusel servametsast, kui taimede tekkeks on soodsad tingimused. (Onnistunut metsänuudistaminen 2001).

Seemnepuid väikestel uuendusosaladel ei kasutata, vaid seda rahuldavad servametsa kased või ala serva jäetud säilikuud. Suurematele uuendusosaladele jäetakse heakvaliteedilisi arukaski 10 - 20 tk/ha (Koivun kasvatus ja käyttö 2008). Lõuna-Soomes parasniiskel mineraalmullal olevail männikasvatusosaladel võib tekkida servametsa abil 3000 - 5000 kaseseemikut, millest umbes pooled on arukased.

Männi uuenduse keskmine arvukus kultiveeritud männiraiestikel autori 1967 - 1974. aastate uurimustel Lõuna-Eestis (Laas 1994) võib olla keskmiselt 40 m kaugusel vanast metsast ilma seemnepuudeta:

pohla kasvukohatüübis (kultuuride keskm. vanus 4 a.)	2800 +_ 300 tk/ha
jänese kapsa-pohla tüübis (kult. keskm. vanus 3 a.)	1600 +_ 200 tk/ha
mustika kasvukohatüübis (kult. keskm. vanus 2 a.)	2500 +_ 360 tk/ha.

Seejuures männi uuenduse arvukuse varieeruvus oli väga suur: variatsioonikordaja oli pohla tüübi korral 120% ja jänese kapsa-pohla tüübi korral 100%. Seejuures maapinna mineraliseeritud osal oli uuendust 1,3 - 2,3 korda rohkem kui mineraliseerimata osal ning arvukuse variatsioonikordaja oli eeltoodud kasvukohatüüpides mineraliseeritud osal 101 ja 81% mineraliseerimata osa 127 ja 116% vastu.

Kase uuendust oli enam parasniiske ja niiske mullaga jänese kapsa-pohla ja mustika tüübis (vastavalt 6100 ja 4700 tk/ha) ning vähem pohla ja sambliku tüübis (vastavalt 1100 ja 220 tk/ha), kusjuures pohla ja eriti sambliku tüübis oli kase esinemine väga juhuslik. Seega on uuendumine

jänsekapsa-pohla ja mustika tüübis selgelt kase ülekaaluga ning männi uuenduse arv jääb alla vajalikku.

Kui vana mets ääristab raestikku kahest küljest, siis on männi uuendust tunduvalt rohkem.

Liivmuldadega kasvukohatüüpides (pohla, jänsekapsa-pohla, mustika) tekkida võiva männi uuenduse arvukuse sõltuvust raestiku lääneservas asuva vana männiku kaugusest näitab võrrand:

$$N = 55000/L + 400, \text{ kus } L - \text{kaugus meetrites vanast männikust, kus } 10 < L < 80.$$

Seejuures pohla kasvukohatüübis eraldi iseloomustas männi uuenduse arvukust: $N = 60000/L$.

Kui raestiku lääneservas on vana puistu seemet andvate okaspuude enamusega, siis võib II...IV bon. puistute korral (Ia ja I bon. alad rohtuvad liialt) 30...40 m laiune riba raestiku lääneservast jääda looduslikule uuenemisele koos maapinna mineraliseerimisega, sest hästi tekib looduslikku uuendust vana metsa servast kuni 1,5-kordne vanametsa kõrguse (antud juhul 100-aastaselt) kauguseni, s.o IV boniteedi puhul 23...28,5 m, III boniteedi puhul 29...34,5 m ja II boniteedi puhul 35...40,5 m kauguseni.

Raielangi suurusest

Metsa uuendamise seisukohast peaks raielank olema sellise pindala ja laiusega, et tulevasel raestikul valitseksid nii eel- kui järeluuenduse ja kultiveeritud taimede kasvamiseks sobivad ökoloogilised tingimused (temperatuur, tuule tugevus, mulla niiskus jm). Sobivate kasvu-tingimuste tagamiseks võiks piirata lageraielankide laiust ja pindala lähtudes kasvukohast, vanametsa liigilisest koosseisust, uuenemisviisist ja tulevikupuistu soovitatavast enamuspuliigist või sobiva loodusliku uuenduse tekke riskivõimaluste vältimiseks tuleb kultiveerimiseks sobivate kasvukohatüüpide raestikele rajada metsakultuur. Raiestiku suure laiuse korral (>200 m) mikrokliima negatiivsed mõjurid just liigniisketes kasvukohtades kahjustavad noori puittaimi või takistavad puutaimede teket, mis pikendab uuenemisprotsessi. Raielangi suuruse mõju vähendamiseks jäetakse raestikule vajalikul hulgal seemnepuid hajutatult või gruppidega ning biosäilikipuid. **Raielangi laius** (kaugus kasvama jääva seemet andva metsa servast) **on seemnete leviku ja tekkivale uuendusele ökoloogilisest seisukohast olulisem kui langi pindala** ja see ei tohiks looduslikult uuendumata jäetava ühegi metsatüübi korral ületada 100 meetrit, kui seemet andev puistu jääb kasvama langi läänekaarde.

KOKKUVÕTE

Eraldisepõhise raielangi all mõistetakse käesolevas uuringus raielanki, mille piirid ühtivad ühe eraldise piiride või mitme kõrvuti asetseva eraldise välispiiridega.

1. Eestis metsade lageraietel tekkivad raiesmikud on valdavalt väikesed, ühe kuni kahe hektari suurused. Raiehooajal 2009/2010 oli nii RMK majandatavates metsades kui ka erametsades ühe eraldisega lageraielangi keskmine suurus 1,5 hektarit.
2. Eraldisepõhise lankide määramise simulatsioonkatse näitab, et praeguse metsamajanduse praktikaga võrreldes oluliselt suuremaid uuendusraiealasi (suuremaid kui 10 ha) tekib vaid üksikuid (joonised 1 ja 2, tabel 5 lisas). Simulatsioon näitab, et järgmise kahekümne aasta jooksul küpsuse saavutavatest eraldistest on vaid 0,64% lehtpuupuistutest ja 2,36% okaspuupuistutest suuremad kui praegu õigusaktidega lubatud lageraielangi maksimaalne pindala, vastavalt 7 ha ja 5 ha. Liites kõrvuti asuvad küpsed puistud üheks raiealaks, moodustavad suuremad kui 7 ha raiealad 2,02% raiealade koguarvust ja üle 10 ha suurused raiealad 0,86%.
3. Eraldisepõhise langi pindala rakendamise majanduslikku mõju hinnati metsamaalt saadava müügitulu muutuse ja metsavarumise ja –uuduse kulude kaudu. Uuringus hinnati raielangi pindala piirangu mõju metsaomanike potentsiaalsele tulule. Selgus, et 2011. aastal küpsuse saavutavatest eraldistest on ainult 21 lehtpuupuistut kogupindalaga 213 ha suuremad kui 7 ha ja 98 okaspuupuistut kogupindalaga 742 ha suuremad kui 5 ha. Puistute kogupindala, mida ei ole nimetatud pindalapiirangu tõttu võimalik õigusaktidega lubatud raievanuse ajal uuendada, on kokku umbes 300 ha. Nende puistute hilisem raiumine vähendab metsamaalt saadavat tulu umbes 180 000 krooni (11 400 eurot) aastas, mis on ligikaudu 0,03% kõigi küpsuse saavutavate puistute kannuraha väärtusest.

Metsamaalt saadava tulu vähenemisest suuremaks kujuneb eraldiste tükeldamisest tulenev metsa ülestöötamise ja metsauuendamise kulude kasv. Hinnanguliselt on lageraiealade kehtivatest pindalapiirangutest (5 ha ja 7 ha) tulenev mõju metsavarumise kuludele umbes 1,5 mln krooni (100 000 eurot) ja metsauuendamistöödele 270 000 krooni (17 000 eurot)

aastas. Majanduslik mõju on lageraielangi laiusele seatud piirangul, mille tõttu eraldisi tuleb tükeldada. Kahjuks ei ole praegu piisava täpsusega andmeid selliste eraldiste arvu kohta, mistõttu ei saa anda ka piirangust tuleneva majandusliku mõju hinnangut. Metsaeraldiste geomeetrilise analüüsi jaoks on tarvis välja töötada sobiv algoritm ja programm.

4. Eesti metsamaastik on raiesmike ja noorte metsade tõttu paljude liikide jaoks liialt killustunud. Pikas perspektiivis võib osade raiesmike suurenenud pindala olla elurikkusele positiivse mõjuga, kui kasutada selle eesmärgi täitmiseks raiete ruumilist planeerimist. Looduslike häiringute jäljendamise põhimõtteid järgides võivad raiesmike suurused olla palju varieeruvamad kui praegu, samas tuleb arvestada kasvukohatüübi mõju. Kuivades männimetsades võivad tulehäiringuid jäljendades olla raiesmikud suuremad, kuusikutes väikesepindalalisi kahjustusi jäljendades väiksemad. Säilikpuude ja elupaigakildude säilitamine raiel aitab suurendada maastiku sidusust elustikule. Tuleb jätkata uuringuid raiesmike suuruste mõju kohta Eesti elustikule, tuleb uurida tundlikemate liikide reageeringut sellele ja selgitada võimalikke leevendavaid meetmeid.
5. Kõige olulisemad riskitegurid lageraielankide suurenemise korral eraldisepõhisel majandamisel on: tormirisk, uuenemisrisk ja ajutine soostumine liigniiskete muldade puhul.
6. Lageraielankide taasmetsastamist käsitlevates regulatsiooniaktides ja soovitusel metsaomanikele tuleb arvestada metsakasvukohatüübi mõju. Kasvukohatüüpides, milledes metsauuendamisevõtete rakendamine (külv, istutus, maapinna ettevalmistamine + seemnepuud) on kohustuslik (ll, kl, sm, kn, ph, jk-ph, ms, kr-ms, jk-ms, jk, sl, nd, ks kasvukohatüüp), tuleks lisaks kehtestada kultiveerimise nõue raiesmike kohta, mille suurus on kaks (või kolm) ja enam hektarit.
7. Võrreldes Skandinaavia boreaalsete metsadega peab arvestama hemiboreaalsetes Eesti metsades suurema lehtpuude osakaaluga ning maastiku suurema mitmekesisusega. Märkades okas- ja segametsades, kus enamlevinud looduslikeks häiringuteks on väikesepinnalised häilud (vanuse, tuule, haiguste jm tõttu), võiks sobivaimaks häiringuid jäljendavateks majandamisviisiks olla majandamine turberaietega.
8. Eraldisepõhist majandamist ei tohi käsitleda kui kohustust, vaid kui lubatud võimalust. Metsaomanikele on vaja nõustamist ja juhendmaterjale suurte lankidega seotud riskidest.

Kasvukohatüübist ja puuliigist tulenevad lageraieljärgsed riskid ja nende leevendamise meetodid on esitatud tabelis 4.

9. Aruandes esitatud analüüsi põhjal võib väita, et metsaseaduses ja metsa majandamise eeskirjas võib oluliselt leevendada lageraielankidele kehtestatud pindalalisi piiranguid, eelkõige võib loobuda lageraielangi laiuse kitsendusest (metsaseaduse §29 (11) p.3. Üldise pindalapiiranguna kasutada jätkuvalt 5 ha okaspuupuistutes ja 7 ha lehtpuupuistutes. Raiesmiku uuenemise tagamiseks rakendada kultiveerimisvõtteid.

Elurikkuse soodustamiseks ja looduslike protsesside jälgendamiseks võiks erandjuhtudel rakendada eraldisepõhise langi pindala järgi majandamist ühe eraldise kaupa 5 ha ja 7 ha suurematel pindadel Keskkonnaameti loal.

Kehtestatud minimaalse raievanuse saavutanud kõrvuti asetsevate eraldiste puhul võiks need soovi korral liita üheks raielangiks nii, et raielangi suurus jääks kehtestatud piirangu sisse ja eraldisi ei tükeldata.

10. Suurtes metsaomandites on soovitatav rakendada lageraiete ruumilist kavandamist, et parandada tundlike metsaliikide liikumisvõimalusi ja suurendada nende elupaiku.

Kokkuvõttes esitatud ettepanekud tuginevad uuringu lähteülesandest tulenevate küsimuste analüüsile. Kuna metsandust reguleerivate õigusaktide muutmisel on mõjusid, mida käesolevas uuringus ei käsitletud, on otstarbekas korraldada muudatustega seonduv arutelu metsanduseksperptide töörühmas.

Lisad

Tabel 5: Ülevaade 2010–2029 uuendusraiealade pindalast ning struktuurist, kui liidame kokku kõrvuti olevad küpsed puistud, millele ei ole liitumisaja piirangut

<i>Raieaasta</i>	<i>Pindala klassi alampiir, ha</i>	<i>Pindala kokku, ha</i>	<i>Alade arv, tk</i>	<i>Eraldisi alas tk</i>	<i>Keskmine eraldise pindala, ha</i>	<i>Keskmise eraldise pindala standardhälve</i>
2010	0	1729,2	3296	1,0	0,51	0,25
2010	1	2414,5	1686	1,2	1,30	0,37
2010	2	1803,1	740	1,4	2,02	0,66
2010	3	1196,2	348	1,7	2,44	0,99
2010	4	905,2	204	2,0	2,81	1,33
2010	5	591,2	108	2,4	3,06	1,64
2010	6	464,5	72	2,5	3,41	1,87
2010	7	365,8	49	2,7	3,42	1,74
2010	8	169,2	20	2,6	4,01	2,08
2010	9	227,6	24	3,2	3,76	2,04
2010	10	294,6	28	2,8	4,59	2,44
2010	11	69,7	6	2,8	5,18	3,39
2010	12	112,3	9	3,4	4,81	3,15
2010	13	94,3	7	3,3	4,51	1,69
2010	14	87,5	6	4,3	5,02	4,64
2010	15	124,4	8	4,0	5,29	4,15
2010	16	16,8	1	7,0	2,40	
2010	17	70,5	4	5,0	3,93	1,5
2010	18	56,1	3	5,0	5,17	3,8
2010	19	19,7	1	4,0	4,93	
2010	22	45,0	2	4,0	6,00	2,16
2010	25	51,3	2	4,0	6,41	0,08
2010	26	26,5	1	10,0	2,65	
2010	27	27,5	1	4,0	6,88	
2010	30	31,0	1	6,0	5,16	
2011	0	1862,5	3633	1,0	0,50	0,24
2011	1	2416,9	1703	1,2	1,28	0,37
2011	2	1642,4	678	1,5	1,93	0,65
2011	3	1156,7	338	1,8	2,37	0,99
2011	4	807,3	181	1,9	3,02	1,36
2011	5	628,8	115	2,2	3,17	1,64
2011	6	411,1	63	2,3	3,65	1,85
2011	7	285,2	38	2,4	4,10	2,17
2011	8	188,9	22	2,9	3,98	2,33
2011	9	201,3	21	4,0	2,97	1,85
2011	10	105,2	10	3,1	4,87	3,33
2011	11	159,2	14	4,9	3,37	2,66
2011	12	99,3	8	2,9	5,87	3,04
2011	13	54,1	4	3,5	5,90	5,07
2011	14	29,1	2	1,5	10,97	5,39

2011	15	15,4	1	7,0	2,20	
2011	16	16,3	1	1,0	16,28	
2011	17	18,0	1	5,0	3,60	
2011	18	55,7	3	4,0	9,98	8,31
2011	19	59,1	3	4,0	6,43	3,56
2011	20	40,8	2	6,5	3,66	1,92
2011	23	47,4	2	7,0	3,38	0,03
2011	24	24,0	1	1,0	24,02	
2011	25	25,4	1	4,0	6,36	
2011	26	53,7	2	6,5	4,16	0,47
2011	27	27,6	1	7,0	3,94	
2011	48	48,3	1	8,0	6,04	
2012	0	2568,1	4935	1,0	0,51	0,24
2012	1	3623,7	2552	1,2	1,29	0,37
2012	2	2457,9	1011	1,4	1,97	0,67
2012	3	1601,3	466	1,7	2,49	0,98
2012	4	996,1	224	1,9	2,90	1,31
2012	5	878,5	161	2,1	3,30	1,61
2012	6	573,5	89	2,4	3,58	1,92
2012	7	424,0	57	2,8	3,60	2,16
2012	8	338,0	40	2,7	4,06	2,14
2012	9	294,0	31	2,5	4,88	2,53
2012	10	199,4	19	3,3	4,25	2,62
2012	11	182,7	16	3,3	5,82	4,11
2012	12	215,5	17	3,4	4,84	2,51
2012	13	133,9	10	3,1	5,61	3,28
2012	14	129,9	9	4,0	4,23	1,53
2012	15	45,3	3	4,0	4,62	2,66
2012	16	16,3	1	8,0	2,04	
2012	17	104,6	6	3,8	5,51	2,63
2012	19	39,5	2	8,0	2,88	1,53
2012	20	20,3	1	5,0	4,07	
2012	21	21,9	1	11,0	1,99	
2012	23	47,2	2	4,5	5,31	0,87
2012	24	98,1	4	4,5	6,87	3,76
2012	25	25,8	1	11,0	2,35	
2012	26	52,6	2	6,5	4,74	2,57
2012	27	27,8	1	5,0	5,55	
2012	30	30,8	1	6,0	5,13	
2012	32	32,0	1	7,0	4,58	
2012	33	33,4	1	13,0	2,57	
2012	34	34,5	1	6,0	5,75	
2012	38	38,3	1	2,0	19,15	
2012	40	40,6	1	10,0	4,06	
2012	41	41,6	1	19,0	2,19	
2012	68	68,2	1	7,0	9,75	
2013	0	3133,5	6003	1,0	0,51	0,24
2013	1	4088,9	2863	1,2	1,29	0,36
2013	2	2653,7	1085	1,4	1,98	0,66
2013	3	1981,9	576	1,7	2,48	1,01
2013	4	1244,9	278	2,0	2,78	1,28
2013	5	851,8	156	2,1	3,37	1,7

2013	6	485,3	75	2,5	3,18	1,67
2013	7	327,4	44	2,5	4,12	2,4
2013	8	416,0	49	2,7	4,70	2,72
2013	9	304,0	32	2,6	5,04	2,82
2013	10	241,4	23	2,7	5,57	3,43
2013	11	229,6	20	2,8	5,76	3,55
2013	12	149,1	12	3,7	4,77	3,1
2013	13	161,9	12	3,6	5,66	3,8
2013	14	114,6	8	3,3	4,90	1,66
2013	15	92,4	6	5,0	4,10	2,22
2013	16	16,5	1	3,0	5,51	
2013	17	34,7	2	4,0	4,34	0,12
2013	18	55,9	3	4,7	8,43	8,88
2013	19	39,3	2	4,0	5,25	1,88
2013	20	40,1	2	3,0	7,53	3,55
2013	22	45,1	2	3,0	8,46	4
2013	23	70,5	3	4,0	5,88	0,05
2013	24	24,5	1	4,0	6,11	
2013	25	26,0	1	8,0	3,25	
2013	26	26,7	1	4,0	6,68	
2013	33	33,8	1	4,0	8,44	
2013	37	37,1	1	3,0	12,36	
2013	40	40,8	1	8,0	5,10	
2013	42	42,1	1	21,0	2,00	
2013	44	44,3	1	7,0	6,34	
2013	57	57,9	1	3,0	19,29	
2014	0	2366,3	4464	1,0	0,52	0,25
2014	1	3124,4	2192	1,2	1,31	0,36
2014	2	2227,1	918	1,4	2,00	0,65
2014	3	1460,7	426	1,6	2,59	0,97
2014	4	931,9	208	1,8	3,11	1,35
2014	5	709,5	130	2,1	3,35	1,59
2014	6	511,1	79	2,1	4,05	2,01
2014	7	448,3	60	2,3	4,45	2,36
2014	8	179,9	21	2,5	5,59	3
2014	9	122,4	13	3,9	3,33	2,21
2014	10	113,7	11	2,3	5,42	2,68
2014	11	182,6	16	2,1	6,76	3,35
2014	12	99,1	8	3,8	3,95	1,63
2014	13	40,2	3	2,7	5,19	1,15
2014	14	43,1	3	3,3	4,78	2,01
2014	15	62,0	4	2,8	7,84	5,28
2014	16	65,5	4	4,5	6,43	6,82
2014	17	70,4	4	2,8	11,64	7,46
2014	18	37,1	2	3,0	6,18	0,07
2014	19	96,9	5	3,8	6,86	3,05
2014	21	21,9	1	3,0	7,29	
2014	22	22,1	1	4,0	5,53	
2014	25	77,2	3	3,7	12,18	11,86
2014	49	49,3	1	4,0	12,33	
2015	0	2176,4	4191	1,0	0,51	0,25
2015	1	2944,8	2066	1,2	1,30	0,37

2015	2	2060,4	843	1,4	2,00	0,66
2015	3	1506,3	437	1,6	2,64	0,97
2015	4	1076,6	241	1,8	3,08	1,28
2015	5	744,9	136	2,0	3,55	1,64
2015	6	514,2	80	2,2	3,87	1,91
2015	7	489,6	65	2,4	4,13	2,09
2015	8	338,7	40	2,5	4,45	2,48
2015	9	415,5	44	2,7	4,64	2,55
2015	10	199,0	19	3,1	4,43	2,5
2015	11	194,6	17	3,5	4,88	3,45
2015	12	224,4	18	2,9	5,67	3,51
2015	13	108,0	8	3,9	4,54	2,14
2015	14	144,7	10	2,8	7,11	4,41
2015	15	108,9	7	4,7	4,85	4,83
2015	16	83,1	5	3,4	5,85	2,56
2015	17	52,8	3	1,7	11,71	5,01
2015	18	18,3	1	11,0	1,66	
2015	19	39,2	2	3,0	7,34	3,43
2015	20	20,8	1	7,0	2,97	
2015	21	86,6	4	4,5	8,39	8,97
2015	23	23,1	1	2,0	11,55	
2015	24	24,2	1	2,0	12,11	
2015	25	25,8	1	2,0	12,90	
2015	26	80,0	3	4,3	8,56	5,1
2015	27	27,6	1	12,0	2,30	
2015	28	113,4	4	7,0	4,69	2,03
2015	32	32,2	1	5,0	6,45	
2015	39	39,7	1	3,0	13,22	
2015	42	42,2	1	7,0	6,03	
2015	84	84,2	1	25,0	3,37	
2016	0	2347,7	4600	1,0	0,50	0,25
2016	1	2923,7	2058	1,2	1,30	0,36
2016	2	2055,3	842	1,4	2,00	0,67
2016	3	1256,2	363	1,7	2,49	1,03
2016	4	906,9	205	1,8	3,06	1,33
2016	5	575,1	105	2,0	3,47	1,59
2016	6	388,8	60	2,5	3,64	2,09
2016	7	366,6	49	2,2	4,49	2,32
2016	8	220,5	26	2,8	4,30	2,56
2016	9	95,3	10	3,3	5,45	3,67
2016	10	198,6	19	2,9	5,12	3,11
2016	11	136,9	12	3,2	4,28	1,63
2016	12	99,5	8	1,9	7,47	2,97
2016	13	67,1	5	3,0	6,12	4,33
2016	14	29,6	2	4,5	3,33	0,54
2016	15	153,6	10	4,4	4,91	3,98
2016	16	16,4	1	8,0	2,05	
2016	17	52,0	3	2,3	7,70	1,68
2016	18	18,9	1	3,0	6,29	
2016	19	58,1	3	3,3	5,92	0,93
2016	20	20,3	1	5,0	4,06	
2016	21	21,4	1	1,0	21,36	

2016	22	45,2	2	3,5	6,59	1,35
2016	23	23,6	1	1,0	23,60	
2016	24	24,9	1	3,0	8,31	
2016	25	25,6	1	4,0	6,40	
2016	26	26,5	1	8,0	3,31	
2016	28	28,2	1	10,0	2,82	
2016	32	32,4	1	2,0	16,18	
2016	34	35,0	1	3,0	11,66	
2016	38	38,4	1	6,0	6,40	
2016	39	40,0	1	10,0	4,00	
2016	42	42,6	1	5,0	8,51	
2016	48	48,7	1	10,0	4,87	
2016	107	107,5	1	16,0	6,72	
2017	0	2891,8	5574	1,0	0,51	0,24
2017	1	3681,6	2603	1,2	1,28	0,37
2017	2	2645,6	1089	1,4	2,00	0,66
2017	3	1764,7	513	1,7	2,52	0,99
2017	4	1152,6	258	1,9	2,98	1,34
2017	5	847,9	156	2,1	3,42	1,69
2017	6	649,1	101	2,3	3,65	1,87
2017	7	476,8	64	2,8	3,63	2,11
2017	8	330,4	39	2,9	4,35	2,5
2017	9	369,1	39	3,0	4,37	2,69
2017	10	304,9	29	3,0	4,32	2,35
2017	11	159,7	14	3,6	3,90	2,5
2017	12	237,8	19	2,7	6,21	3,68
2017	13	241,5	18	3,9	4,67	3,42
2017	14	144,6	10	3,9	5,01	3,53
2017	15	93,4	6	5,2	5,55	5,47
2017	16	16,5	1	4,0	4,13	
2017	17	34,7	2	4,0	4,34	0,1
2017	18	110,8	6	3,8	7,30	5,88
2017	20	20,4	1	3,0	6,80	
2017	22	88,8	4	4,3	6,53	3,52
2017	24	24,8	1	5,0	4,95	
2017	30	30,4	1	6,0	5,06	
2017	32	64,8	2	12,5	3,20	1,96
2017	37	37,1	1	6,0	6,18	
2017	40	40,4	1	5,0	8,07	
2018	0	3168,6	6237	1,0	0,49	0,24
2018	1	4105,4	2909	1,2	1,28	0,37
2018	2	2843,3	1163	1,5	1,96	0,68
2018	3	1696,9	494	1,7	2,48	1,02
2018	4	1209,2	272	1,9	3,03	1,33
2018	5	908,0	167	2,1	3,42	1,7
2018	6	553,8	85	2,1	4,18	2
2018	7	500,5	67	2,6	3,83	2,22
2018	8	381,0	45	2,6	4,63	2,59
2018	9	302,7	32	2,9	4,41	2,71
2018	10	211,1	20	3,3	5,20	3,55
2018	11	227,9	20	3,2	5,14	3,08
2018	12	200,3	16	3,8	4,86	3,37

2018	13	176,5	13	3,7	5,01	3,27
2018	14	129,8	9	1,8	10,56	4,75
2018	15	122,3	8	5,3	3,80	2,03
2018	16	99,0	6	2,7	9,18	5,99
2018	17	52,5	3	2,7	9,29	7,37
2018	18	37,0	2	3,0	6,98	3,44
2018	19	58,7	3	7,0	3,30	1,51
2018	20	20,6	1	7,0	2,95	
2018	22	89,9	4	5,3	8,68	9,35
2018	23	47,1	2	6,0	3,93	0,05
2018	26	26,6	1	9,0	2,96	
2018	32	32,8	1	10,0	3,28	
2018	34	34,4	1	10,0	3,44	
2018	76	76,3	1	4,0	19,08	
2019	0	2841,2	5566	1,0	0,50	0,24
2019	1	3500,8	2454	1,2	1,29	0,37
2019	2	2410,5	990	1,5	1,96	0,68
2019	3	1759,1	513	1,7	2,51	1
2019	4	1239,0	279	1,8	3,12	1,32
2019	5	851,3	155	2,1	3,41	1,62
2019	6	576,7	89	2,2	3,95	2
2019	7	449,3	60	2,4	4,18	2,15
2019	8	341,2	40	2,3	5,17	2,79
2019	9	226,2	24	3,2	4,58	2,99
2019	10	293,2	28	2,8	4,93	2,94
2019	11	206,7	18	3,2	5,01	3,21
2019	12	151,2	12	2,1	8,07	4,18
2019	13	108,9	8	2,0	8,66	4,31
2019	14	114,1	8	3,9	4,46	1,93
2019	15	154,7	10	3,7	8,43	6,41
2019	16	32,9	2	6,0	3,07	1,38
2019	17	17,6	1	5,0	3,52	
2019	18	55,2	3	7,0	2,72	0,58
2019	19	19,1	1	5,0	3,83	
2019	20	61,9	3	5,0	4,25	0,89
2019	21	42,6	2	2,5	13,26	11,19
2019	23	23,9	1	4,0	5,97	
2019	24	48,8	2	8,0	3,05	0,06
2019	25	50,6	2	6,0	4,34	1,04
2019	26	26,1	1	4,0	6,53	
2019	27	54,5	2	1,5	20,45	9,75
2019	30	30,8	1	3,0	10,28	
2019	39	39,2	1	4,0	9,81	
2020	0	2258,0	4296	1,0	0,51	0,25
2020	1	2881,1	2034	1,2	1,31	0,36
2020	2	2145,3	879	1,3	2,07	0,63
2020	3	1396,0	405	1,6	2,61	1
2020	4	1031,3	232	1,8	3,06	1,29
2020	5	625,5	114	2,0	3,54	1,68
2020	6	521,8	81	2,1	3,98	1,87
2020	7	367,2	49	2,1	4,55	2,15
2020	8	227,4	27	2,0	5,24	2,54

2020	9	228,5	24	2,8	4,69	3
2020	10	197,8	19	2,5	6,00	3,39
2020	11	151,0	13	2,6	6,45	4,01
2020	12	124,7	10	3,1	5,07	2,94
2020	13	134,5	10	2,8	7,44	5,08
2020	14	102,0	7	3,1	6,69	4,04
2020	15	46,8	3	3,3	7,72	6,73
2020	16	66,1	4	2,5	7,21	2,02
2020	17	34,2	2	2,0	8,56	0,04
2020	18	18,2	1	2,0	9,11	
2020	19	19,2	1	2,0	9,58	
2020	20	20,7	1	3,0	6,89	
2020	21	21,7	1	5,0	4,33	
2020	22	23,0	1	2,0	11,49	
2020	23	24,0	1	1,0	23,98	
2020	24	49,1	2	5,0	5,86	3,37
2020	27	27,9	1	8,0	3,48	
2020	47	47,5	1	7,0	6,79	
2020	54	54,8	1	9,0	6,09	
2021	0	2361,4	4636	1,0	0,50	0,24
2021	1	3136,7	2211	1,2	1,29	0,37
2021	2	2108,7	863	1,4	1,99	0,66
2021	3	1346,4	390	1,7	2,48	1
2021	4	1007,5	227	2,0	2,83	1,33
2021	5	697,4	127	2,0	3,49	1,59
2021	6	500,4	78	2,0	4,18	2,02
2021	7	378,3	51	2,3	4,23	2,08
2021	8	313,4	37	2,7	4,24	2,5
2021	9	189,0	20	2,4	5,64	2,93
2021	10	200,0	19	3,3	3,96	1,98
2021	11	217,0	19	2,3	7,53	4,03
2021	12	124,1	10	2,4	6,89	4,04
2021	13	135,2	10	3,4	6,99	4,83
2021	14	58,4	4	4,8	4,65	3,14
2021	15	93,2	6	2,5	8,90	5,42
2021	16	115,9	7	3,9	5,82	4,92
2021	17	52,0	3	3,7	5,49	2,79
2021	18	55,5	3	5,3	4,05	1,9
2021	19	20,0	1	4,0	5,00	
2021	20	20,4	1	3,0	6,80	
2021	23	47,5	2	3,0	7,91	0,01
2021	24	73,6	3	5,7	4,37	0,52
2021	26	26,5	1	5,0	5,30	
2021	36	36,5	1	5,0	7,30	
2021	43	43,1	1	4,0	10,77	
2022	0	2727,6	5310	1,0	0,50	0,24
2022	1	3557,4	2515	1,2	1,28	0,37
2022	2	2329,7	961	1,4	2,01	0,65
2022	3	1487,8	429	1,6	2,61	1,01
2022	4	1247,6	280	1,9	2,99	1,36
2022	5	770,7	142	1,9	3,72	1,65
2022	6	567,8	88	1,9	4,35	1,94

2022	7	487,4	65	2,3	4,39	2,33
2022	8	363,8	43	2,3	4,86	2,53
2022	9	189,5	20	3,2	4,21	2,55
2022	10	199,6	19	3,2	5,00	3,34
2022	11	148,7	13	2,0	7,25	3,55
2022	12	259,8	21	2,7	5,84	3,45
2022	13	148,7	11	3,1	6,12	4,11
2022	14	43,1	3	3,7	6,62	6,43
2022	15	92,5	6	4,5	5,35	5,12
2022	16	48,7	3	2,0	9,92	5,63
2022	17	70,1	4	3,3	9,30	6,29
2022	19	38,6	2	8,5	2,28	0,17
2022	20	20,6	1	1,0	20,60	
2022	21	21,9	1	2,0	10,93	
2022	23	23,9	1	3,0	7,97	
2022	26	26,1	1	5,0	5,23	
2022	30	30,1	1	4,0	7,53	
2022	31	31,6	1	1,0	31,64	
2022	32	32,3	1	12,0	2,69	
2022	39	39,6	1	7,0	5,66	
2022	43	43,2	1	4,0	10,81	
2022	51	51,1	1	9,0	5,67	
2022	52	52,1	1	6,0	8,68	
2023	0	3040,8	5986	1,0	0,50	0,25
2023	1	3857,1	2722	1,2	1,29	0,37
2023	2	2636,4	1081	1,4	1,97	0,66
2023	3	1699,8	496	1,7	2,57	1,01
2023	4	1197,5	271	1,9	3,03	1,36
2023	5	917,3	168	2,1	3,55	1,72
2023	6	508,8	79	2,3	3,68	1,92
2023	7	459,6	62	2,2	4,43	2,23
2023	8	319,9	38	2,8	4,08	2,46
2023	9	141,6	15	1,9	6,16	2,95
2023	10	210,7	20	2,7	5,66	3,42
2023	11	115,9	10	2,6	6,24	3,81
2023	12	86,7	7	4,4	3,30	1,56
2023	13	135,0	10	2,9	5,86	3,31
2023	14	72,9	5	4,8	3,34	1,14
2023	15	78,6	5	2,8	6,39	2,12
2023	16	65,6	4	3,8	6,84	6,41
2023	17	35,1	2	7,5	5,14	5,39
2023	18	55,2	3	7,0	3,46	2,3
2023	19	19,1	1	2,0	9,53	
2023	22	22,8	1	4,0	5,70	
2023	25	25,6	1	6,0	4,26	
2023	26	52,6	2	4,0	14,99	15,87
2023	30	30,7	1	6,0	5,11	
2023	53	53,5	1	1,0	53,53	
2024	0	2415,4	4694	1,0	0,50	0,25
2024	1	3034,8	2132	1,2	1,30	0,37
2024	2	2068,7	848	1,4	2,00	0,65
2024	3	1501,0	434	1,6	2,61	0,99

2024	4	930,2	209	1,8	3,10	1,31
2024	5	701,2	128	1,8	3,91	1,66
2024	6	510,0	79	2,0	4,22	1,97
2024	7	343,3	46	2,5	4,11	2,3
2024	8	294,1	35	2,3	4,82	2,55
2024	9	240,0	25	1,8	7,06	3,07
2024	10	157,3	15	3,1	4,33	2,69
2024	11	46,7	4	1,8	8,28	4,02
2024	12	173,9	14	2,4	6,92	3,84
2024	13	81,5	6	3,3	7,03	5,51
2024	14	29,2	2	1,5	10,85	4,78
2024	15	92,7	6	4,3	5,60	5,21
2024	16	81,4	5	1,8	10,86	5,09
2024	17	34,4	2	3,0	6,44	3,04
2024	18	37,4	2	5,0	3,90	1,11
2024	19	58,2	3	5,0	5,25	3,91
2024	20	20,6	1	1,0	20,61	
2024	22	22,8	1	2,0	11,40	
2024	24	24,5	1	1,0	24,52	
2024	29	29,1	1	9,0	3,24	
2024	31	32,0	1	5,0	6,39	
2024	40	40,1	1	5,0	8,01	
2025	0	2327,6	4598	1,0	0,49	0,24
2025	1	2987,2	2101	1,2	1,30	0,36
2025	2	2279,7	935	1,4	2,01	0,66
2025	3	1427,6	416	1,6	2,57	1,01
2025	4	1030,3	231	1,8	3,22	1,35
2025	5	869,9	159	2,0	3,66	1,67
2025	6	609,4	94	2,0	4,28	2,06
2025	7	439,6	59	2,3	4,32	2,3
2025	8	408,4	48	2,3	5,15	2,64
2025	9	265,1	28	2,5	5,50	3,19
2025	10	199,1	19	2,4	5,78	3,06
2025	11	171,3	15	3,1	4,25	1,56
2025	12	112,9	9	3,8	5,03	3,48
2025	13	107,1	8	3,3	5,98	4,57
2025	14	114,4	8	2,4	6,26	1,27
2025	15	125,3	8	1,9	10,24	4,52
2025	16	114,2	7	3,4	8,29	5,95
2025	17	52,5	3	3,0	8,83	7,19
2025	18	55,5	3	3,3	6,34	2,68
2025	19	38,9	2	4,0	6,51	4,65
2025	20	61,5	3	3,0	10,44	8,72
2025	21	42,3	2	1,0	21,17	0,15
2025	23	23,2	1	2,0	11,61	
2025	24	49,6	2	5,0	13,85	15,71
2025	25	51,8	2	4,5	6,48	3,07
2025	26	26,5	1	6,0	4,42	
2025	27	27,7	1	5,0	5,54	
2025	29	88,3	3	5,3	5,56	0,54
2025	31	31,2	1	13,0	2,40	
2025	34	34,2	1	5,0	6,84	

2025	35	35,8	1	9,0	3,98	
2025	44	44,3	1	9,0	4,92	
2025	53	54,0	1	8,0	6,75	
2026	0	2285,4	4534	1,0	0,49	0,25
2026	1	2969,6	2100	1,2	1,27	0,37
2026	2	1958,3	806	1,5	1,93	0,68
2026	3	1238,5	358	1,6	2,63	0,99
2026	4	1007,7	227	1,8	3,12	1,36
2026	5	556,1	102	1,9	3,73	1,64
2026	6	488,7	75	2,3	3,85	1,95
2026	7	346,2	47	2,2	4,69	2,46
2026	8	227,6	27	2,6	4,53	2,56
2026	9	170,5	18	1,8	6,39	2,87
2026	10	125,2	12	2,9	4,58	2,44
2026	11	136,8	12	2,7	6,08	3,43
2026	12	124,8	10	2,8	6,02	3,74
2026	13	95,0	7	3,4	6,04	3,75
2026	14	43,0	3	4,7	6,46	7,24
2026	15	62,3	4	2,8	7,84	5,63
2026	16	98,9	6	3,8	6,41	5,36
2026	17	51,8	3	3,0	6,22	2,16
2026	18	18,7	1	1,0	18,65	
2026	19	19,8	1	6,0	3,30	
2026	20	20,7	1	2,0	10,35	
2026	21	65,4	3	4,7	5,27	2,08
2026	23	23,5	1	8,0	2,93	
2026	24	24,1	1	4,0	6,02	
2026	26	26,5	1	4,0	6,62	
2026	31	31,1	1	5,0	6,22	
2027	0	2694,8	5308	1,0	0,50	0,24
2027	1	3344,0	2362	1,2	1,28	0,37
2027	2	2237,4	916	1,4	2,07	0,65
2027	3	1541,7	449	1,6	2,61	0,97
2027	4	1076,6	242	1,7	3,27	1,34
2027	5	781,7	144	1,9	3,73	1,71
2027	6	632,9	98	1,8	4,24	1,82
2027	7	439,4	59	2,4	3,94	1,96
2027	8	346,8	41	2,3	4,86	2,52
2027	9	207,0	22	3,0	4,50	2,83
2027	10	207,9	20	3,2	5,28	3,69
2027	11	81,4	7	3,7	4,00	1,93
2027	12	124,3	10	3,1	5,43	3,14
2027	13	94,6	7	2,7	5,91	3,32
2027	14	58,3	4	2,8	7,04	5,28
2027	15	77,1	5	2,8	7,65	4,66
2027	16	49,5	3	3,7	5,52	2,83
2027	17	17,1	1	1,0	17,08	
2027	18	55,4	3	3,7	5,82	2,86
2027	19	39,3	2	1,0	19,67	0,43
2027	22	22,1	1	2,0	11,05	
2027	23	23,6	1	4,0	5,90	
2027	28	57,6	2	7,5	4,00	1,15

2027	33	33,4	1	4,0	8,36	
2027	49	49,9	1	7,0	7,13	
2028	0	3025,8	6029	1,0	0,49	0,25
2028	1	3697,3	2603	1,2	1,29	0,37
2028	2	2464,3	1016	1,4	2,00	0,65
2028	3	1668,6	482	1,7	2,53	1
2028	4	1078,6	242	1,9	3,05	1,35
2028	5	737,7	135	1,9	3,64	1,59
2028	6	602,1	93	2,3	3,88	2,08
2028	7	394,5	53	2,1	4,90	2,46
2028	8	433,6	51	2,5	5,12	2,76
2028	9	301,6	32	2,6	5,59	3,18
2028	10	209,8	20	2,6	5,66	3,21
2028	11	196,3	17	3,1	5,16	3,23
2028	12	124,8	10	2,7	5,52	2,67
2028	13	106,9	8	2,9	6,50	4,26
2028	14	71,8	5	3,0	7,84	5,95
2028	15	108,5	7	4,3	5,68	4,89
2028	16	65,5	4	3,3	5,12	0,69
2028	17	158,6	9	3,3	7,71	5,9
2028	19	19,4	1	8,0	2,42	
2028	20	20,5	1	9,0	2,28	
2028	23	23,3	1	3,0	7,76	
2028	24	49,2	2	5,5	5,64	3,64
2028	35	35,2	1	3,0	11,74	
2028	36	36,7	1	4,0	9,18	
2028	42	43,0	1	7,0	6,14	
2029	0	2717,6	5355	1,0	0,50	0,24
2029	1	3279,9	2308	1,2	1,28	0,37
2029	2	2320,2	956	1,4	1,98	0,66
2029	3	1400,9	407	1,6	2,62	0,98
2029	4	999,6	226	1,8	3,12	1,33
2029	5	830,7	153	1,9	3,63	1,57
2029	6	593,2	92	1,9	4,21	1,88
2029	7	342,6	46	2,3	4,47	2,38
2029	8	320,9	38	1,9	5,65	2,61
2029	9	227,0	24	2,6	4,80	2,85
2029	10	159,2	15	2,8	4,91	3,04
2029	11	103,0	9	3,1	5,26	3,79
2029	12	175,4	14	3,3	4,92	2,86
2029	13	120,9	9	2,9	5,71	3,12
2029	15	107,9	7	3,9	7,05	5,75
2029	16	115,7	7	2,3	10,19	5,93
2029	17	34,7	2	3,0	10,29	9,57
2029	18	18,6	1	7,0	2,65	
2029	19	38,6	2	3,0	11,48	10,71
2029	22	44,6	2	4,0	5,58	0,07
2029	25	25,5	1	11,0	2,32	
2029	27	27,5	1	7,0	3,93	
2029	30	30,9	1	1,0	30,93	
2029	31	31,3	1	4,0	7,82	
2029	33	33,7	1	4,0	8,41	

2029	36	36,8	1	5,0	7,35	
2029	78	156,7	2	8,0	10,43	3,64
