



[www.emu.ee](http://www.emu.ee)

**Eesti Maaülikool**

Estonian University of Life Sciences

Metsandus- ja maaehitusinstituut

Institute of Forestry and Rural Engineering

# **PUISTUPÕHISTE KÜPSUSVANUSTE RAKENDAMISE MÕJU ANALÜÜS**

Lepinguline töö

Töö tellija: EV Keskkonnaministeerium

Töö teostaja EMÜ Metsandus- ja maaehitusinstituut

Tartu 2011

## SISUKORD

1. Sissejuhatus .....	3
2. Puistupõhise küpsusvanuse (PPKV) analüüs .....	4
2.1. PPKV arvutamise mudel .....	4
2.2. PPKV rakendamise mõju tootmispotentsiaalile .....	42
2.3. PPKV mõju metsa majandamise otsustele .....	54
2.4. PPKV rakendamise ökoloogiline mõju .....	58
3. Kokkuvõte .....	79
Kasutatud kirjandus .....	81
Lisad .....	92
Lisa 1. Küpsusvanuste arvutamise funktsioonid .....	92
Lisa 2. Metsaseaduse §29 lõike (5) parandusettepanekud .....	96
Lisa 3. Metsaregistri andmete korrastamine .....	101
Lisa 4. Hinnaküpsuse vanuse arvutamise valemid koos näidis- arvutustega .....	102

# 1. Sissejuhatus

Käesolev lepinguline töö on valminud EV Keskkonnaministeeriumi tellimusel, analüüsidest puistupõhiste küpsusvanuste rakendamise mõju. Käsitlemist on leidnud puistupõhise küpsusvanuse arvutamise mudelid, puistute küpsusvanuse rakendamise mõju analüüsimine metsamaa tootmispotentsiaalile, selle muutuse ning puiduturu ja metsaomanike metsa majandamise otsuste vahelised seosed ja puistupõhise küpsusvanuse rakendamise ökoloogilise mõju analüüsimine metsaökosüsteemile.

Käesoleva lepingulise töö teostajateks on Eesti Maaülikooli Metsandus- ja maachitusinstituudi töötajad:

Paavo Kaimre, Dr. (mets.), direktor, paavo.kaimre@emu.ee

Artur Nilson, kand. (biol.), emeriitprofessor, artur.nilson.@emu.ee

Raul Rosenvald, Dr. (fil), vanemteadur, raul.rosenvald@emu.ee

Ando Lilleleht, magister (mets), laborant, ando.lilleleht@emu.ee

Allan Sims, Dr. (fil), vanemteadur, allan.sims@emu.ee

Andres Kiviste, kand (pm), professor, andres.kiviste@emu.ee

Rein Drenkhan, Dr. (fil), lektor, rein.drenkhan@emu.ee

## 2. Puistupõhise küpsusvanuse (PPKV) analüüs

### 2.1. PPKV arvutamise mudel

Käesolev peatükk käsitleb puistupõhise küpsusvanuse (PPKV) arvutamise mudeli sisendparameetrite ja määramispiirkonna analüüs. Mudeli rakendatavuse hindamine igapäevaselt otsuste langetamiseks Keskkonnaameti piirkondlike metsaspetsialistide poolt. Ettepanekute koostamine rakendamise hõlbustamiseks

#### 2.1.1. Terminid ja tähistused

Järgnevas jaotises kasutatakse harjumuspäraste terminite asemel mõnesid harjumatuid.

- *Metsa kasvukohatüüp* asemel kasutame lühemat terminit **paigatüüp** (ingl *site type*). Tuleb arvestada, et terminid saavad oma lõpliku sisu kontekstis. Metsanduslikus kontekstis on lakoonilisem sõna paigatüüp piisavalt ühetähenduslik asendamaks 4 komponendilist lohisevat terminit metsa kasvukohatüüp. Paigatüüp koos enamuspuliigiga on **metsatüüp**.
- **Keskmise aastase juurdekasvu** tähisena mitte senist saksa- ja eestikeelsete terminite lühendite kombinatsiooni  $z_k$  (sks *Zuwachs*) vaid **mai** (ingl *mean annual increment*). See lühend on metsanduslikus kontekstis selge ja ühetähenduslik ning on kinnistunud ingliskeelsetes kirjutistes mugava standardina.
- **Jooksva aastase juurdekasvu** tähisena mitte senist  $z_j$  vaid **cai** (ingl *current annual increment*). Ka see lühend on metsanduslikus kontekstis selge ja ühetähenduslik ning on kinnistunud ingliskeelsetes kirjutistes standardina.
- **Hinna aastase juurdekasvu** tähistamiseks kasutame lühendeid **cai€** ja **mai€**, sest seoses üleminekuga euro kasutamisele mõõdame hinda nagunii eurodes ja sümbol € on mugav ja ühetähenduslik täiendsümbol viitamiseks ühekorraga nii hinnale kui selle mõõtühikule. Seega tekstis saab nt pikka sõnajada „hinna keskmine aastane juurdekasv” või „hinna aasta keskmine juurdekasv” või „keskmine aastane hinna juurdekasv” asendada lühidalt „juurdekasv mai€”.
- **Juurdekasv** ja **muut**. Varem väljaraiutud või välja langenud puude hinna kaasa arvestamise korral kasutame väljendit „juurdekasv mai€” ja mitteametamise korral „muut mai€”. Seega **muut mai€** on säiliva või säilinud puistu hinna muutumise näitaja, **juurdekasv mai€** aga kumulatiivse hinna juurdekasvu näitaja. Järgnevas jaotises opereeritakse põhiliselt muuduga mai€.

Kasutatakse järgmisi tähistusi:

- $a^b$  või  $a*b$  – astendamine  $a^b$  võrrandite ja funktsioonide algoritmilaadsetes esitustes,
- **A** – puistu või puistuelemendi keskmine vanus a,
- **D** - puistu või puistuelemendi ruutkeskmine diameeter cm,
- **H** - puistu või puistuelemendi keskmine kõrgus m,

- **KNMT** - klassikaline normaalmetsa teooria, alusepanija Hundeshagen, J. C. (1819)
- **log** – naturaallogaritm, ln,
- **RNMT** – rühmitamisvaba või pidev normaalmetsa teooria, alusepanija A. Nilson (Нильсон, 1975, 1980, Nilson, 1997<sup>a</sup>, 1997<sup>b</sup>)
- **sqrt** – ruutjuure sümbol,
- **th** – hüperboolne tangens (inglisekeelsetes allikates tavaliselt **tanh**),
- **U** – küpsusvanus a, tööfailidest joonistesse ja tabelitesse kandununa ka Akps, Akyps.

### 2.1.2. Raam-mudel

Puistupõhine metsanduse kavandamine tähendab **puistute mitmekesisuse tegelikku arvestamist** nii metsanduslike tegevuste kavandamisel kui ülevaadete koostamisel ja statistikas. Eesti riigimetsade mitmekesisuse hindamisel takseerkirjelduste peamiste tunnuste järgi selgus, et kasutatud 380 777 puistust osutusid päringutingimuste järgi unikaalseteks 320 433 ehk 84,15%. Puistute arv, millised kuulusid enam kui üht puistut sisaldavasse tunnuste kombinatsiooni oli 60 344 ehk 15,85%. Tunnuste vaid ühe puistuga esindatud (unikaalsete) kombinatsioonide arv oli 320 433 ehk 94,42% kombinatsioonide koguarvust 339 376. Ülejäänud kombinatsioonides oli keskmiselt 3,19 (=60 344/18 943) puistut, kuid mõnedes siiski saja ümber, nt puhtmännikud kehvadel kasvukohtadel (Nilson, 2006).

Taolise mitmekesisusega toimetulekuks ja selle majandamiseks on metsanduses ligi kahe sajandi jooksul kasutatud saksa professori J. G. Hundeshageni (1819) poolt formuleeritud normaalmetsa teooria mõisteid ja arvutusmeetodeid. Nimetame seda edasises klassikaliseks normaalmetsa teooriaks (KNMT). Teooria ja selle rakendamise meetodite eesmärgiks oli ühtlase ehk kestliku<sup>1</sup> raiemahu tagamine, majanduslik stabiilsus.

KNMT rakendamiseks tuli mitmekesisust vähendada, pilti lihtsustada. Mitmekesised puistud rühmitati **ühesuguse raievanusega** majandustesse. Majanduse piires püüti puistute vanuse jaotus viia ühtlaseks jaotuseks vahemikus nullist kuni majanduse raievanuseni. Majanduste arvu ja koos sellega ka raievanuse diskreetsete väärtuste hulka piiras esmalt tollane primitiivne andmetöötamise tehnika ja teiseks puistute ühtlase vanuse taotlus majanduse piires. Majanduste arvu piirab ka arvestusüksuse (nt omandi) suurus. Tosina puistu vanuse ühtlase jaotuse ja ühtlase raie taotlus ning ühtaegu valitud raievanuse järgimine on praktiliselt võimatu.

Majandusi moodustati tavaliselt kuni pool tosinat ja **kuni pool tosinat** oli siis ka tavaliselt kümnega jaguvaid **raievanuse diskreetseid väärtusi**. Raievanuse väärtust püüti hinnata **kasumi- või hinnaküpsusena** suurima aastase keskmise kasumi või hinna järgi. Majanduste moodustamise aluseks oli enamuspuuliik ja majanduse raievanus valiti puhtpuistu järgi. Vaikimisi eeldati, et valitud majanduse raievanus on keskmiselt parim

---

<sup>1</sup> Uudissõna „kestlik” on üsna õnnestunud asendus ingl *sustainable* kohmakamale, kuid sisukale tõlkele „jätkusuutlik” ning sisu moonutavatele tõlkevastetele „säästev” või „säästlik”.

tegelikult erineva parima raievanusega puistutele. Selle vastuolu leevendamise peamiseks võtteks oli majandusse kuuluvate puistute ühetaolisteks puhtpuistuteks muutmine – **mitmekesisuse vähendamine**. Seega mitte mudeli sobitamine reaalsusega vaid reaalsuse muutmine mudelile sobivaks.

Kaasaaja infotehnoloogia foonil on KNMT modelleerimise ja arvutuste võtete kasutamine üsnagi hämmastav jäänuk. Jääva väärtusega on aga selle teooria idee, mis on suunatud kestlikkusele.

Ligikaudu 30 a tagasi (Нильсон, 1975, Nilson 1979, 1997<sup>a</sup>, 1997<sup>b</sup>) loodi **rühmitamisvaba** ehk **pidev normaalmetsa teooria** (RNMT) ja selle arvutusvõtted. Tutvustati ka teooria aluseks olevaid reaalsuse pidevuse ja katkevuse mõttekäikudes ja mudelites kajastamise üldteoreetilisi aspekte (Нильсон, 1976<sup>1</sup>, 1976<sup>2</sup>, 1977; Nilson, 1978, 1979).

Käesoleva aruande raam-mudeliks on rühmitamisvaba normaalmetsa teooria, mille vahetult aruandega seotud aluseid ja võtteid esitatakse kõige põhjalikumalt eestikeelses kirjutises „Metsa raie kavandamisest arvutisajandil” (Nilson, 1997<sup>b</sup>).

RNMT rakendused kujunevad kõige ladusamateks, kui majandamisvõtete kavandamiseks vajalikke, keerukamate arvutustega saadavate, tuletatud tunnuste väärtusi hoitakse korduskasutamiseks valmis kujul arvuti failides. Sealt saab neid andmebaasi failide sidumisega kasutada oma analüüsides ja kavandamistes ja tingimuste muutumise korral uuendada (aktualiseerida).

Kui tuletatud tunnuste väärtuste arvutamise moodulid on sobivalt kompaktsed ja kiired, siis sobib järgida üldist põhimõtet – andmebaasis hoitakse algandmeid ja tuletatud tunnused arvutatakse. Aruandes esitame lähteülesandes soovitud arvestuslankide arvutamise ja puistute üleseismisega seotud kahjude arvutamise näiteid esimese variandi (peamiste tuletatud tunnuste salvestamise) kasutamisega.

KNMT meetodi kohaselt sõltub puistu raievanus nn majanduse nimest, kuhu puistu rühmitatakse. Majandused moodustati väga lihtsa eeskirja järgi – enamuspuuliigi või liikide grupi järgi ja mõnedel liikidel (mänd ja kask) lisaks ka puistu toogivõime (boniteedi) järgi kaheks jaotamine.

Puistu parim sõltub raievanus kümnetest tunnustest, millistest vaid väike osa on fikseeritud puistu takseerikirjelduses. Puistu parima raievanuse hindamine on sedavõrd keerukas protsess, et selle mõistliku tasemeni ammendav esitus ei sobi seadusesättena seaduse sõnalisse vormi. Kahjuks ei ole seaduseloomes ka arvutiajastul suudetud Hammurapi aegadest tänaseni kasutatavat seaduse vormi tänapäeva tingimustele kohandada. Otstarbekas normatiivide koostamise ja rakendamise hierarhia näeks välja ligikaudu järgmiselt:

- **Seaduse tasandil** sobib kinnitada nt parima raievanuse leidmise **põhimõtted ja alused**.
- **Rakendusaktides** esitatakse nende põhimõtete rakendamise **eeskirjad ja algoritmid**.
- **Konkreetse puistu raievanus, puistute kogumi raiekava jmt arvutatakse** nende algoritmide kohaselt.

Aga tuleb jätta **võimalus arvutustulemuste täpsustamiseks tegurite arvel, milliseid algoritmides ei arvestatud või arvestati ebatäpselt**. Tuleb jätta võimalus ka

**alternatiivsete algoritmide** kasutamiseks, millistes järgitaks seaduses esitatud põhimõtteid.

### **2.1.3. Hinnaküpsuse modelleerimisest ja selle taustast**

#### **2.1.3.1. Hinnaküpsuse modelleerimise lähiminevikust Eestis ja eeltööst.**

Artur Nilson püüdis koos Allar Padariga (Padari, 2005) puistute hinna- ja kasumiküpsuse vanuse küsimust praktiliselt lahendada RMK infosüsteemi kavandamise raames alates aastast 1999 kuni aastani 2005. Kavas oli saadud tulemusi ja meetodikat kasutada RMK infosüsteemi metsa raiete kavandamise juhtmoodulis. Sellest võinuks kujuneda metsa raiete kavandamise süsteemi prototüüp ka teiste metsaomanike tarvis. Püüete ajendiks ja aluseks oli alates aastast 1978 loodud ja arendatud rühmitamisvaba (pidev) normaalmetsa teooria (RNMT) ja selle rakendamiseks loodud “tööriistakast” - arvestuslangi arvutamise meetodika .

Tegevust jätkati seoses MAK 2011-2020 koostamisega, mille tarvis esitati tellimused ja sõlmiti lepingud aastail 2009-2010.

Hinnaküpsuse uuringute ja modelleerimise käigus tuli otsustada, kas kontsentreerida tähelepanu hinnaküpsuse vanuse hindamise „tavameetodile” puistu enese potentsiaalse toogi järgi (tavaküpsus) või hinnata hinnaküpsust „normküpsusena” võrreldes puistu ennustatavat toogi kasvupaiga potentsiaalse toogiga. Uuringute ja modelleerimise käigus järgiti alltoodud punkte.

- Lähtuti rutiinteadmisest, et puistute küpsusvanus sõltub enamuspuuliigist ja järeldati, et segapuistute küpsusvanus sõltub seguliikide vahekorras jpt konkreetse puistu tunnustest.
- Metsamaa prima kasutamise eesmärgil tuleks tavaküpsuse ületanud puistut, millise keskmine juurdekasv või muut küll kahaneb, siiski kasvatada seni, kuni tema hinna jooksev juurdekasv või muut (*cai*€) on veel suurem antud tingimustele vastavast normist.
- Tavaküpsuse eel (keskmise juurdekasvu või muudu kasvades) tuleks puistu määrata raiele siis, kui tulevikus ei leidu arvestuse hetkest algavat perioodi, mille jooksul perioodi keskmine juurdekasv või muut küündiks normini. Viimasel kahel viisil hinnatud küpsust nimetame edasises normküpsuseks.
- Normi valik ja kehtestamine on keerukas ja paljuski metsapoliitika küsimus.

Alljärgnevas piirdusime tavaküpsuse arvutustega, kus normiks on olemaoleva puistu enese hinna maksimaalne muut  $max_A(mai€)$  üle vanuse A. Normküpsuse kohta toome vaid näite tuginedes üsna suvaliselt (tegelikult üsna ebaõnnestunult) püstitatud normile.

Varasemate ja käesoleva lepingu täitmise käigus tuli metsaregistri andmetele tuginedes selgitada või konkretiseerida:

1. Seguliikide ja segude peamiste takseertunnuste (H, D, V) kasvu seaduspärasusi segapuistutes erinevais kasvukohtades
2. Puistute hinna määramise meetodikat takseerikirjelduste andmete alusel

3. Seguliikide hinna kasvu seaduspärasusi (erinevad segud ja kasvutingimused) ja esitada neid suhteliselt lihtsate mudelitena
4. Arvutada takseereraldistele hinnaküpsuse vanus
5. Arvutada raievanuse ja hinnaküpsuse vanuse erinevustest tulenevate hinna kahjude suurus
6. Arvutada arvestuslangi suurus erinevate raievanuste korral
7. Prognoosida puistute vanuselise jaotuse kujunemine erinevate raievanuste korral

Aruande järgnevas jaotistes püütakse visandada vastuseid punktidele 4-7 tuginedes varasemate lepingutega (Nilson, 2009<sup>a</sup>, 2009<sup>b</sup>, 2010) punktide osas 1-3 leitud lahendustele. Arvestades probleemide keerukust pidasime siiski vajalikuks mingil määral foonina esitada ka täiendavaid selgitusi punktidega 1-3 haakuvatele küsimustele.

### **2.1.3.2. Kännuhinna summaarse muudu jaotus enamuspüüliigiti ja kõrgusindeksi H100 astmeti**

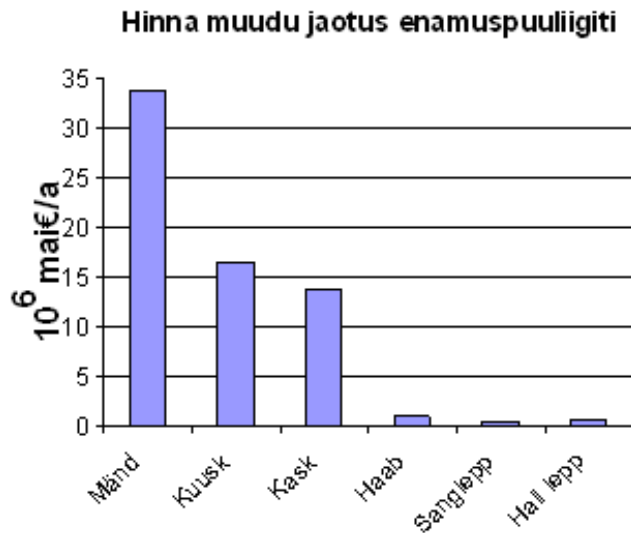
Aruandes toodud tulemuste tõlgendamise ja hindamise taustana on kasulik teada, kuidas jaguneb kännuhinna kui eesmärktunnuse summaarne muut edasises kasutatud peamiste argumenttunnuste (enamuspüüliik ja kõrgusindeks) järgi. Sellist tausta arvestamata võib tähelepanu kergesti olulise arvel kontsentreeruda väheolulisele.

Esitame järgnevas seda küsimust selgitavaid jooniseid ja tabeleid.

Tabel 2.1.1 Puistute pindala ja aastase summaarse hinna muudu mai€ jaotus peamiste enamuspüüliikide järgi metsaregistri andmetel.

	Pindala	Mai€
Enamuspüüliik	100 ha	milj. €/a
Mänd	466,82	33,84
Kuusk	207,89	16,50
Kask	356,22	13,88
Haab	38,87	0,98
Sanglepp	24,59	0,41
Hall lepp	53,53	0,75
Kokku	1147,92	62,36



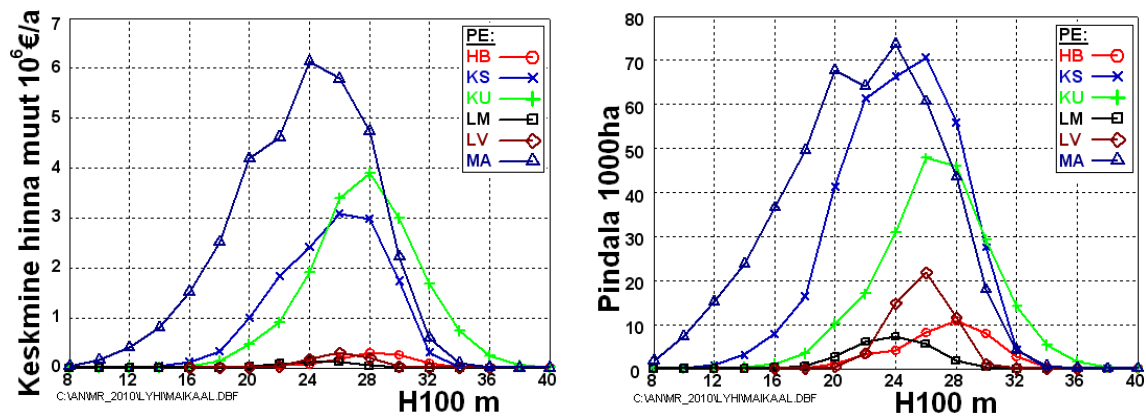


Joonis 2.1.1. Puistute aastase summaarse hinna muudu mai€ jaotus peamiste enamuspüüliikide järgi metsaregistri andmetel.

Puistute hinna muudu jaotust mitte arvestanud simulatsioonide tulemuste silumisel kõrgusindeksi funktsioonina tuleks regressiooni kaaluna kasutada hinna muudu jaotust kõrgusindeksi järgi. Leidsime selleks otse metsaregistrist hinna muudu jaotuse 4 esimest momenti (tabel 2.1.2) ja lähendasime jaotust nii Grami kui Edgeworthi (Lisa 1) jaotusfunktsioonidega (Upton, Cook, 2006). Mõlemad lähendid olid kaalufunktsioonidena kasutamiseks piisavalt sarnased joonise 2.1.2. vasakpoolisel osal kujutatud empiirilise jaotusega ja sarnased ka omavahel.

Tabel 2.1.2. Hinna summaarse muudu jaotuse kõrgusindeksi H100 järgi parameetrite  $x_a$  (keskmine),  $s_x$  (standardhälve),  $ass$  (asümmeetriakordaja) ja  $exc$  (ekstsess) hinnangud. Lahtris tunnus on jaotuse argument ja lahtris kaal – tunnus, millise jaotust argumenti järgi lähendati.

PE	Tunnus	Kaal	$x_a$	$s_x$	$ass$	$exc$
HB	H100	pindala*mai€	28,97	2,68	-0,557	0,635
KS	H100	pindala*mai€	26,47	3,36	-0,465	-0,112
KU	H100	pindala*mai€	28,55	3,61	-0,101	0,231
LM	H100	pindala*mai€	25,45	2,49	-0,283	0,610
LV	H100	pindala*mai€	26,90	1,82	-0,103	0,141
MA	H100	pindala*mai€	24,38	4,44	-0,419	-0,097



Joonis 2.1.2. Känuhinna summaarse keskmise muudu  $10^6\text{€/a}$  sõltuvus enamuspüüligist (PE) ja kõrgusindeksist H100 selle 2 m laiustes vahemikes metsaregistri andmete järgi takseerimise hetke seisuga (vasemal) ja puistute pindala jaotus (paremal). Hinna muut on leitud kõigi töötlusse jäänud eraldiste tegeliku koosseisu järgi.

Ilma toodud tabelita 2.1.1, jooniseta 2.1.1 ja joonise 2.1.2 vasakpoolse osata on üpris kerge osutada ühesugust tähelepanu kaasikute ja sanglepikute hinnaküpsuse küsimustele, kuigi nt sanglepikute osa üldisest hinnatooigist on ligikaudu 34 korda väiksem kaasikute omast. Kaasikutel ja haavikutel on see suhe ligikaudu 14.

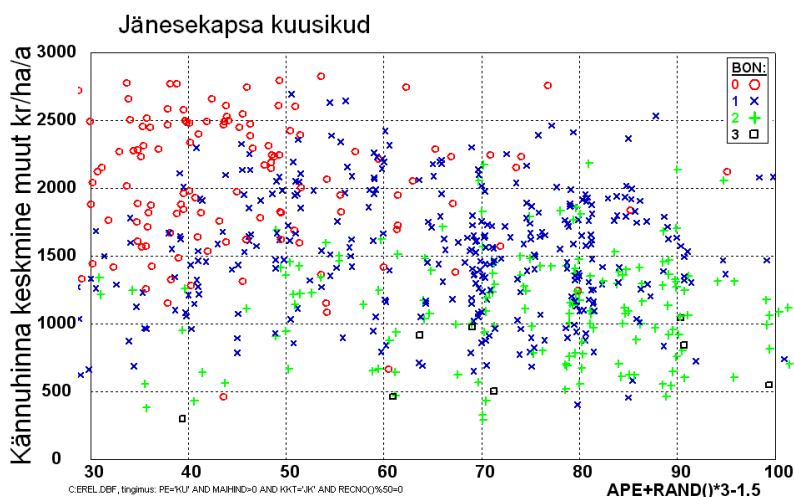
Erineva enamuspüüligiga puistute osa puistute hinna muudu ja pindala jaotuse jooned on väga erinevad. Hall-lepikute pindala kõrgusindeksi vahemikus 25-27 m (keskmiselt 26 m) on ligi pool kuusikute omast, kuid hinna keskmine muut ligikaudu 1/10. Pindala osas ületavad kaasikud märgatavalt kuusikuid, kuid hinna muudu osas on vahet vahetpidine. Haavikute ja lepikute pindala on parempoolsel joonisel 2.1.2 kujutatud arvestatavalt suurena, nende roll puistute summaarses hinna muudus (vasakpoolne osa) on aga tühine.

Enamuspüüligiti (k. a. segapuistud) on kogu aastane keskmine hinna muut võrdeline jaotuspõlügenoonide aluse pindalaga. Joonise 2.1.1 järgi näeme, et hinna toogi optimeerimise aspektist tuleks peamine tähelepanu osutada kolmele peamisele püüligile: männile, kuusele ja kasele. Oluline kõrgusindeksi H100 vahemik on männikutele ligikaudu 14-32 m, kuusikutele 20-36 m ja kaasikutele 20-32 m. Enne seda vahemikku on hinna muudu osa väike ja edasises näeme, et ka raievanuse hälbimine küpsusvanusest toob seal kaasa väikesed kahjud. Kõrgusindeksi väikeste väärtuste juures ei ole kriitiline ei üldiste normatiivide ega üksikotsuste viga.

Kõrgusindeksi suurte väärtuste korral pole üldiste normatiivide viga samuti eriti kaalukas, kuid üksikotsuste tasandil on vigade hind kõrge. Viljakates kasvukohtades on puistute koosseisu, kahjustuste jt hinda kujundavate tegurite varieeruvus suur ja vastavalt suur peaks seal lihtsate normatiivide kõrval olema ka eksperdi roll raievanuse valiku protsessis.

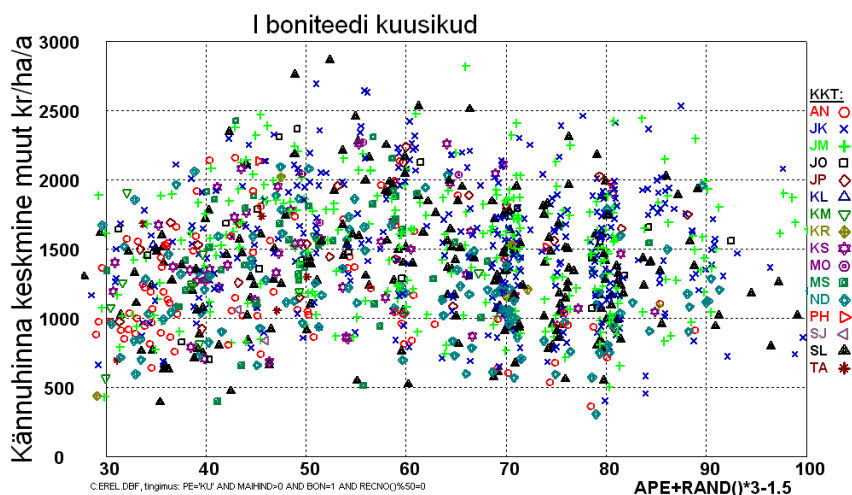
### 2.1.3.3. Kasvuridade kujundamisest

Küpsusvanuste hindamisel kasutatud ühekordse mõõtmise andmestike keskmiste vanuseridade ja puistute tegeliku kasvu võimalikke ja tegelikke lahknevusi on põhjalikult analüüsitud varasema aruande (Nilson, 2009<sup>b</sup>) jaotistes 2.4, 2.6 ja 5. Näitame alljärgnevas lisaks, kuidas hinnaküpsuse vanuse väärtused metsatüübiti ja boniteediti moodustatud andmeridades omavahel erinevad.



Joonis 2.1.3. Jänesekapsa kuusikute hinna keskmise muudu väärtused hinnaküpsuse vanuses metsaregistri takseerkirjelduste põhjal. Esitatud iga 50-s takseerkirjeldus.

Metsatüüp on sageli kasvutabelite ja mudelite lähteandmete rühmitamise alus (nt . Нильсон, 1966, Kollist, 1972, 1973, 1974, 1975, 1977, 1979, 1982, Örd, 1973, Nilson, Kiviste, 1984; Kiviste, 1995, 1997). Joonisel 2.1.3 on selgesti märgatav jänesekapsa kuusikute boniteedi triiv vanusega: vanuses  $Ape < 50$  domineerivad peamiselt 0. (Ia) boniteedi, vanuses  $Ape > 80$  aga peamiselt 2. boniteedi kuusikud. Hinnaküpsuse väärtus (hinna keskmise muudu kulminatsioon) on ligikaudu 50 aasta vanuses, millele järgneb lineaarse lähedane langus. Hinna keskmise muudu tõus vahemikus 30-50 a on vähemärgatav.



Joonis 2.1.4. Esimese boniteedi kuusikute hinna keskmise muudu väärtused hinnaküpsuse vanuses metsaregistri takseerkirjelduste põhjal. Esitatud on 2% takseerkirjeldustest.

Eestis ja naabermaades on boniteet olnud peamine kasvutabelite ja -mudelite lähteandmete rühmitamise alus (Eestis nt Reim, Tappo, Gräzin, Muiste, Henno). Joonisel 2.1.4 esitatud 1. boniteedi andmerekas on hinna keskmise muudu väärtuste tõus vahemikus 30-50 a selgelt tajutav ja edasine langus on aeglasem kui jänesekapsa paigatüübis.

Nooremates kuusikustes on taksaatorid hinnanud enam rikkaliku rohuringega (salumetsa ilmelisi) tüüpe, vanemates enam laanemetsa ilmelisi. Samasuunaline on ka rohu- ja samblarinde ilme muutumine puistute (eriti kuusikute) vananedes.

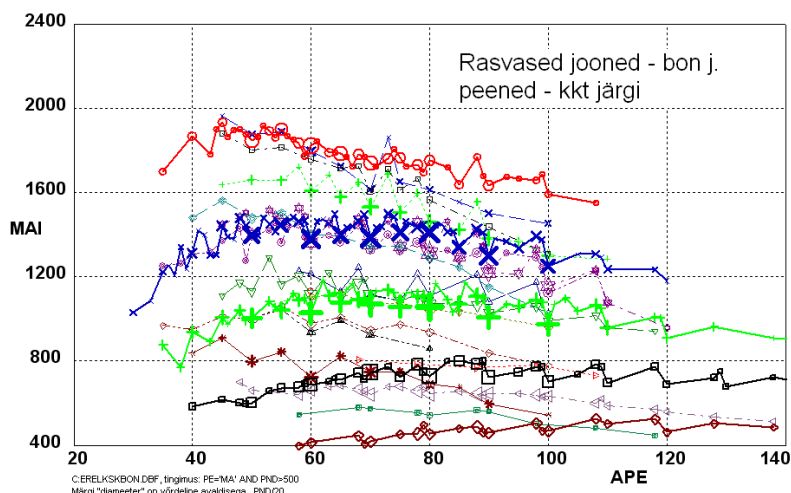
Joonistest 2.1.3 ja 2.1.4 ning nende kommentaaridest järeldub, et ühest ja samast takseerikirjelduste kogumist saadakse erinevate rühmitamise aluste (metsatüüp või boniteet koos enamuspuuliigiga) erinevad kasvu mudelid ja sellest tulenevalt saadakse ka erinevad küpsusvanuse hinnangud.

Tekkib mitmeid küsimusi:

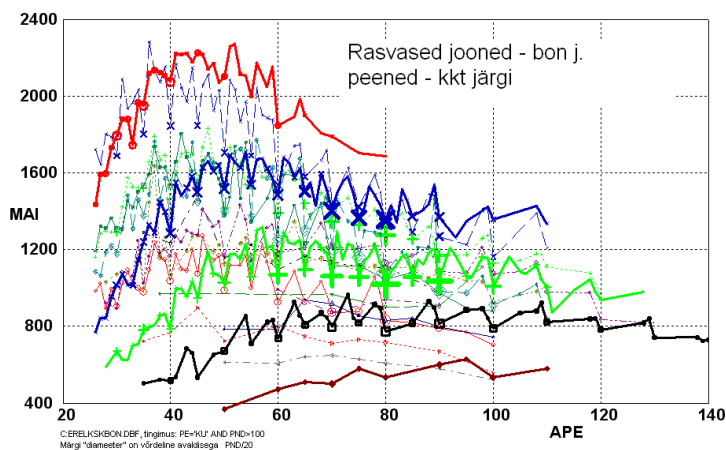
- Kas tüübimäärangu triivi osaliseks põhjuseks võib olla liialt botaaniline tüübimäärang seoses rohu- ja samblarinde muutustega kuusiku vananedes?
- Kas boniteedi triivi teiseks põhjuseks metsatüübi piires võib olla asjaolu, et puistute kasv on sujuvalt kiirenenud ja vanemad puistud on (noortena eriti kiire kasvu perioodil) kasvanud aeglasema kasvu tingimustes kui nooremad paranenud tingimustes?
- Kuidas kujundada sellisest lahkkelidega andmestikust seaduspärasust ja kehtestada toogi normi?
- Kas normeerida boniteedi või paigatüübi järgi?

Kui teha tingkeskmiste read vanuse ning boniteedi või metsatüübi järgi, siis võib küll saada illusiooni heast seosest aga kahtlused jäävad.

Puistute küpsusvanuse modelleerimise oluliseks eelduseks on puistute kasvu modelleerimine ja ühekordse mõõtmise andmete (nt takseerikirjelduste) rühmitamisel on siin võtmeroll.



Joonis 2.1.5. Männikute hinna keskmise muudu mai€ sõltuvus enamuspuuliigi vanusest APE boniteedi ja metsatüüpide (kkt) lõikes metsaregistri andmeil. Tendentsid on erinevad, jooned lõikuvad. Boniteetide järgi on mai€ langus aeglasem ja maksimum hilisem.



Joonis 2.1.6. Kuusikute hinna keskmise muudu mai€ sõltuvus vanusest APE boniteedi ja metsatüüpide lõikes metsaregistri andmeil. Tendentsid on erinevad, jooned lõikuvad. Boniteetide järgi on muudu mai€ langus aeglasem ja maksimum hilisem.

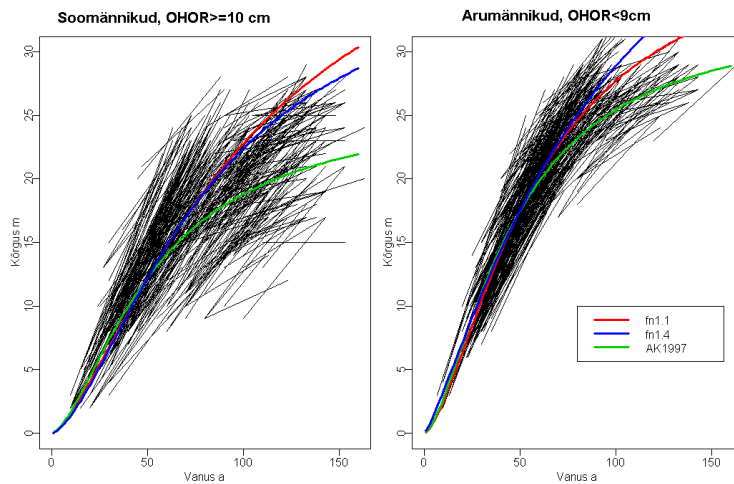
Joonised 2.1.5 ja 2.1.6 kinnitavad varem mainitud tendentse: boniteedi järgi rühmitatud andmete keskmistes on hinnaküpsuse vanus hilisem ja hinna keskmise muudu langus aeglasem kui metsatüüpide järgi rühmitatud andmete keskmistes.

#### 2.1.3.4. Kasvukiiruse muutumisest ehk kasvu triivist

Artur Nilson leidis 1980-ndatel seaduspärasuse, et kasvu kiirenemise või aeglustumise foonil saadakse ühekordse mõõtmise andmetest mudelis vastupidine moonutus. Kiirenev peegeldatakse aeglustavana ja aeglustuv kiirenevana. Koos Andres Kivistega tehti idee programmiks ja sellealased kirjutised avaldati hiljem nii eesti (Nilson, Kiviste, 1984) kui vene (Нильсон, Кивисте, 1986) keeles.

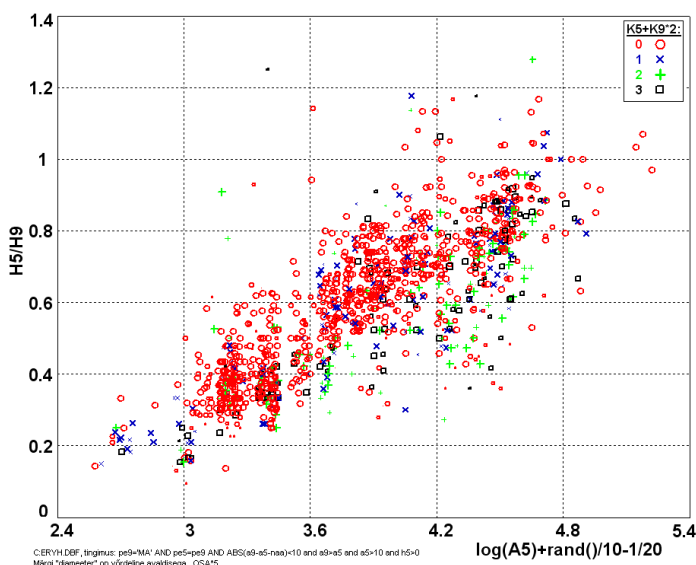
Need kirjutised olid küll matemaatiliselt korrektsed ja teoreetiliselt paikapidavad, kuid nappis tõendid vaatlusandmetest. Võimaliku kasvutriivi praktiliseks selgitamiseks kasutati 10 metskonna 43 a intervalliga koostatud takseerikirjeldusi. Andres Kiviste (1998) leidis, et nende andmete alusel oli samade puistute kõrgusindeks H50 perioodi lõpus paari meetri võrra suurem väärtusest perioodi alguses. Lahendamata jäi kasvufunktsiooni kuju ja selle moonutuste selgitamine.

Hiljuti leidis Artur Nilson ladusa meetodi mineviku tegeliku kasvukõvera kuju taastamiseks modelleerides takseertunnuse väärtuste suhet mõõtmisperioodi lõpus ja alguses. Kasutati samu 10 metskonna andmeid 9202 takseereraldise kohta aastaist 1951 ja 1994. Meetod ja selle tulemused on seni publitseerimata. Esialgsete tulemuste näidet näeme joonisel 2.1.7.



Joonis 2.1.7. Männikute kõrguse kasv 43 aastase intervalliga koostatud takseerkirjelduste andmeil (peened mustad jooned), keskmine kasv Andres Kiviste (1997) mudeli järgi (roheline paks joon) ja kõrguse alg- ja lõppväärtuse suhet kasutades leitud erinevate lähendfunktsioonide järgi (sinine ja punane joon).

Jooned on pandud lõikuma vanuses 50 a ja seega nullist lähtuvad jooned ei saa vahemikus 0-50 a väga palju lahkneda. Hoolikal vaatlused võib (eriti soometsades) 20-30 aasta vanuses siiski näha kuni paari meetri suurust lähendjoonte erinevust. Kasvu vaibumine on Andres Kiviste 1997. a mudeli järgi tunduvalt kiirem kui kordusmõõtmise andmeist leitud lähendjoontel. Arumetsades on joonte lahknevus tunduvalt väiksem, kuid siiski piisav selleks, et erinevate mudelite järgi leitud hinnaküpsuse vanus kujuneks oluliselt erinevaks. Tullles tagasi boniteedi triivi juurde metsatüübi vanuseridades, võib ülaltoodud joonise põhjal kasvukiiruse muutust pidada üheks boniteedi triivi põhjustest.



Joonis 2.1.8. Männikute kõrguse suhe  $H5/H9$  43 aastase intervalliga koostatud takseerkirjelduste andmeil algvanuse kuni  $\pm 5$  a võrra hajutatud logaritmi teljel. Märkide värvi tunnus  $K5+K9*2$  näitab kuivendatuse fikseerimist takseerkirjeldustes: 0 – kuivenduse märkus puudus nii alg- kui lõppkirjeldustes, 1 – oli olemas vaid

algkirjelduses, 2 – oli olemas vaid lõppkirjelduses, 3 – oli olemas mõlemas kirjelduses. Märkide suurus on võrdeline 1951. a ja 1994. a eraldiste kontuuride suhtelise kattuvusega.

Joonise 2.1.8 tõlgendamisel tuleb arvestada, et mida väiksem on suhe H5/H9, seda kiirem on olnud puistu kõrguse suhteline juurdekasv, st seda suurem on lõppväärtus algväärtuse suhtes. Punktid kuivendatuse tunnusega 2 või 3 paiknevad enamasti punktiparve allosas – lõppkirjelduses veel toimiva kuivendusvõrgu korral on suhteline kõrguse kasv olnud ülejäänutest märgatavalt kiirem. See mõju näib vaibuvat puistutes, millised juba alguses olid vanad (vanus > 90 a). Kui kuivenduse tunnus oli märgitud vaid algkirjelduses (sinised kaldristid), siis nii selget erinevust kuivenduseta puistutest (punased ringid) ei ole. Pilt on igati ootusekohane: kõrguse suhteline kasv on lõppkirjelduse ajal toimiva kuivendusvõrgu mõjul suurenenud ja kuivenduse mõju on väike vanades puistutes. Tuleb veel arvestada, et kuivendatuse tunnus hinnatakse suhteliselt subjektiivselt ja selle tunnuse õigsust kontrolliti muudest takseertunnustest vähem.

Mullahorisoni OHOR ja sellega seonduva kuivenduse mõju (kiirenev kasv) on vastassuunaline Andres Kiviste 1997. a mudelis tunnuse OHOR tüseduse suurenedes aeglustuvale kasvule. Kuid ka kasvu aeglustumise tendents soopuistutes on võimalik juhul, kui kunagine kuivendussüsteem on lakanud toimimast. Taolised ilmingud muudavad „rusikareeglite” – lihtsate mudelite - kasutamise puistute kasvu ja hinna muudu ennustamiseks üksikpuistu tasandil üsna kaheldavaks.

Edasises esitatud jooniste alusena leitud kasvu triivi seaduspärasusi võiks kasutada, kui võiksime olla kindlad, et:

1. Soomännikute kuivendamine jätkub sama hooga nagu viiekümnendatel ja rajatud kuivendussüsteeme remonditakse piisava sagedusega või amortiseeruvad need süsteemid jõudsasti?
2. Vegetatsiooniperioodi pikenemine, talvede pehmenemine, CO<sub>2</sub> ja “saasteväetise” lisandumine atmosfääri jätkuvad samal viisil nagu eelneval poolsajandil ja see kõik avaldub kasvu kiirenemises endistviisi?
3. Kasvukohatüübiti rühmitatud andmestik on tegelikkusele vastavam kui boniteediti rühmitatu?

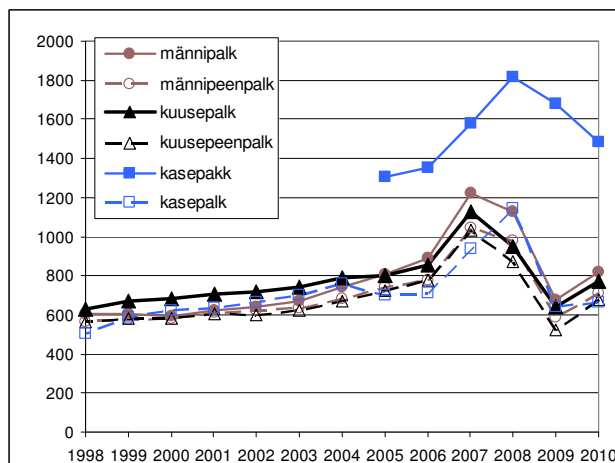
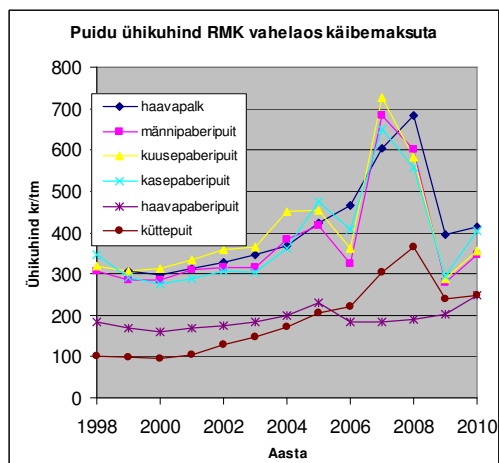
**Hinnaküpsuse ja hinna mudeleid saab hästi rakendada vanuses, kus puistute suhteline kasv ja kooseisu muutumine on aeglased – pärast küpsusvanust ja kuni paarkümmend aastat enne seda.**

Seganoorendike hinnaküpsuse vanust, hinda küpsusvanuses ja üldse puistu tulevikku saavad enesekindlalt prognoosida vaid need, kes on valmis petma nii ennast kui teisi. See kehtib ka mistahes pikaajaliste prognooside kohta, mis ühel või teisel viisil tuginevad küpsusvanusele.

Hinnaküpsuse vanuse tegeliku väärtuse hindamiseks vajame selgust metsa kasvu seaduspärasustest hetkel ja paarikümne aasta kohta tulevikus. Kasvu triivi tingimustes võib kehtivuse kaotada ka senine küpsuse määramise meetod tunnuse jooksva ja keskmise juurdekasvu võrdlemise alusel.

### 2.1.3.5. Hinnaküpsuse seos majanduslike muutustega

Meile harjuspäraseks saanud kõrged raievanused kujunesid olukorras, kus jämpalk oli peenpalgist isegi paar korda kallim. Praeguseks on peen- ja jämpalgi hinnad kujunenud väga lähedasteks. Piltlikult näeme seda hindade graafikute põiminguna joonise 2.1.9 parempoolisel osal, numbriliselt esitatud ka tabelis 2.1.3.



Joonis 2.1.9. Puidu müügihinnad RMK vahelaos käibemaksuta aastail 1998-2010. 2010. andmeid esimene poolaasta. Allikas: RMK koduleht

Tabel 2.1.3 RMK puidusortimentide hinnad aastate lõikes. Allikas: RMK koduleht

Aasta	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Sortiment	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>	kr/m <sup>3</sup>
männipalk	607	605	594	624	641	669	744	807	891	1225	1128	674
männipeenpalk	562	575	582	612	621	635	682	743	776	1044	982	585
kuusepalk	632	668	685	708	721	739	792	800	856	1129	952	642
kuusepeenpalk	564	582	579	604	601	621	668	725	778	1030	872	522
kasepalk	502	589	626	636	667	703	759	702	711	936	1146	639
haavapalk		306	298	312	327	345	368	424	466	604	685	395
männipaperipuit	305	286	285	311	316	317	382	417	325	684	600	278
kuusepaperipuit	320	307	313	335	360	366	450	454	362	725	583	288
kasepaperipuit	345	290	276	287	306	304	362	474	407	650	558	294
haavapaperipuit	184	170	158	168	176	183	199	229	184	184	190	203
küttepuit	100	97	96	103	130	146	173	206	220	302	366	240
keskmine	412	407	408	427	442	457	507	544	543	774	733	433

Tabel 2.1.4 RMK puidusortimentide suhtelised hinnad aastate lõikes. Allikas: RMK koduleht

Aasta	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Keskm.	St. hälve
Sortiment	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
männipalk	147%	149%	145%	146%	145%	146%	147%	148%	164%	158%	154%	156%	150%	6%
männipeenpalk	136%	141%	143%	143%	140%	139%	134%	137%	143%	135%	134%	135%	138%	4%
kuusepalk	153%	164%	168%	166%	163%	162%	156%	147%	157%	146%	130%	148%	155%	11%
kuusepeenpalk	137%	143%	142%	141%	136%	136%	132%	133%	143%	133%	119%	121%	135%	8%
kasepalk	122%	145%	153%	149%	151%	154%	150%	129%	131%	121%	156%	148%	142%	13%
haavapalk		75%	73%	73%	74%	75%	73%	78%	86%	78%	93%	91%	79%	8%
männipaperipuit	74%	70%	70%	73%	71%	69%	75%	77%	60%	88%	82%	64%	73%	8%
kuusepaperipuit	78%	75%	77%	78%	81%	80%	89%	84%	67%	94%	80%	67%	79%	8%
kasepaperipuit	84%	71%	68%	67%	69%	67%	71%	87%	75%	84%	76%	68%	74%	7%
haavapaperipuit	45%	42%	39%	39%	40%	40%	39%	42%	34%	24%	26%	47%	38%	7%
küttepuit	24%	24%	24%	24%	29%	32%	34%	38%	40%	39%	50%	55%	34%	11%
keskmine	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	8%



Puistute hinnaküpsuse vanus sõltub erinevate puidusortimentide hinna omavahelisest suhtest (tabelis 2.1.4 suhtelised hinnad aastate lõikes) ja suhtest varumiskuludega. Kasumiküpsuse arvutamisel lisandub veel suhe muude metsamajanduslike kuludega. Nende hindade ja kulude keskmise taseme muutumine küpsusvanuse hinnanguid ei muuda. Küll aga muutuvad hinnaküpsuse vanused juhul, kui hindade ja kulude suhted muutuvad.

Hinnaküpsuse vanuse tegeliku väärtuse hindamiseks vajame selgust metsa kasvu seaduspärasustest hetkel ja paarikümne aasta kohta tulevikus. Kasvu triivi tingimustes võib kehtivuse kaotada ka senine küpsuse määramise meetod tunnuse jooksva ja keskmise juurdekasvu võrdlemise alusel.

Puistu hinna kasvu prognoosimiseks peame veel teadma, kas me võime olla kindlad, et

1. Erinevate puuliikide ja sortimentide hindade proportsioonid säilivad või jätkub puidumassi ja peensortide hinna edasine lähenemine jämevalgi omale?
2. Metsavarumise ning transpordi maksumuse ja kättehinna suhe säilib?
3. Puistute koosseisu muutumine/muutmine ja muude hindakujundavate tegurite muutumine on hästi modelleeritav praeguste vanuseridade alusel, või on prognoositav metsamajanduslike tööde muutumine tulevikus (harvendusraied, kuivendamine, kasvavate puude laasimine) selliselt, et puistu koosseis, puude dimensioonid, tervislik seisund, kvaliteet jmt hakkavad tulevikus muutuma teisiti kui muutused minevikus.

Kõik loetletud ja paljud teised tulevikuprognooside määramised muudavad hinnaküpsuse **pikaajalised** prognoosid kui mitte päris mõttetuks, siis vähemalt praktiliste otsuste alusena kasutamiskõlbmatuteks.

## **2.1.4. Hinnaküpsuse vanuse arvutamise mudelid ja programmid.**

### **2.1.4.1. Hinnaküpsuse vanuse U mudelid**

Hinda ja hinna muutu arvutati Allar Padari mudeleile tugineva puuliigi diameetrist ja vanusest sõltuva algoritmi järgi (Vabariigi Valitsuse Määruse 9. oktoober 2008 nr. 150 lisad 1-7). Käesolevas töös kasutatud Allar Padari (Padari, 2010<sup>1</sup>, 2010<sup>2</sup>) simulatsioonides ja neist tuletatud ühikuhinna funktsioonides ei arvestatud RMK müügistatistikas viimase 3 aasta jooksul eraldi müügiartiklina toodud kasepaku hinda. Lisasin katsetustes kasepaku ja kase jämevalgi hinna vahe poolele tüükapalgi mahust kaskedel diameetriga üle 30 cm. Kaasikute hinnaküpsuse vanust see märkimisväärselt ei suurendanud. Selle põhjuseks võib pidada asjaolu, et meie kaasikuid pole enamasti hooldatud kasepaku saamise eesmärgil, nende diameeter on suhteliselt väike ja ühikuhinna kasv diameetri kasvades ei ole küpsusvanuse ümbruses piisav kompenseerimaks kahjustuste suurenemisest tingitud hinnalangust.

Oma simulatsioonides asendasime vanusest sõltuvate metsakahjustuste mudeli SMI mudelpuude kahjustuste andmeist tuletatud mudeliga, kus kahjustatud puude protsent suureneb vanuse suurenedes aeglasemalt. See mudel esitatud funktsioonina KAHJUcrs (Lisa 1). Seda mudelit kasutades saadud küpsusvanuse tähised sisaldavad lõpuliidet „crs”.

Selle funktsiooni kasutamisel osutusid küpsusvanuse hinnangud pisut kõrgemateks, kui Allar Padari kahjustuste funktsiooni kasutamisel.

Edasises kasutati peamiselt järgmisi andmestikke:

1. Metsaregistri takseerikirjelduste põhjal arvatud hinna ridu ja vahetuid algandmeid. Hinna mudelid ja nende keskmise muudu vanuse võrrandid leiti regressioonanalüüsiga (Nilson, 2010).

2. Allar Padari poolt simuleeritud puhtpuistute hinna ridu, kus kasvu simuleeriti Andres Kiviste 1997.a mudeliga, puude arvu muutumist Artur Nilsoni mudeliga ja sortimenterimise ning RMK vahelao hindade baasil tuletatud vahelao hinda vähendati varumiskulude arvel. Read moodustati enamupuuliigi, kõrgusindeksi H100 ja tunnuse OHOR järgi.

3. Euraasia peamiste puuliikide kasvutabeleist tuletatud küpsusvanuste mudeleid.

4. Varasemate simulatsioonide tulemusi, nt. A. Nilsoni 2008. a parandusettepanek metsaseaduse §29(5) muutmiseks (Lisa 2).

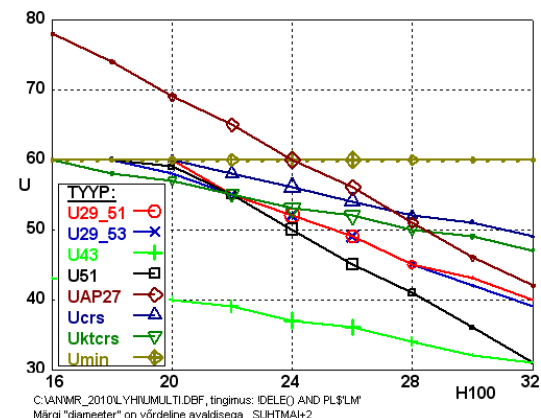
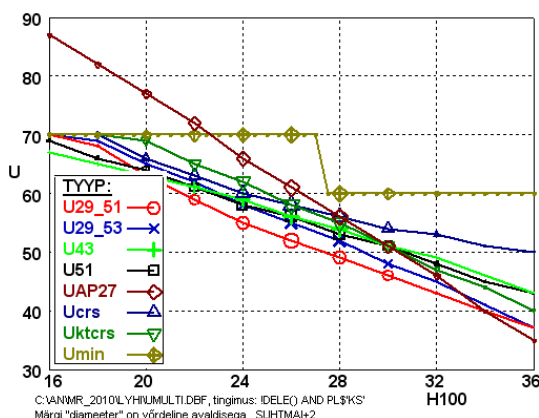
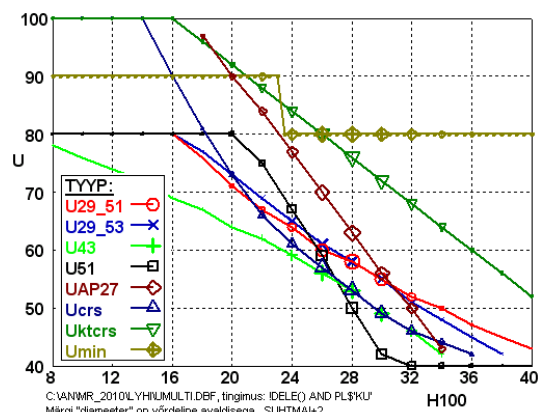
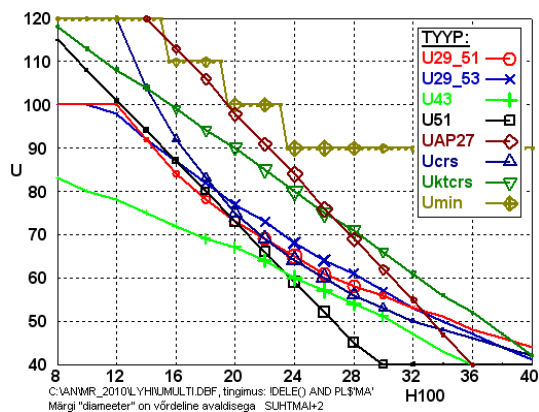
Allar Padari puhtpuistute simulatsioonis arvestati harvendusraietest saadavat puude hinda ja varumiskulusid. Harvendusraiet simuleeriti iga-aastasena keskmise tüvemahuga puude välja raiumisega. See vastab ülameetodile tavalise harvendusraiete intervalli korral.<sup>2</sup> Tavaliselt raiutakse harvendusraietel välja puid tüvemahuga ca 1/3 keskmisest raie intervalli alguses ja diameetriga ligikaudu 0,6 keskmisest diameetrist (Hooldusraiete ..., 1980). Harvendusraiet simuleeriti ka madalates boniteetides, kus harvendusraiet enamasti ei tehta. Allar Padari simulatsioonis on harvendusraietest saadav hind ja hinnaküpsuse vanus ülehinnatud.

Metsaregistrist kasutati andmeid nii koosseisu kui muude tunnuste mõttes “nii nagu nad on”, harvendusraietest saadavat hinda arvestamata. Seega Allar Padari simulatsioonides arvestati kogutooki, metsaregistri andmetest aga säiliva puistut tooki.

Puistute hinnaküpsuse sõltuvust puuliigiti kõrgusindeksist H100 on modelleeritud korduvalt. Toome allpool (Joonis 2.1.10) näited tulemustest.

---

<sup>2</sup> Selline simulatsioon vastaks harvendusraie perioodilise tegemise korral perioodi alguses ligikaudu järgneva perioodi keskmiste, st perioodi alguse keskmisest märgatavalt suuremate, puude väljaraiumisele



Joonis 2.1.10. Männikute (ülal vasemal), kuusikute (ülal paremal), kaasikute (all vasemal) ja sanglepikute (all paremal) hinnaküpsuse vanuse  $U$  väärtused aastates kõrgusindeksi  $H100$  funktsioonina erinevate mudelite järgi:

U29\_51 – A. Nilsoni (2008) ettepanek lageraie vanuse läviväärtuseks (variant 1),

U29\_53 – A. Nilsoni (2008) ettepanek lageraie vanuse läviväärtuseks (variant 3),

U43 – normküpsus maa tõhusaima kasutamise mõttes (norm oli äpardunud),

U51 – metsaregistri andmeist võrrandiga  $U52 = a + b \cdot H100$ ,

UAP27 – Allar Padari simulatsioon ülameetodiga hooldusraietega,

Ucrs – metsaregistri andmeist võrrandiga  $Ucrs = a + b/H100$ ,

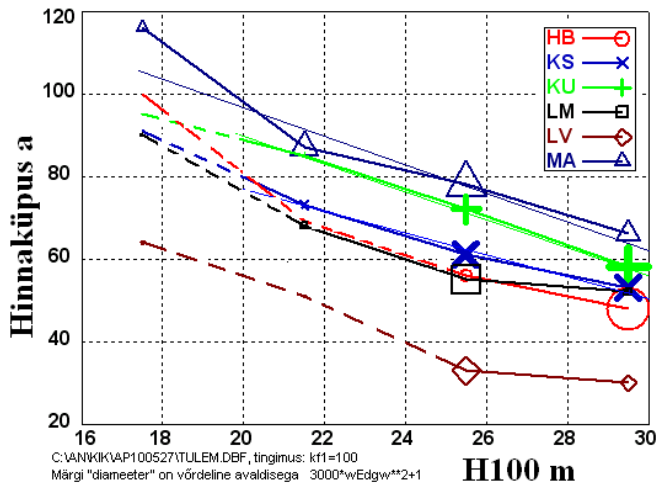
Uktcrs – kasvutabelite keskmine võrrandiga  $Uktcrs = a + b \cdot H100$ ,

Umin – kehtiv minimaalne lageraie vanus (läviväärtus).

Tähiste joonsuurus on joonistel võrdeline metsaregistrist hinnatud hinnamuudu maie summaarse väärtusega. Küpsusvanuse mudelid U29\_51 ja U29\_53 on tuletatud kasvufunktsioonidega tagasiteisendusena seoseks  $U = f(H100)$  A. Nilsoni (04.02.2008) ettepanekust lageraie vanuse ja kõrguse kombinatsiooni läviväärtuse kohta (variandid 1 ja 3) metsaseaduse §29 lõige 5 paranduseks. Ettepaneku koopia on esitatud lisas 1.

Küpsusvanuste U51 ja UAP27 joonte langus on kõrgusindeksi suurenedes järsem kui teistel v. a. kaasikud, kuid nad lõikuvad teistega summaarse hinnamuudu jaotuse arvestatavate väärtuste piirkonnas. Kasvutabelite keskmine joon on kuusikutes ja männikutes ülejäänutest märgatavalt kõrgem, kuid kaasikutes ja sanglepikutes paikneb

teiste joonte põimingus. Kasvutabelite andmetest ligikaudu 5% protsentiilina leitud hinnangute U29\_51 ja U29\_53 jooned on lähedased käeoleva aruande raames leitud hinnangutele U51 ja Ucrs. Küpsusvanuse UAP27 juures tuleb arvestada seda, et see on saadud ülameetodiga süstemaatiliste harvendusraiate simuleerimisega ja seda tuleb tõlgendada mitte tingkeskmiste vaid võimaliku ülemise piiri joonena.



Joonis 2.1.11. Allar Padari poolt 27.05.2010. tehtud simulatsiooni tulemusel leitud hinnaküpse väärtused puhtpuistutele hooldusraietest saadud puidu hinna kaasaarvamise korral. Harvendusraiet simuleeriti iga-aastasena, välja raiuti keskmise tüvemahuga puud. Katkendjooned tähistavad tühise kaaluga piirkonda. Õrnad jooned on regressiooni järgi.

Allar Padari tulemuste erinevused teistest tulenevad peamiselt küpsusvanust tõstvast harvendusraie ülameetodist ja lisaks harvendusraie simuleerimisest väga madalaboniteedilistes puistutes, kus harvendusraiet tehakse suhteliselt harva. Muus osas on lahknevused eeldatavate metoodika erinevuste või vigadega samas suurusjärgus. Kõige enam erinevad Allar Padari puhtpuistute simulatsiooni tulemused kasvutabelite ja metsaregistri töötlemisel saadutest just kehvemates boniteetides.

Tabel 2.1.5. Hinnaküpse vanuse  $U = b_0 + b_1 \cdot H100$  kordajad hinnatuna Allar Padari simulatsiooni andmetest kaalutuna summaarse hinna muudu mai€ järgi vastava kõrgusindeksi väärtuse kohal.

Enamuspuuliik	b0	b1
HB	114	-2,249
KS	129	-2,605
KU	158	-3,382
LM	115	-2,277
LV	61	-1,070
MA	171	-3,641

Küpsusvanuste U51 ja Ucrs arvutamise aluseks on võetud metsaregistri igale takseerkirjeldusele arvatud kättehinnade keskmiste andmerekad enamuspuliigi vanuse järgi metsatüübiti (paigatüüp koos enamuspuliigiga). Arvutusi tehti kahes variandis: puhtpuistutele enamuspuliigi osaga 90% või enam (tulemusi kasutati küpsusvanuse Ucrs arvutamiseks) ja kõigile puistutele sõltumata enamuspuliigi osa suurusest. Käntehinna

keskmise muudu (kännuhinna jagatis vanusega) read siluti esialgsete ridade maksimumi ümbruses funktsiooniga

$$\text{mai€} = b_0 * \tanh(A/b_1) + b_2 A, \quad (2.1.1)$$

kus mai€ – kannuhinna keskmine muut kr/ha/a,

A – puistu vanus a,

$b_0, b_1, b_2$  – kordajad,

tanh – hüperboolne tangens.

Samasugune analüüs tehti ka kõigi puistute kohta (enamuspuuliigi osast sõltumatuna). Seda andmestikku ja tulemusi saab kasutada metsatüübiti keskmiste hinnangute saamiseks, kuid see ei sobi koosseisu järgi diferentseeritud analüüsiks. Selles andmestikus metsatüüpidest 8 olid esindatud sedavõrd väikese eraldiste arvuga (6 juhul alla 30), et hüplike andmeridade silumisega saadi ebareaalsed võrrandid. Ebaõnnestusid ka siirdesoo kaasikute ja karusambla haavikute lähendid (arvutuslikud küpsusvanused vastavalt 103 a ja 19 a).

Metsatüübiti saadud hinnangud siluti enamuspuuliigiti rühmitatud valimeis esmalt kõrgusindeksi H100 ja edasises kõrgusindeksi H100 ning mulla niiskuse indikaatori OHOR kombinatsiooni järgi. Uuringu tellija soovi kohaselt kasutati silumiseks võimalikult lihtsaid võrrandeid. Võrrandid  $Akps = a + b * H100$  ja  $Akps = a + b/H100$  osutusid andmestikule praktiliselt võrdtäpseteks lähenditeks.

Tulemuste eristamiseks sõltuvalt enamus- ja seguliigi osa vahekorrast kaheliigilistes segapuistutes kasutati aruandes (Nilson, 2010) kirjeldatud simulatsiooni programmi tulemusi. Neist tulemustest hinnati seguliigi osaluse mõju küpsusvanusele kasutades kaht andmevalimi moodustamise kriteeriumi

a) puhtpuistute (enamusliigi osalus 100%) ja

b) segapuistute (enamusliigi osalusega alla 65%) andmeid.

Segapuistute valimi (seguliigi osalus 35% või rohkem) kujundamise aluseks pidasime ohtu, et kõikvõimalikud andmestiku ja modelleerimismürad võivad seguliigi vähese osaluse korral seguliigi osaluse mõju hinnanguid ähmastada.

Seguliikide mõju eeldati olevat summeeruv (aditiivne). Järelikult mitme seguliigi esinemisel võib nende parandeid osalusega kaalutult summeerida. Saadud parandid seguliigi osa arvel (osa arvutustes kümnendmurruna) on esitatud alljärgnevas tabelis. Kui osalust mõõta protsentides, siis tuleb tabeli kordajaid jagada arvuga 100.

Tabel 2.1.6. Seguliigi kümnendmurruna hinnatud osa kordaja kannuhinna küpsusvanuse korrigeerimiseks (aastates).

Enamusliik	Seguliik					
	Mänd	Kuusk	Kask	Haab	Sanglepp	Hall lepp
Mänd	0,0	-2,3	-5,1	-16,7	-7,5	-10,1
Kuusk	2,3	0,0	2,3	-8,0	-1,1	-13,0
Kask	-10,3	-1,6	0,0	-14,3	-1,1	-8,0
Haab	2,6	7,4	10,4	0,0	5,0	-2,7
Sanglepp	2,5	2,2	2,5	-13,9	0,0	-12,9

Hall lepp	5,2	7,2	16,3	1,9	9,3	0,0
-----------	-----	-----	------	-----	-----	-----

Simulatsioonidest ja metsaregistri andmetest selgus, et hinnaküpsuse vanus sõltub lisaks kõrgusindeksile veel ka mulla niiskuse indikaatorina kasutatud tunnusest OHOR. Näitasime, et on põhjust kahelda tunnuse OHOR mõju õiges kajastamises metsa staatilistes (ühekordse mõõtmisega saadud) andmeridades. Sellegipoolest lülitus tunnus OHOR täiesti usaldatavalt küpsusvanuse võrrandesse. Kasutasime seda seost hinnaküpsuse vanuse hinnangu Ucrs arvutamisel.

Kokku arvutasime igale metsaregistri eraldisele 4 küpsusvanuse hinnangut:

- Umin - kehtiv minimaalne lageraie vanus,
- U43 – normküpsus aruande (Nilson, 2010) tabeli 4.3 kordajate järgi,
- U51 – hinnaküpsus aruande (Nilson, 2010) tabeli 5.1 kordajate järgi,
- Ucrs – hinnaküpsus arvestades vanusega suurenevaid kahjustusi SMI andmete alusel funktsiooniga  $rth.crs$  modelleeritud kujul.

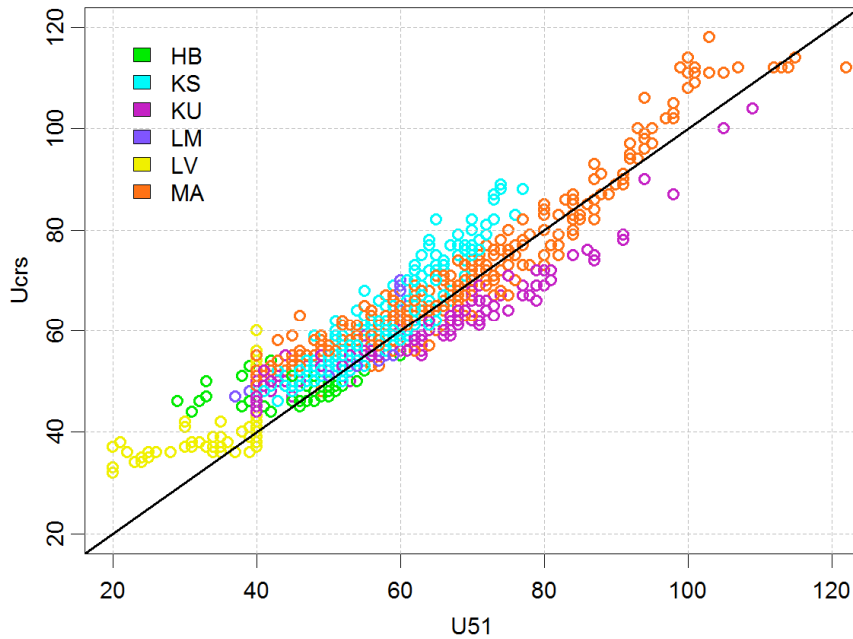
Neist normküpsus U43 on vaid põhimõtteline meetodika katsetus üsna suvaliselt kehtestatud normtoogi järgi. Saadud hinnangud ei vääri tõsist sisulist analüüsi.

Hinnangud U51 ja Ucrs erinevad peamiselt selle poolest, et U51 hindamisel kasutati küpsusvanuse ja kõrgusindeksi vahelist lineaarset seost, kuid hinnangu Ucrs leidmisel seost kõrgusindeksi pöördväärtusega  $1/H100$  ja lisaks tunnust OHOR.

$$Ucrs = a + b/H100 + c*\log(OHOR+1) \quad (2.1.2)$$

Simuleerimisel kasutatud ja metsatüübiti keskmistena leitud andmed ei katnud piisavalt üksikpuistute boniteedi muutumisvahemikku, mistõttu keskmiste tulemuste rakendamine üksikpuistutele eeldab keskmistest leitud seose ekstrapoleerimist peaaegu boniteediklassi võrra (4 m H100 väärtust). Lineaarse võrrandi järgi osutus selline ekstrapoleerimine ebausutavaks (küpsusvanus viljakates kasvukohtades „liialt” madalaks ja kehvades kasvukohtades „liialt” kõrgeks), mida eksperthinnanguna pidasime sobimatuks. Seos tunnuse H100 pöördväärtusega andis ka ekstrapoleerimisel täiesti vastuvõetavad tulemused.

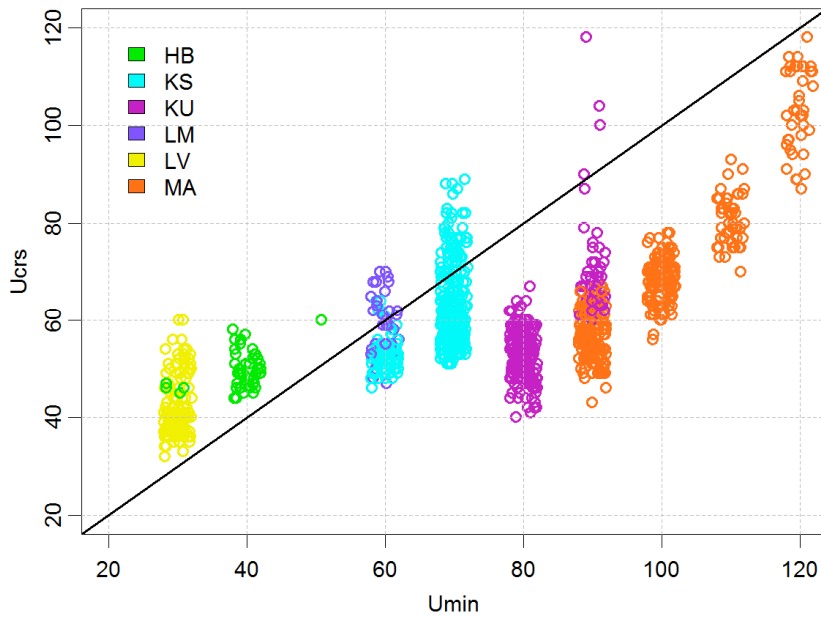
Hinnangute erinevust metsaregistri takseerikirjeldustel demonstreerib joonis 2.1.12.



Joonis 2.1.12. Küpsusvanuse hinnangud U51 ja Ucrs metsaregistri takseerikirjeldustel. Diagonaaljoon on võrdväärtuste joon. Esindatud on iga 1000-s takseerikirjeldus.

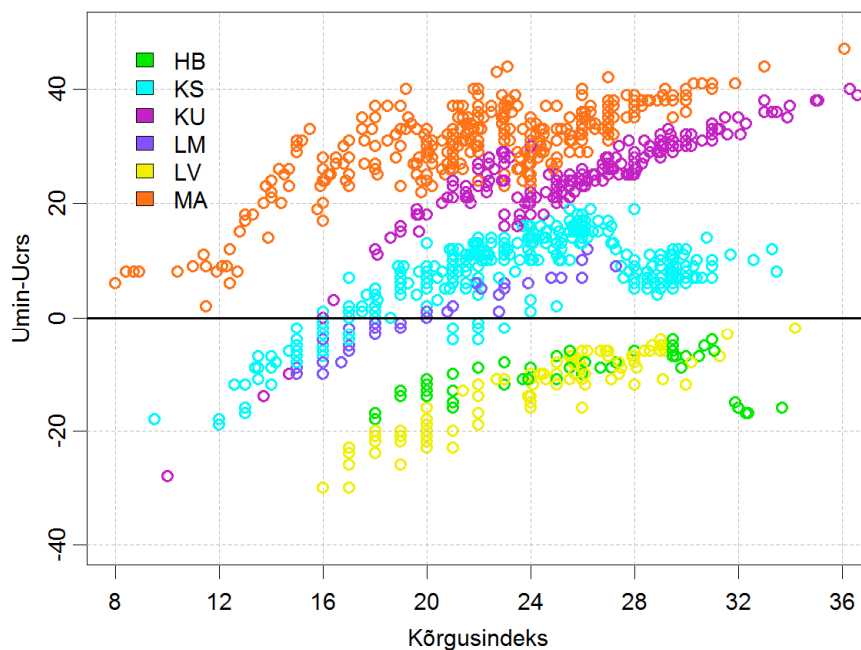
Jooniselt 2.1.12 näeme, et madalate ja väga kõrgete küpsusvanuste korral on hinnang Ucrs suurem hinnangust U51. Selle peamiseks põhjuseks on ülamärgitud küpsusvanuse erinev seostamine kõrgusindeksiga ja lisaks tunnuse OHOR arvestamine hinnangu Ucrs leidmisel.

Joonisel 2.1.13 on samadele puistutele arvatud kehtiv minimaalne lageraie vanus Umin ja hinnang Ucrs.



Joonis 2.1.13. Lubatud minimaalne lageraie vanus Umin ja küpsusvanuse hinnangud Ucrs metsaregistri takseerikirjeldustel. Diagonaaljoon on võrdväärtuste joon. Esindatud on iga 1000-s takseerikirjeldus. Umin on täpsest vanusest pisut hajutatud, et vähendada punktide kattumist.

Mõnevõrra ilmekam on võrdlus kui esitada tunnuste Umin ja Ucrs väärtused kõrgusindeksi H100 funktsioonina (joonis 2.1.14).



Joonis 2.1.14. Kehtestatud minimaalse lageraie vanuse Umin ja küpsusvanuse hinnangu Ucrs vahe metsaregistri iga 1000-ndal takseerikirjeldusel.



Näeme, et männi enamusega puistutes ületab kehtestatud minimaalne lageraie vanus Umin ja küpsusvanuse arvatud hinnangut Ucrs isegi kuni 50, kuuse enamuse korral 40 ja kase enamuse korral 20 aasta võrra.

Hinnaküpsuse vanuse hinnang Ucrs arvutati funktsiooniga  $Akypscrs$  (Lisa 1)

Selles ja järgnevas kahes funktsioonis (Lisa 1,  $Kyps43$ ,  $Kyps51$ ) on H100EE enamuspüüliigi kõrgusindeks ja PMA, PKU, PKS jne on vastavalt männi, kuuse, kase jne osa % puistu tagavarast.

Hinnaküpsuse vanus U43 arvutati võrrandiga  $U51 = a + b \cdot H50$  ja korrigeeriti seguliikide lihtsustatud arvestamisega. Odavliikideks loeti: HB, LM, LV, PA, RE, SP, TL, TM, PP. Muutuja ODAVAD on nende liikide osaluse summa protsentides. Arvutused tehti funktsiooni  $kyps43$  abil (Lisa 1).

Hinnaküpsuse vanus U51 arvutati võrrandiga  $U51 = a + b \cdot H50$  ja korrigeeriti samuti seguliikide lihtsustatud arvestamisega.

Kaks esimest enamusliigi parameetrit a ja b võeti aruande (Nilson, 2010) tabelist 5.1 (vahetult metsaregistri mudel), segu parand loeti sama aruande jooniselt 4.8, odavate liikide arvel HB ja LV ligikaudne keskmisena. PEkoef on enamuspüüliigi osa puistu koosseisus kümnendmurruna. Männikute ja kuusikute küpsusvanust tõkestati alt 40 ja kase küpsusvanust 30 aastaga.

Täiendavalt leiti hinnaküpsuse vanus kasvutabelites igale kasvureale ja siluti kõrgusindeksi H100 funktsioonina. Sellele lisati parandid seguliikide mõju arvestamiseks.

#### **2.1.4.2. Hinna muudu languse ja üleseismise kahjude modelleerimine**

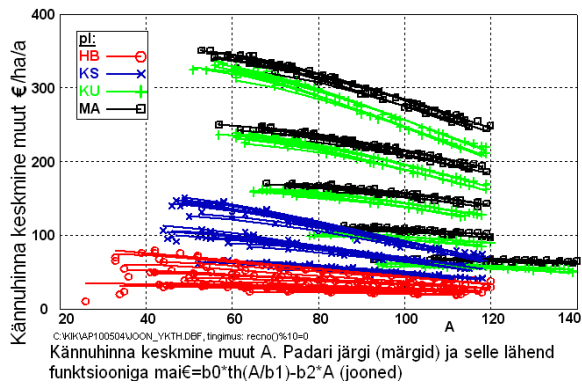
Hinnamuudu mai€ languse tendentside modelleerimiseks kasutati Allar Padari faili RAIE.DBF (14.05.2010) ja saadi kenad tulemused. Allar Padari algoritm on kinnitatud Vabariigi Valitsuse määruse 9.10.2008 nr 150 ametlikuks kasutamiseks ja tema modelleerimise tulemused on seega soliidne lähtematerjal.

Saadud hea lähend on omamoodi illusioon – viidatud Allar Padari fail tekitati Andres Kiviste 1997. a takseertunnuste mudeli alusel, mille aluseks omakorda olid metsatüübiti rühmitatud takseerikirjeldused. Seega on tulemustes mitmed meetodi varem viidatud küsitavused. Siiski on see antud hetkel saadaolevatest parim hinna muudu dünaamika mudel.

Hinna keskmise muudu modelleerimiseks peale selle maksimumi (peale hinnaküpsuse vanust) kasutati funktsiooni

$$mai_A€ = b_0 \cdot th(A/b_1) - b_2 \cdot A. \quad (2.1.3)$$

Funktsioon osutus algandmetele heaks lähendiks (joonis 2.1.15).



Joonis 2.1.15. Kännuhinna keskmise muudu mai€ lähendid muudu langemise piirkonnas. Algandmed Allar Padari simulatsioonist.

Funktsioon normeeriti läbima punkti (1,1)

$$\text{mai}A\text{€}/\max(\text{mai}\text{€}) = b0n \cdot \text{th}(A/b1n) - b2n \cdot A/U. \quad (2.1.4)$$

Parameetrid  $b0n$ ,  $b1n$  ja  $b2n$  on omavahel tihedas seoses ja heas seoses ka küpsusvanusega  $U$  (programmisis *amx*). Normeeritud suhtelise hinna muudu arvutamiseks koostati funktsioon SuhtMai, mis esitatakse alljärgnevas.

Funktsioon SuhtMai(puuliik,A,U) tagastab suhte  $\text{mai}_A\text{€}/\text{mai}_U\text{€}$ ,

kus  $A$  – puistu vanus

$U$  – hinnaküpsuse vanus

Puistu hinna vanuses  $A$  saame nt. avaldisega

$$A * \text{mai}_U\text{€} * \text{SuhtMai}(\text{puuliik},A,U) / \text{SuhtMai}(\text{puuliik},U,U) \quad (2.1.5)$$

ja hinna vähemtoogi kogu perioodi  $A$  kohta avaldisega

$$U * \text{mai}_U\text{€} - A * \text{mai}_U\text{€} * \text{SuhtMai}(\text{puuliik},A,U) // \text{SuhtMai}(\text{puuliik},U,U) \quad (2.1.6)$$

Jagamine ühe lähedase väärtusega  $\text{SuhtMai}(\text{puuliik},U,U)$  ei ole hädavajalik, kuid täpsustab tulemust, sest mõnel juhul oleks tulemus pisut nihutatud (tegelikult muude ebatäpsuste foonil arvestamist mitte väärival määral).

Hinna juurdekasvu protsendi avaldis on

$$100 * \text{SuhtMai}(\text{puuliik},A+1,U) * (A+1) / (\text{SuhtMai}(\text{puuliik},A,U) * A) - 100 \quad (2.1.7)$$

Konkreetses puistu hinna keskmise muudu küpsusvanuses  $U$  saame arvutada avaldisega

$$\text{mai}_U\text{€} = \text{Hind}A / \text{suhtmai}(\text{puuliik},A,U) \quad (2.1.8)$$

eeldades, et hinna kasvu kõvera kuju vastab tüüpilisele küpsusvanusega U puistute omale.

Seega hinna muuduga seotud arvutusteks vajame:

- hinnaküpsuse vanust U,
- enamuspuuliiki,
- puistu vanust A,
- puistu hinda vanuses A või vanuses U.

Eeldatavat hinnaküpsuse vanust U arvutasime funktsioonina enamuspuuliigist, kõrgusindeksist H100 ja liikide MA, KU, KS, HB, LM ja LV osalusest puistu koosseisus. Muid liike saab arvestada koos sarnase liigiga loetletud kuue hulgast.

### **2.1.5. Mudeli rakendatavuse hindamine igapäevaselt otsuste langetamiseks Keskkonnaameti piirkondlike metsaspetsialistide poolt. Ettepanekute koostamine rakendamise hõlbustamiseks**

Keskkonnaameti piirkondlikel metsaspetsialistidel on küpsusvanuse mudelit vaja rakendada arvatavasti peamiselt siis, kui seda või sellest tuletatud mudelit kasutada lageraie lubatava läviväärtusena<sup>3</sup>. Sel juhul võib silmas pidada peamiselt kaht juhust:

1. mudelit rakendatakse kameraalselt,
2. mudelit rakendatakse looduses.

Esimesel juhul võib mudel olla kuitahes keerukas, sest seda realiseeritakse nagunii arvutis. Teisel juhul looduses on olukord sarnane, sest selgi juhul on spetsialistil enamasti kaasas arvuti koos andmete või nende kaugkasutamise võimalustega.

Kui aga raie lubatavuse üle otsustada looduses personaalarvuti ja andmete puududes, siis sobib raie lubatavuse hindamiseks kasutada puistu vanuse ja kõrguse seost (vt. lisa 2. Metsaseaduse §29 lõike (5) parandusettepanekud 04.02.2008). Lisas 2 on esitatud 3 varianti lageraie lävivärvuse hindamiseks ainult kahe naturaalse tunnuse, puistu vanuse ja kõrguse järgi.

Täiendavalt tuleb arvestada, et vanuse läviväärtuse vahetu sidumise korral kõrgusega jääb ära boniteedi või kõrgusindeksi hindamise viga. Mingi arvuti või kalkulaator on spetsialistidel igal juhul kaasas. Keskmise hinnaga mobiiltelefonide kalkulaatoris on aritmeetika korraldused, trigonomeetriselised funktsioonid, pöördväärtus, ruut, ruutjuur ja tehted mälu. Seega arvutuste äärmiseks lihtsustamiseks puudub vajadus. Soov rakendada keerukatele nähtustele ülilihtsaid mudeleid oleks arvutisajandil taunitav anakronism. Aga kui siiski leitakse selliseid lihtsaid mudeleid, millised kajastavad tegelikkust ilma kriitiliste moonutusteta, siis tuleb neid eelistada keerukatele.

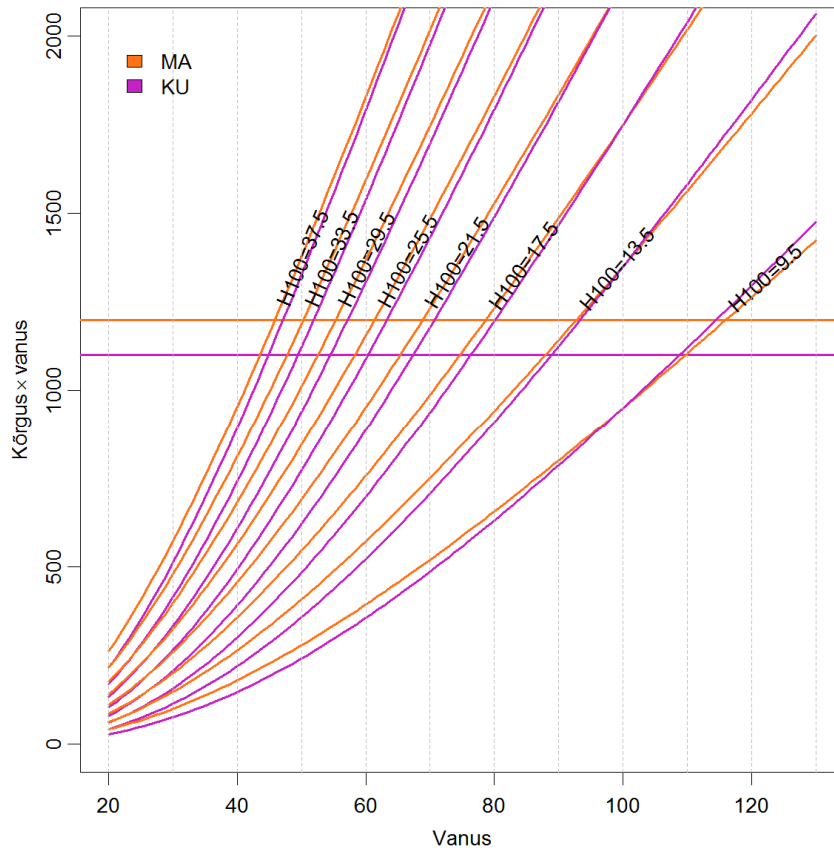
Kordame siin ülalviidatud lihtsa ettepaneku kolmest variandist esimest.

*Lageraie on lubatud, kui puistu vanus aastates on suurem kui:*

---

<sup>3</sup> Aruandes toodud küpsusvanuste väärtused on enamasti mudeli koostamiseks kasutatud valimi keskmised v. a. lisa 1 toodud mudelid. Kuid needki on hinnatud valdavalt täiuslike normaalpuistute tabelitest koosnevate valimite põhjal. Aruandes toodud mudeleist saab tuletada lubatud läviväärtusi alandades mudeli väärtusi puistute mitmekesisusest tulenevat küpsusvanuse hajumist arvestades.

- 1) kõvalehtpuu puistutes 90;
- 2) männi puistutes 90 või jagatis 1200/puistu kõrgus;
- 3) kuuse puistutes 70 või jagatis 1100/puistu kõrgus;
- 4) kase puistutes 50 või jagatis 1000/puistu kõrgus;
- 5) sanglepa puistutes 40 või jagatis 900/puistu kõrgus;
- 6) haava puistutes 30.



Joonis 2.1.16. Männi ja kuuse puistu kõrguse ja vanuse korrutised sõltuvana vanusest. Kui korrutis ületab 1200 (punane horisontaalne joon), siis saavutab puistu küpsusvanuse. Jooned ülevalt alla poole on boniteediklasside keskmised väärtused 1a kuni 5a.

Kuna jagamistehe on pisut tülilikam, kui korrutamistehe, siis võib reeglilt esitada ka korrutamistehte kaudu (Joonis 2.1.16). Männikute lageraie on lubatud, kui puistu vanus on suurem kui 90 a või vanuse ja kõrguse korrutis on suurem kui 1200. Nagu jooniselt 2.1.16 on näha, siis alla 45 aasta vanuste männikute lageraie jaoks peab puistu olema väga kõrge boniteediga. Metsaregistri andmetes ei leidunud ühtki alla 40 aastast männikut ega kuusikut, millel kõrguse ja vanuse korrutis oleks ulatunud etteantud piirini. Kaasikute tingimusele vastas 15 kase, 1 halli lepa ja 10 haava enamusega puistut.

Sellist reeglilt on arvutuslikult lihtne kasutada, algoritmina oleks see:

$$Umin(MA)=min(90, 1200/H). \quad (2.1.9)$$

Võrreldes seda kehtiva minimaalse lageraie vanuse vastava arvutuskorraldusega:

$$U_{min}(MA) = IIF(bon < 3, 90, IIF(bon < 4, 100, IIF(bon < 5, 110, 120))). \quad (2.1.10)$$

on uue reegli kasutamine lihtsam.

Näeme, et kehtiv, suuremate vigade ning seega ka suuremate vaidlustamisvõimalustega algoritm (kolm tingimusfunktsiooni sisaldav) on märgatavalt keerukam ülaltoodud lihtsast (vaid üks miinimumi avaldis), kuid vähemalt suurusjärgu võrra täpsemast alternatiivist.

Vanuse ja kõrguse vahetu sidumise meetod on eriti täpne ja kindel poolelioleva raie hindamisel, eriti kui langil on veel langetatud puud mõõtes nende pikkust. Puistu keskmist kõrgust (vs puude pikkust) saab siis määrata täpsemini ja kiiremini kui kasvavate puude kõrguse mõõtmise järgi. Kõrgust saab kaudselt hinnata ka kännu ja sellele vastava ladvaotsa vahelise kauguse järgi. Ka puistu vanust saab langilt suhteliselt täpselt hinnata aastarõngaste lugemisega kändudel. Sellegipoolest jääb keskmiste hindamine statistiliseks protseduuriks ja sanktsioone tohib rakendada alles siis, kui kahest juhuslikust suurusel, vanusest ja kõrgusest, tuletatud vanuse **keskväärtuse ülemine usalduspiir ei küündi normini**. Selle keskväärtuse ülemise usalduspiiri hindamiseks on sobiv kasutada kas arvutit või mingit nomogrammi.

Teiseks ja lihtsamaks võimaluseks on toimida sarnaselt liiklusvahendite kiiruse kontrolliga. Liiklusseaduse § 74. Mootorsõidukijuhi poolt lubatud sõidukiiruse ületamine sätestab küll astmeti trahvimäärad, kuid kiiruse kontrollimise praktikas arvestatakse summaarse veaga, mis tuleneb mõõtmisinstrumendi, mõõtmisprotseduuri ja spidomeetri võimalikest vigadest. Reeglina sanktsiooni ei rakendata või viiakse madalamale astmele, kui lubatud sõidukiiruse ületamine jääb selle vea piiridesse. Seejuures hinnatakse viga kiirusehinnangus tavaliselt vaikimisi eksperthinnanguna.

Harjumusliku ja prognooside tarvis mugava ülaltoodud mudeli kohase küpsusvanuse väärtuse võib ligikaudselt hinnata boniteerimistabelite järgi otsides vastava boniteedi tulbast rida, kus esmakordselt korrutis  $A \cdot H$  saab suuremaks männikutele arvust 1200 (Tabel 2.1.7), kuusikutele 1100, kaasikutele 1000 ja sanglepikutele 900 või leides vanuse samal viisil boniteerimisfunktsiooniga. Jättes mudeli baasvariandiks vanuse ja kõrguse seose võime sellest tuletada tabeli vanuse sõltuvuse kohta kõrgusindeksist H100 ja leida sellest tabelist regressiooni  $U = f(H100)$ . Esitame alljärgnevas regressioonivõrrandi neli varianti.

Tabel 2.1.7. Boniteerimistabeli järgi tuletatud küpsusvanuste piirid puhtmännikutele, kus vanuse ja kõrguse korrutis ületab 1200.

	MA Kõrgused						Kõrgus * vanus					
	31,5	27,5	23,5	19,5	15,5	11,5	31,5	27,5	23,5	19,5	15,5	11,5
15	7,0	5,6	4,5	3,4	2,6	1,8	105	85	67	52	38	27
20	9,7	7,9	6,3	4,9	3,6	2,5	194	157	125	97	73	51
25	12,2	10,0	8,0	6,3	4,7	3,3	306	250	201	157	118	83
30	14,6	12,0	9,7	7,6	5,8	4,1	437	360	291	229	173	122
35	16,7	13,9	11,3	8,9	6,8	4,8	585	485	394	312	237	169
40	18,6	15,6	12,7	10,1	7,7	5,5	746	622	509	405	310	221
45	20,4	17,1	14,1	11,3	8,7	6,2	918	770	634	507	389	279
50	22,0	18,5	15,3	12,3	9,5	6,8	1098	927	767	617	475	342
55	23,4	19,8	16,5	13,3	10,3	7,5	1286	1091	907	732	567	410
60	24,7	21,0	17,5	14,2	11,1	8,0	1480	1261	1053	853	663	481
65	25,8	22,1	18,5	15,1	11,8	8,6	1679	1437	1204	979	764	556
70	26,9	23,1	19,4	15,9	12,4	9,1	1882	1616	1359	1110	868	634
75	27,8	24,0	20,2	16,6	13,0	9,5	2088	1799	1518	1243	976	715
80	28,7	24,8	21,0	17,3	13,6	10,0	2297	1985	1680	1380	1086	798
85	29,5	25,6	21,7	17,9	14,1	10,4	2507	2173	1844	1519	1199	884
90	30,2	26,3	22,3	18,5	14,6	10,8	2720	2364	2011	1661	1314	971
95	30,9	26,9	22,9	19,0	15,1	11,2	2934	2556	2180	1805	1431	1060
100	31,5	27,5	23,5	19,5	15,5	11,5	3150	2750	2350	1950	1550	1150
105	32,1	28,0	24,0	20,0	15,9	11,8	3367	2945	2522	2097	1670	1242
110	32,6	28,6	24,5	20,4	16,3	12,1	3584	3141	2695	2245	1791	1334
115	33,1	29,0	24,9	20,8	16,6	12,4	3802	3338	2869	2394	1914	1428

Tabel 2.1.8 Hinnaküpsuse vanuse U sõltuvus kõrgusindeksist H100 Metsaseaduse §29 lõike (5) parandusettepanekute (A. Nilson, 04.02.2008) esimese variandi järgi.

Puuliik	võrrand	RMSE	R <sup>2</sup>
MA	114.351-2.023*H100	1.468	0.971
KU	99.086-1.47*H100	0.604	0.987
KS	96.222-1.69*H100	0.534	0.991
LM	90.005-1.586*H100	0.273	0.993
#			
MA	210.692-45.818*log(H100)	0.553	0.996
KU	190.302-39.824*log(H100)	0.367	0.995
KS	188.714-41.972*log(H100)	0.186	0.999
LM	178.128-39.735*log(H100)	0.356	0.989
#			
MA	160.415-19.387*sqrt(H100)	1.005	0.986
KU	139.094-15.371*sqrt(H100)	0.438	0.993
KS	138.283-16.897*sqrt(H100)	0.341	0.996
LM	129.78-15.897*sqrt(H100)	0.305	0.992
#			
MA	23.633+979.488/H100	0.62	0.995
KU	20.167+1040.022/H100	0.626	0.986
KS	12.619+1015.293/H100	0.385	0.995
LM	10.682+985.135/H100	0.484	0.979

Parimaks mudeliks osutus kuju  $U = a + b \cdot \log(H100)$ , kus lähendi jääkstandardhälve RMSE jäi väiksemaks kui 0,554 aastat. Sellele järgneb kuju  $U = a + b/H100$  v. a. männikutes, kus paremuselt teine on kuju  $U = a + b/H100$ .

Regressiooni leidmisel oli kaaluks vastava puuliigi ja kõrgusindeksi summaarne hinna keskmine muut. Lähendi jääkstandardhälbe hindamisel tuleb arvestada, et küpsusvanuse väärtused olid algandmetes esitatud täisaastatena. Seega on parimate lähendite jääkstandardhälve (ca ½ aastat) lähedane algandmete diskreetsusest tulenevale piirile.

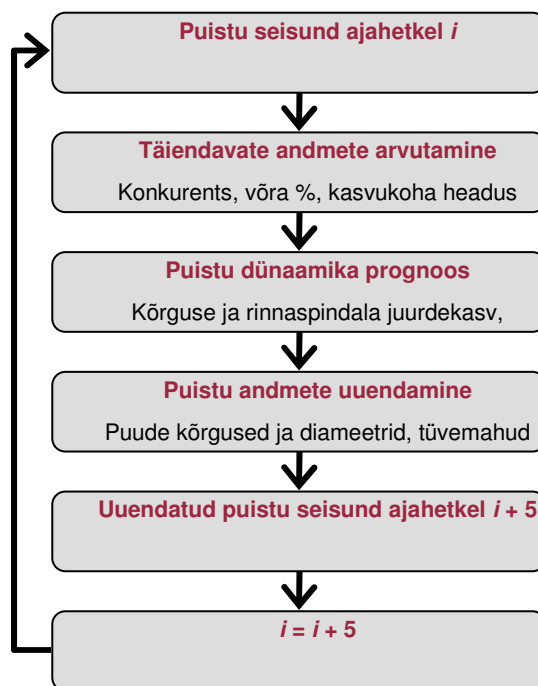
Kui seda mudelit või tema analoogi kasutada raievanuse läviväärtusena, siis tuleks raiet lubatavaks lugeda, kui seda lubab üks (ükskõik kumb) variantidest. Vastuväiteid sellisele lähenemisele (nt, et erinevus reegli kahe vormi vahel võib halvimal järgi olla üle ühe aasta) ei ole sisukad, kui peame silmas küpsusvanuse modelleerimise ja rakendamise summaarset viga. Summaarse vea hindamist tuleb alustada mudeli kordajate väärtuse leidmise vigadest ja lõpetada konkreetse puistu erisusega ning sisendtunnuste, kui juhuslike suuruste, hindamisvigadega. Puistu erisusena tuleb silmas pidada peamiselt selliseid küpsusvanust mõjutavaid tunnuseid, mis ei sisaldu arvutamisalgoritmis.

## **2.1.6. Küpsusvanuste arvutamine Soome puistu kasvusimulaatoriga MOTTI**

### **2.1.6.1. Sissejuhatus**

Võrdlusmaterjali saamise eesmärgil otsustati katsetada puistu küpsusvanuse arvutamist alternatiivse meetodikaga. Selleks otstarbeks kasutati Soome Metsainstituudi METLA poolt välja töötatud puistu kasvusimulaatorit MOTTI (internetist vabalt allalaetav: <http://www.metla.fi/metinfo/motti/index-en.htm>). Tegemist on puu kasvu ja väljalangevuse võrranditele tugineva puistu kasvusimulaator-programmiga, mis on eelkõige mõeldud pikaajaliste prognooside koostamiseks. Programm võimaldab prognoosida puistu arengut erinevate metsamajanduslike tööde läbiviimise korral (erinevad hooldusraied, noorendike hooldamine, väetamine, kuivendamine ja kõrglaasimine). Tarkvara koostamisel on arvestatud metsakasvatustlike tingimuste suure varieeruvusega – mudelite väljatöötamisel kasutatud andmestik katab peamiste puuliikide, kasvukohatüüpide, vanuseklasside ja majandamisintensiivsuse variatsiooni üle terve Soome. Puistu arengu simuleerimine toimub 5-aastaste perioodide kaupa, detailssem tööprotsessi kirjeldus on esitatud joonisel 2.1.17.

Lähteandmetena on võimalik sisestada olemasoleva puistu takseerikirjeldus (suvalises vanuses) või alustada simulatsiooni metsa uuenemise hetkest. Viimasel juhul tuleb valida uuendamiseviis (istutamine, külv või looduslik uuenemine), peapuuliik, uuenduse arvukus (tk/ha) ning prognoositav ellujäämus. Mudelid arvestavad maapinna ettevalmistamist ning sisestada saab ka informatsiooni raiesmikule jäetud seemnepuude kohta. Olemasoleva puistu puhul on vaja teada puuliikide ja rinnete kaupa vanust, päritolu (istutus, külv või looduslik), keskmist diameetrit, keskmist kõrgust ning puude arvu hektaril või rinnaspindala. Nii olemasoleva puistu kui ka uue puistu rajamise simuleerimisel on eeltoodud andmetele lisaks vaja teada, kas puistu on mineraal- või turvasmuldadel, kasvukohatüüpi ning geograafilist piirkonda. Puistu ruumilise paiknemise informatsiooni põhjal valib programm asukohale omased kliimaandmed.



Joonis 2.1.17. Soome kasvusimulaator MOTTI töö üldskeem

Simulatsioonide tulemusena väljastab MOTTI üksikasjalikke aruandeid, milles tuuakse välja lähteandmed, metsamajanduslike tööde ja metsamaterjali hinnad, puistu peamiste takseernäitajate dünaamika, hektaritagavara ning puidu sortimentatsioon, biomassi toodang erinevate fraktsioonide lõikes, raiete käigus saadava materjali hulk ning rahaline väärtus diskonteerituna erinevate intressimäärade juures. Sealjuures on metsamaterjali hinnad ja sortimentatsioon kasutaja poolt muudetavad (piiratud ulatuses), lisaks saab kohandada ka erinevate tööde hindasid.

Tulenevalt asjaolust, et MOTTI näol on tegu programmiga, mis kasutab puistu kasvu imiteerimiseks Soome andmetel väljatöötatud mudeleid (Hynynen et al. 2002), kerkib esile küsimus antud tarkvara rakendamise võimalikkuse kohta Eesti oludes. Sellele küsimusele vastuse saamiseks on käivitatud uurimistöö, mille tulemusena antakse hinnang MOTTI mudeli kasvuprognoside vastavusest Eesti empiirilisele andmetele. Analüüsimaterjalina kasutatakse Eesti metsa kasvukäigu püsiproovitükkide võrgustiku kordusmõõtmiste andmeid, mis katavad põhiosa Eesti puistuid kirjeldavate tunnuste variatsioonist.

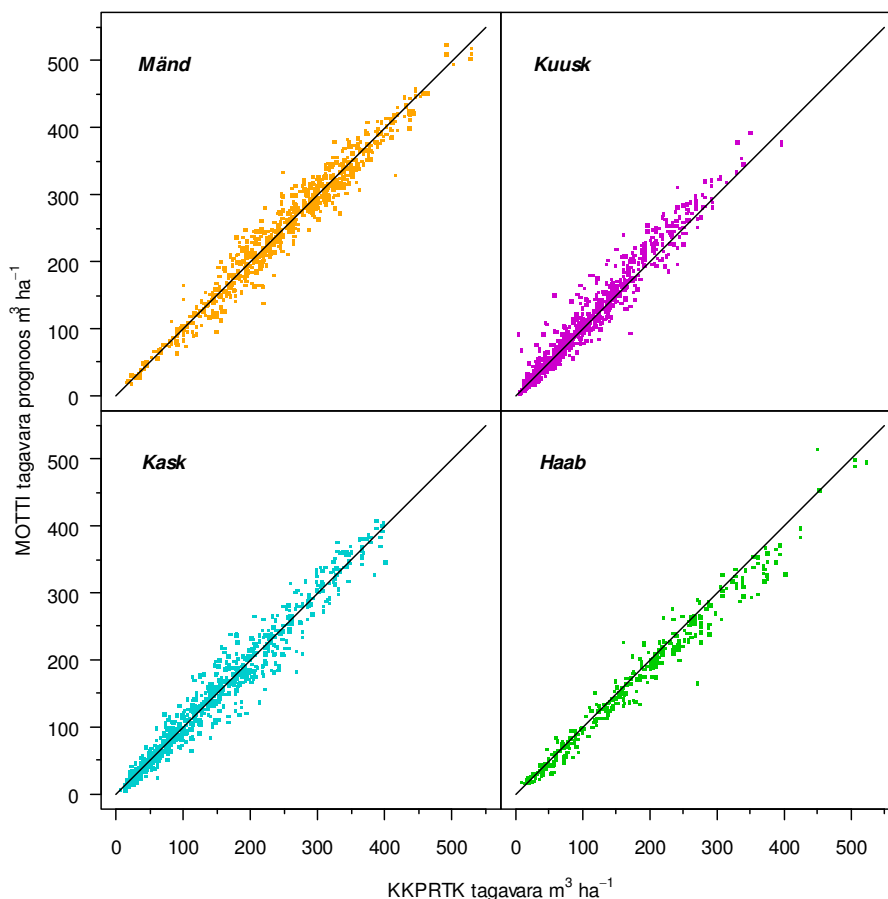
Tabel 2.1.9. Kasvukohatüüpide vastavused

MOTTI	Lõhmus (2006)
Grove	JP, JK, SL ,ND
Grovelike	JM
Fresh	KM
Dryish	PH, MS
Dry	KL, KN, SJ, AN, KR
Barren	LL, LU, SM, OS, TR, TA, SN

Kõigi simuleeritud puistute korral määrati MOTTIs asukohaks Vantaa, kus valitavatest variantidest on programmi autorite sõnul kliimatilised tingimused Eestile kõige



sarnasemad. Kasvukohatüübid teisendati Eestis kasutusel olevast E. Lõhmuse (2006) tüpoloogias MOTTIs kasutatavasse Kuusela ja Salminen (1969) süsteemi tabel 2.1.9. põhjal.



Joonis 2.1.18. Eesti metsa kasvukäigu püsiproovitükkide kordusmõõtmistel metsaelementide hektaritagavarad võrrelduna MOTTI simulatsioonide tulemustega. Punasega on tähistatud diagonaaljoon.

Esialgsete puistuelemendi tasandil saadud tulemuste põhjal (joonis 2.1.18) ei täheldatud MOTTI prognooside süstemaatilisi vigu männi, kuuse ja kase kasvu ennustamisel, haava puhul on võimalik täheldada süstemaatilist tagavara alahindamist. Ideaaljuhul peaksid MOTTI prognoosid proovitükkide kordusmõõtmiste andmetega kokku langema ning punktid asetseksid joonisel diagonaaljoonel. Arvestades faktiga, et lähteandmed pärinevad väga erinevate tingimustega kasvukohtadest, võib joonisel nähtavat hajuvust küllaltki väikseks pidada.

### 2.1.6.2. Materjal ja meetodika

Küpsusvanuste leidmiseks simuleeriti teatud metsatüüpide keskmiste andmete alusel peamiste puuliikide kasvu. Lähteandmed võeti A. Kiviste 1997. a. diferentsmudeli aluseks olevast algandmete tabelist ning teisendati soovitud vanusesse. Kasutati ainult

mineraalmaadel paiknevate kasvukohtade andmeid. Puhtpuistute simulatsioonide lähteandmed on esitatud tabelis 2.1.10, segapuistute andmed tabelis 2.1.11. Tabel 2.1.10 esimeses plokis on puuliikide lõikes metsaregistri alusel pindala poolest enamesindatud kasvukohatüübid tulundusmetsades, teise plokki on valitud viljakad kasvukohad ning viimane plokk on madala tootlikkusega kasvukohad. Mõlemas tabelis esitatud puistu kõrgusindeksit  $H_{100}$  simulatsioonide algandmetes ei kasutata, need on välja toodud hilisema võrdluse lihtsustamiseks. Segapuistute lähteandmete tabelis 2.1.11 on täiendavalt esitatud puude arv hektarile erinevate koosseisukordajate korral (N 1,0...N 0,3). Näiteks segapuistus, kus kasvukohatüüp on mustika (MS) ja peapuuliik on mänd osalusega 70% ning kaaspuuliigiks on 30% kaske, saab puude arvu tabelist peapuuliigi reast lahtritest N 0,7 ja N 0,3 ehk vastavalt 775 ja 332 puud/ha. Teisisõnu asendatakse 30% peapuuliigi puude arvust kaaspuuliigiga.

Tabel 2.1.10. Puhtpuistute simulatsioonide lähteandmed

PL	KKT	H100	A	H	D	N
MA	MS	23,1	50	15,6	16,7	1108
KU	JM	25,9	40	14,6	14,8	1368
KS	AN	24,3	30	12,6	11,0	1645
HB	ND	31,9	30	15,4	13,6	1508
LM	AN	24,1	20	8,7	7,8	2617
LV	AN	21,0	20	9,9	8,4	2844
MA	JK	26,9	40	15,8	15,8	1245
KU	ND	26,6	40	14,8	15,3	1199
KS	ND	29,4	30	15,2	12,8	1467
HB	ND	31,9	30	15,4	13,6	1508
LM	ND	28,6	20	9,9	9,0	2318
LV	ND	25,8	20	10,7	9,0	2664
MA	TR	17,7	50	11,1	14,4	1035
KU	TA	21,2	40	11,1	12,6	1217
KS	TR	19,4	30	9,4	8,9	1551
HB	AN	26,4	30	13,3	12,1	1560
LM	TA	22,1	20	7,9	7,3	2528
LV	TA	18,4	20	8,7	7,7	2815

Puistuid kasvatati tabelitest 2.1.10. ja 2.1.11. nähtavatest algvanustest kuni eeldatava küpsusvanuse piirkonnani. Küpsusvanuse leidmiseks koostati iga puistuvariandi korral rida simulatsioone, milles teostati lageraied iga simulatsiooni lõpus. Iga järgnev simulatsioon oli eelnevast ühe kasvuperioodi ehk 5 aasta võrra pikem. Antud meetod tuleneb asjaolust, et MOTTI ei väljasta aruandeid enne lõppraie teostamist. Aruannete põhjal koostati tabelid, kus on lõppraiest saadav tulu 5-aastaste intervallidega alates lähtevanusest kuni eeldatava küpsusvanuse piirkonnani. Küpsusvanus saadi lõppraiest saadava tulu jagamisel raieringi pikkusega, teisisõnu leiti keskmise aastase raietulu maksimumväärtus.

Tabel 2.1.11. Segapuistute simulatsioonide lähteandmed

						N	N	N	N
PL	KKT	H100	A	H	D	1,0	0,7	0,5	0,3
MA	MS	23,1	50	15,6	16,7	1108	775	554	332
KS	MS	24,6	50	18,5	17,0	872	610	436	262
HB	MS	26,6	50	19,3	19,7	751	526	376	225
MA	MS	23,1	20	6,0	6,6	4443	3110	2221	1333
LM	AN	24,1	20	8,7	7,8	2617	1832	1309	785
KS	AN	24,3	20	8,6	7,2	2885	2020	1443	866
KS	AN	24,3	30	12,6	11,0	1645	1151	822	493
KU	AN	23,2	30	9,2	10,0	2019	1413	1009	606

MOTTI kasutab raietulude arvutamisel vaikumisi Soome metsamaterjali hindu, kus sortimentide hinnasuhted erinevad olulisel määral Eesti hindadest. Lisaks ei arvestata raiējätmeid küttepuiduks. Seevastu väljastab MOTTI raiest saadava sortimentatsiooni, mille alusel on võimalik tulud ümber arvutada Eesti hindadega. Selleks arvutati perioodi 1998-2009 a. RMK aastakeskmiste vahelaohindade alusel üldistatud sortimentatsioonide hinnad, mis on esitatud tabelis 2.1.12. Tabelis esitamata puuliikide korral (LM, LV) arvestati kogu raiest saadav sortimentatsioon küttepuiduks.

Tabel 2.1.12. Simulatsioonides kasutatud metsamaterjali hinnad, ühik on €/m<sup>3</sup>. Eesti hinnad ei sisalda käibemaksu ning küttepuidu hind on olenemata puuliigist 11,61 €/m<sup>3</sup>.

Puuliik	Sortimentide hinnad		
	Palk	Peenpalk	Paber
<i>Eesti</i>			
MA	49,05	44,74	24,00
KU	49,66	43,39	25,90
KS	45,89	24,25	24,25
HB	26,32	11,87	11,87
<i>Soome (MOTTI vaikumisi)</i>			
MA	56,79	35,00	14,85
KU	57,61	30,00	23,71
KS	44,65	30,00	13,72
HB	44,65	30,00	13,72

Täiendavate simulatsioonidega vaadati ka küpsusvanuse sõltuvust puistu tihedusest ning harvendusraietest. Tiheduse sõltuvuse uurimiseks simuleeriti mustika kasvukohatüübi männi puhtpuistu kasvu erinevate täiuste korral. Puistu keskmine diameeter ja kõrgus on samad, mis tabelis 2.1.9, kuid puude arvu muudeti vastavalt erinevatele täiuseastmetele: T 50% – 727 puud/ha; T 100% – 1455 puud/ha; T 125% – 1818 puud/ha. Harvendusraie simulatsioon baseerub 50-aastasel mustikamännikul (vt. tabel 2.1.10.), kus samal aastal viidi harvendusega puude arv tasemele 700 puud/ha.

### 2.1.6.3. Tulemused ja diskussioon

Soome puistu kasvusimulaatori MOTTI väljastatud puistu arengudünaamika aruannete põhjal koostatud raiete aegridadest leitud keskmise aastase raietulu maksimumile vastavad vanused on esitatud tabelites 2.1.13 ja 2.1.14. Näidatud on optimaalne raievanus nii Soome kui ka Eesti metsamaterjali hindade alusel. Edasises arutelus keskendutakse eelkõige Eesti hindade alusel saadud tulemustele.

Tabel 2.1.13. Puhtpuistute simulatsioonide tulemusena saadud küpsusvanused

KKT	H100	Vanus	
		EST	FIN
<i>PL=MA</i>			
JK	26,9	55	55
MS	23,1	90	90
TR	17,7	95	95
<i>PL=KU</i>			
ND	26,6	75	75
JM	25,9	70	90
TA	21,2	40	40
<i>PL=KS</i>			
ND	29,4	40	45
AN	24,3	75	75
TR	19,4	80	80
<i>PL=HB</i>			
ND	31,9	45	45
AN	26,4	35	35
<i>PL=LM</i>			
ND	28,6	55	80
AN	24,1	20	20
TA	22,1	20	25
<i>PL=LV</i>			
ND	25,8	45	35
AN	21,0	20	20
TA	18,4	20	20

Puhtpuistutes võib täheldada kasvukoha viljakusest tulenevaid vastuolulisi trende (vt. tabel 2.1.13. ning joonis 2.1.19.). Männil ja kasel saabub küpsusvanus hea tootlikkusega kasvukohtades varem kui väheviljakates tüüpides. Kuusel, haaval ja leppadel on seevastu küpsusvanus varasem madala tootlikkusega kasvukohatüüpides. Mõlema lepa liigi korral on küpsusvanuse miinimumväärtus piiratud 20 aastaga. See tuleneb asjaolust, et nooremas vanuses tehtud simulatsioone ei saa pidada usaldusväärseteks. Tulemuste kohaselt tasub leppasid kasvatada ainult viljakates kasvukohtades, kus küpsusvanus jääb kehtestatud piirväärtusest kõrgemale. Arvestada tuleks ka sellega, et MOTTI mudeli koostamisel kasutatud lepike andmestikud on üsnagi tagasihoidliku suurusega, mistõttu on soovitatav tulemuste tõlgendamisel olla eriti tähelepanelik.

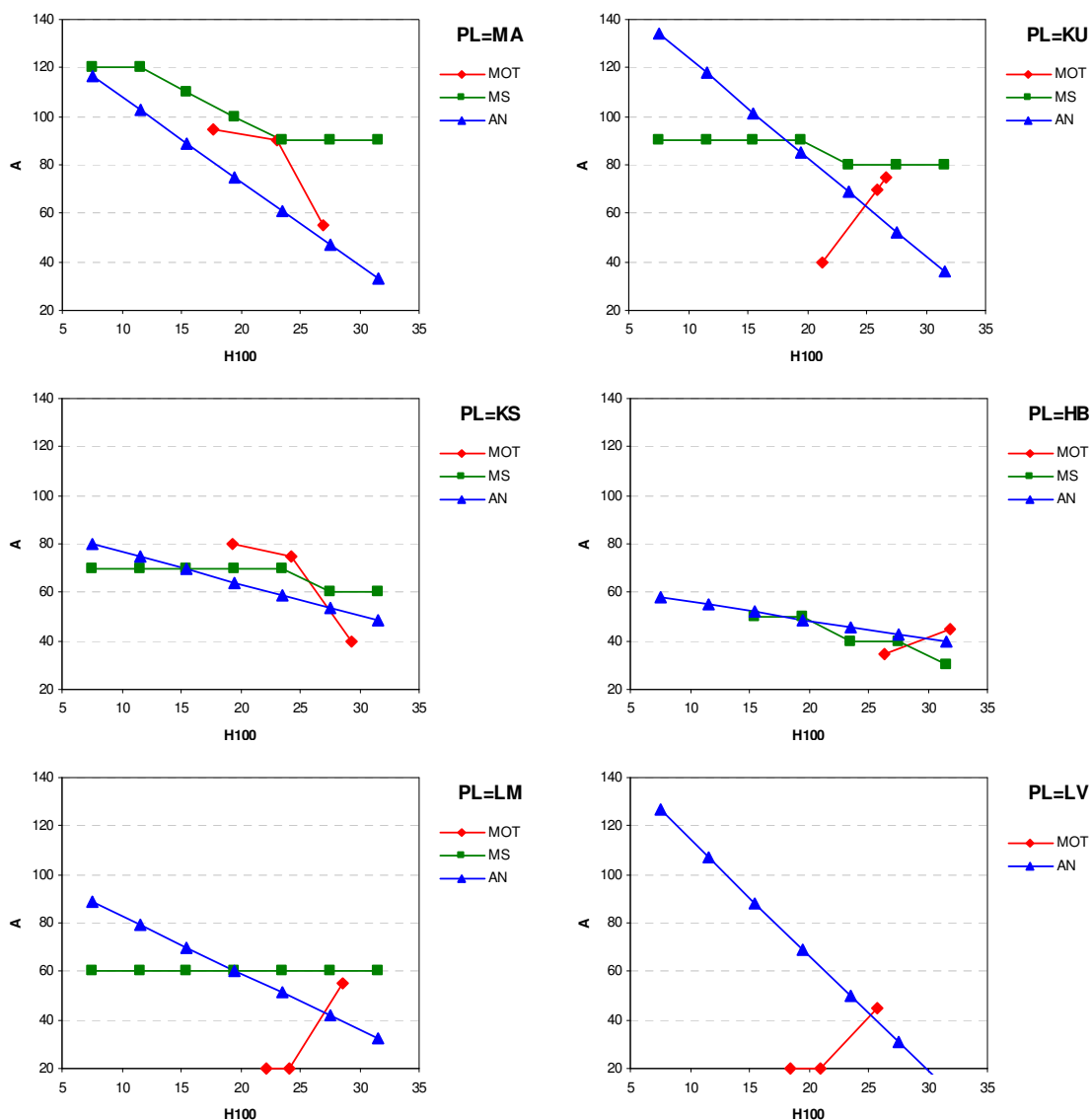
Tabel 2.1.14. Segapuistute simulatsioonide tulemusena saadud küpsusvanused

PL1	PL2	H100		A	
		PL1	PL2	EST	FIN
<i>KKT=MS</i>					
0,5MA	0,5KS	23,1	24,6	70	100
0,7MA	0,3KS	23,1	24,6	90	100
0,7MA	0,3HB	23,1	26,6	80	85
0,7MA	0,3LM	23,1	24,1	90	95
<i>KKT=AN</i>					
0,5KS	0,5KU	24,3	23,2	130	130
0,7KS	0,3KU	24,3	23,2	85	85
0,5LM	0,5KS	24,1	24,3	105	95
0,7LM	0,3KS	24,1	24,3	105	20

Valikuliste segapuistute simulatsioonide tulemusel leitud küpsusvanused on sarnaselt puhtpuistute tulemustele küllaltki vastuolulised. Näitena on männi ja kase võrdse proportsiooniga segus küpsusvanus madalam kui kumbagi liigi puhtpuistus. Seevastu kase ja kuuse segu küpsus saabub alles 130. aastal, mis on 60 aastat kõrgem puhtkuusiku küpsusvanusest. Siinkohal eeldab MOTTI, et kasulikum on kuusiku kasvatamine (kuuse sortimentide hinnad on nii Eestis kui ka Soomes kõrgemad kase hindadest, vt. tabel 2.1.12.) ning raiega oodatakse seni, kuni saabub suktsessioonifaas, milles kuusk on puistus domineeriv puuliik. Sarnane on stsenaarium ka sanglepiku korral, milles kaaspuuliigina on koosseisus kasked. Viimasel juhul tõuseb küpsusvanus isegi 85 aastat. Selliste puistute korral ei saa antud meetodika rakendamist kuigi arukaks pidada, sest suur hulk puitu jäetaks metsa mädanema (meetodika ei näe ette hooldusraieid ja seega ei arvesta ka võimaliku lisatuluga). Kaaspuuliigi madalama osaluse korral suudab männikutes küpsusvanust madalamale tuua ainult haab, kase ja sanglepa puhul jääb raievanus samaks, mis enamupuuliigi puhtpuistu korral.

Tabel 2.1.15. Küpsusvanus mustikamännikutes sõltuvana puistu täiusest

Täius	N/ha	A	
		EST	FIN
1,25	1818	70	90
1,00	1455	70	90
0,76	1108	90	90
0,50	727	90	95



Joonis 2.1.19. Peamiste puuliikide puhtpuistute küpsusvanused sõltuvana kõrgusindeksist. Tähistus: MOT – MOTTI simulatsioonid; MS – hetkel kehtiv Metsaseadus (RT I, 05.01.2011, 16, jõust. 15.01.2011); AN – A. Nilsoni mudel U51.

Erinevate täiustega puhtpuistute simulatsioonide tulemused (Tabel 2.1.15) on igati ootuspärased – tihedamates puistutes, kus kasvuruum ja –ressursid on piiratud ning sellest tulenevalt ka kasvuintensiivsus väiksem, saabub küpsus varem kui madala täiusega puistutes. Mustika kasvukohatüübi puhtmännikus tehtud harvendusraiate (ala- ja ülameetodil) simulatsioonide põhjal harvendamine, milles puude arv viidi algselt suuruselt 1108 tasemele 700 puud/ha, küpsusvanuse kujunemist ei mõjutanud. Seevastu saadi alameetodiga harvendamisel täiendav puidukogus 22 m<sup>3</sup> ja ülameetodiga 44 m<sup>3</sup>. Nii harvendatud kui ka harvendamata puistutes on keskmine aastane raietulu suurim 90 aasta vanuses, seda nii Soome kui ka Eesti hindade põhjal. Samas oleks ootuspärane küpsusvanuse tõus, sest harvendamise tulemusena suureneb puistu juurdekasv ning

seeläbi pikeneb puistu tootlik iga. Seetõttu ei ole sobilik üheainsa metsatüübi harvendusraie simulatsiooni põhjal üldistusi teha.

#### **2.1.6.4. Kokkuvõte**

MOTTI prognoositud juurdekasve võib üldjuhul pidada piisavalt täpseteks programmi Eesti oludes rakendamiseks. Probleemaatiline on madalama metsamajandusliku tähtsusega puuliikide, näiteks halli ja sanglepa kasvuprognoosidega arvestamine, sest nende puhul võrdlust Eesti andmetega veel läbi viidud ei ole. Küpsusvanuste leidmiseks tehtud simulatsioonide tulemuste põhjal selgus, et optimaalset raievanust (ajahetke, kus keskmine aastane raiest saadav tulu on suurim) mõjutab olulisel määral metsamaterjali hindade valik. Kehtib seaduspärasus, et odavate liikide lisandumine alandab ja hinnalisemate liikide lisandumine tõstab puistu küpsusvanust.

Lisaks hinnatundlikkusele tekitab küsimusi erinevate metsamaterjali kahjustustega arvestamine, mille tulemusena vähenevad kõrgema hinnaga sortimentatsioonide kogused. MOTTIs kasutatav tagavara ja sortimentatsioonide arvutamise mudel ülehindab palgi mahtu, sest ei arvesta kahjustustega (Hynynen et al. 2002). Programmi on küll lisatud eraldi palgimahu vähendamise mudel, mille kasutaja saab soovi korral sisse lülitada, kuid see ei arvesta teiste sortimentide, näiteks paberipuu kahjustustega. Sellest tulenevalt käesolevas töös antud võimalust ei kasutatud. Simulatsioonide puhul ei ole ka arvestatud puistu koosseisust tulenevate riskifaktoritega, näiteks tuule- või haiguskindlusega, mille tulemusena reaalses metsas võib küpsusvanus ulatuslikul määral erineda. Täiendavalt mõjutavad küpsusvanust varasemad puistus tehtud hooldusraied ja ka tulevikku planeeritud raie tööd.

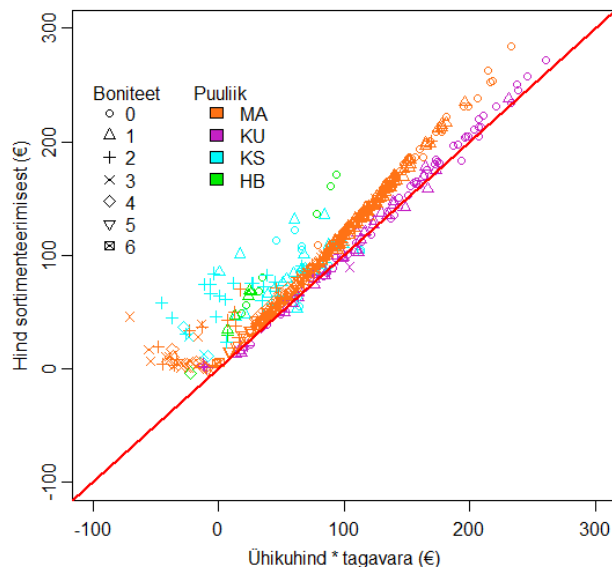
Segus olevate liikide proportsioonide reguleerimisega on võimalik saada täiendavat tooki (Frivold, Frank 2002, Hägg 1988, 1989, Mielikäinen 1980, 1985, 1996, Tham 1988), mille tulemusena võib prognoositud küpsusvanuse hetk muutuda. Siiski on saadud arvutuslikud küpsusvanused kooskõlas üldiste metsakasvatustlike arusaamadega ning ka aruande teistes osades leitud vanustega. Meeles tuleb pidada, et tegu on üldistatud metsatüübi keskmistega, mida ei ole korrektne kasutada muuks, kui illustreerivaks võrdlusematerjaliks. Reaalsuses võiksid seadusega kehtestatud minimaalsed raievanused olla käesolevas töös leitud optimaalsetest raievanustest vähemalt 10-aastase suurusjärgu võrra madalamad arvestamiseks võimalike mudeli prognoosivigadega ning ühtlasi välistaks see juhtumid, kus optimaalne raievanus on madalam seadusega kehtestatud minimaalsest lubatavast raievanusest. Lõpliku otsuse tegemisel tuleks eelkõige lähtuda iga konkreetse puistu tervislikust seisundist ja metsaomaniku soovidest.

#### **2.1.7. Küpsusvanuste võrdlus Eestit katva kasvukäigu püsiproovitükkide võrgustiku andmetel.**

Kasvukäigu püsiproovitükkide andmestikus on 714 proovitükki, millest neli korda on mõõdetud 85 proovitükki, kolm korda 366, kaks korda 222 ning vaid üks kord 41 proovitükki. Proovitükkidel on teada piisavalt täpselt viie aasta muutus, seega on võimalik hinnata, kui suur on proovitüki hinnamuutus viie aasta jooksul.

Käesolevas aruandes on eespoolt kirjeldatud kui olulised on sortimentide hinnad ning nende omavahelised suhted hinnaküpsuse kujunemisel. Seetõttu võrdleme esmalt A. Nilsoni poolt kasutatava puistu keskmiste takseertunnuste järgi arvatava kasvava metsa

hinda (Lisa 1, funktsioon Yhind) ja täpsema sortimenteerimise järgi saadavat hinda. Sortimenteerimisel on kasutatud RMK 2010. a. septembri metsamaterjalide hindasid. Mõlemast hinnast on maha lahutatud metsa raie- ja kokkuveokulud. Hinnad on teisendatud kroonidest eurodeks.

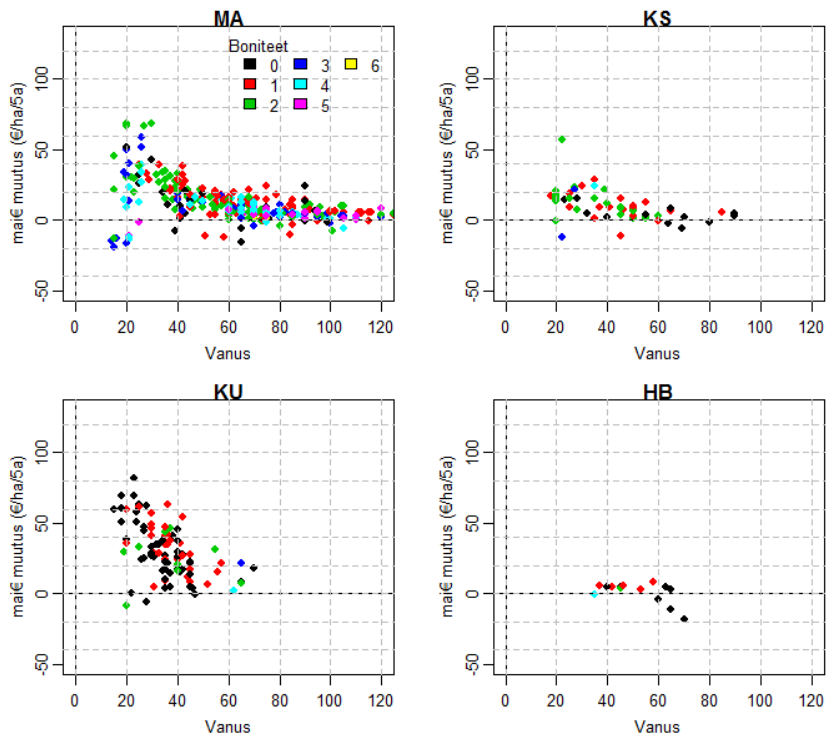


Joonis 2.1.20. Proovitükkide andmetel sortimenteerimise järgi ning A. Nilsoni poolt loodud valemi järgi arvutatavate kännuhindade võrdlus.

Joonisel 2.1.10 on näha, et kuuse proovitükkide hinnad on enamvähem võrdsed, männikute hind on sortimenteerimise järgi pisut suurem. Kase osas on mõningane erinevus, mis on tingitud noorte puistute hinnast, kuna Yhind funktsiooniga (Nilson, 2010) ei arvutata hinda puistutele, mille keskmise diameeter on alla 11 cm (käesolevas võrdluses võeti selleks 7 cm). Kuigi see funktsioon loodi 2008. aasta hindade aluse, võib seda hinna arvutamise funktsiooni pidada realistlikuks ka 2010ndal aastal ning seetõttu kasutame ka proovitükkide hindade arvutamisel sama funktsiooni.

Järgnevalt leidsime igale proovitükile, millel ei ole kahe mõõtmise vahel tehtud ühtegi raiet, keskmise hinna (mai€) nii mõõtmise alguses kui ka lõpus ning sellest tuletasime 5 aasta hinna muudu. Joonisel 2.1.21 on puuliikide kaupa esitatud proovitükkide mai€ muutus. Joonisel on näha, et männikute osas kiire langus kuni puistu 50 aastani, edaspidi jätkub langus aeglasemini ning alates 100 aastast sõltub juba konkreetsest puistust, kas on veel tulus seda kasvatada või mitte. Kaasikutes saabub hinnaküpsus ca vanuses 60 a (sõltumata boniteedist). Kuusikute kohta on raske öelda, kuna andmestikus ei ole piisavalt vanu puistusid, kuid on näha, et mai€ langus on piisavalt kiire, et hinnaküpsuse vanus võiks olla 70-80 aastases puistus (sõltumata boniteedist). Haavikuid on proovitükkide andmestikus liialt vähe, et selle põhjal mingit hinnangut anda.





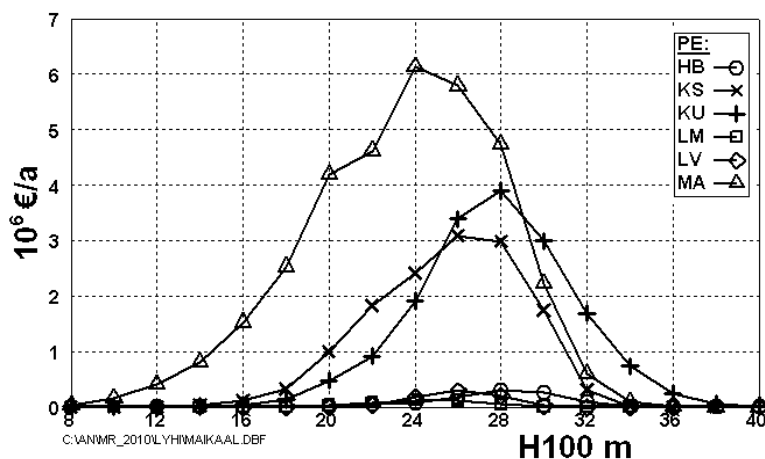
Joonis 2.1.21. Enamuspuuliikide kaupa proovitükkide keskmiste kännuhindade (mai€) 5 aasta muutused vanuse järgi.

## 2.2. PPKV rakendamise mõju tootmispotentsiaalile

Puistupõhise küpsusvanuse rakendamise mõju analüüsimine metsamaa tootmispotentsiaalile metsaregistrisse kantud eraldiste summaarse majandusliku (kr/ha/a) erinevuse analüüsimine võrreldes peapuuliigil põhineva küpsusvanusega. Puistupõhise küpsusvanuse rakendamise mõju analüüsimine majandatavate metsade vanuselise jaotuse dünaamikale pikemas perspektiivis

### 2.2.1. Puistute pindala, tagavara ja hinnatoogi hinnangud metsaregistri andmeist

Hinnaküpsuse alaste mudelite ja nende rakendamise hindamiseks on kasulik saada üldpilt puistute hinnatoogi, pindala ja tagavara jaotusest metsaregistri andmeil enamuspuliikide ja kõrgusindeksi H100 lõikes. Alltoodud joonised 2.2.1 ja 2.2.2 aitavad otsustada, millistele enamuspuliigi ja kõrgusindeksi väärtuste kombinatsioonidele tuleks osutada enim tähelepanu ja millised on metsade üldise hinnatoogi mõttes vähem kriitilised. Alltoodud jaotuste joonised on koostatud kogu kasutatud andmestiku kohta.

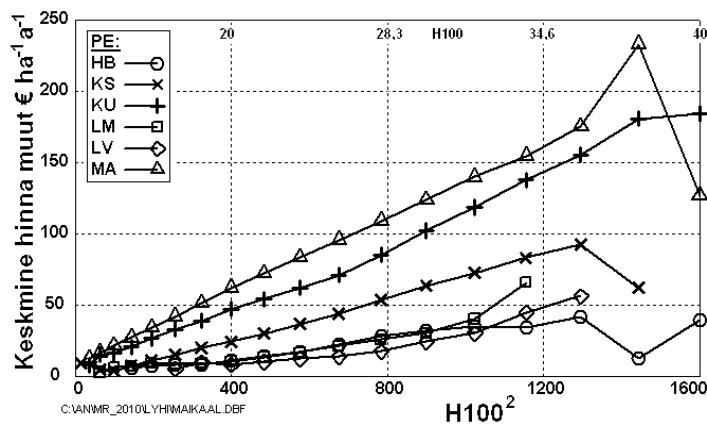


Joonis 2.2.1. Puistute hinna keskmise muudu summa  $10^6 \text{€ a}^{-1}$  jaotus enamuspuliigiti (PE) kõrgusindeksi H100 2 m laiuste vahemike kaupa.

Joonisel 2.17 on kujutatud kõigi metsakategooriate puistute takseerimise hetke kohta leitud hinna keskmise muudu summaarne väärtus. Aastast keskmist hinna muutu võib vaadelda kui aastase raiemahu hinna alumist piiri, sest arvestataval osal puistutest (noored ja üleseisnud) on hinna keskmine muut väiksem vanuse järgi maksimaalsest. Nt rahalise püsikasutuse (jätkusuutlikkuse, kestlikkuse) mõttes võiks männikuid kõrgusindeksiga vahemikus 23-25 m aastast raiuda vähemalt koguhinna 6 miljoni euro ulatuses. Hiljem esitame koondhinnangud tabelina ainult tootmismetsa (kaitse põhjuse märketa) puistute kohta.

Näeme, et metsade üldises hinnatoogis on „odavate” puuliikide (haab, sanglepp, halllepp) tähtsus tühine võrreldes kolme peamisega (mänd, kuusk ja kask). Hinnaküpsuse reeglite aruteludes tuleks sellele vastavalt jagada ka osalejate tähelepanu.

Joonis 2.2.2 näitlikustab hinna keskmise muudu sõltuvust kõrgusindeksist üksiku puistu tasemel.

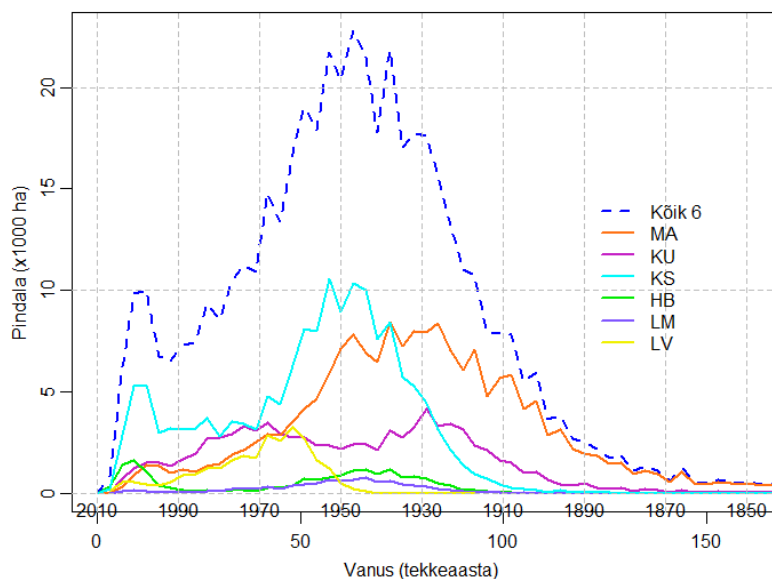


Joonis 2.2.2. Puistuste hinna keskmine muut  $\text{€ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  enamuspuuliigiti (PE) kõrgusindeksi H100 2 m laiuste vahemike kaupa kõrgusindeksi ruudu funktsioonina. Joonise ülaservas on ka sõredalt kõrgusindeksi H100 väärtused.

Eelnenud kahest joonisest saame teha järelduse, et üldiste mudelite tegemisel ja aruteludel on otstarbekas tähelepanu kontseentrerida reeglitele keskmise ja hea viljakusega kasvukohtade männi, kuuse ja kase enamusega puistute tarvis. Väheviljakad ja eriti viljakad kasvukohad ei oma metsa üldise hinnatoogi suhtes kuigivõrd tähtsust.

Joonis 2.2.2 näitab küll, et eriti viljakatel kasvukohtadel on puistu tasemel langetatavate otsuste vigade „hind” kõrge, kuid üldiste reeglite koostamisel ja aruteludes on mõistlik reeglite lihtsuse ja täpsuse kompromiss leida joonise 2.2.1 kaalude kasutamisega. Väga viljakates kasvukohtades on puistute koosseis ja ehitus tavaliselt keerukas ja vastavalt keerukas on ka hinnaküpsuse vanuse leidmine. Seal vajatakse üksiku detailotsuse kujundamiseks lisaks üldistele normatiividele tavalisest enam eksperdi osalemist.

Joonisel 2.2.3 on näha, et pindalaliselt on meil kõige enam 50-70 aasta vanuseid puistuid, mis hakkavad lähenema hetkel kehtestatud küpsusvanusteni. Selline ebaproportsionaalne vanuseline jaotus on tingitud suuresti viimase 60ne aasta jooksul metsade pindala pidevast suurenemisest. Joonisel eristub hästi 1990ndatel põllumaade metsastumise tõttu metsade pindala suuremine, mis tänaseks loetakse juba metsaks ja on kantud metsaregistrisse ning mis on peamiselt uuenenud kasega.



Joonis 2.2.3. Puistute vanuseline jagunemine enamuspuuliikide kaupa metsaregistri andmetel.

## 2.2.2. Arvestuslanki leidmine

Tabel 2.2.1. Metsaregistri kaitse põhjusega märgendamata eraldistest (tootmismetsadele) arvatud arvestuslankide hinnangud ha/a: AL0 – normaallank, ALINT - integraallank, AL1 – lineaarlank, AL2 – ruutlank, kännuhinna küpsusvanuse Ucrs (tulbad crs) ja normatiivaktidega kehtestatud minimaalse raievanuse Umin (tulbad min) järgi. Puistu vanust eraldisel tõkestati lineaar- ja ruutlanki arvutamisel vastavalt hinnanguga Ucrs või Umin.

PE	AL0		ALINT		AL1		AL2	
	crs	min	crs	min	crs	min	crs	min
HB	730	820	1096	1217	1340	1525	1914	2197
KS	5712	4626	7844	5762	9314	6625	12319	7890
KU	3758	2359	5201	2782	6254	3127	8389	3623
LM	360	320	527	455	629	534	866	709
LV	1647	2117	2145	2797	2730	3789	3617	5306
MA	5567	3452	8407	4256	9845	4688	13742	5297
Kokku	17773	13695	25220	17269	30113	20288	40846	25021
%	130	100	146	100	148	100	163	100

Tabeli 2.2.1 tegemise SQL-lause (SQL-päring):

```

SELECT pe, ;
SUM(pind/Ucrs) as AL0crs, ;
SUM(pind/Umin) as AL0min, ;
SUM(2*pind*ape/((Ucrs+6)*(Ucrs+5))) as ALintcrs, ;
SUM(2*pind*ape/((Umin+6)*(Umin+5))) as ALintmin, ;
SUM(pind*(MIN(ape,ucrs))/(Ucrs*(Ucrs+1)/2)) as AL1crs, ;
SUM(pind*(MIN(ape,umin))/(Umin*(Umin+1)/2)) as AL1min, ;
SUM(pind*(MIN(ape,ucrs)**2/(Ucrs*(Ucrs+1)*(2*Ucrs+1)/6)) as AL2crs, ;
SUM(pind*(MIN(ape,umin)**2/(Umin*(Umin+1)*(2*Umin+1)/6)) as AL2min ;
FROM EREL GROUP BY pe where ucrs>0 AND kpohj='-'
```

### 2.2.3. Kännuhinna kahjud, mis tulenevad puistute üleseisemisest hinnaküpsuse vanuse suhtes

Alljärgnevas esitame tabelitena kokkuvõtlikult kahju hinnangud, mis on puistute praeguse vanuselise jaotuse korral juba kantud või mida kantaks, kui puistuid raiuda kehtestatud minimaalse raievanuse järgi. Hinnangud tabeleisse 2.2.2 ja 2.2.3 arvatati kuue peamise puuliigi enamusega eraldistele, kus küpsusvanus oli suurem puistu vanusest. Selliste eraldiste kogupindala algandmetes oli 701,53 10<sup>3</sup>ha. Hinnang tabelis 2.2.5 on täiendavalt allahinnatud, kuna enamus puistuid raiutaks minimaalsest raievanusest mõnevõrra hiljem.

Tabel 2.2.2. Kahju puistute üleseisemisest raievanuse Ucrs suhtes kaitse põhjuste lõikes kuue peamise puuliigi (MA, KU, KS, HB, LM, LV) enamusega puistutes

Kaitse põhjus	Pindala 10 <sup>3</sup> ha	Kahjud 10 <sup>6</sup> €	Kaitse põhjus	Pindala 10 <sup>3</sup> ha	Kahjud 10 <sup>6</sup> €
-	515,19	195,26	L	6,38	2,23
1	19,20	18,03	M	0,31	0,51
2	0,02	0,01	O	0,01	0,01
3	1,66	1,38	P	3,10	2,51
4	0,04	0,02	Q	0,45	0,15
5	5,17	1,50	R	1,91	1,21
6	0,07	0,01	S	60,16	44,65
7	0,27	0,25	U	0,00	0,00
A	0,02	0,01	V	46,47	27,92
H	2,84	0,87	X	3,20	1,45
I	0,81	0,83	Y	0,03	0,01
K	32,39	13,49	Z	1,83	1,12
			Kokku	701,53	313,42

Tabel 2.2.3. Kahju puistute üleseisemisest raievanuse Ucrs suhtes tootmismetsas enamupuuliikide lõikes

Enamus-puuliik	Pindala 10 <sup>3</sup> ha	Kahjud 10 <sup>6</sup> €
Haab	26,28	3,19
Kask	131,27	16,86
Kuusk	107,99	55,89
Sanglepp	10,42	0,57
Hall lepp	26,46	0,33
Mänd	212,77	118,43
Kokku	515,19	195,26

Tabel 2.2.4. Kahju puistute üleseisemisest raievanuse Ucrs suhtes tootmismetsas enamupuuliikide lõikes arvatatuna järgmise kümnendi keskele

Enamus-puuliik	Pindala 10 <sup>3</sup> ha	Kahjud 10 <sup>6</sup> €
----------------	----------------------------	--------------------------

Haab	28,49	3,40
Kask	167,92	18,01
Kuusk	120,70	59,17
Sanglepp	12,83	0,61
Hall lepp	38,02	0,36
Mänd	237,60	124,52
Kokku	605,57	206,08

Tabel 2.2.5 Kahju puistute üleseismisest küpsusvanuse Ucrs suhtes raiumise korral kehtestatud minimaalses lageraie vanuses tootmismetsas enamuspuuliikide lõikes

Enamus- puuliik	Pindala 10 <sup>3</sup> ha	Kahjud 10 <sup>6</sup> €
Haab	4,45	0,01
Kask	312,37	24,49
Kuusk	193,82	96,94
Sanglepp	18,45	0,22
Hall lepp	0,01	0,00
Mänd	352,24	237,20
Kokku	881,34	358,84

Kahju puistute üleseismisest raievanuse Ucrs suhtes kaitse põhjuste lõikes (tabel 2.2.2) arutati SQL päringuga: (2.2.1)

```
SELECT kpohj, SUM(pind) as pind, SUM(pind*ape*maiEEK*;
(1-suhtmai(pe,ape,ucrs))/15646600) as kahjud FROM erel ;
WHERE ucrs<ape AND ucrs>0 GROUP BY kpohj
```

Kahju puistute üleseismisest raievanuse Ucrs suhtes tootmismetsas enamuspuuliikide lõikes (tabel 2.2.3) arutati päringuga: (2.2.2)

```
SELECT pe, SUM(pind) as pind, SUM(pind*ape*maiEEK*;
(1-suhtmai(pe,ape,ucrs))/15646600) as kahjud FROM erel ;
WHERE ucrs<ape AND ucrs>0 AND kpohj='-' GROUP BY pe
```

Kahju puistute üleseismisest raievanuse Ucrs suhtes tootmismetsas enamuspuuliikide lõikes tabelisse 2.2.4 arutati päringuga: (2.2.3)

```
SELECT pe, SUM(pind) as pind, SUM(pind*(ape+5)*maiEEK*;
(1-suhtmai(pe,ape,ucrs))/15646600) as kahjud FROM erel ;
WHERE ucrs<(ape+5) AND ucrs>0 AND kpohj='-' GROUP BY pe
```

Kahju puistute üleseismisest küpsusvanuse Ucrs suhtes raiumise korral kehtestatud minimaalses lageraie vanuses tootmismetsas enamuspuuliikide lõikes (tabel 2.2.5.) arutati päringuga: (2.2.4)

```
SELECT pe, SUM(pind) as pind, SUM(pind*ape*maiEEK*;
(1-suhtmai(pe,umin,ucrs))/15646600) as kahjud FROM erel ;
WHERE ucrs<umin AND ucrs>0 AND kpohj='-' GROUP BY pe
```

Päringus (2.2.4) võrreldes päringuga (2.2.2) asendati tunnus ape tunnusega umin.

Aastast keskmist üleseismisest tingitud kahju saab ligikaudselt hinnata avaldisega kahjud \*AL/pindala, kus AL – arvestuslangi pindala ja tunnuste kahjud ja pindala väärtused võetakse ülaltoodud tabeleist. Jagatis AL/pindala on keskmine raievanus. Lisanduvad arvestuslangi vähenemisest tulenevad kahjud.

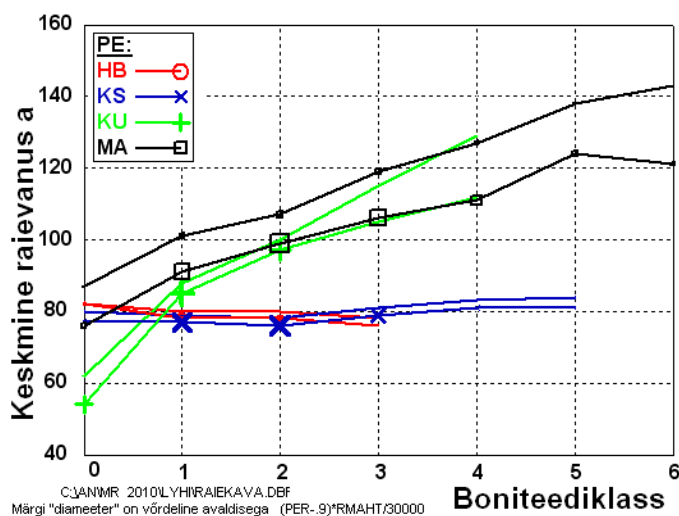
Tabelitesse 2.2.2 ja 2.2.3 on leitud kahjude hinnang vaid nende eraldiste kohta, millistel hinnaküpsuse vanus on väiksem puistu vanusest. Kui arvestada kahjusid järgmise kümnendi tsentri kohal, siis tuleb puistu vanusele lisada 5 aastat (tabel 2.2.4) või ühtlase jaotusega  $U \sim (0,10)$  parand.

Üleseismise keskmise kahju hektari kohta tabeli 2.2.5 andmeist saame arvutada jagatisena  $1000 * 358,84 / 881,34 = 304 \text{ €/ha}$ .

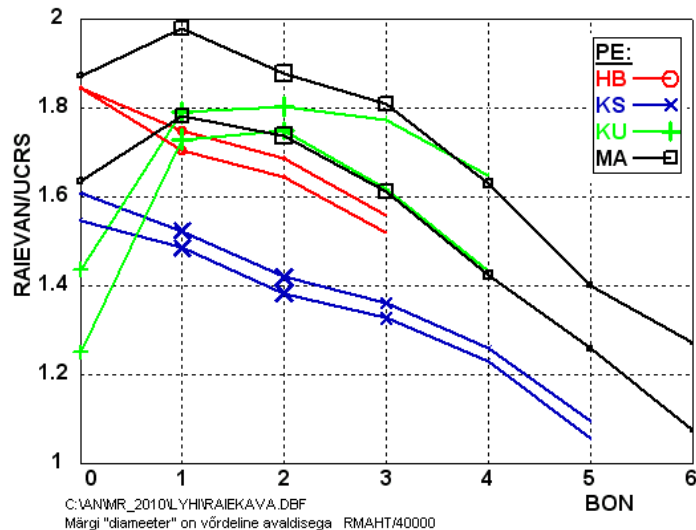
## 2.2.4. Raiutavate puistute keskmine vanus esimesel ja teisel kümnendil peamiste puuliikide ja boniteediklasside lõikes normaallangi korral

Alljärgnevas on toodud joonised 2.2.4 ja 2.2.5, mis iseloomustavad kahe esimese kümnendi jooksul hinnaküpsuse Ucrs järgi enamuspuliikide ja boniteediklasside lõikes arvatud normaallangi järgi raiumisel raiutavate puistute keskmist vanust ja allesjäänud puistute küpsemisaega hinnaküpsuse vanuseni. Simulatsioon tehti takseereraldiste kaupa. Puistute algvanuseks loeti enamspuuliigi vanus metsaregistri seisuga, mida suurendati esimese kümnendi tsentri 5 ja teise kümnendi tsentri 15 a võrra. Puistute tegelik vanus on mõnevõrra suurem, sest raiemaht jäi takseerimisest möödunud aja jooksul märgatavalt väiksemaks hinnaküpsuse Ucrs järgi arvatud normaallangi suuruselt.

Simulatsioonis valiti puistud raieks boniteediklasside lõikes kahjude kahanemise pingerea järgi, kõige suuremate kahjudega (enamasti kõige vanemad) puistud esmajärjekorras. Kui arvutusi oleks tehtud boniteediklassi arvestamata, siis oleks madalaboniteedilised puistud nihkunud pingereas tahapoole ja kõrgeboniteedilised ettepoole. Summaarsete kahjude minimeerimiseks oluks selline lähenemine õige, kuid see oluks arvatavasti meie metsandusliku üldsuse kohanemisvõimet ületav muutus.



Joonis 2.2.4. Tootmismetsas raiele kavandatud männikute, kuusikute, kaasikute ja haavikute keskmine vanus esimesel (ülemine joon) ja teisel kümnendil (alumine joon).



Joonis 2.2.5. Raiele kavandatud puistute keskmise vanuse ja nende keskmise küpsusvanuse Ucrs suhe esimesel (ülemine joon) ja teisel kümnendil (alumine joon).

Joonistelt 2.2.4 ja 2.2.4 tarvis suurendati raiutavate puistute algvanust raieaasta ja arvestusperioodi alguse vahe võrra.

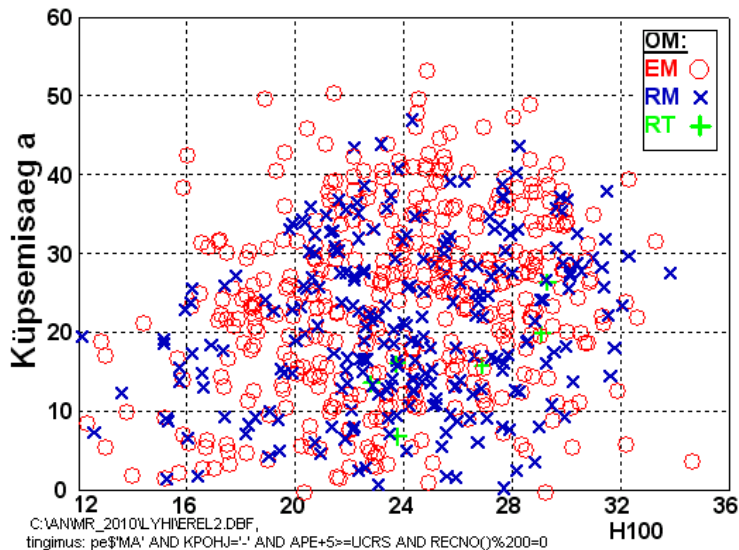
Jooniselt 2.2.5 näeme, et raiutavate puistute keskmine vanus on küpsusvanusest märgatavalt kõrgem. Teisel kümnendil on raievanus küpsusvanusele lähenenud: männikutes ligikaudu 20 ja kuusikutes 10 a ja kaasikutes ning haavikutes kuni 5 a võrra. Sellegipoolest on ka teisel kümnendil raiutavate puistute keskmine vanus küpsusvanusest liigselt kõrgem. Raiutavate haavikute ja kaasikute keskmine vanus jäi ka teisel kümnendil ligikaudu 80 aastaseks.

Jooniselt 2.2.5 näeme, et raiudes puistuid enamuspoolselt ja boniteediklasside lõikes hinnaküpsuse järgi arvatud normaallangi mahus ja valides puistuid raieks hinna kahjude kahanemise pingerea järgi, on küll raievanus lähenenud hinnaküpsuse vanusele, kuid edasises see lähenemine aeglustub valmivate ja keskealiste puistute suure hulga tõttu.

### 2.2.5. Raiumata puistute jaotus küpsemisaja ja kõrgusindeksi H100 järgi kolmanda kümnendi alguseks raiumisel hinnaküpsuse vanuse ja normaallangi järgi

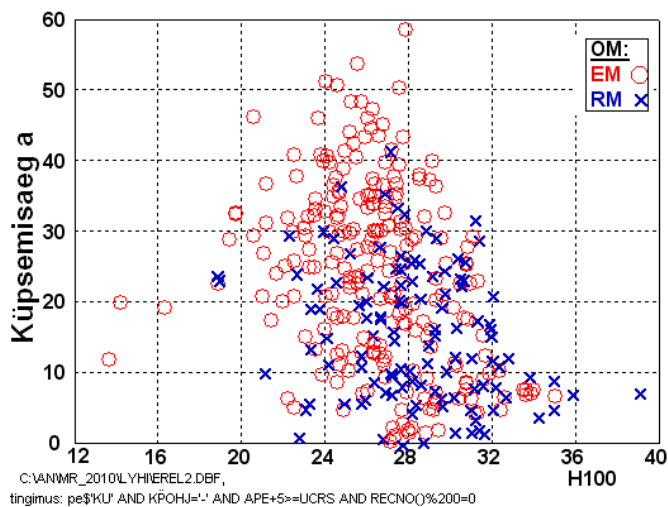
Joonistel 2.2.6 kuni 2.2.8 esitatakse raiest puutumata puistute küpsemisaeg (küpsusvanuse ja puistu vanuse vahe) männikute, kuusikute ja kaasikute kohta peale teise kümnendi raieid.





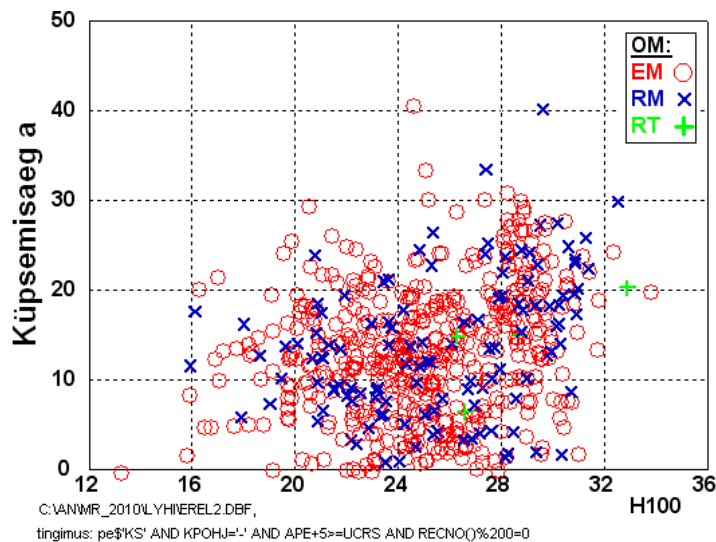
Joonis 2.2.6. Kõpsete ja üleseisnud männikute jaotus tootmismetsas kõrgusindeksi H100 ja kõpsemisaja järgi peale 20-aastast kõpsumvanuse Ucrs alusel arvatud normaallangi järgi raiumist. Esindatud on iga 200-s kirje. Omandivorm OM: EM – eramets, RM – riigimets, RT – riigimets ajutiselt.

Männikutes jääb ka 20 a pärast arvestatav hulk tootmismetsa puistuid hinnakõpsumise suhtes üle 30 a üleseisnuteks.



Joonis 2.2.7. Kõpsete ja üleseisnud tootmismetsa kuusikute jaotus kõrgusindeksi H100 ja kõpsemisaja järgi peale 20-aastast kõpsumvanuse Ucrs alusel arvatud normaallangi järgi raiumist. Esindatud on iga 200-s kirje. Omandivorm OM: EM – eramets, RM – riigimets.

Enam kui 30 a üleseisnud kuusikud oleks sellise raiumise korral 20 a pärast peamiselt erametsades.

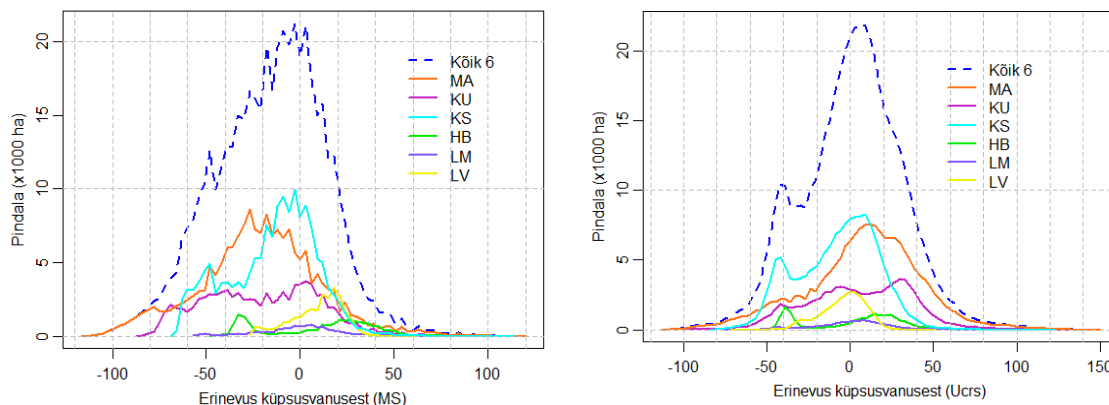


Joonis 2.2.8. Küpsete ja üleseisnud kaasikute jaotus tootmismetsas kõrgusindeksi H100 ja küpsemisaja järgi peale 20-aastast küpsusvanuse Ucrs alusel arvatud normaallangi järgi raiumist. Esindatud on iga 200-s kirje. Omandivorm OM: EM – eramets, RM – riigimets, RT – riigimets ajutiselt.

Hinnaküpseuse vanuse suhtes ikka veel üleseisnuteks ja hinna kahju tekitavateks jääb palju puistuid. Puistute praeguseks kujunenud vanuse jaotuse tingimustes on summaarsete kahjude minimeerimise strateegilise otsusena vajalik arvestuslangiks valida integraallank või lineaarlank.

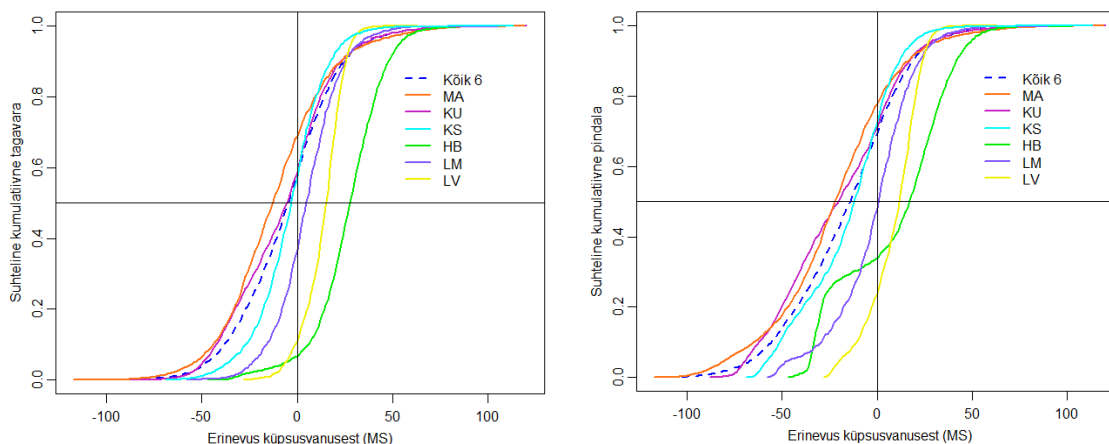
Männikute ja kaasikute punktiparvede jaotus on era- ja riigimetsade osas piisavalt sarnane, et selle põhjal kujundada sarnastena ka strateegilisi otsuseid.

Joonisel 2.2.9. on näha puistute vanuselist jagunemist sõltuvana küpsusvanustest (kehtiv vasakul ja A. Nilsoni poolt pakutav paremal). Kehtiva küpsusvanuse järgi (vasak joonis) on kõige enam kuni 20 aasta jooksul küpsusvanuse saavutavaid puistuid. Seejärel langeb pindala oluliselt. Hetkel kasvavatest puistutest on 30% sellised, mis on juba küpsusvanuse saavutanud ning 18% on küpsusvanuse saavutanud juba 10 aastat tagasi. A. Nilsoni poolt pakutud hinnaküpseuse vanuse (joonis 2.2.9. parem poolt) arvutamise meetodika kehtestamise korral võib eeldada samasugust trendi.



Joonis 2.2.9. Vasakpoolsel joonisel on puistu vanuse erinevus seadusega kehtestatud küpsusvanusest (MS), parempoolsel on A. Nilsoni poolt pakutud hinnaküpsuse (Ucrs) ja puistu vanuse erinevus. Erinevus üle nulli on üleseisnud puistud.

Puistute vanuseline jagunemine lähitulevikus sõltub suuresti uuendusraie käigus raiitud puistute uuendatava puuliigi valikust. Lisaks sellele tuleb arvestada ka puiduturu nõudlusega. Kuigi kaasikutel ja kuusikutel on nii suhteline tagavara kui ka pindala küpsusvanuse hetkel võrdne (joonis 2.2.10), on siiski kuusikute suhteline raiemaht suurem kui kaasikutel (Metsakaitse- ja metsauuenduskeskus, 2009). Samuti ei raiuta alati kõiki puistuid kohe maha, mis on saavutanud küpsusvanuse.



Joonis 2.2.10. Kehtiva küpsusvanuse järgi enamuspuliikide kaupa suhtelise tagavara (vasakul) ja pindala (paremal) jagunemine vanuse järgi.

## 2.2.6. Eelrühmitamiseta arvutuste tulemused rühmitatuteks

Rühmitamisvaba normaalmetsa teooria rakendamise **vahendid** ise ei vaja traditsiooniliselt rühmitatud algandmeid, kuid nii **algandmeid** kui nende vahenditega saadud **tulemusi** võib rühmitada **mistahes** tunnuse või tunnuste kombinatsiooni järgi.

Soovides näiteks saada arvestuslanke enamuspuliigi (PE) ja boniteedi (BON) lõikes, asendame eeltoodud SQL-lauses korralduste SELECT ja GROUP BY järel tunnuse PE loendiga PE, BON. Soovides kõike seda saada ka omandivormide (OM) lõikes, kasutame loendit OM, PE, BON.

Kui tahame lisaks rühmitamist puht- ja segapuistuteks ja loeme puhtpuistu tunnuseks enamussuundi osaluse 85% või enam, moodustame korralduse SELECT järel uue tunnuse "puht" ja kasutame seda rühmitamiseks

```
SELECT ... int(pekoef/85) as puht ... GROUP BY ... puht ...
```

Seega on nt SQL-päringutesse lihtne paigutada korraga nii tuletatud tunnuse üksikväärtuse arvutamise eeskirja kui tulemuste rühmitamise eeskirja.

Puistute mitmekesisust saab raiete kavandamisel arvestada paindlikul viisil, kui iga eraldise kohta on mingisse faili salvestatud tema kavandatud küpsusaasta (NB! mitte küpsusvanus!), mida puistu seisundi ennustamatu muutmise korral koheselt muudetakse.

## 2.2.7. Kokkuvõtteks

Töö tulemusena selgusid paljud puistute kasvu ja küpsusvanust mõjustavad asjaolud.

1. Seguliikide kasv (kasvukiirus ja kasvukõverate kuju) mingis paigatüübis sõltub enamussuundi kasvust ja vastupidi.
2. Puistu puurinnete enamussuundi ja koosseisu tuleb sarnaselt rohu, sambla ja alusmetsa rindele arvestada tüpoloogilise tunnusega ja statistilises mõttes võime kõnelda nt pohlakuusikust, pohlakaasikust ja pohlamännikust kui jänesekapsa paigatüübi variantidest. Osa kasvukiiruse erinevustest saab kirjutada sedalaadi tüübivariantide erinevuse arvele.
3. Kinnistus arusaam, et kirjutes Nilson ja Kiviste (1984) kirjeldatud kasvukõverate moonutus kordusmõõtmiseta saadud vanuseridades on kasvutingimuste muutumise korral reaalne rakendusprobleem, mitte teoreetiline targutus.
4. Tunnuse OHOR kasutamine kasvu- ja hinnaküpsuse mudelite koostamiseks senisel viisil ei ole otstarbekas ja selle kasutamise asemel oleks soo- ja soostuvate puistute täpsemates kasvumudelites otstarbekas arvestada otseselt kuivendussüsteemi toimimise minevikku ja tulevikku. Tunnuse OHOR kasutamine teiste tunnuste omavahelise staatilise seose argumendina (nt  $D50 = f(H50, \dots, OHOR)$ ,  $V50 = f(H50, \dots, OHOR)$ , Kiviste, 1997) on otstarbekas.
5. Küpsusvanuse erinevate simulatsioonide ja erinevate meetoditega saadakse küll üldjoontes sarnaseid, kuid siiski arvestatavalt erinevaid tulemusi.
6. Kasvutabelite järgi hinnaküpse vanuse joonteparve ligikaudne mähkija või 5% tingkvantiil kõrgusindeksi järgi on vahest küll pisut kõrgem metsaregistri andmetest leitud tingkeskmisest, kuid mõlemate sõltuvuste kujud on sarnased. Arvestades seda andmete, mõttetöö ja mõõtmistöo hulka, mis on paari sajandi jooksul talletatud kasvutabelitesse, tuleb kasvutabelite andmetest puhtpuistute jaoks saadud tulemusi lugeda kaalukamateks või vähemalt sama kaalukateks kui metsaregistri, peamiselt silmamõõdulistest, takseerikirjeldustest saadud tulemused.
7. Segapuistute hinnaküpsuse vanus oleneb segust ja erineb puhtpuistute hinnaküpsuse vanusest. Üldreeglina odavate puuliikide segu alandab kalli enamussuundi puistute küpsusvanust ja vastupidi, kallite puuliikide segu tõstab odava enamussuundi puistute küpsusvanust.

8. Puistu kasvamise käigus kalli ja aeglase kahjustuste kasvamisega enamuspuuliigi osa suurenemisel või suurendamisel ja odava osa vähenemisel või vähendamisel võib esineda ülaltoodule vastupidine tendents – odava liigi osalus võib intensiivse majandamise korral tõsta segapuistu hinna tavaküpsuse vanuse puhtpuistu omast kõrgemale.
9. Punkt 8 ei kehti metsamaa parimale kasutamisele orienteeritud nn normküpsuse korral, kus odava puuliigi osalus puistu koosseisus alati alandab hinnaküpsuse väärtust.
10. Normküpsuse hindamiseks on vaja usaldatavaid prognoose uuendusraiele järgnevat metsamajanduslike võtete kohta. Kõige olulisem on usaldatav prognoos selle kohta, kas raiutav puistu asendatakse endisest hinnalisemaga või mitte. Kui prognoositav uus puistu on eelmisest väärtuslikum, siis on normküpsus tavaküpsusest väiksem ja kui vähemväärtuslik, siis on normküpsus tavaküpsusest suurem. Sedalaadi üldiste usaldatavate prognooside tegemiseks ei ole piisavalt alusmaterjale. Normküpsuse vanus sõltub suurel määral metsaomaniku tegevusest.
11. Hinna keskmise muudu väärtust pikemaks perioodiks peale hinnaküpsuse vanust saab hästi modelleerida  $mai\text{€} = b_0 \cdot \ln(\text{vanus}/b_1) + b_2 \cdot f(\text{vanus})$  tüüpi avaldistega. Vanuse funktsioonina  $f(\text{vanus})$  kasutati aruandes vanust ennast.
12. Puistute vanuselise jaotuse järgi takseerimise hetke ja küpsusvanuse Ucrs järgi on tootmismetsades pöördumatult kaotatud kännuhinna tooki ligikaudu  $195 \cdot 10^6 \text{€}$  väärtuses (tabel 2.2.3). Üleseisnud puistud on oma kasvamisaja jooksul kokku tootnud  $195 \cdot 10^6 \text{€}$  võrra vähem kännuhinda, kui oleksid sama aja jooksul keskmiselt pidanud tootma hinnaküpsuse vanuses raiumise korral.
13. Tootmismetsa puistute raiumise korral kehtiva minimaalse uuendusraie vanuse järgi oleks kännuhinna pöördumatu kahju  $206 \cdot 10^6 \text{€}$  (tabel 2.2.4).
14. Valmivate ja keskealiste puistute suure hulga tõttu lisandub küpsetele ja üleseisnud puistutele järgmise 20 aasta jooksul peamiste puuliikide puistuid  $317,2 \cdot 10^3$  ha ja hinnaküpsuse vanusele Ucrs või talle sarnastele tugineva normaallangi korral (tabel 2.2.1) raiutaks kahekümne aasta jooksul  $(17,773 \cdot 20 = 355,5 \cdot 10^3)$  ha). Algne küpsete ja üleseisnud puistute pindala  $693,6 \cdot 10^3$  ha kahaneks  $38,3 \cdot 10^3$  ha võrra ehk vaid 5,5% võrra. Kännuhinna kahjud jääksid ikka veel lubamatult suureks.
15. Kaugemas tulevikus kujuneks puistute vanuseliseks jaotuseks ühtlane jaotus vahemikus 1 kuni  $U_i$ , kus  $U_i$  on i-nda puistu ja talle sarnaste küpsusvanus. Lisaks tuleb arvestada nullvanusega uuenemisperioodi.

## 2.3. PPKV mõju metsa majandamise otsustele

### 2.3.1. Sissejuhatus

Erametsaomanikud moodustavad väga eripalgelise grupi, mis väljendub omanike erinevas:

- majanduslikus ja sotsiaalses kindlustuses;
- haridustasemes ja metsandusalastes teadmistes;
- elukeskkonnas ja väärtushinnangutes.

See loob olukorra, kus on raske hinnata erametsaomanike tegevust ühisel alusel. Neid tingimusi arvesse võttes on metsaomanikud mitmetes varasemates uurimustes ühiste tunnuste alusel jagatud gruppidesse (nt talunikud, investeerijad, puhkajad, ökoloogid jne). Saadud gruppidest on igal omad soovid, motiivid, metsamajanduslikud hoiakud väärtused jne. Lisaks on erametsandus ja üldine elukeskkond pidevas arengus, mis soodustab erinevate vaadete ja hoiakute teket.

Metsapoliitika kaudu üritatakse omanike vabatahtlike käitumisviise mõjutada soovitud suunas. Selleks on oluline teada erametsaomanike hoiakuid ning seetõttu on paljudes maades, kaasaarvatud Eestis, uuritud omanike metsamajanduslikku tegevust ja iseloomulikke tunnuseid. Erinevates riikides on tulemused mõnevõrra erinevad, mistõttu on erametsaomanike rühmitamine igas riigis ainuomaste tunnustega. See on tingitud piirkondade erinevast ajaloost, erametsanduse traditsioonidest, metsarohkusest ja ka omanike arvust. (Sepp 2008).

### 2.3.2. Eesti erametsaomanike rühmitamine majandustegevuse järgi

Eesti erametsaomanike grupeerimine viidi läbi Teet Sepa poolt 2008. aastal Eesti Maaülikoolis valminud magistritöös "Erametsaomanike klassifitseerimise võimalused ja nende rakendamine". Töös kasutati 459 erametsaomaniku andmeid, mis olid kogutud 2007. aastal erametsaomanike ja metsaühistute toetamist vajavate metsamajanduslike tegevuste uuringu käigus. Uuringu viis läbi Eesti Maaülikool koostöös uuringufirmaga Klaster, Põllumajandusministeeriumi tellimusel.

Grupeerimise aluseks võeti erametsaomanike hinnangud kolmes suundumuses: majanduslik, keskkonnakaitseline ja sotsiaalne. SAS tarkvaraga moodustati erineva arvuga grupeerimisi (2 gruppi, 3 gruppi, 4 gruppi, jne). CCC-kriteeriumi (*cubic cluster criterium*) kohaselt osutus kõige sobilikumaks viie grupi moodustamine:

1. Mitmekülgsed tootjad (10% metsaomanikest) – neist 55% on füüsilised isikud ja 45% füüsilisest isikust ettevõtjad. Iga metsaomanik omab keskmiselt 2,8 kinnistut kogusuurusega 42,8 ha. Keskmise kinnistu suurus on 16,8 ha. Enamus selle grupi omanikest tahavad arvatavasti viljeleda jätkusuutlikku ja tulusat metsandust. Grupist 40% omab metsanduslikku haridust või on läbinud metsandusalased mitmepäevased kursused. **Üle poole (53%) sellesse gruppi kuulujatest leiab, et isiklik majanduslik olukord on raiete teostamisel vähe oluline või ei oma tähtsust.** Metsandust näeb perspektiivsena 53% mitmekülgsetest tootjatest ja nad

plaanivad metsa suurust lähema viie aasta jooksul suurendada. Väga suur osa (87%), pidas raiete teostamisel oluliseks metsa seisukorda. **Suur osa (42,5%) mitmekülgetest tootjatest ei oma eelistusi raieviisi valikute osas ja lähtub metsa majandamise kavast.** Selle grupi omanikud hindasid kõrgelt sotsiaalseid väärtusi ning keskmiselt keskkonnakaitselisi.

2. Puidukasutusele orienteeritud tootjad (23% metsaomanikest) – neist 48% on füüsilised isikud ja 52% on füüsilisest isikust ettevõtjad (FIE). Keskmisel omab metsaomanik 2,8 kinnistut kogusuurusega 50,8 ha. Kinnistu keskmiseks suuruseks grupis on 16,8 ha. Umbes veerand, 28% puidutootmisele orienteeritud tootjatest on metsandusliku haridusega või on läbinud mitmepäevased metsandusalased kursused. **Üle poole neist (55%) peab isiklikku majanduslikku olukorda vähemoluliseks faktoriks metsaraie tegemisel.** Enam kui 40% grupi metsaomanikest kavatseb metsa pinda suurendada. **Üle poole puidutootjatest (52%) peavad kõige olulisemaks metsaraie teostamisel lähtuda metsa seisukorrast. Suur osa (46%) neist ei oma eelistusi raieviisi valikute osas ja lähtub metsa majandamise kavast.** Pooled (51%) selle grupi omanikest teostab raied ise st müüb lõpptarbijale nii töö kui ka materjalid. Populaarseimaks arvamuseks selles grupis on, et metsa peaks katma talle tehtavad kulutused. Võrreldes mitmekülgete tootjatega on puidukasutusele orienteeritud tootjate majanduslikud ootused palju tagasihoidlikumad. Sotsiaalseid väärtusi hinnatakse, analoogselt mitmekülgete tootjatega, kõrgelt. Keskkonnakaitselisi väärtusi hinnatakse madalalt. Oma kinnistul elas 95% grupi esindajatest.
3. Kõrvalseisjad (27% omanikest) – neist 44% olid füüsilisest isikust ettevõtjad (FIE). Iga metsaomanik omab keskmiselt 2,9 kinnistut kogusuurusega 38,2 ha. Keskmise kinnistu suurus selles grupis on 9,2 ha. Metsanduslikku haridust omab ainult 14% kõrvalseisjatest. 65% kõrvalseisjatest leiab, et raie tegemisel on vähem oluline või ei oma üldse tähtsust isiklik majanduslik olukord. Selle grupi omanikest 56% soovib viie aasta jooksul metsaomandi suurust suurendada. **77% kõrvalseisjatest leiab, et raie teostamisel on väga oluline metsa seisukord.** Suur osa (47%) kõrvalseisjatest ei oma eelistusi raieviisi valikute osas ja lähtub metsa majandamise kavast. Enam kui pooled (51%) grupi esindajatest teostab raie ise ja müüb ise materjalid. Kõrvalseisjatest 63% leiab, et mets peab katma temale tehtavad kulutused. Keskkonnakaitselisi ja sotsiaalseid väärtusi hinnatakse selles grupis madalalt. Kõige rohkem ollakse huvitatud majanduslikest väärtustest. Oma kinnistul elas ainult 3,2% grupi metsaomanikest.
4. Keskmise aktiivsusega metsaomanikud (8%) – neist 64% olid füüsilisest isikust ettevõtjad (FIE). Iga metsaomanik omab keskmiselt 4 kinnistut kogusuurusega 60 ha. Keskmise kinnistu suurus on 12,6 ha. 47% keskmise aktiivsusega metsaomanikest on metsandusliku haridusega või on läbinud mitmepäevased metsandusalased kursused. 2/3 keskmise aktiivsusega metsaomanikest on arvamusel, et isiklik majanduslik olukord metsaraie teostamisel on vähem oluline või ei oma üldse tähtsust. Keskmise aktiivsusega metsaomanike seast 44,5% soovib metsamaa pinda suurendada ning sama suur osa (44,5%) tahab jätta metsapinna sama suureks. **Väga suureks mõjutajaks metsaraie teostamisel peavad neljanda grupi omanikud metsa seisukorda. 45% selle grupi omanikest ei oma eelistusi raieviisi valikute osas ja lähtub metsa majandamise kavast.** Suur osa (47%) keskmise aktiivsusega metsaomanikest eelistab tellida raietööd teenustööna ja müüa ise materjal. Majanduslikud, keskkonnakaitselised ja sotsiaalsed väärtused on saanud keskmise hinnangu.

5. Ükskõiksed metsaomanikud (32%) on suurim grupp, neist 51% on füüsilisest isikust ettevõtjad (FIE). Selle grupi iga metsaomanik omab keskmiselt 3,4 kinnistut, kogusuurusega 41 ha. Keskmise kinnistu suurus on 12 ha. Ükskõiksetest omanikest omavad 27% metsanduslikku haridust või on läbinud mitmepäevased metsandusalased kursused. **Enam kui pooled viienda grupi metsaomanikest (51%) ei oma eelistusi raieviisi valikute osas ja lähtub metsa majandamise kavast.** 56,5% ükskõiksetest omanikest teostab raie ise st müüb lõpptarbijale nii töö kui ka materjalid. Majanduslikke väärtusi hinnatakse keskmiselt, keskkonnakaitselisi ja sotsiaalseid väärtusi aga madalalt.

Eelnevast selgub, et vaatamata sellele, millisesse rühma metsaomanikud kuuluvad, lähtuvad umbes pooled neist metsa majandamise kavast, ja veidi üle poole metsaomanikest lähtuvad raieotsuste tegemisel metsa tegelikust seisukorrast. Kuna kava koostamisel lähtutakse kehtivast metsa majandamise eeskirjast, muuhulgas raiet lubavast vanusest, siis võib eeldada, et tervikuna mõjutab küpsusvanuse muudatus umbes poolte erametsaomanike käitumist. Riigimetsa majandavad organisatsioonid hakkavad tõenäoliselt kasutama soovituslikke küpsusvanuseid.

Soomes on raieringi mudelit ja puidu pakkumist uurinud professor Jari Kuuluvainen. Artiklis *Kiertoaikamalli ja puutarjonnain ekonometrinen tutkimus* (Kuuluvainen, 1999) tõdeb autor, et teoreetiliselt õigeks peetava Faustmanni mudeli mõju tegelikule käitumisele on empiirilisel vähe testitud. Raieringi (küpsusvanuse) mudelid ei arvesta nt sellist müügi aega mõjutavat tegurit nagu puidu hinnakonjunktuur, s.t. hindade muutumine. Kuuluvainen peab raieotsuste tegemist teoreetilisest seisukohast huvitavaks teemaks, mis nõuab teavet poliitikavahendite pikaajaliste mõjude kohta.

Ojansuu ja Hynynen (2006) on hinnanud küpsusvanuse mõju puistute majandamise tasuvusele MOTTI abil ning jõudsid tulemusele, et optimaalsest madalama raievanuse rakendamine vähendab puhastulu nüüdisväärtust tugevamalt kui optimaalsest pikema raieringi kasutamine.

### 2.3.3. Küpsusvanust mõjutavad tegurid

- Puidu reaalinna muutused

Viimase sajandi jooksul on puidu hind kasvanud kiiremini kui üldine hinnatase, eriti nendes maades, kus puitu ei ole rikkalikult. Kui puidu üldine hinnatõus jätkub, siis pikendab puidu hinnatõus tulevikus raieringi. Samal ajal võivad lühiajalised konjunktuurimuutused mõjuda vastupidiselt, nt ootamatu hinnatõus võib mõjutada omanikku raiuma puistut planeeritust varem.

- Sortimentide suhteline hind



Erinevate puidusortimentide suhtelised hinnad mõjutavad hinnaküpsust kõige enam. Mida kallimad on jämedad sortimendid võrreldes peenetega, seda kõrgemaks kujuneb optimaalne küpsusvanus, ja vastupidi.

Tabelis 2.1.2 on esitatud RMK suhteliste puiduhindade ülevaade aastatel 1998–2009. Suhtelistes puiduhindades peegeldub nõudluse eripära (nt 1990ndate aastate lõpus oli Eestis kuusepalgi hind kõrgem kui männipalgil, aastaks 2009 on aga olukord vastupidine. Aastatel 2008 ja 2009 on küttepuidu suhteline hind tõusnud muuhulgas tänu taastuenergia tootmise toetustele.

- Diskonteerimismäär

Madalate intressimäärade kasutamine tavaliselt pikendab raieringi, kõrgemate intressimäärade kasutamine aga lühendab seda. Käesolevas uuringus on kasutatav intressimäär 0%, seega annavad arvutuste tulemused mõnevõrra kõrgema küpsusvanuse kui nt 3% intressimäära kasutamisel (Soomes kasutatakse küpsusvanuse arvutamisel 3% intressimäära).

- Riskitegurid

Mida kõrgem on puistut negatiivselt mõjutav riskitegur ja selle tajumine metsaomaniku poolt, seda lühemaks kujuneb raiering. Metsaomanik lihtsalt soovib realiseerida puidu enne, kui sellega võib midagi juhtuda.

Raietega tasub oodata, kui puidu hinnad ja rahaturu intressimäärad on pikaajalistest keskmistest näitajatest madalamad. Probleem on aga selles, et majanduslikult ratsionaalne reaktsioon stohhastiliselt muutuvatele hindadele ja intressile sõltub metsaomaniku riskivalmidusest. Riskide võtmine aga sõltub nt metsaomaniku majanduslikust olukorrast.

Hyytiäinen jt. tegid 2005. a. uurimuse raieringi pikkuse kohta Soomes, võrreldes tulemusi nii varasemate Soomes tehtud arvutuste kui seadusandluses kehtestatud raievanuse alammääradega. Viimastel aastakümnetel tehtud arvutused näitavad, et soovituslik (optimaalne) küpsusvanus jääb samasse vanusevahemikku, see ei ole oluliselt muutunud. **Hyytiäinen jt. tegid puidu hinnast lähtuva tundlikkusanalüüsi ning jõudsid tulemuseni, et küpsusvanuse ja optimaalse harvendusraiete kava muutused olid väikesed. Lõpuks tõdevad autorid, et Soomes ei ole tehtud sellist puiduturu analüüsi, mille tulemusi oleks võimalik kasutada hinnamuutuste selgitamise arvutustes. Eestis ei ole selliseid uuringuid samuti tehtud.**

## 2.4. PPKV rakendamise ökoloogiline mõju

Puistupõhise küpsusvanuse rakendamise ökoloogilise mõju analüüsimine metsaökosüsteemile, arvestades tüübirühmade varieeruvust, tundlikkust inimtegevusele ja käsitledes metsade elurikkust ohustavaid tegureid. Puistupõhise küpsusvanuse rakendamise mõju analüüsimine metsaökosüsteemi arengudünaamikale, sh majandatavate metsade potentsiaalse vanuselise jaotuse võrdlemine puistute vanuselise jaotusega loodusliku arengu korral

### 2.4.1. Raievanuse (puistu vanuse) mõju elurikkusele

#### 2.4.1.1. Sissejuhatus

Eesti metsades kasutatakse säästva majandamise põhimõtteid. Säästva metsanduse juures püütakse lisaks tulu saamisele leida optimaalsed majandamisviisid, mille kasutamisel ei kahjustuks teised metsa väärtused (Kant 2003). Seejuures on leitud, et mistahes pindalal loodud kaitsealad pole elurikkuse säilimiseks piisavad, kui kaitse ei hõlma, vähemalt teatud määral, ka väljapoole kaitsealasid jäävaid majandusmetsi (Kohm, Franklin 1997).

Üldjuhul on majanduslikult kõige tulusam (vähemalt lühikeses ajaperspektiivis) suhteliselt lühikese raieringiga metsade majandamine (nt Erickson jt 1999). Samas on leitud, et metsa majandamine ainult eesmärgiga maksimaalset tulu saada on elustikule kahjulik (nt Holland jt 1994; Kohm, Franklin 1997; Hynynen jt 2005). Eriti oluline on see maastiku mastaabis. Kahekümnenenda sajandi tähtsaimaks õppetunniks looduse kasutamisel peetakse hoidumist lihtsatest majandusmudelitest, mida rakendatakse suurtel aladel (Kohm, Franklin, 1997).

Kuigi Eesti metsade pindala on 20. sajandi teisel poolel suurenenud, on põlismetsade osakaal 1950-ndail tehtud ulatuslike taimestiku inventuuridega võrreldes (Laasimer 1965) vähenenud (Trass jt 1999), samuti on oluliselt vähenenud üle 100-aastaste metsade pindala (Lõhmus jt 2004). Eestis on dokumenteeritud ka raietundlike liikide väljasuremist, nt hiid-habesamblik (*Usnea longissima*) või vanu segametsi asustav suurvõrajooksik (*Calosoma sycophanta*) (Lõhmus 2004). Skandinaavias on see protsess olnud veel intensiivsem (Tikkanen 2006, Siitonen 2001) ja see on tugevasti mõjutanud elustikku (Tikkanen 2006). Eestis nõukogude ajal suhteliselt säästvalt majandatud metsade majandamine intensiivistus sajandi vahetusel, ulatudes 12 miljoni tihumeetrini aastas (Adermann 2008). Viimastel kümnenditel on suurendatud rangelt kaitstavate metsade pindala, mis hetkel on umbes 8% metsamaast, majandusmetsades eristatakse vääriselupaiku ja lageraielankidele jäetakse säilikipuid, et suurendada metsade struktuurilist mitmekesisust. Siiski peetakse Punasesse Raamatusse kantud ohustatud liikidest enamuse puhul ohuteguriks metsamajandust (Lilleleht 1998). Eesti metsades on hinnanguliselt umbes 20 000 liiki (Lõhmus, Soon 2004), kellest umbes veerand võiks olla seotud surnud puiduga. Umbes poolte kohta andmed tegelikult puuduvad, seega enamasti on need haruldased ja tundlikumad, sageli kitsaste elupaigatingimustega spetsialiseerunud liigid (Lõhmus 2006a).

Kuigi põlismetsades on Eestis tehtud uurimuste järgi alati liike, keda ei leidu majandusmetsades, võivad raieküpsed metsad ilmselt säilitada osaliselt ka liike, kes on tüüpiliselt põlismetsadega seotud, eriti kui seal leidub piisavalt jämedaid elus ja surnud puid (nt Kohv ja Liira 2005, Lõhmus ja Lõhmus 2008, 2009; Lõhmus ja Lõhmus, trükis).

Kaitsealade võime liike pikas perspektiivis säilitada põhineb eeldusel, et need liigid on võimelised levima ühelt kaitsealalt teisele. Seega on elurikkuse kaitset arvestades majandusmetsal kaitsealade vahel ülioluline roll. Eriti tundlikud liigid vajavad eluspüsimiseks metsa sisekeskkonda (Rosenväld, Lõhmus 2008).

Metsade majandamise viise saab muuta mitmel viisil looduslikumaks. Soovitusi puistu ja maastiku tasemel parandada elurikkuse olukorda on tohutult: range kaitsega alad, raieringi pikkuse muutmine, kaldavööndi kaitsepuhvri laius, erinevad raieviisid, uuendamise meetodid, säilikpuud ja nende grupid, ühenduskoridorid, raiesmiku suurus jne (Loehle jt 2006). Millised neist on tegelikult ja pikas perspektiivis parimad ja optimaalsemad, ei ole alati teada. Lisaks ei põhine need sageli otsestest elurikkuse mõõtmistel (Loehle jt 2006).

Seega selleks, et säästev metsandus võiks toimida nii, et kõik eesmärgid oleksid täidetud, tuleb seda teostada teadmispõhiselt: esimese etapina leida erinevate metsa väärtusi (elurikkus, majanduslik kasumlikkus, rekreatsioon jne) mõjutavad tegurid. Teise etapina, arvestades neid tegureid, leida optimeerimismeetod, mille käigus saab efektiivselt kõiki eesmärgi täita. Tänapäeval rakendatakse paljudes maailma piirkondades mitmete majandamis-eesmärkide üheaegselt ruumilist planeerimist (nt Kangas jt 2005; Sturtevant jt 2007).

Käesoleva töö eesmärgiks on leida metsanduse ühe majandamisviisi – raieringi pikkuse – mõju metsade elurikkusele, võttes kokku otseseid elurikkuse mõõtmisi käsitlevate tööde tulemused ja sealsed soovitusel. Alles (kõigi säästava metsanduse eesmärkide kohta käivate) kohalikke tingimusi arvestavate adekvaatsete teadmiste olemasolul saab minna teise etapi, ehk planeerimise juurde.

#### **2.4.1.2. Metoodika**

Kuna ülevaate koostamiseks antud aeg oli piiratud, ei pretendeeri allpoololev kõigi potentsiaalsete teemasse puutuvate uurimuste käsitlemisega. Põhiliselt kasutasin uuringute otsimiseks teaduskirjanduse andmebaasi SCOPUS. Erilist tähelepanu pöörasin uurimuste otsimisel ja teksti kirjutamisel Eesti või sarnase kliimaga alade töödele.

Küsimused, millele keskendus teadustööde otsimisel, olid järgmised:

1. kuidas mõjutab metsa vanus erinevaid elustikurühmi (ja ka üldiselt keskkonnamõjusid)?
2. Kuidas raievanuse muutmine on mõjunud erinevatele elustikurühmadele?
3. Mis lisategurid leevendavad või tugevdavad vanuse mõju elustikule?
4. Kas potentsiaalselt ära kaduva metsa vanusejärguga võib olla spetsiifiliselt kohastunud elustikku?

#### **2.4.1.3. Tulemused**

##### **Keskkonnamõjud**

Metsa pikaajalise kasvu säilimiseks on vajalik mineraalelementide piisavad kogused ja kättesaadavus mullas. Raie pikkuse mõju sellele sõltub väga palju mulla viljakusest. Kehvematel muldadel võib olla vajalik vähemintensiivne metsandus muldade kurnamise vältimiseks (Rosengren jt 2005). Segapuistutes on toitainete kogused ja kättesaadavus paremad kui puhtpuistutes (Rosengren jt 2005).

Põhja-Euroopa metsade kasvu piiravaks peetakse kõige enam lämmastiku (Rosengren jt 2005), samas lämmastiku kogunemisele on leitud lühem raiering olevat positiivne, juhul kui raiejäätmel jäetakse koristamata (Rolff, Agren 1999). Kuigi osade toitainete mahtu ja kättesaadavust mullas raie ei mõjuta, siiski tekkis näiteks Kagu-Rootsis kuusikute intensiivsel majandamisel kaltsiumi puudus, samas segapuistus antud raiemahu (raiutakse pisut üle poole aastastest juurdekasvust) juures kaltsiumi puudust ei tekkinud (Rosengren jt 2005).

**Süsiniku** sidumist peetakse metsa ja puidu juures tänapäeval väga aktuaalseks. Selleks, et saada adekvaatne pilt metsa süsinikuhooldmise võimest, on oluline arvestada kõiki süsiniku aineriingi mõjutavaid tegureid (k.a näiteks fossiilkütuste kasutamine), mitte ainult puitu (Liski jt 2001; Evans, Perschel 2009). Üldjuhul on inimõjuta puutumata metsadel kõige suurem süsiniku sidumise võime (Harmon, Marks 2002; Evans, Perschel 2009). Kuna puitu on siiski vaja, peetakse kõige efektiivsemaks võimaluseks metsade majandamisel süsinikku säilitada, rakendades turberaieid või (tavapärasest puistu maksimaalset juurdekasvu arvestavat raieringist) pikema raieringiga puistute kasvatamist, mille juures ei kasutata näiteks raiejäätmete põletamist (kohapeale jätmise süsiniku hooldmisele kõige efektiivsem) (Harmon, Marks 2002; Evans, Perschel 2009), samuti oluline metsade majandamise juures struktuurilisele rikastamisele tähelepanu pöörata (Evans, Perschel 2009). Eriti on pikendatud raieringist kasu pikaajalist ja varjataluvate liikide puhul (Harmon, Marks 2002). Näiteks ebatsuga metsade puhul turberaie pikema raieringiga võib pakkuda peaaegu sama palju puitu kui lageraie, kuid siduda kaks korda rohkem süsinikku (Harmon, Marks 2002). Paljude Euroopa metsade süsinikusidumist uurides leiti, et 20-aasta võrra raievanuse tõstmine suurendab oluliselt süsiniku salvestamist, kuigi erinevates piirkondades on selle efektiivsus erinev (Kaipainen jt 2004). Soomes leiti, et kuuse puhul võiks raieringi lühendamise raiejäätmete ja varise suurenemise tõttu isegi suurendada süsiniku sidumist, kuid kõiki majandamisega seotud tegevusi arvestades leiti, et nii kuuse kui männi puhul on (tavapärasest 90-st aastast) 30 aasta võrra pikendatud raiering süsiniku sidumiseks kõige efektiivsem (Liski jt 2001).

Segapuistud ja struktuuriliselt mitmekesisemad puistud kasutavad üldiselt paremini ära puistu potentsiaali ja seovad paremini süsinikku (Harmon, Marks 2002). Viljakamates puistutes suureneb majandamise mõjul süsiniku sidumine vähem kui kehvemates puistutes, seega süsiniku sidumist arvestades tasub majandamise intensiivsust suurendada pigem kehvemates metsades (Foley jt 2009).

Kuna puidust tooted salvestavad süsinikku, siis seda arvestades on kõige efektiivsem kasvatada jämedamat sortimenti, millest toodetud pikemaajalise kasutusega tooted hoiaksid süsinikku paremini kui lühema kasutusajaga tooted, siiski ei ole toodetes süsiniku salvestamise efektiivsus pikas perspektiivis selge (Evans, Perschel 2009).

#### ***2.4.2. Puistu vanuse mõju erinevatele liigirühmadele***

**Mulla mikrofloorale ja -faunale** on näidatud nii lageraie kahjulikkude (Marshall 2000) kui ka väheolulist mõju (Chauvat 2004). Kuigi need organismid suudavad mingi aja pärast liigilise koosseisu taastada, soovitatakse drastilise mõju vähendamiseks rakendada pikendatud raieringi (Marshall 2000).

**Soontaimed** ei ole üldiselt metsade majandamise suhtes väga tundlikud, muuhulgas sellepärast, et paljud liigid on valgusnõudlikud. Sageli on soontaimede liigirikkus suurem intensiivsemalt majandatud metsades (Nagaike 2003, Meier jt 2005; Liira, Sepp 2009;

Paillet jt 2010), kuigi teised tööd näitavad liigirikkuse suurenemist vanemates väikese inimhõltsuga metsades (Paillet jt 2010; Liira, Kohv 2010).

**Sammaltaimede** erinevad taksonoomilised grupid on erineva tundlikkusega majandamisele (Fenton, Bergeron 2008), kuid pea kõigi puhul on näidatud, et puistu vanuse suurenedes suureneb ka nende liigirikkus. Suuresti tuleneb see spetsiifilistest substraatidest nagu jämedad surnud ja elusad puud (Vellak, Paal 1999; Meier, Paal 2009; Paillet jt 2010), kuid samblaid peetakse näiteks võrreldes selgrootutega palju varju vajavamaks (Jonsson jt 2005). Metsade majandamise mõju sammalde liigirikkusele on leitud sageli olevat negatiivne (Trass jt 1999; Vellak, Paal 1999; Meier jt 2005; Meier, Paal 2009). **Maksasamblaid** peetakse eriti tundlikeks metsade majandamise suhtes (nt Vellak, Paal 1999, Meier jt 2005; Fenton, Frego 2005; Meier, Paal 2009), neile on olulised ka mikrokliima muutused (nt Söderström 1988). Näidetena metsade majandamisele tundlikest sammaldest töid Meier jt (2005) välja Helli ebatähtleliku (*Anastrophyllum hellarianum*) ja hammas-lõhiksambla (*Lophozia longidens*), keda võiks kasutada indikaatoritena metsade looduslähedase majandamise hindamisel (Meier jt 2005). Epifüütsetest sammaldest peetakse looduslähedase majandamise indikaatoriks sulgjat õhikut (*Neckera pennata*), kes on mitmetes Euroopa piirkondades kadunud liik ja paljudes maades loetakse teda ohustatud liikide hulka (Ingeripuu jt 2007). Teda peetakse ka metsa põlisuse tunnusliigiks (Kuusinen, Penttinen 1999). Eestis on sulgjas õhik üsna tavaline liik, kes on leitud kasvamas valdavalt vanematel puudel, kuna sobivad kasvutingimused (koore struktuur, niiskuse hoidmise võime, pH jm) arenevad välja alles vanemas eas puudel (Ingeripuu jt 2007). Et sulgjas õhik levib ka aeglaselt (Ingeripuu jt 2007), võib raievanuse lühenedes tema võime maastikus püsima jääda väheneda, kuid see vajab edasist konkreetsemat uuringut (vt Snäll jt 2005).

Kuigi näib, et sammaltaimed on üldiselt väga tundlikud metsa majandamisele, on leitud ka vastupidiseid näiteid. Kesk-Rootsis uuriti samblaid (Schmalholz, Hylander 2009) erineva vanusega majandatud metsas ning leiti üllatuslikult, et vanale metsale iseloomulik samblaliikide koosseis hakkas välja kujunema juba umbes 50 aasta vanuses majandusmetsas, kusjuures see toimus varem, kui hakkas akumuldeeruma surnud, eriti jämedamõõtmeline, puit. Samas arvavad autorid, et viljakamates kasvukohtades, kus puistu tihedus on suurem, võib samblakoosluste kujunemise muster olla teistsugune (Schmalholz, Hylander 2009). Ka Eestis kastikuloo ja sinilille kasvukohatüübi metsades tehtud sammalde ja samblike uuringus ei leitud olulist erinevust 60–80-aastaste puistute ja 140–170-aastaste puistute vahel, mis oli uuringu tegijate jaoks üllatav, sest paljud uuringud rõhutavad metsa vanuse olulisust krüptogaamidele. Erinevuse puudumist seletati sellega, et 60–80-aastasest puistus on ilmselt juba välja kujunenud piisaval määral (metsa ja puude) karakteristikud, mis on vajalikud vanadele metsadele iseloomulikele krüptogaamidele (Meier jt 2005). Seega võiks potentsiaalselt raievanuse muutmistega ära kaduv vanusklass oluliselt vähendada, võrreldes praeguste majandusmetsadega, krüptogaamide eluvõimalusi. Lisaks ei teata ka selle mõju kaitsealade elustiku püsimisele, mis sel juhul isoleeruks senisest palju enam. Samuti on sammalde puhul leitud, et mingite uute alade koloniseerimiseks ei piisa üksikust lähedalasuvast asustatud puistust, vaid oluline on paljude levimisallikate olemasolu ümbritsevas maastikus (Hylander 2009).

Üle-Euroopalisel meta-analüüsil leiti, et majandamise mõju **seente** liigirikkusele on negatiivne, kusjuures põhjus on suuresti substraadi vähenemine majandamise mõjul (Paillet jt 2010). Põhja-Ameerikas, Oregoni ebatsugametsades leiti, et 36% **mükoriisete** seente liikidest esinevad vaid ühes vanuseklassis: 50 liiki olid ainult põlismetsas, 19 liiki raieküpses metsas ja 25 liiki ainult noores metsas (Smith jt 2002). Näitena samadest metsades võib tuua mükoriisse seene *Piloderma fallax* (ülemaailmse

levikuga, esineb ka Eestis), kes selgelt eelistas põlismetsa, esinedes 57% põlismetsades, 6% raieküpsetes metsades ja 1 % noortes metsades. Tema esinemine on seotud viienda kõduastme lamapuidu hulga puistus (Smith jt 2000).

Puitu lagundavate **torikseente** kohta näitasid Skandinaavia uuringud, et vanades metsades on nende liigirikkus oluliselt suurem, aga see sõltub suuresti puistus oleva surnud puidu hulgast ja kvaliteedist (Pentilä jt 2004; Rolstad jt 2004). Nii ei leidunud ohustatud liike puistutes, kus surnud puidu maht oli väiksem kui 20 m<sup>3</sup>/ha (Pentilä jt 2004). Lisaks leiti Norras, et ohustatud joontaeliku (*Phellinus nigrolimitatus*) arvukus suureneb oluliselt seoses metsa vanusega. Samuti eelistab see liik selgelt viljakamaid metsi ja jämedamaid lamatüvesid (kõige enam kuuse lamatüvedes diameetriga >40 cm). Kuigi joontaelik võib majandamistegevuse üle elada, mõjub pikaks ajaks raie tagajärjel aladelt kadunud surnud puit liigi esinemisele tõenäoliselt hävitavalt (Stockland, Kauserud 2004). Mitmed haava surnud tüvedega seotud seeneliigid isegi eelistavad jämedaid tüvesid valgusele avatud keskkonnas, kuid teistele on jälle vajalik ka varjuline ja niiske keskkond (Junninen jt 2006). Nii soovitatakse Norras puitu lagundavate seente jaoks hoida raieringi pikkust vähemalt 100 aasta juures, kuna siis tekib nende jaoks piisavalt surnud puitu (Rolstad jt 2004). Ka Eestis teostatud uuringute käigus on leitud, et paljude puitu lagundavate seente jaoks on metsa vanus väga oluline (nt. Trass jt 1999; Saar jt 2007). Torikseente võrdlusest eri vanuseklasside vahel on täheldatud, et oluline on substraadi olemasolu, millest olenevalt keskealistes puistutes on kõige väiksem liigirikkus, kuid samas võivad majandusmetsas esineda jämedate tüvede olemasolul mitmed majandamistegevuse suhtes tundlikuks peetud liigid (Lõhmus, trükis).

**Samblike** liigirikkus on leitud suurenevat seoses metsa vanusega (Paillet jt 2010), kusjuures vanemates puistutes on rohkem haruldasi ja spetsialiseerunud liike (nt Tibell 1992; Selva 1994; Jüriado 2003; McMullin jt 2008; Moning, Müller 2009; McMullin jt 2010; Nascimbene jt 2010; Lõhmus, Lõhmus, trükis). Nii leiti Nova Scotias, et 135-st samblikuliigist oli noorematele (60–80-aastased) ja raieküpsetele (80–125-aastased) metsadele iseloomulikud ainult paar liiki, samas "noores põlismetsas" (125–174-aastased) esines 12 spetsiifilist liiki ja põlismetsas (>175-aastased) 16 liiki (McMullin jt 2008). Ka Eesti lammialade laiahistel puudel tehtud epifüütsete samblike uurimuses leiti, et erineva vanusega puudel on erinev samblike liigiline koosseis, kuigi liigirikkus ise seoses puu vanusega ei muutunud (Jüriado jt 2009). Eesti loometsades näidati samuti, et 60–80-aastastes ja 130-aastastes puistutes on erinev samblike (ja sammalde koosseis), samas mõjutab liigirikkust substraat rohkem kui vanus või majandamise intensiivsus (Meier, Paal 2009).

Seoses vanusega toimuvatest muutustest (nii puu kui puistu tasemel) on samblikele olulised ka puukoore omaduste (pH ja paksem korp) ning mikrokliima (niiskus ja valgusrežiim) muutused (Jüriado jt 2003; Jüriado jt 2009). Samuti on ülioluline peremeespuu liik, millest tulenevalt suurendas näiteks haava olemasolu puistus samblike liigirikkust (Jüriado jt 2003).

Samblikest peetakse metsade majandamise suhtes kõige tundlikemaks tsüanobakteriga liike, narmassamblike ja jalgsamblike. Enamik **tsüanobakteritega samblikest** on looduskaitse all või kuuluvad Eesti punasesse nimestikku (Randlane jt 2008). Nad on väga aeglase levikuga ja seetõttu lühikese raieringiga metsandus on nende populatsioonidele ohtlik (nt Richardson, Cameron 2004). Näiteks Põhja-Ameerika Oregoni piirkonnas leiti, et tsüanobakteritega samblikud asustavad puistuid alles alates vanusest 70–110 aastat (Peterson, McCune 2001). Kesk-Rootsis tehtud **narmassamblike** uuringus näidati aga, et lageraiepõhise majandamise puhul säilisid raievanusel 110 aastat

elutingimused ainult osadele narmassamblike liikidele ning raievanuse alandamisel 60-le aastale oli hävitav mõju kogu epifüütide populatsioonidele, mistõttu soovitati olemasolevat (110 aastast) raieringi pikendada (Dettki, Esseen 2003).

**Jalgsamblikke** (e kalitsiodseid seeni) peetakse metsade majandamise suhtes väga tundlikeks ja nende hulgas on mitmeid ohustatud liike (nt Tibell 1992). Erinevates uurimustes on jalgsamblikke leitud sageli eelistavat põliseid metsi ja nende esinemise tõenäosus suurenes koos metsa vanusega (Tibell 1992; Selva 1994; McMullin jt 2010; Nascimbene jt 2010; Lõhmus, Lõhmus, trükis). Samas on mitmed tööd leidnud, et metsade vanuse kõrval on samavõrra oluline ka vajalike substraatide olemasolu (Jüriado jt 2003; Lõhmus, Lõhmus, trükis), ning see võib olla olulisemgi, kui puistu vanus. Hiljutine Eesti uurimus leidis jalgsamblikke põlismetsades oluliselt rohkem kui raieküpsedes majandusmetsades ja raiesmikel, kuid erinevus tulenes suuresti sealsest jämedate tüügaste ja tuuleheitejuurestike suuremast hulgast (Lõhmus, Lõhmus, trükis). Arvestades võimalikku raievanuste alandamist on vaja seega uuringuid, mil määral ja mis tingimustel nooremates metsades võiks piisava koguse surnud puidu olemasolul säilida jalgsamblike liigirikkus. Näidetena Eestis kasvavatest ja majandamise (ning raievanuse) suhtes tundlikest kaltsioididest võiks tuua liigi *Chaenothecopsis haematopus*, kes elutseb surnud puidul 60–100-aastastes segametsades (põlismetsades harvem), kus kiirekasvulised lehtpuud surevad ja peale tuleb varjataluv kuusk. Kõige suuremaks ohuks sellele liigile peetakse kuuse monokultuuride rajamist hilisemate intensiivsete hooldusraietega ning samuti lühikese raieringiga lageraiet (Lõhmus, Lõhmus, trükis). Samas teine liik, roheline varjusamblik (*Chaenotheca chlorella*) elab vaid väikese inimhõljuga vanades loodusmetsades (Lõhmus, Lõhmus, trükis), mistõttu on sellele liigile vajalik range kaitsega metsade olemasolu.

**Putukad** on kõige liigirikkam organismirühm maailmas. Metsade vanuse mõju on uuritud eeskätt mardikatele. Erinevate liikide vajadused on väga erinevad ning näib, et paljude vanametsa liikide vajadused on seotud eeskätt struktuuridega (Økland jt 1996; Martikainen jt 1999, 2000; Voolma 2000; Voolma, Õunap 2006; Müller jt 2007; Paillet jt 2010), kuigi nt jooksiklased näivad sõltuvat enam mikrokliimast (Paillet jt 2010). Seega on oluline püüda suurendada metsade struktuurilist mitmekesisust, samas tavapärase raieküpsuse ajaks pole vajaliku kvaliteediga struktuure veel välja kujunenud ja seega soovitatakse ka raieringi oluliselt pikendada (Martikainen jt 2000) ja põlismetsi kaitsta (Voolma 2000). Pikaajaliselt stabiilsete elupaikade (jt jäme surnud puit kliimaks-kuusikus) putukad võivad olla üsna piiratud levimisvõimega (Jonsson jt 2005). Üldiselt on mardikad siiski suhteliselt hea liikumisvõimega, seega nende jaoks on olulisimad maastiku tasemel vanemate metsade olemasolu või nende muutused (Økland jt 1996).

Rootsis on leitud, et mitmed putukaliigid (sh kaitsealused) vajavad eluks aeglasekasvulist okaspuitu ja selliste puistute asendamine kiirele majandamisele orienteeritud metsadega võib mõjuda neile hukutavalt (Ehnström 2001). Kanada idaosa metsade kohta tehtud kokkuvõttes leiab Paquin (2008), et vastavalt mardikakoosluste koosseisule saab metsad jagada neljaks vanuseklassiks, millest kaks keskmist olid "noor mets" (21–58-aastased), ja "küps mets" (70–170-aastased) (Paquin 2008). Ka Brumwell (1998) leidis, et jooksiklaste liigid, keda leiti põlismetsas, puudusid 65–85-aastases puistus. Poolas tehtud uuringu järgi eristusid jooksiklaste koosseisult noored männikud keskmise vanusega 40 aastat ja küpsed männikud vanuses 80–100 aastat (Skłodowski 2009). Eestis konkreetseid raieküpsete ja pisut nooremate puistute putukakoosseisude uuringuid ei ole tehtud.

Kui Saksamaa põõgimetsades oli **tigude** liigirikkus suurem vanemates puistutes (Moning, Müller 2009), siis Eestis ei olnud teokooslused raieküpsetes ning põlismetsades ja raiesmikel metsa arengujärgust mõjutatud (küll aga kasvukohatüübist) (Remm 2010), samas noored ja keskealised metsad võivad olla paljudes aspektides elustikule erinevad (Lõhmus, trükis).

**Imetajate** liigiline koosseis ega liigirikkus ei olnud Ida-Ameerika laialehistes ja segametsades mõjutatud metsa vanusejärgust, küll oli oluline niiskusrežiim ja puuliigiline koosseis (Mitchell jt 1997). Lääne-Ameerikas aga on hinnatud, et lühendatud raiering võib vähendada või hävitada 5 imetajaliigi populatsioonid (Cline, Phillips 1983). Eestis pesitseb kaitsealune lendorav valdavalt küpses metsas asuvates jämedates haavapuudes (Remm jt 2007) ja selliste metsade vähenemisel võiks olla tema populatsioonile ohtlik mõju, liiatigi kuna lendoravale on väga oluline vanade puistute maastikuline paiknemine (Remm jt 2007).

**Kahepaiksed** Ida-Ameerika uurimuses olid arvukamad vanemates metsa vanusejärgudes, sealjuures oli oluline alade niiskusrežiim ja puuliigiline koosseis (Mitchell jt 1997). Sarnane tulemus saadi Ameerika Lääneranniku ebatsuugametsades (Aubry 2000), kus majandusmetsades olid olemas küll kõik samad liigid, mis põlismetsadeski, kuid need (eriti aga haruldasemad liigid) olid koondunud raieküpsesse järku (50–70-aastased). Metsade majandamise mõju kahepaiksetele ei ole Eestis kahjuks sisuliselt uuritud. Ainus olemasolev uuring (Lõhmus 2006b) väidab, et küpsete majandusmetsade kahepaiksete koosseis ei erine põlismetsa omast, samas ei ole teada keskealiste puistute herpetofauna koosseis (Lõhmus 2006b).

**Linnud** on ilmselt kõige enam uuritud liigirühm maailmas. Metsa vanuse ja majandamise mõju kohta linnustikule on samuti palju uuringuid. Teiste organismirühmadega võrreldes ei ole metsalinnustik üldiselt metsandusest väga ohustatud (Imbeau jt 2001), kuna nad on kergesti liikuvad organismid, seetõttu nende säilimine konkreetsetes puistutes ei ole obligatoorne (v.a. paiksemad röövlinnud ja kanalised), kui ümbruskonnas on sobivaid elupaiku. Kõige enam mõjutavad aga linnustikku maastiku tasemel muutused (Rosenvald, Lõhmus 2008), seetõttu on eriti kriitiline, kui suurel osal maastikust väheneb sobiva elupaiga osakaal (nt Kosinski 2005, Roberge 2008), mis on tõenäoliselt põhjus, miks näiteks Skandinaaviast valgeselg-kirjurähn (*Dendrocopus leucotos*) on kadumas (Lõhmus 1999). Eriti olulised on leitud olevat muutused maastiku tasemel hiliste suktsessioonijärgude linnustikule (McDermott jt 2010).

Kuigi Ameerikas teatakse ka vastupidiseid näiteid (nt Thompson jt 1999; Keller jt 2003) on Euroopas leitud, et vanemates metsades lindude liigirikkus kasvab (nt. Helle, Mönkkönen 1990; Moning, Müller 2009; Venier, Pearce 2005; Rosenvald jt avaldamata) ning ka kaitsealuste liikide osakaal on seal suur (Virkkala, Rajasärkkä 2007; Summers 2007). Puukoorel või maapinnal toituvad metsalinnud võivad edukalt elutseda ka tüüpilises majandusmetsas (nt Müller jt 2007), kuid vanemate metsadega seotud või surnud puitu vajavatele linnuliikidele, näiteks **õõnelindudele** või röövlindudele, on leitud oluline olevat metsa suurem struktuuriline mitmekesisus, eeskätt surnud puidu hulk ja mõõtmised või suurte puude olemasolu (nt. Hansen jt 1995a; Sallabanks jt 2006; Müller jt 2007; Moning, Müller 2009; Nikolov 2009). See omakorda ei soosi raievanuste langetamist, kuna looduslikult tekivad õõnsused eeskätt vanadel (>100 aastat) (Loyn, Kennedy 2009) ja jämedatel puudel (Remm jt 2006), samuti ei ole nooremates metsades pesapuudeks sobivate okstega puid (Flack 1976; Lõhmus 2005). Soomes on leitud, et õõnelindude osakaal linnustikust on segametsas oluliselt suurem (30%) kui lehtmetsas (12%), mis tuleneb vanemates segametsades alanud lehtpuude suremisest, võimaldades



sellega sobivaid elu- ja toitumispaiku õõnelindudele (Haapanen 1965). Samas on ka elusate puude mõõtmised ja asetus õõnelindudele väga olulised (Hobson, Bayne 2000).

Oregonis on leitud, et raieringi lühendamise puhul võiksid struktuurilise mitmekesisuse vähenemise tõttu väheneda või hävida 20 linnuliigi populatsioonid (Cline, Phillips 1983). Soomes on aga hinnatud üle 30 kaitseväärtusega linnuliigi, kes vajavad eluks küpset või vanametsa (Virkkala, Rajasärkkä 2007).

Metsa vanus on väga oluline **röövlindele**, kellest paljud (kotkastest peaaegu kõik) pesitsevad Eestis raieküpsedes (või vanemates puistutes) (Kontkanen jt 2004). Kõige tüüpilisemad vana metsa vajavad liigid Eestis elutsevatest kullilistest on kanakull ja konnakotkad, kakkudest värbkakk, händkakk ja karvasjalg-kakk, lisaks veel haruldusena habekakk (Kontkanen jt 2004). Raievanuste alandamine mõjuks röövlinde võimalike pesitsupuistute olemasolule väga negatiivselt (olemasolevad pesapaigad on küll mitmete liikide puhul kaitse alla, aga paljusid pesasid pole teada, eriti kakkude puhul, sest neid on väga raske leida). Suuresti on limiteerivaks teguriks pesapuu olemasolu ja omadused. Ilmselt saaks mitmed liigid (aga mitte kõik) ka nooremates puistutes sobiva pesapuu olemasolul edukalt pesitseda (Kontkanen jt 2004). Säilikuudest võiksid tulevikus kujuneda sellised potentsiaalsed pesapuud. Säilikuuid on jäetud aga ainult kümnekond aastat, nii et selliste sobivate puudega piisavalt vanu metsi võib Eesti metsamaastikes tekkida alles 40–50 aasta pärast. Seega lähitulevikus võiks raievanuste alandamine kogu Eesti metsamaastikus mõjutada röövlindude väga negatiivselt (vt ka Kontkanen 2004).

Üldiselt on leitud, et igas **metsa vanuseklassis on spetsiifiline linnustik**, kes juhuslikult satub ka mujale, kus aga populatsioon püsivalt ei säili ega suurene (Hansen jt 1995a; Venier, Pearce 2005), kusjuures spetsialiste on üldjuhul rohkem vanemates suktessioonijärgkudes (Helle, Mönkkonen 1990; Settington jt 2000) ja nooremate suktessioonijärgkude liigid on enamasti generalistid (Helle 1985; Schieck, Song 2006). Näiteks leiti Newfoundlandi palsaminulu puistutes keskmise raievanusega umbes 80 aastat, et linnustiku koosseis jaguneb kaheks: linnustiku koosseisult erinevad 40–60-aastane ja vanem puistu (mõned vanema puistu linnuliigid võivad esineda ka 60-aastases puistus; Thompson jt 1999). Teatud liikide arvukus suurenes koos vanusega, nt mustselg-laanerähn (*Picoides arcticus*) ja tundrarästa (*Hylocichla minima*) (Thompson jt 1999). Samas piirkonnas tehtud teises uurimuses näidati, et mustselg-laanerähni leidub ainult vanemates (>80a) puistutes (Settington jt 2000). Oluliseks osutus talle jämedate tüügaste arv. Vähenev vanametsa hulk võib mõjuda mustselg-laanerähnil negatiivselt ja seega on vaja säilitada olulisel määral vana metsa, samuti rõhutati vajadust edaspidi hinnata nende rähnide populatsiooni olukorda. Haava-kirjurähni (*P. pubescens*) ja männi-kirjurähni (*P. villosus*) elutingimuste jaoks ei näi vanad metsad aga olulised olevat (Settington jt 2000).

Mitmetes töödes on püütud leida optimaalset raievanust, mille juures säiliks kõigi linnuliikide elujõulisus. Näiteks Kesk-Euroopa põõgimetsades leiti selleks tasandiku metsades 100–180-aastat ja mägimetsadel 120–160-aastat, mis on kõrgem kui majanduslikult parim raieaeg. Seega soovitatakse välja arendada puistute ja puude võrgustik, kus säilitatakse vanemaid puid, mis aitavad säilida raietundlike liikide populatsioone (Moning, Müller 2009). Ameerika lääneosas tehtud uuringus, kus püüti leida optimaalset raievanust, mis arvestab nii majanduslikke kui ökoloogilisi väärtusi, leiti, et optimaalne on pikendatud raiering, mis mõjus siis ka lindude liigirikkusele positiivselt (Hansen jt 1995b). Ameerikas Lõuna-Carolinas intensiivselt majandatud männimetsade piirkonnas näidati erinevaid looduslähedasi majandamisviise ja ka nende

tasuvust võrreldes, et linnustikule kõige efektiivsem on vanemate metsade raieringi pikendamine (40 aastat) või üldse raiumata jätmine (Loehle jt 2006).

### **2.4.3. Arutelu**

#### **2.4.3.1. Üldine taust ja looduslike häiringute jäljendamise printsiip**

Metsal on võime kasvada ja seetõttu mingi aja jooksul peaaegu kõik mingisuguse häiringuga tekkinud muutused taastuvad ja kujuneb suhteliselt stabiilne, nn kliimakskooslus või -kooslused. See faas püsib niikaua kuni järgmise häiringu järel algab uus areng kliimakskoosluse suunas. Samas ka muidugi kliimakskoosluses pole mets muutumatu, vaid pidevalt toimuvad väiksemas mastaabis muutused. Erinevates piirkondades ja erinevate kõrgus- ja niiskusomadustega aladel toimuvad need protsessid erineva sageduse ja tugevusega (Lõhmus jt 2004). Kuivades okasmetsades võivad olla näiteks häiringud (aga mitte väga intensiivsed) mõnekümne aasta tagant ja niisketes kuusikutes pole tuhandeid aastaid puistuvahetushäiringuid olnud (Wallenius jt 2004).

Looduslikus maastikus oleks pidevate häiringute tõttu kõige suurem osa maastikust kõige nooremas vanuseklassis ja vanemate klasside osakaal langeb pidevalt vanuse suurenedes (nt Harvey jt 2002; Lõhmus jt 2004). Samas see vanuse varieeruvus on väga suur, Kanadas näiteks on erinevatel aladel häiringusagedus 20–500 aastat (McRae jt 2001), Eestis hinnanguliselt 50–500 aastat (Lõhmus jt 2004). Seega vanemaid metsi on maastikus kokkuvõttes päris palju. Eesti alade kohta tehtud arvestuse järgi oleks Eesti looduslikus metsamaastikus 30–40% metsadest vanemad kui 100 aastat (Lõhmus jt 2004), samas värskeematel hinnangutel on Skandinaavias (veel enam siis meie hemiboreaalses tsoonis) puistuvahetushäiringute sagedust üle hinnatud ja seega vanade metsade osakaal peaks olema oluliselt suurem (Kuuluvainen 2009).

Soomes on hinnatud, et kuna praegused majandamismeetodid (lageraie ja puhtpuistud) arvestavad nii vähe loodusliku taustaga (häiringuintensiivsus ja sageduses), siis samade meetodite jätkamine viib lähiajal olulise elurikkuse kadumiseni. Siiki on võimalik seda vältida või leevendada, arvestades uusi teadmisi liikide vajadustest ja ökoloogiast ning muutes majandamisviise (Kuuluvainen 2009). Kuigi metsade majandamine Eestis on olnud pärast Teist Maailmasõda vähemintensiivne, on meie metsaelustiku olukord ilmselt sarnane.

Majandusmetsade majandamisel nn normaalmeta teooria kohaselt on eesmärgiks, et igas vanuseklassis kuni majandusliku raieküpsuse vanuseni oleks metsi ühepalju. Selle meetodi järgi raieküpsusest vanemaid metsi põhimõtteliselt maastikus poleks. Kuid püüdes metsi majandada looduslähedaselt (jäljendades häiringuid) on soovitatud metsade majandamisel osa metsi jätta majandamisest välja või raiuda püsimeetsana (Kanada näidetes 14–30%), teine osa majandada pikendatud raieringiga ja turberaietega (23–26% metsadest) ning kolmas osa tavapärase raieringiga (45–63% metsadest) (Harvey jt 2002; Fricker jt 2006). Ka Skandinaaviamaades on sarnaseid majandamisviise soovitatud (Angelstam 1998; Kuuluvainen 2002), kusjuures sealsete tüüpiliste looduslike häiringute sageduse järgi oleks püsimeetsana või turberaietega majandatavate metsade osakaal oluliselt suurem kui Kanadas (Kuuluvainen 2009). Lisaks on oluline kõikjal majandamise käigus suurendada struktuurilist mitmekesisust.

Eestis täpseid analüüse võimalike sarnaste vastavate jaotuste kohta pole tehtud, välja arvatud vanade metsade miinimumvajaduste suhtes elustiku ellujäämiskünniseid arvestades (Lõhmus jt 2004). Milliste kompensatsioonimeetmete rakendamisel oleks

võimalik majandada mingi osa metsadest ka lühendatud raieringiga, vajab eraldi uuringuid. Näiteks praegune range kaitse vajaduse hinnang on otseselt seotud majandusmetsade vanuselise struktuuriga, s.t raieringi lühendamisel tuleb suurendada kaitsealade võrgustikku. Looduslikke häiringute jäljendamise printsiibi järgi võiksid potentsiaalselt sellisteks aladeks olla kuivad männikud, kus sambliku ja kanarbiku kasvukohatüübis on hinnatud loodusliku häiringu keskmiseks sageduseks 50 aastat (Lõhmus jt 2004). Mõned elustikku uurivad tööd (nt Hingston jt 2010) on soovitanud teatud metsaalasid (metsandusliku tulukuse mõttes) majandada aktiivsemalt, et ülejäänud aladel oleks võimalik kasutada suuremal määral elustikule vähem kahjustavaid raieviise.

#### 2.4.3.2. Metsade majandamine ja vanad metsad

Metsade majandamine peaks pakkuma piisaval hulgal elupaiku kõikidele metsamaastikus olevatele liikidele püsijäämiseks. Seega on vajalik hinnata raie mõju elustikule, kuid tuleb arvestada, et puistu tasemel on alati liike, kellele mistahes majandustegevus või ka täielik majandustegevusest hoidumine on kahjulik (Venier, Pearce 2005). Seetõttu ei ole vajalik ja võimalik jälgida üksiknäiteid, vaid eelkõige on olulised muutused maastiku mastaabis. Kindlasti on potentsiaalne raievanuste muutmine (ka kasvukohatüübi või mõne muu tunnuse piiranguga) ulatuslik maastiku tasemel muutus ja vajab spetsiaalseid teadusuuringuid ning sisaldama ka kontrolli rakendatud majandamisviiside efektiivsuse kohta. Niisugune teadmispõhine, kohanduv majandamisstrateegia Eesti metsanduses praegu puudub.

Tavapärasel majandataval metsamaastikus on seniste raieringi pikkuste juures **vanade metsade osakaal** liiga väike (Venier, Pearce 2005) ja võimalik raieringi vähendamine süvendaks seda veelgi. Ka Eestis on alates 40-ndatest hoolimata metsamaa pindala olulisest kasvust vanade metsade osakaal (vähemalt riigimetsades) metsamaastikus ligi 40% vähenenud (Lõhmus jt 2004), sh. on vähenenud ka säilinud "põlismetsade" hulk (Trass jt 1999).

Vanades metsades elavate liikidele on leitud majanduslikult sobivaim raieaeg olevat paljudel juhtudel kahjulik (vt eelnev tekst). Vanade metsade elustik on ka muude suktessioonijärgude elustikuga võrreldes palju tundlikum ja suurema spetsialiseerumise osakaaluga (Helle, Mönkkönen 1990) ja koosluse taastumine võtab tunduvalt kauem aega ning iga järgmise häiringuga see taastumise aeg suureneb (Ericson jt 1999).

#### 2.4.3.3. Praeguse "raieküpse metsa" väärtus elustikule

Raievanuse võimaliku alandamisega seostub maastiku tasemel muutusena ka ühe vanusegrupi (või teatud piirangutega vanusegrupi) kadumine või oluline vähenemine. Paljudes töödes on leitud, et iga metsa vanusegrupiga on seotud **spetsiifiline elustik** (nt. Settington jt 2000; Venier, Pearce 2005; McMullin jt 2008; Paguin jt 2008; Meier, Paal 2009; Jüriado jt 2009). Ei ole kindlalt teada, kui palju on praeguste raievanuste lähedaste vanuseklassidega seotud spetsiifilisi liike. Kuna spetsiaalseid uuringuid (vanusklasside elustiku võrdlus) on tehtud väga vähe, siis ammendavat vastust ei saa anda. Siiski on leitud Eesti uuringutes, et erineva vanusega puudel on erinev samblike liigiline koosseis (Jüriado jt 2009) või näiteks kaitsealune Norra porosamblik *Cladonia norvegica* esineb kõige sagedamini suurte puudega suhteliselt tiheda puistuga küpsetes laane majandusmetsades (Lõhmus, Lõhmus 2009), jalgsamblik *Chaenothecopsis haematopus* elab surnud puidul 60–100-aastastes segametsades (Lõhmus, Lõhmus, trükis). Samas näiteks 20–60-aastastes segapuistutes Järvselja lähedal ei leitud mitte ühtegi spetsiifilist

torikseene liiki ning ka sellises vanuses metsade torikuliste liigirikkus oli võrreldes teiste vanusklassidega kõige väiksem (Lõhmus, trükis).

Kuna paljude liikide esinemine on seotud struktuuridega, siis on küsimus, kas ja kui suurel määral on majandusmetsade vanimates, raievanuste lähedastes vanusklassides **vana metsa liigid** võimelised neid asustama. Sellele annavad kinnitust paljud tööd (nt Marshall 2000; Pentilä jt 2004; Paillet jt 2010; Lõhmus, Lõhmus, trükis). Meier jt (2005) arvavad oma uuringu põhjal, et 60–80-aastases puistus on ilmselt juba välja kujunenud piisaval määral (metsa ja puude) karakteristikud, mis on vajalikud vanadele metsadele iseloomulikele krüptogaamidele. Kindlasti sõltub see aga kasvukohatüübist, ka nt struktuuride väljakujunemine on kiirem viljakates kasvukohatüüpides, samuti ümbritsevast maastikust (Hylander 2009).

Praeguse raievanuse looduslähedusele osutab ka see, et meie metsade elustik on hoolimata pikast majandamise ajaloost suhteliselt hästi säilinud. Kui suur osa raievanuse suhtes tundlikust elustikust ei suudaks säilida praeguste raievanuste juures, siis neid Eesti metsamaastikus enam poleks. Lisaküsimus on struktuuriline rikkus ja loomulikult on ka palju liike, kes vajavad põlismetsa ja nende kaitseks kasutatakse range kaitsega metsaalasid.

Eestis ei ole tehtud ka arvestaval määral uuringuid, kui palju praeguseks säilinud populatsioonidest on elujõulised. Näiteks Soomes arvatakse, et lähiajal sureb nn väljasuremisvõlana välja umbes 1000 praegu veel olemasolevat metsaliiki, s.o pool põlismetsade spetsiifilisest elustikust (Hanski 2000).

#### **2.4.3.4. Vanametsa struktuurid ja säilikuud**

Väga paljud metsa vanuse mõju elustikule uurinud tööd rõhutavad struktuurilise mitmekesisuse olulisust elustikule (vt eelnev tekst). Paljude liikide või liigirühmade kohta on leitud, et olulisem kui metsa vanus on selle struktuuriline mitmekesisus ja eriti jämeda elus ja surnud puidu mahud (Hansen jt 1995a; Økland jt 1996; Martikainen jt 1999, 2000; Jüriado jt 2003; Pentilä jt 2004; Voolma, Öunap 2006; Lõhmus jt 2010; Lõhmus, Lõhmus, trükis). Rootsis vajab üle 50% surnud puidul elavaid liike vähemalt 20 cm jämedusi ja umbes 15% liikidest 40 cm-st jämedamaid lamatüvesid (Jonsson jt 2005).

Seoses jämeda elus ja surnud puidu olulisusega elustikule on selle **struktuuride väljakujunemine** puistus tähtis tegur võimalike raievanuste langetamise juures. Majandusmetsades on üldiselt niigi surnud puidu, eriti jämeda surnud puidu, kogused väikesed (Siitonen 2001; Lõhmus, Kraut 2010). Kui raievanuseid vähendada, vähenevad veelgi surnud puidu kogused, eriti põlismetsadele iseloomulikud väga jämedad struktuurid (Tyrrell, Crow 1994, Liira, Kohv 2010).

Kesk-Rootsis on leitud, et jämeda (>25 cm) surnud puidu teke algab sisuliselt alles 50–60-aasta vanuses puistus (Schmalholz jt 2009). Surnud puidu koguste poolest ongi kõige vaesemad keskealised (30–60 aastat) metsad (Ranius jt 2003).

Puitulagundavate seente jaoks soovitatakse Norras (Rolstad jt 2004) hoida raieringi pikkust vähemalt 100 aasta ja samblike jaoks Soome kuusikutes 120 aasta juures (Kuusinen, Siitonen 1998), kuna siis tekib piisavalt surnud puitu nende jaoks, kusjuures ohustatud liigid elavad eeskätt just jämedal surnud puidul (Pentilä jt 2004, Lõhmus 2006a). Näiteks tuuleheitejuurestikel elavate samblike jaoks on vajalikud suuremõõtmeliste, vähemalt 10 aasta vanuste kuuse tuuleheitejuurestike olemasolu

(Lõhmus jt 2010). Lühikese raieringi juures selliseid struktuure ei jõua tekkidagi, eriti arvestades asjaolu, et kuuski üldjuhul ka säilikpuudeks ei jäeta.

Lisaks metsaga seotud liikidele on varase suktsessioonijärkudega seotud suur osa elustikust, kellest paljudele on vajalikud valguse käes asuvad vana metsa jäänukstruktuurid (Kouki jt 2001; Similä jt 2002; Rosenvald, Lõhmus 2008). Selliseid struktuure asendavad Eesti metsamaastikus säilikpuud ja nende suremisel tekkiv surnud puit ning see on osutunud ka paljude majandustegevuse suhtes tundlikuks arvatud liikide puhul efektiivseks (Rosenvald, Lõhmus 2008, Lõhmus, Lõhmus 2008, Lõhmus, trükis). Ka lagedal asuvate struktuuride puhul on olulised nende suured mõõtmed ja sellest tulenev pikem kestvus (Rosenvald, Lõhmus 2008). See on asjaolu mida peab arvestama ka raievanuste muutmise juures – säilikpuude kvaliteet langeks.

#### **2.4.3.5. Keskealiste metsade struktuuriline rikastamine**

Uuringud näitavad, et surnud puidu koguste suurenemisel keskealiste metsade elustiku koosseis sarnaneb palju enam vanade metsade koosseisuga (Bengtsson jt 2000), seega on säästvas metsandus läbivad soovitused elurikkuse hoidmiseks suurendada surnud puidu hulka (Kouki jt 2001; Similä jt 2003; Liira jt 2007). Samuti on metsade muu struktuurilise mitmekesisuse suurendamine paljude vanametsa liikide säilitamiseks efektiivne (Rosenvald, Lõhmus 2008).

Ühest küljest annab see küll võimalusi – suurendades oluliselt struktuurilist mitmekesisust võib paljudele organismidele väheneda raievanuse muutmise negatiivne mõju. Samas tuleb arvestada, et paljude liikide puhul on siiski lisaks struktuuri olemasolule olulised ka sinna levimiseks piisav aeg ning sobivad niiskus- ja valgustingimused. Lageraiel säilitatud säilikpuud ja surnud puit sobivad sellistele liikidele substraadiks alles mitukümmend aastat pärast raiet. Seega senine maastiku tasemel metsade struktuurilise mitmekesisuse suurendamine (Eestis säilikpuud alates 1999. aastast) praegu veel mõju ei avalda. Lisaks on praegused säilikpuude kogused elustiku vajaduste jaoks selgelt liiga väikesed (Rosenvald, Lõhmus 2008).

Seega oleks hetkevõimalused, kui tahta metsi intensiivsemalt majandada, kuid samas vanema metsa elustikku säilitada, kasutada vähemalt teatud kohtades alternatiivseid raieviise (Harvey jt 2002; Kuuluvainen 2009, Lõhmus, Lõhmus, trükis). Eriti oluline on see kuusega (keda säilikpuudeks ei jäeta) seotud elustiku kohta (Lõhmus 2006c).

#### **2.4.3.6. Kasvukohatüüp ja puistu koosseis**

Raieringi pikkuse mõju elustikule erinevates kasvukohatüüpides on vähe uuritud. Üldiselt näib, et varjataluvatest liikidest kliimakskoosluste elustik on tundlikum ja kiiremakasvuliste puuliikide puistute elustik on vähem tundlik suurtele muutustele puistus (Erickson jt 1999; Jonsson jt 2005). Näiteks Lõuna-Rootsis pöögi ja kuuse surnud puidul elavad mardikad vajavad varjulisemat keskkonda, männi, kase, haava ja tamme surnud puiduga seotud putukatele sobivad valgusrikkamad puistud (Ehnström 2001). Lisaks, kuna viljakates lehtpuuenamusega kasvukohatüüpides kujunevad kiiremini välja elustikule olulised jämedad surnud ja elusad puud ning muud struktuurid, siis võiks need ka spetsialiseerunud elustikule varem elupaiku pakkuda. Nii näiteks jalgsamblikel Eesti metsades ei leitud lodu ja salu tüübi metsades liigilise koosseisu erinevust raieküpse ja "põlise" metsa vahel, aga kuivemates kasvukohatüüpides (palu, laane ja kõdusoo) okaspuuenamusega puistutes erines põlismetsade jalgsamblike liigiline koosseis raieküpse metsa koosseisust (Lõhmus, Lõhmus, trükis).

Näib, et **segapuistute** küllalt pikk raiering on eriti oluline paljudele liikidele. Esiteks on puuliigiline mitmekesisus iseenesest paljudele organismirühmade mitmekesisusele oluline (nt Hobson, Bayne 2000; Jüriado jt 2003) ja teise põhjusena on välja toodud, et segapuistutes hakkavad kiirekasvulised lehtpuud raieringi (80–100 aastat) lõpuks surema ja seega tekib olulisel määral surnud puitu, mis majanduslikult (vähemalt lühikeses ajaperspektiivis) on kahjulik, kuid elustikule leitud olevat olulise tähtsusega (Lõhmus, trükis). Looduslikult esineb tulekahjude järel sama vanades puistutes sarnane olukord. Majandusmetsades sellist puistu faasi püütakse vältida, kuid sellega on kohastunud liike paljudest liigirühmadest (Esseen jt 1992). Näidetena võib tuua, et Hynynen jt (2005) järgi suureneb raieringi pikendamisel kõige enam segapuistute liigirikkus, torikseente jaoks Soomes (Penttilä jt 2004) peetakse segapuistus raievanuse pikenemisel 30–50 aasta võrra tekkivaid surnud lehtpuid eriti vajalikuks substraadiks torikulistele, samuti on valgeseelg-kirjurähnile ja mitmetele ohustatud mardikaliikidele oluline suksessioonifaas, kus surevad lehtpuud asenduvad kuusega (Martikainen jt 1998) ja Eestis vajab kaitsealune jalgsambla liik *Chaenothecopsis haematopus* 60–100-aastaseid segapuistusi, kus surevad lehtpuud hakkab asendama kuusk (Lõhmus, Lõhmus, trükis).

Eesti metsade suurem elurikkus võrreldes Skandinaaviamaadega tuleneb tõenäoliselt ka meie suuremast segapuistute osakaalust (keskmiselt 3 puuliiki puistus (Lõhmus jt 2005) ja vähem intensiivsest metsade majandamisest, sh maapinna ettevalmistamise puudumisest enamikus kasvukohatüüpides.

#### **2.4.4. Majandamissoovitused**

##### **2.4.4.1. Looduslike häiringute jäljendamine**

Kokkuvõtlikult võiks majandamissoovituseks olla majandada puistusi nii, et need oleksid struktuuriliselt mitmekesised, aga samas varieeruksid nii vanuselt, puuliigiliselt kui liituvuselt (nt Harvey jt 2002; McMullin jt 2010). Ka kasutatavad raieviisid võiksid olla mitmekesised ja püüda jäljendada looduslike häiringuid. Põhimõtteliselt mahuks raieviiside "varieeruvuse" sisse ka teatud puistud, mille raiering on lühem, kuid need ei tohiks hakata maastikku tasemel muutusi põhjustama. Looduslikest puistuvahetushäiringutest on mõjutatud tavaliselt mitmesuguse vanusega puistud (Bergeron jt 2002), seega ka kõikide puistute puhul ei pea rakendama ühesuguste raievanust. Eesmärk majandamismeetodite muutmise juures on aga varieeruvuse suurendamine, see tähendab, et võimalike raieringide lühendamise kõrval teistel aladel neid jälle pikendatakse.

Siiski ei ole selge, kust läheb "ohutu piir" elurikkusele, see vajab eraldi analüüsi ning jälgitavate indikaatorliikide süsteemi loomist Eesti metsanduses. Lisaks on vaja uuringut, millistes puistutes võiks see olla kõige ohutum ja loomulikum. Äärmiselt oluline on, et üheaegselt raieringi lühendamisega ei muutuks intensiivsemaks ka teised majandusvõtted nagu maapinna ettevalmistamine, üheliigiliste puistute kujundamine ja harvendusraied, sest soovitused lähtuvad viimaste osas praegusest olukorrast.

##### **2.4.4.2. Raievanuste soovitused teadusartiklitest**

Erinevates elustikku ja metsade majandamist uurivates teadusartiklites ei leitud soovitusi raievanuse lühendamise kohta. Otse vastupidi: üldiselt on paljude liigirühmade puhul probleemiks metsade vaesestumine majandamise mõjul ja vanemate vanusklasside kadumine või drastiline vähenemine maastiku mastaabis. Seega on uuringutes palju

soovitusi ja põhjendusi tavapärase raieringi pikendamiseks. Järgnevalt mõned näited. Esiteks on enamustes uurimustes leitud, et teatud liikidele on oluline metsade pidevus skaalas, mis ei ole majandusmetsades mõttekas ja seega peab kindlasti osa metsadest säilitama inimtegevusest puutumata (nt. Tibell 1992; Martikainen jt 2000; Dettki, Esseen 2003; Lõhmus, Lõhmus, 2010, trükis; Lõhmus trükis).

Siiski ka pikendatud raieringist võiks kasu olla paljude liikide puhul, eriti pikaealisemate ja varjutaluvate liikide puhul (Harmon, Marks 2002). Ka Eestis on leitud, et raieringi pikendamise tulemusena kujunevad liigiliselt põlismetsadega sarnased puistud (Liira jt 2007).

**Skandinaavias**, Lõuna-Soomes on soovitatud epifüütsete ja epiksüülsete samblike jaoks pikendada kuusikute raievanust 120 aastani, sealjuures tähelepanu pöörates nende struktuurilise mitmekesisuse väljakujunemisele (Kuusinen, Siitonen 1998). Mardikate liigirikkuse suurendamiseks Soome metsades on samad soovitused (Martikainen jt 2000).

Kesk-Rootsis soovitati narmassamblike kaitseks raieringi pikendada, raieringi lühendamine mõjuks aga negatiivselt kogu epifüütide populatsioonidele (Dettki, Esseen 2003). Torikseente jaoks soovitatakse Soomes (segapuistutes) pikendada raievanust 30–50 aasta võrra, kuna nii tekkivad surnud lehtpuud on eriti oluline substraat torikulistele (Penttilä 2004). Samas, kuna intensiivsete vahekasutusraiate tõttu sageli ka küpsetes metsades surnud puit praktiliselt puudub, siis raieringide pikendamisel on efektiivsem keskenduda suurema surnud puitu hulgaga puistutele (Jonsson jt 2005).

**Kesk-Euroopa** pöögimetsades (uuritavad liigirühmad samblikud, teod ja linnud) leiti soovituslikuks raievanuseks metsades lausmaal 100–180 aastat ja mägimetsades 120–160 aastat, mis on kõrgem kui majanduslikult parim raieaeg (Moning, Müller 2009). Alpi okasmetsades soovitati haruldasemate samblike kaitseks vähemasti teatud kohtades raieringi pikendada (Nascimbene 2010).

Nii samblike kui muu elustiku tarvis soovitatakse **Põhja-Ameerikas** mitmekesisitada metsade majandamise viise, sh vähemalt kohati suurendada raieringi pikkust (McMullin jt 2010). Ka Põhja-Ameerika laialehistes metsades elutsevate salamandrite kaitseks on soovitatud vähemalt teatud kohtades suurendada raievanust (Ford jt 2002). Vähenev vana metsa hulk võib mõjuda mustselg-laanerähnile negatiivselt ja seega soovitatakse säilitada olulisel määral vana metsa (Settington jt 2000)

Hingston jt (2010) leidsid **Tasmaania** eukalüptmetsades, et suurim lindude mitmekesisus on põlismetsas ja noorendikes. Majandamissoovitusena soovitati majandada osa metsi suhteliselt intensiivselt (70-aastase raieringiga) ja säilitada (arvestades intensiivselt majandatud metsadest saadavat suurt tulu) suur osa metsa majandamisest väljas või oluliselt pikema raieringiga. Lõuna-Tasmaania eukalüptmetsades uuriti sammalde, samblike ja sõnajalgade mitmekesisust erineva vanusega metsades. Leiti, et praegune soovituslik raievanus 100 aastat on liiga lühike, et säilitada hilisemate suksessioonijärkude liike. Selleks, et maastikus oleks piisavalt esinduslikke puistusid sellistele liikidele, soovitati nende kaitseks vanade metsade säilitamist ja metsade struktuurilise mitmekesisuse suurendamist erinevate majandamisvõtete abil (Browning jt 2010).

Nagu juba eespool mainitud, on tehtud mitmeid uurimusi leida optimaalset raievanust arvestades koos **majanduslikke ja ökoloogilisi** väärtusi. On olemas mitmeid mudeleid, mis püüavad optimeerida elurikkuse ja erinevate majandamisviiside tulukust (Loehle jt 2006). Järgnevalt mõned uurimused.

**Skandinaavias**, Soomes kasutati simulaatorit MOTTI, et hinnata erinevate majandusviiside viiside mõju metsa erinevatele väärtustele. Valiti 35-aastase kuusiku kolme võimaliku majandamisviisi vahel (puhtpuistu harvendusraietega, lehtpuude säilitamine harvendusraietel, majandamata mets) Lehtpuude säilitamise puhul harvendusraietel oli liigirikkus 50%, ja majandamata metsas 88% kõrgem kui kuuse puhtpuistus 70 aasta vanuselt. Raieringi pikendamine 100 aastani suurendas liigirikust veelgi oluliselt. Kõige enam – ligi 25% – suurendas liigirikust majandatud segapuistus raievanuse pikendamine 70-lt aastalt 100-le aastale (Hynynen jt 2005). Koskela jt (2007) leiavad, et elurikkuse kaitsega arvestamine Soome männikute majandamisel suurendab optimaalset raieaega. Soomes vanade metsade liigirikust hinnates ja sellele majanduslikku väärtust anda püüdes on nenditud raievanuste olulisel määral suurenemist (Juutinen 2008). Siiski Rootsis on leitud, et kuna raieringi pikendamine on majanduslikult kallis, siis surnud puiduga seotud elustiku jaoks on majanduslikult odavam suurendada surnud puidu hulka raiesmikel (Jonsson jt 2010) või siis kaitsealuste mardikate jaoks loobuda hooldusraietest kaitsealade metsade ümber (Tikkanen jt 2007).

**Ameerika** lääneosas tehtud uuringus oli optimaalne pikendatud raiering, mille mõju lindude liigirikkusele oli positiivne (Hansen jt 1995b). Lõuna-Carolinas intensiivselt majandatud männimetsades oli majanduslikult ja linnustikule kõige efektiivsem vanemate metsade raieringi pikendamine 40 aastat või üldse raiumata jätmine (Loehle jt 2006). Erickson jt (1999) töö Põhja-Ameerika kõvalehtpuu puistutest näitab ökoloogiliste tegurite suurt mõju raievanuste optimeerimisel – üksnes majanduslikku tulu arvestades oleksid raievanused nende töö järgi 70 aasta ringis, kui elustiku ja muud parameetrid juurde panna, oleksid soovituslikud raievanused 110 aasta ringis. Kanadas soovitatakse alternatiivina raieringide pikendamisele (seoses elustiku vajadustega) suurendada struktuurilist mitmekesisust, kasutades alternatiivseid raieviise (Harvey jt 2002).

#### **2.4.4.3. Ruumiline modelleerimine**

Arvestades Eesti metsade suhteliselt hästi säilinud elurikkust, metsade majandamise säästvaid põhimõtteid ja teiste maade kogemusi, tasub Eesti metsanduses suurendada metsamajandusviiside mitmekesisust. Üldiselt on leitud, et metsade varieeruvusega mitteamarvestamine nende majandamisel põhjustab elurikkusele suurt kaotust (Jonsson jt 2005) ja väga oluline on ka varieeruvus maastikus (Harvey jt 2002; Virkkala, Rajasärkkä 2007).

Seega on elurikkuse kaitse paremaks planeerimiseks oluline püüda leida selleks efektiivseimad ruumilised mudelid, milles ka metsa vanus on üks olulisi tegureid (nt Cissel jt 1999). Muidugi on oluline panna mudelitesse kõik säästva metsanduse eesmärgid ja püüda leida neid kõiki arvestav optimum. Mitmetes kohtades on seda ka tehtud (nt Fries jt 1998; Kangas jt 2005; Sturtevant jt 2007). Vähemasti elurikkuse juures on ilmselt hetkel modelleerimiseks ebapiisavalt spetsiifilist andmestikku.

#### **2.4.5. Uuringuvajadused**

Metsade säästva majandamise üheks eesmärgiks on kõigi teadaolevate metsaliikide säilitamine maastiku mastaabis. Selle (koos teiste metsa eesmärkide toimimisega) saavutamiseks vajalik planeerimine ei ole lihtne ülesanne ja vajab teadmisi paljude organismide vajaduste kohta. Samas on olemas mitmeid mudeleid, mida võiks olla



võimalik Eesti tingimustele kohandada. Lisaks oleks vaja välja töötada kontrollsüsteem, mis hindaks võimalike muutuste tegelikku efektiivsust.

Üldiselt on konkreetseid raievanuste alandamisega seonduvaid elustikku uurivaid teadustöid kogu maailmas vähe (aga nt Dettki, Esseen 2003; Hynynen jt 2005) ja vanema metsaga seotud elustiku uuringute valdav soovitus on pikendada raieringi. Siiski ei pruugi raievanuse alandamise kahjulik mõju elustikule olla absoluutne ja potentsiaalselt võiks raiering olla lühem 1) teatud sagedaste looduslike häiringutega **kasvukohatüüpides**, 2) osana raieringide **varieeruvuse** suurendamisest maastikul (Bergeron jt 2002), seega määral, mil see ei mõjuta maastiku tasemel metsade elustikku.

Hetkel on Eestis võrdlevad elustiku uuringud raievanuste ja sellele lähedaste vanusklasside vahel tehtud väga vähe. Seega on vaja uuringuid, kus mitmete elustiku liigirühmade liigilist koosseisu võrreldakse eri vanusega metsades (vähemalt 3 vanuseklassi) ja hinnatakse võimalikku reageeringut ühe vanuseklassi ärakadumisele.

Kõige enam uurimist vajavad liigirühmad on samblad, samblikud, puiduseened ja -putukad, teatud linnurühmad (õõnelinnud ja röövlinnud). Kõigil liigirühmadel tuleks rohkem tähelepanu pöörata tundlikumatele liikidele.

Konkreetsemad uurimist vajavad teemad:

1) vanuseklassi spetsialistid

Praegused (mittesuunitletud) uuringud on Eestis leidnud mitmeid liike, mis võiksid olla seoses puuliigi vaheldusega arenevates metsades seotud praeguste raieküpsete metsadega (Lõhmus, Lõhmus 2008, Lõhmus, Lõhmus, trükis). Need liigid on eeskätt seotud pioneerpuuliikide kõdupuiduga, kuid nende ja teiste võimalike potentsiaalsete "spetsialistliikide" esinemine nooremates metsades vajaks täpsustatud uurimist.

2) elujõuliste populatsioonide toetamise võime täiendusena kaitsealadele

Kuna Eesti metsade majandamise intensiivsus pole ajalooliselt olnud väga suur, võivad raieküpsed metsad ilmselt **maastiku mastaabis** hoida (vähemalt olulist osa) "vanadele metsadele" iseloomulikust elustiku koosseisust. Raieküpsete metsade osakaalu vähenemise mõju kohta elustikule on vaja kindlasti eraldi analüüsi. Kaitsealade metsad, mis veel ei ole ei põlismetsaelustiku hoidmiseks piisavalt vanad ega ka kasvukohatüüpide vahel esinduslikult jagunenud (Lõhmus jt 2004), ei pruugi praegu suuta asendada seni raieküpsetes metsades elavate liikide potentsiaalselt ärakaduvaid elupaiku. Kuigi osad uuringud osutavad, et mitmed liigid saaksid hakkama ka nooremates metsades, kui neis on olemas suuremal hulgal vanametsa elemente (nt Lõhmus, Lõhmus, trükis), vajab nii nende liikide hulk kui ka täpsemad tingimused uurimist.

3) kasvukohatüübi mõju

Looduslike häiringute jäljendamise printsiibi järgi võiks sagedasema häiringuga kasvukohatüüpides (Lõhmus jt 2004) praegusest lühem raiering olla looduslik, kuid konkreetset elustiku uuringud puuduvad. Samas võib viljakates kasvukohatüüpides ja lehtpuupuistutes olla raiejärgne elustiku liigilise koosseisu taastumine kiirem (Lõhmus, Lõhmus trükis), kuid seegi vajab täpsemaid uuringuid

4) metsastruktuuride mõju

Paljudel juhtudel ei ole selge, kas ja kui palju oleneb surnud puidu hulga ja kvaliteedi mõju puistu vanusest ja see vajaks eraldi uuringuid (Smith jt 2000; Schmalholz, Hylander

2009). Eri liikide puhul võivad need mõjud olla erinevad ja võib-olla ka valesti hinnatud (Lõhmus, Lõhmus, trükis). Siin on olulised uuringud sarnaste limiteerivate struktuurielementide elustikust eri tüüpi ja vanusega metsades.

Elustiku uuringute üheks eesmärgiks võiks olla ka sisendandmete kogumine mudelitesse, millega saaks modelleerida erinevate majandamisotsustest tulevaid muutusi elustikule. Sisendite olemasolul on näiteks EMÜ metsakorraldusel olemas võimalused erinevate majandamisviiside efektiivsuse hindamiseks.

## 2.4.6. Juurepess ja teised seenhaigused

### 2.4.6.1. Sissejuhatus

Käesolev ülevaade ajalise piiratuse tõttu käsitleb peaaesjalikult juurepessu (*Heterobasidion* sp.) ning oluliselt vähem teistest seenhaigustest tingitud mõjusid. Teisi juure- ja tüükaosa mädanike tekitajaid käsitletakse tagasihoidlikult nende oluliselt vähema uurituse tõttu, mis kahtlemata ei alanda nende tähtsust metsakahjustajate osas. Näiteks massilise saarte (*Fraxinus excelsior*) suremise põhjusena nii Euroopas ja ka Eestis on seostatud saaresurma tekitajat (*Chalara fraxinea*), kuid samas kiputakse alahindama juuremädanike rolli saarte suremises (Drenkhan ja Hanso, 2009a). Veelgi enam, kliima soojenemisest ja ilmastikust tingitud ekstsessid puude ja puistute kahjustajatena kiputakse sootuks unustama (Hanso ja Drenkhan, 2007). Seega metsakahjustustega arvestamine on paraku oluline osa metsade majandamise protsessist ning loomulikult ka oluline argument optimaalse raievanuse otsingul.

Juurepess tekitab maailmas olulisimat majanduslikku kahju eelkõige Põhja-Euroopas ja Ameerika Ühendriikide kaguosas (Tainter ja Baker, 1996). Eestis tekitavad tõenäoliselt kõige suuremat majanduslikku kahju juure- ja tüükaosa mädanikud ning eelkõige juurepess, lisaks külmaseen jpt. (Hanso ja Hanso 1999a). Hinnang SMI mudelpuude andmetel näitab, et kahjustatud mudelpuudest on põhjuseks juuremädanikud ca 50% osas (Merenäkk, 2010). Varjatud avaldumisviisi tõttu ei ole juuremädanikke lihtne avastada, mistõttu võib-olla kahjustustase sageli veelgi kõrgem ning lisaks kõigele veel on nende tekitajaid ka raske diagnoosida.

Hinnanguliselt kaotab Juurepessu tõttu metsaomanik kuni kolmandiku potentsiaalsest metsatulust (Hanso ja Õunap, 2006). Hinnanguline kahju kogu Euroopas ulatub 790 miljoni Eurooni aastas.

Eestis on levinud peamiselt kaks juurepessu liiki: kuuse-juurepess ja männi-juurepess (Hanso, Hanso 1999a,b). Liikide kahjustamisstrateegia on erinev ja see väljendub järgmiselt:

- Eestis on kuuse-juurepess (*Heterobasidion parviporum*) levinud harilikul kuusel ja introdutseeritud okaspuuliikidel (nimetatud seenetüve leviku osatähtsus nendel puuliikidel on 98%);

- Männi-juurepess (*Heterobasidion annosum*) on levinud harilikul männil ja kadakal ning kodumaistel lehtpuudel.

Männil kahjustab juurepess peamiselt juuri. Harva tõuseb mädanik männitüves maapinnast kõrgemale kui 20–30 cm. Mädaniku esinemisele puidus viitavad väikesed haigustunnused: okaste värvuse muutumine, võra hõrenemine, vaigujooks tüvel jms. kahjustatud juurtega puudel esineb tugev kasvupidurdus ning puude grupiti kuivamine. **Arvestades männi-juurepessu omapära ei osata seda tihti siduda mändide hukkumise põhjusena.**

Kuusel põhjustab juurepess samuti kasvupidurdust, kuid erinevalt männist ka tüves kõrgele ulatuvat tsentraalset mädanikku (mädanik võib tõusta kuni 12 m kõrguseni maapinnast). Kuuse juuresüsteemis arenev haigus on üsna kaua ilma maapealsete sümptomiteta ja seda seetõttu, et kuusk, erinevalt männist, on võimeline hävinud peenjuurte asemele uusi moodustama. Juurepessu nakkuse tõttu on kuused alid oma pinnalähedase juurestiku tõttu tuuleheitele. Kuusel levib mädanik aeglaselt (puud hukkuvad aastakümnete möödudes), männil toimub see tunduvalt kiiremini (5–6 aastaga). Eriti kiiresti surmab seen kadaka, seda puuliiki on seetõttu soovitatud kasutada kuuse- ja männipuistutes juurespessu indikaatorina.

Siiski, olenemata liigist, pidurdavad mõlemad oluliselt puude juurdekasvu. Oluline on märkida, et juurdekasvu vähenemine ei alga kohe puude nakatumise järel, vaid peale nakatumist mõned aastad juurdekasv pigem kasvab. Teadaolevalt on leitud juurepessu poolt tekitatud tsentraalmädaniku juba ca 30-aastasest kuusikust.

#### 2.4.6.2. Millal on juurepessu oht suur?

Põllumaadele rajatud kuuse ja männi kultuurpuistud on juurepessust tugevasti ohustatud.

Kõrge lubjasisaldusega toitainerikastel muldadel, okaspuude kasvatamisel mittemetsamaadel, kõikuva põhjaveetasemega aladel, ülemiste mullakihtide perioodilise läbikuivamise tingimustes, happelistel liivmuldadel ja suure rekreatiivse koormusega aladel.

Kuusikutes esineb tugevaastmelist kahjustust hea aeratsiooniga viljakatel rähk- ja jääkkarbonaatsetel, kuid ka leetunud muldadel kasvavates **jänese kapsa-, sinilille- ja pohlakuusikutes**. Männikutest on juurepessu poolt enam ohustatud kuivapoolsetel ja värsketel muldadel kasvavad **pohlamännikud** (Hanso ja Hanso 1999b).

Harvendusraie mõju on oluline siis kui raie on toimunud suurema kännu diameetri juures kui 5 cm. Esimene harvendusraie puistus tuleks teha võimalikult vara, sest alla 5 cm läbimõõduga kännud juurepessuga ei nakatu või nakatuvad oluliselt vähem. Ühe metsapõlvkonna jooksul ei ole soovitatav teha rohkem kui kaks harvendusraiet. Intensiivsema hooldusraie korral on juurepessuga nakatunud puude osatähtsus (keskmiselt 46,8%) puistus suurem, kui mõõduka raie korral (keskmiselt 27,2%) (Hanso ja Hanso 1999b).

**Kuusel kännust kuni elava puu juurekaelani ja edasi 1 m kõrgusele juurekaelast levib mädanik ca 15 aastaga.**

### 2.4.6.3. Millal on juurepessu oht väike?

Ilmselt kahaneb juurepessu oht, kui haigusest nakatunud kändud üles juurida, aga selle kohta ei ole mingeid kinnitavaid andmeid!!!

Mida suurem on puistus kuuse või männi kõrval teiste puuliikide osatähtsus, seda raskem on juurepessul seal levida. Seega on juurepessu risk oluliselt madalam segapuisitutes. Võrdluseks näiteks külmaseene kahjustus kuusikus on, vastupidiselt juurepessule seda suurem, mida rohkem on puistu koosseisus mändi, mida madalam on mullaviljakus ja pH ning mida väiksem on mulla niiskusesisaldus (Hanso ja Hanso 1999b).

Juurepessu oht on väike või puudub liigniisketel muldadel, turbapinnastel, väga kuivades ja toitainetevaestes kasvukohtades. Siinjuures on oluline meeles pidada, et **juurepess on muutunud puistu haigusest kasvukoha haiguseks** (Hanso ja Hanso 1999b; Hanso ja Hanso, 2003).

**Järelikult, juurepessu levikut mõjutavad peamiselt kasvukohatingimused, metsamajanduslik tegevus ja ilmastikust tingitud muutused (n. põuad, külmad jne.).** Seega on oht, et mitmete stressifaktorite (ebasobivad kasvukohatingimused, põud jms.) mõjul puistu resistentsus langeb ja haigus võib omandada epideemia ulatuse (Hanso ja Hanso 2003).

### Tulemused ja kokkuvõte

Eelnevat silmas pidades on juurepessu alid eelkõige järgmiste tunnustega puistud:

#### **Kuusikud**

1. Peapuuliik on kuusk ja mille osatähtsus puistus on 70–100% (puistute peapuuliigi osatähtsus on hetkel hinnanguline, kuna vastavad uuringud puuduvad).
2. Kui hooldus- või harvendusraiet tehakse puistus, mille kändu läbimõõt on enam kui 5cm ehk vanuses 10-15 aastat ja enam. Mida rohkem hooldusraieid ja eriti suviseid, seda suurem on oht juurepessu levikuks.
3. Ohustatumad kasvukohatüübid on järgmised: endine põllumaa eelkõige liivmuldadel, jänese kapsa-, sinilille-, kastikuloo- ja pohla kasvukohatüüp.
4. Rekreatsioonialad on juurepessule vastuvõtlikumad.
5. Kuusel tsentraal-mädaniku areng kasvab puu vananedes.

#### **Männikud**

1. Peapuuliik on mänd ja mille osatähtsus puistus on 70–100% (puistute peapuuliigi osatähtsus on hetkel hinnanguline, kuna vastavad uuringud puuduvad).

2. Kui hooldus- või harvendusraiet tehakse puistus, mille kännu läbimõõt on enam kui 5 cm ehk vanuses 15 aastat ja enam. Mida rohkem hooldusraieid ja eriti suviseid, seda suurem on oht juurepessu levikuks. Ohustatumad kasvukohatüübid on järgmised: endine põllumaa, pohla- ja jänese kapsa-pohla kasvukohatüüp.
3. Rekreatsioonialad on juurepessule vastuvõtlikumad.
4. Männil juurepessu oht saavutab kõrgema ohustatuse vanuses 50–60 (70) aastat, seejärel uusi puid tõenäoliselt juurepess enam ei kahjusta.

**Eelnevalt mainitud tingimustele vastavate kuusikute lõppraie aega võiks alandada, et saada kätte enam tervet puitu ning hooldusraied tuleks teha võimalikult noores eas.**

**Männikutes vanuses 50–70 võiks oluliselt intensiivistada hooldusraiete osakaalu.** Lähtudes ilmastikus toimunud ekstsessidest on männikutes viimastel aastatel oluliselt juurepess intensiivistunud!

**Juure- ja tüükaosa mädanikest nakatunud puistud (eelkõige kuusikud) on oluliselt tormihellemad, mis on veelgi lisaargument pigem varasemaks lõppraieks majandusmetsades.**

Männikute juurepessu mõju kahaneb puistu vananedes, seega ilmselt männikute varasem lõppraie ei ole juurepessu ohtu tõttu põhjendatud, küll aga on vajalik õigeaegne hooldusraiete teostamine.

Üldsoovitus igasuguste raiete puhul eelnevalt mainitud juurepessu ohtlikes kasvukohatüüpides propageerida ja kasutada biopreparaati ROTSTOP, mis oluliselt kahandab juurepessu levikut. See levendaks ka oluliselt suvistest raietest tekkivat kahjustust.

### **Mis vajaks analüüsi ja uuringut?**

1. Aruande esimeses osas tehtud küpsusvanuste analüüs (LOE: modelleerimine) baseerub paljuski andmetele, kus metsakahjustajate sh. seenhaiguste osatähtsus on väheoluline või puudub sootuks. Seepärast on vajalik tekitada püsikatsealade võrgustik (või täiendada olemasolevaid), mis võimaldaks hankida adekvaatseid seenhaiguste andmeid edasisteks analüüsides. Ehk kuidas on olukord juure- ja tüükaosa (eelkõige juurepess) ning tüve mädanike levikuga Eestis ning milline on haiguse areng ja kahjustus puistutes vastavalt peapuuliigi osatähtsusele, vanuselise ja kasvukohale tavapärestes majandusmetsades. Seni ei ole võimalik anda optimaalset raievanust pidades silmas ainult metsahaigusi. Oluline on seegi, et kliima soojenemist ei tohi kujutada ainult positiivse mõjuna puistute juurdekasvule, vaid see seondub tugevalt ka uute ja olemasolevate patogeenide leviku ulatusega ja nende poolt tekitatud kahjustustega.

2. Samuti on hetkel teadmata tegelik juurepessu levik Eestis, näib et männi-juurepess on oluliselt laienenud või laienemas seoses ilmastikust tingitud muutustega ning ilmselt ka seoses uute haiguste saabumisega.
3. Eesti kontekstis vajab uuringuid juurepessu ja külmaseene nakkusega käändude juurimise mõju haiguse levikule ehk kas see aitab vähendada seennakkuse ohtu järgmistele metsapõlvvedele?
4. Võiks tulundusmetsade haavikutes raievanust vähendada haavataeliku kahjustuse tõttu, ent eelnevalt vajab teaduslikku analüüsi haavataeliku kahjustuse tervikpilt Eestis.
5. Samuti on oluline kaskede ja sanglepa tüvemädaniku tekitajate teema, mis vajab samuti uuringuid.
6. Kliimamuutuste kontekstis on meieni jõudnud uusi ja invasiivseid lehestiku ja võrsete haigusi (Drenkhan ja Hanso 2009a,b), mis vajavad samuti jälgimist ja hinnanguid, needki on kahtlemata olulised edasistes metsakasvukaigu modelleerimises ja küpsusvanuste analüüsides. Tõenäoliselt ei jää juba teadolevad leiud viimasteks.

### 3. Kokkuvõte

Eesti metsanduses on jätkuvalt üheks aruteluteemaks puistu optimaalse raievanuse määramine. Puistu parim raievanus sõltub kümnetest tunnustest (sh omaniku soovidest ja riskivalmidusest, metsökosüsteemi jätkusuutlikkuse ja ühiskonna vajadustest), millistest vaid väike osa on määratletav puude mõõtude ja seisundi andmetel (fikseeritud puistu takseerikirjelduses). Puistu optimaalse raievanuse hindamine on piisavalt keerukas protsess, et selle mõistliku tasemeni ammendav esitus ei mahu tänaseni kasutatavasse sõnalise seaduse vormi.

Käesoleva töö tulemusena on võimalik välja pakkuda uus puistu koosseisupõhine hinnaküpsuse vanuse määramise meetodika, mis on suunatud pikaajalise tulu saamisele tulundusmetsas. Metsades, kus puidu ja sellest saadava tulu tootmine on teisejärguline funktsioon, nt puhke- ja kaitsefunktsiooniga metsades, tuleb majandusliku kasu teenimine allutada esmastele eesmärkidele ja teistsugusele küpsusvanuse määratlustele. Uuritakse ka metsaomanike huve ja raiete mõju metsaelustikule. Kõiki metsade funktsioone (sh puhta vee ja õhukvaliteedi tagamine, süsinikusidumine mulda ja kasvavatesse puudesse, loodusliku mitmekesisuse kaitse, maastikulise ilme ja puhkevõimaluste pakkumine, maaelu mitmekesistamine jms) arvesse võtva optimaalse raievanuse mudeli loomiseks on vaja teha veel täiendavaid uuringuid, sest praegu ei kompenseerita keskkonnateenuste pakkumist ja pole uuritud mittepuiduliste toodete ja teenuste hindu. Seetõttu tuleb Eestis jätkata uuringuid metsökosüsteemide arengu ja toimimise ning mittepuiduliste väärtuste teemadel ning rakendada saadud teadmisi metsade majandamisel.

Hinnaküpsuse vanust mõjutavad väga paljud tegurid, millest olulisemad on puistu koosseis ja struktuur, puistus esinevad kahjustused, aga ka metsamaterjalide hinnad ning nende omavahelised suhted, raietööde hinnad jne. Puistud on erineva struktuuriga ning seetõttu on üldistatud lihtsate meetoditega raske määrata konkreetse puistu optimaalset hinnaküpsuse vanust. A. Nilsoni (2010) uuringust selgus, et majanduslik kahju ei ole oluliselt suur, kui puistu raiuda optimaalsest vanusest kuni 10 aastat varem või hiljem. Seega võib arvutusmeetodikat lihtsustada parasjagu niipalju, et hinnaküpsuse vanus oleks nimetatud täpsusega prognoositav. Seejuures tuleks jälgida, et olulised mõjufaktorid ei jääks arvutusalgoritmist välja.

Käesoleva töö käigus analüüsiti mitmeid varemavaldatud hinnaküpsuse vanuse arvutamise meetodikaid, mille tulemusena töötati välja puistu koosseisupõhine hinnaküpsuse vanuse mudel. Mudeli sisenditeks on peapuuliigi kõrgusindeks H100, mulla kõduhorisondi tüsedus OHOR ning koosseisuliikide osakaalud. Mudel on esitatud FoxPro kasutajafunktsioonina *akypscrs* lisas 1. Hinnaküpsuse vanuse mudel on esitatud ka lisas 4 koos näidisarvutustega. Kuna käesolev hinnaküpsuse vanuse arvutusalgoritm sõltub puistu koosseisust, mis aja jooksul võib muutuda (metsahäiringute ja puuliikide erineva kasvukiiruse tõttu), mistõttu on mõistlik hinnaküpsuse vanuse prognoosi lugeda usaldusväärseks, kui selle saabumiseni on jäänud kuni 20 aastat.

Võrdlusmaterjali saamiseks katsetati puistu küpsusvanuse arvutamist täiesti erineva meetodikaga. Selleks kasutati Soome Metsainstituudi METLA poolt välja töötatud puistu kasvusimulaatorit MOTTI. Tegemist on puu kasvu ja väljalangevuse võrranditele tugineva puistu kasvusimulaator-programmiga, mis on eelkõige mõeldud praktilise metsamajandamise kavandamiseks. MOTTI-tarkvara testiti Eesti puistu kasvukäigu püsiproovitükkide võrgustiku kordusmõõtmiste andmestikul ning leiti, et käesoleva analüüsi võrdlusmaterjali saamiseks on MOTTI prognoosid piisavalt täpsed. Erineva

koosseisuga puistute kasvukäigu MOTTIga loodud simulatsioonide uurimisel selgus, et puistu hinnaküpsuse vanust mõjutab olulisel määral metsamaterjalide hindade vahekord. Samuti selgus, et hinnaküpsuse vanus sõltub oluliselt puude kahjustustest, mis muudavad ülestöötatud sortimentide vahekorda. Üldiselt olid MOTTI hinnaküpsuse vanused kooskõlas metsakasvatustlike arusaamadega ning puistu koosseisupõhise hinnaküpsuse vanustega.

Hinnaküpsuse vanus on üks aspekt puistu optimaalse raievanuse määramisel. Puistu raievanuse mõju metsaelustikule on maailmas uuritud paljude liigirühmade kohta ning valdavalt peetakse raievanuste alandamist liigirikkust vähendavaks. Mitmete liikide ja liigirühmade säilitamiseks soovitatakse raievanuseid suurendada. Rahvusvahelise levikuga teaduspublikatsioonides on arvatud, et looduslike häiringute jäljendamise põhimõtteid rakendades võiks, arvestades ka kasvukohatüüpe, suurendada varieeruvust nii raievanustes, raiesmike suurustes kui raie meetodites. Struktuurilist mitmekesisust on vaja suurendada kogu maastikus. Käesolevas uuringus on ökosüsteemi mõju analüüsitud vaid kirjanduse põhjal, kus eeldused (nt kliima, metsasus jmt) ja järeldused võivad siiski olla erinevad Eesti tingimustest. Tuleb ka arvesse võtta, et Eestis on elurikkuse säilitamiseks ja kaitsmiseks praeguse seisuga 31,5% metsadest kergemate või rangemate majandamispiirangutega ning lisaks on kaitse-eeskirjadega võimalik kehtestada täiendavaid piiranguid puistute vanuselise struktuuri osas.

Käesolev aruandes on küpsusvanuste mõju analüüsitud puistu tasemel, kuid hoolimata Eesti kõrgest metsasusest (üle poole maismaapindalast moodustab metsamaa) tuleks edaspidi teadusuuringutes keskenduda ka metsaökosüsteemi uurimisele ja metsakasutuse kavandamisele maastiku tasemel, sh liikide levimisele ja liikidevahelisele konkurentsile. Optimaalne raievanus ei saa olla seega ainult puistupõhine, vaid peaks arvestama ka raiealade paigutusega ehk puistute struktuuriga maastikul, et vältida raiete samaaegset kontsentreerumist ühele alale. Sellisel tasemel reegleid on võimalik kehtestada vaid suurtes metsamassiivides, millel on üks haldaja, nt rahvusparkides, loodus- ja maastikukaitsealadel ning riigimetsas. Seetõttu on soovitatav riigi halduses olevate puistu raiete kavandamisel arvestada ka elurikkuse vajadustega.

Optimaalsete raievanuste leidmisel ja rakendamisel tuleb leida „kuldne keskte“, mille tagajärjel ei väheneks liikide hulk meie metsadest ning ei väheneks liialt ka majandusmetsadest saadav majanduslik tulu. Osa liikidest vajavad väga pikka raieringi ning seetõttu tuleks selliste liikide säilimise ülesanne panna siiski erinevatele kaitsealadele, kuna kompromissi leidmine mingi vahepealse vanusena oleks topelt kahju tekitamine: puistu üleseismisega tekib majanduslik kahju, aga antud liigile sobivat kasvukeskkonda ei ole veel tekkinud. Elurikkuse reguleerimisel tuleb kindlasti arvestada ka sellega, et meil on ka liike, kelle esinemine majandusmetsas on suurt kahju tekitav, nt juurepessud, üraskid jms.

Käesoleva uuringuga saadud kogemuse põhjal võib erinevate funktsioonidega metsade küpsusvanuste edasiseks arendamiseks soovitada Eestis algatada uuringuid metsandusökonomika (metsade puidulised ja mittepuidulised väärtused), metsaökosüsteemide (dünaamika, seosed, konkurents) ning metsamajanduse (uuendamine, raied, metsaparandus, mõju elurikkusele) valdkonnas.



## Kasutatud kirjandus

- Adermann, V. 2008. Eesti metsad: Metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus, Tallinn
- Angelstam, P. K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science*, 9: 593–602.
- Aubry, K.B. 2000. Amphibians in managed, second-growth Douglas-fir forests. *Journal of Wildlife Management*, 64 (4), pp. 1041-1052.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132 (1), pp. 39-50.
- 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.
- Browning, B.J., Jordan, G.J., Dalton, P.J., Grove, S.J., Wardlaw, T.J., Turner, P.A.M. 2010. Succession of mosses, liverworts and ferns on coarse woody debris, in relation to forest age and log decay in Tasmanian wet eucalypt forest. *Forest Ecology and Management*, 260 (10), pp. 1896-1905.
- Brumwell, L.J., Craig, K.G., Scudder, G.G.E. 1998. Litter spiders and carabid beetles in a successional Douglas-fir forest in British Columbia. *Northwest Science*, 72 (SPEC. ISS. 2), pp. 94-95.
- Chauvat, M. 2004. Soil biota during forest rotation: Successional changes and implications for ecosystem performance. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades, Gießen 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.
- Cissel, J.H., Swanson, F.J., Weisberg, P.J., 1999. Landscape management using historical fire regimes: Blue River, Oregon. *Ecol. Appl.* 9, 1217–1231.
- Cline, S.P., Phillips, C.A. 1983. Coarse woody debris and debris-dependent wildlife in logged and natural riparian zone forests - a western Oregon example. *Snag habitat management: proc. symposium, Flagstaff, 1983*, pp. 33-39.
- 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.
- Drenkhan, R., Hanso, M. 2009a. Harilikult saare alla kõik Eestis ja mujal Euroopas. *Eesti Loodus* 60: 14–19.
- Drenkhan, R., Hanso, M. 2009b. Recent invasion of foliage fungi of pines (*Pinus* spp.) to the Northern Baltics. *Metsanduslikud Uurimused* 51: 49–64.
- Ehnström, B. 2001. Leaving dead wood for insects in boreal forests - Suggestions for the future. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16 (1), pp. 91-98.
- Erickson, J.D., Chapman, D., Fahey, T.J., Christ, M.J. 1999. Non-renewability in forest rotations: Implications for economic and ecosystem sustainability. *Ecological Economics*, 31 (1), pp. 91-106.
- Esseen, P.-A., B. Ehnström, L. Ericson, and K. Sjöberg. 1992. Boreal forests: the focal habitats of Fennoscandia. Pages 252-325 in L. Hansson, editor. *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier, London
- Etverk, I. 2005. Taasiseseisvunud Eesti metsapoliitika ja –seadusandluse kujunemine (aastani 2005). Tartu, 363 lk.
- Evans, A.M., Perschel, R. 2009. A review of forestry mitigation and adaptation strategies in the Northeast U.S. *Climatic Change*, 96 (1), pp. 167-183.
- Fenton, N.J., Bergeron, Y. 2008. Does time or habitat make old-growth forests species rich? Bryophyte richness in boreal *Picea mariana* forests. *Biological Conservation*, 141 (5), pp. 1389-1399.
- Fenton, N.J., Frego, K.A. 2005. Bryophyte (moss and liverwort) conservation under remnant canopy in managed forests. *Biological Conservation*, 122 (3), pp. 417-430.
- Flack, J.A.D. 1976. Bird populations of aspen forests in western North America *Ornithological Monographs* No. 19, 98 p.

- Foley, T.G., Richter, D.deB., Galik, C.S. 2009. Extending rotation age for carbon sequestration: A cross-protocol comparison of North American forest offsets. *Forest Ecology and Management*, 259 (2), pp. 201-209.
- Ford, W.M., Chapman, B.R., Menzel, M.A., Odom, R.H. 2002. Stand age and habitat influences on salamanders in Appalachian cove hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 155 (1-3), pp. 131-141.
- Fricker, J.M., Chen, H.Y.H., Wang, J.R. 2006. Stand age structural dynamics of North American boreal forests and implications for forest management. *International Forestry Review*, 8 (4), pp. 395-405.
- Fries, C., Carlsson, M., Dahlin, B., Lämås, T., Sallnäs, O. 1998. A review of conceptual landscape planning models for multiobjective forestry in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, 28 (2), pp. 159-167.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B., Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 94 (1-3), pp. 89-103.
- Frivold, L. H. & Frank, J. 2002. Growth of Mixed Birch-Coniferous Stands in Relation to Pure Coniferous Stands at Similar Sites in South-eastern Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 139-149.
- Haapanen, A. 1965. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. *Ann. Zool. Fenn.* 2, 153-196.
- Hansen, A.J., Garman, S.L., Weigand, J.F., Urban, D.L., McComb, W.C., Raphael, M.G., 1995b. Alternative silvicultural regimes in the Pacific Northwest: simulations of ecological and economic effects. *Ecol. Appl.* 5, 535-554.
- Hansen, A.J., McComb, W.C., Vega, R., Raphael, M.G., Hunter, M. 1995a. Bird habitat relationships in natural and managed forests in the west cascades of Oregon. *Ecological Applications*, 5 (3), pp. 555-569.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: Modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici*, 37 (4), pp. 271-280.
- Hanso, M., Drenkhan, R. 2007. Metsa- ja linnapuud ilmastiku äärmuste vaevas. *Eesti Loodus* 58: 6-13.
- Hanso, M., Hanso, S. 1999a. Andmeid juuremädanike tekitajate kohta Eesti metsades. *Metsanduslikud uurimused* 31, 141-161.
- Hanso, S., Hanso, M. 1999b. Juurepessu levimisest Eesti metsades. *Metsanduslikud uurimused* 31, 162-172.
- Hanso, S., Hanso, M. 2003. Seenhaiguste genees metsataimlates, -kultuurides ja puis-tutes. *Metsanduslikud uurimused* 38, 74-84.
- Hanso, M., Õunap, H. 2006. Olulisemad metsakahjustused ja nende vältimine. SA Erametsakeskus, Tartu, 44lk.
- Harmon, M.E., Marks, B. 2002. Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir - Western hemlock forests in the Pacific Northwest, U.S.A.: Results from a simulation model *Canadian Journal of Forest Research*, 32 (5), pp. 863-877.
- Harvey, B.D., Leduc, A., Gauthier, S., Bergeron, Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 155 (1-3), pp. 369-385.
- Helle, P. 1985. Habitat selection of breeding birds in relation to forest succession in Northeastern Finland. *Ornis Fenn.* 62, 113-123.
- Helle, P. and Mönkkönen M. 1990. Forest successions and bird communities: theoretical aspects and practical implications. In *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*. A. Keast (ed). SPB academic Publishing bv, The Hague, the Netherlands, pp. 299-318.
- Hingston, A.B., Grove, S. 2010. From clearfell coupe to old-growth forest: Succession of bird assemblages in Tasmanian lowland wet eucalypt forests. *Forest Ecology and Management*, 259 (3), pp. 459-468.

- Hobson, K.A., Bayne, E. 2000. The effects of stand age on avian communities in aspen-dominated forests of central Saskatchewan, Canada. *Forest Ecology and Management*, 136 (1-3), pp. 121-134.
- Holland, D.N., Lilieholm, R.J., Roberts, D.W., Gilless, J.K. 1994. Economic trade-offs of managing forests for timber production and vegetative diversity. *Canadian Journal of Forest Research*, 24 (6), pp. 1260-1265.
- Hooldusraiete normatiivid (harvendusaste, järjekord, sortimendid). 1980. Eesti Metsakorralduskeskus. Koost. E. Tappo. Tallinn, 45 lk.
- Hundeshagen, J. G. 1819. *Grundriß der Forstwissenschaft* Frankfurt/M. Tübingen
- Hägg, A. 1988. Lönsamheten av björkinblandning i barrskog [The profitability of a birch admixture in coniferous forests]. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Products, Report No. 201, 34 p.
- Hägg, A. 1989. Björkens inverkan på tallens grengrovlek och grenrensning i blandade bestånd [The influence of birch upon the branch diameter and the self-pruning of pine trees in mixed stands]. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Products, Report No. 208, 12 p.
- Hylander, K. 2009. No increase in colonization rate of boreal bryophytes n close to propagule sources. *Ecology*, 90 (1), pp. 160-169.
- Hynynen, J., Ahtikoski, A., Siitonen, J., Sievänen, R., Liski, J. 2005. Applying the MOTTI simulator to analyse the effects of alternative management schedules on timber and non-timber production. *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2 SPEC. ISS.), pp. 5-18.
- Hynynen, J., Ojansuu, R., Hökkä, H., Salminen, H., Siipilehto, J. & Haapala, P. 2002. Models for predicting stand development in MELA System. The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 835. 116 p.
- Hyytiäinen, K. jt. 2005. Taloudellisesti optimaalisista harvennuksista ja kiertoajoista männylle ja kuuselle.
- Imbeau, L., Mönkkönen, 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.
- Ingerpuu, N., Vellak, K., Möls, T. 2007. Growth of *Neckera pennata*, an epiphytic moss of old-growth forests. *Bryologist*, 110 (2), pp. 309-318.
- Jonsson, B.G., Kruys, N., Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood - Lessons for dead wood management. *Silva Fennica*, 39 (2), pp. 289-309.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G. 2010. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for wood-dwelling species: A comparison among boreal tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25 (1), pp. 46-60.
- Junninen, K., Penttilä, R., Martikainen, P. 2006. Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: A case study in Finland. *Biodiversity and Conservation*, 16 (2), pp. 475-490.
- Juutinen, A. 2008. Old-growth boreal forests: Worth protecting for biodiversity? *Journal of Forest Economics*, 14 (4), pp. 242-267.
- Jüriado, I., Liira, J., Paal, J., Suija, A. 2009. Tree and stand level variables influencing diversity of lichens on temperate broad-leaved trees in boreo-nemoral floodplain forests. *Biodiversity and Conservation*, 18 (1), pp. 105-125.
- Jüriado, I., Paal, J., Liira, J. 2003. Epiphytic and epixylic lichen species diversity in Estonian natural forests. *Biodiversity and Conservation*, 12 (8), pp. 1587-1607.
- Kaipainen, T., Liski, J., Pussinen, A., Karjalainen, T. 2004. Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. *Environmental Science and Policy*, 7 (3), pp. 205-219.
- Kangas, J., Store, R., Kangas, A. 2005. Socioecological landscape planning approach and multicriteria acceptability analysis in multiple-purpose forest management *Forest Policy and Economics*, 7 (4), pp. 603-614.
- Kant, S. 2003. Extending the boundaries of forest economics. *Forest Policy and Economics*, 5 (1), pp. 39-56.

- 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.
- Kiviste, A. 1995. Eesti riigimetsa puistute kõrguse, diameetri ja tagavara sõltuvus puistu vanusest ja kasvukohatingimustest 1984.-1993. a. metsakorralduse takseerikirjelduste andmeil. – EPMÜ teadustööde kogumik, 181. Tartu, 132-148.
- Kiviste, A. 1997. Eesti riigimetsa puistute kõrguse, diameetri ja tagavara vanuseridade diferentsmudel 1984.-1993. a. metsakorralduse takseerikirjelduste andmeil. – EPMÜ teadustööde kogumik, 189. Tartu, 63-75.
- Kiviste, A. 1998. Estimation of Estonian forest growth change in 1951-1994 on the basis of forest inventory data. *Climate Change Studies in Estonia*. Ministry of the Environment Republic of Estonia. Stockholm Environment Institute – Tallinn. Tallinn, 181–190.
- Kiviste, A. 1999. Eesti puistute kasvumudelitest. Pidev metsakorraldus. EPMÜ Metsandusteaduskonna toimetised 32: 28-36.
- Kohm, K. A., Franklin, F. 1997. Introduction. In: *Creating the Forestry for 21st Century. The Science of Ecosystem Management*, California. Pp. 1-5.
- Kohv, K., Liira, J. 2005. Anthropogenic effects on vegetation structure of the boreal forest in Estonia. *Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement*, 20 (6), pp. 122-134.
- Kollist, P. 1972. Lodumetsadest ja seniste kuivenduste mõjust nende tootlikkusele takseereralduste andmetel. *Metsanduslikud uurimused*. IX Tallinn, 93-123
- Kollist, P. 1973. Angervaksa kasvukohatüübi puistutest ja seniste kuivenduste mõjust nende tootlikkusele takseereralduste andmetel. *Metsanduslikud uurimused* X Tallinn, 110-143.
- Kollist, P. 1974. Karusambla kasvukohatüübi puistutest ja seniste kuivenduste mõjust nende tootlikkusele takseereralduste andmetel. *Metsanduslikud uurimused* XI Tallinn, 134-161.
- Kollist, P. 1975. Osja-tarna kasvukohatüübi puistutest ja seniste kuivenduste mõjust nende tootlikkusele takseereralduste andmetel. *Metsanduslikud uurimused* XII Tallinn, 191-214.
- Kollist, P. 1977. Soostuva luite ja rabastuva kanarbiku kasvukohatüübi puistutest ja seniste kuivenduste mõjust nende tootlikkusele takseereralduste andmetel. *Metsanduslikud uurimused* XIII Tallinn, 194-226.
- Kollist, P. 1979. Madalsoo, siirdesoo ja kõdaturbasoo kasvukohatüübi puistutest ja seniste kuivenduste mõjust nende tootlikkusele takseereralduste andmetel. *Metsanduslikud uurimused* XIV Tallinn, 7-58.
- Kollist, P. 1982. Siirderaba ja raba kasvukohatüübi puistutest ja seniste kuivenduste mõjust nende tootlikkusele takseereralduste andmetel. *Metsanduslikud uurimused* XVII Tallinn, 4-23.
- Kontkanen, H., Nevalainen, T., Löhmus, A. 2004. Röövlinnud ja metsamajandus. Eesti Entsoklüpeediakirjastus. 90 lk.
- 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.
- Koskela, E., Ollikainen, M., Pukkala, T. 2007. Biodiversity conservation in commercial boreal forestry: The optimal rotation age and retention tree volume. *Forest Science*, 53 (3), pp. 443-452.
- 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.
- Kuuluvainen, J. 1999. Kiertoaikamalli ja puuntarjonnain ekonometrisen tutkimus. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/1999, 556–560.
- 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.

- Kuusela, K. & Salminen S. 1969. The 5th National Forest Inventory in Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 69( 4): 1–72.
- Kuusinen, M. ja Penttinen. A. 1999. Spatial pattern of the threatened epiphytic bryophyte *Neckera pennata* at two scales in a fragmented boreal forest. *Ecography* 22: 729–735.
- Kuusinen, M., Siitonen, J. 1998. Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in southern Finland. *Journal of Vegetation Science*, 9 (2), pp. 283-292.
- Laasimer, L. 1965. Eesti NSV taimkate. Tallinn, Valgus.
- Larjavaara, M. 2000. Kiertoajan suorat vaikutukset. *Metätieteen aikakauskirja* 3/2000, 483–484.
- Liira, J., Kohv, K. 2010. Stand characteristics and biodiversity indicators along the productivity gradient in boreal forests: Defining a critical set of indicators for the monitoring of habitat nature quality. *Plant Biosystems*, 144 (1), pp. 211-220.
- Liira, J., Sepp, T. 2009. Indicators of structural and habitat natural quality in boreo-nemoral forests along the management gradient. *Annales Botanici Fennici*, 46 (4), pp. 308-325.
- Liira, J., Sepp, T., Parrest, O. 2007. The forest structure and ecosystem quality in conditions of anthropogenic disturbance along productivity gradient. *Forest Ecology and Management*, 250 (1-2), pp. 34-46.
- Lilleleht, V. (toimetaja) 1998. Eesti Punane Raamat. Ohustatud seemed, taimed ja loomad. Eesti TA Looduskaitse Komisjon, Tartu.
- Liski, J., Pussinen, A., Pingoud, K., Mäkipää, R., Karjalainen, T. 2001. Which rotation length is favourable to carbon sequestration? *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (11), pp. 2004-2013.
- 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.
- Lõhmus, A 1999. Rähnide kevad. *Eesti Loodus*, 3.
- 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.
- Lõhmus, A. , Lõhmus , P. , Remm , J. and Vellak , K. 2005 Old-growth structural elements in a strict reserve and commercial forest landscape in Estonia . *For. Ecol. Manage.* 216 , 201 – 215 .
- Lõhmus, A. 2004. Metsa looduskaitsebioloogia – üks looduskaitseteaduse harusid. *Eesti Mets* 4, 34-38
- Lõhmus, A. 2005. Are timber harvesting and conservation of nest sites of forest-dwelling raptors always mutually exclusive? *Animal Conservation*, 8 (4), pp. 443-450.
- Lõhmus, A. 2006a. Katus- ja suunisliigid säästvas metsanduses. Eesti Metsanduse Arengukava ökosüsteemide kaitse strateegiate elluviimise projekt.
- Lõhmus, A. 2006b. Kahepaiksete ja roomajate suhteliselt arvukusest eri tüüpi metsades ja raiesmikel. Eesti Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat. 84. köide, lk 207-217
- Lõhmus, A. 2006c. Nest-tree and nest-stand characteristics of forest-dwelling raptors in east-central Estonia: implications for forest management and conservation. *Proc. Est. Acad. Sci. Biol. Ecol* 55:31–50.
- Lõhmus, A., Kraut, A. 2010. Stand structure of hemiboreal old-growth forests: Characteristic features, variation among site types, and a comparison with FSC-certified mature stands in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 260 (1), pp. 155-165.
- Lõhmus, A., Lõhmus, P. trükis. Old-forest species: the case of calicioid fungi. *Käsikiri*.
- Lõhmus, A., Lõhmus, P. 2008. First-generation forests are not necessarily worse than long-term managed forests for lichens and bryophytes. *Restoration Ecology*, 16 (2), pp. 231-239.
- Lõhmus, A., Soon, M. 2004. Katusliigid bioloogilist mitmekesisust säästvas metsanduses: kriitiline ülevaade ja perspektiivid Eestis. *Metsanduslikud uurimused* 41: 73–85.
- Lõhmus, A., trükis. Aspen-inhabiting *Aphylophoroid* fungi in an extensively managed forest landscape. *Scandinavian Journal of Forest Research*, trükis

- Lõhmus, E. 2006. Eesti metsakasvukohatüübid. 2. tr. Tartu: Eesti Loodusfoto. 80 lk.
- Lõhmus, P., Lõhmus, A. 2009. The importance of representative inventories for lichen conservation assessments: The case of *Cladonia norvegica* and *C. Parasitica*. *Lichenologist*, 41 (1), pp. 61-67.
- Lõhmus, P., Turja, K., Lõhmus, A. 2010. Lichen communities on treefall mounds depend more on root-plate than stand characteristics. *Forest Ecology and Management*, 260 (10), pp. 1754-1761.
- Lomborg B. 2001. The truth about the environment.- *The Economist*, August 4<sup>th</sup>.
- Lomborg, B., 2001. *The skeptical environmentalist: measuring the real state of the world*. Cambridge, New-York: Cambridge University Press, (Danish 1998, eng. c2005, 2007)
- Loyn, R. H., Kennedy, S. J., 2009 Designing old forest for the future: Old trees as habitat for birds in forests of Mountain Ash *Eucalyptus regnans* *Forest Ecology and Management* 258, 504–515
- Maamets, L. 1999. Metsaseadusest ja sellega kaasnenud määrustest. Kiri Keskkonnaministrile 27.04.1999.a.
- Marshall, V.G. 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133 (1-2), pp. 43-60.
- Martikainen, P., Kaila, L., Haila, Y. 1998. Threatened beetles in White-backed Woodpecker habitats. *Conservation Biology*, 12 (2), pp. 293-301.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Kaila, L., Punttila, P., Rauh, J. 1999. Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 116 (1-3), pp. 233-245.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L., Rauh, J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*, 94 (2), pp. 199-209.
- Metsakaitse- ja metsauenduskeskus. 2009. Aastaraamat Mets 2008. Tartu.
- 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
- McMullin, R.T., Duinker, P.N., Cameron, R.P., Richardson, D.H.S., Brodo, I.M. 2008. Lichens of coniferous old-growth forests of southwestern Nova Scotia, Canada: Diversity and present status. *Bryologist*, 111 (4), pp. 620-637.
- McMullin, R.T., Duinker, P.N., Richardson, D.H.S., Cameron, R.P., Hamilton, D.C., Newmaster, S.G. 2010. Relationships between the structural complexity and lichen community in coniferous forests of southwestern Nova Scotia. *Forest Ecology and Management*, 260 (5), pp. 744-749.
- 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.
- Meier, E., Paal, J. 2009. Cryptogams in Estonian alvar forests: Species composition and their substrata in stands of different age and management intensity. *Annales Botanici Fennici*, 46 (1), pp. 1-20.
- Meier, E., Paal, J., Liira, J., Jüriado, I. 2005. Influence of tree stand age and management on the species diversity in Estonian eutrophic alvar and boreo-nemoral *Pinus sylvestris* forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Supplement, 20 (6), pp. 135-144.
- Merenäkk, M. 2010. Uuringud „Eesti metsade ressursianalüüsi“ tarbeks. Aruanne. Metsakaitse- ja Metsauenduskeskus, Tartu.
- Metsa majandamise eeskiri. Keskkonnaministri 27. det. 2006. a määrus nr 88 (<https://www.riigiteataja.ee/akt/12867648?leiaKehtiv>).
- Mielikäinen, K. 1980. Structure and development of mixed pine and birch stands. *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 99: 1-82.
- Mielikäinen, K. 1985. Koivusekoituse vaikutus kuusikon rakenteeseen ja kehitykseen [Effect of an admixture of birch on the structure and development of Norway spruce stands]. *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 133: 1-79

- Mielikäinen, K. 1996. Approaches to Managing Birch-dominated Mixed Stands in Finland. In: Comeau, P. G. and Thomas, K. D. *Silviculture of Temperate and Boreal Broadleaf-conifer Mixtures*. B. C. Ministry of Forests, Forestry Division Services Branch, Production Resources, Victoria, 163 p., pp. 8-14
- Mitchell, J.C., Sherry, C., Pagels, J.F., Buhlmann, K.A., Pague, C.A. 1997. Factors influencing amphibian and small mammal assemblages in central Appalachian forests. *Forest Ecology and Management*, 96 (1-2), pp. 65-76.
- Moning, C., Müller, J. 2009. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators*, 9 (5), pp. 922-932.
- Müller, J., Hothorn, T., Pretzsch, H. 2007. Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology and Management*, 242 (2-3), pp. 297-305.
- Nagaike, T., Hayashi, A., Abe, M., Arai, N. 2003. Differences in plant species diversity in *Larix kaempferi* plantations of different ages in central Japan. *Forest Ecology and Management*, 183 (1-3), pp. 177-193.
- Nascimbene, J., Marini, L., Nimis, P.L. 2010. Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in Alpine spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 260 (5), pp. 603-609.
- Nikolov, S.C. 2009. Effect of stand age on bird communities in late-successional Macedonian pine forests in Bulgaria *Forest Ecology and Management* 257: 580–587
- Nilson, A. 1978. Discontinuous and continuous models of ecological phenomena. Problems of contemporary ecology. Researches into Estonian natural ecosystems. Tartu 1978. p. 14.
- Nilson, A. 1979. Objektide ja tunnuste pidevuse ja katkevuse peegeldamisest loodusressursside andmepankades. - Keskkonna seisundi määramise süsteemi täiustamine Eesti NSV-s. Ettekannete teesid. ENSV Plaanikomitee Majanduse ja Planeerimise TU Laboratoorium. ENSV TA Botaanikaead. Eesti Informatsiooni Instituut. Tallinn, 1979. 33-35.
- Nilson, A. 1997<sup>a</sup>. Models for Adaptable Planning of Forest Cut. Revival of the Theory of Normal Forest. (Summary). Forest and tree resources. Proceedings of the XI World Forestry Congress, 13-22 October 1997. Antalya. Vol.1. 48-48.
- Nilson, A. 1997<sup>b</sup>. Metsa raiete kavandamisest Eestis arvutisajandil. EPMÜ Teadustööde Kogumik, 189, Tartu, 103-131
- Nilson, A. 2004. Säästva metsanduse infosüsteemi arendustest (raielankide hindamine, raie kitsenduste mõju). Aruanne Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskuse kui tellija ja Artur Nilsoni kui töövõtja vahelise lepingu nr. 3-24/Trt-17 12. apr. 2004 täitmiseks. Tartu. 55 lk.
- Nilson, A. 2006. Eesti puistute takseertunnuste (koosseis, vanus, diameeter jt) varieeruvus, seosed ning juurdekasvu dünaamika. Töövõtulepingu nr 3-24 16.01.2006 täitmise aruanne. 34 lk.
- Nilson, A. 2009a. Segapuistute enamus- ja seguliikide kõrguse ja diameetri kasvu simulaatorid. Metsakaitse ja Metsauuenduskeskuse (käsundiandja) ja Artur Nilsoni (käsundisaaja) vahel 16. novembril 2009. aastal sõlmitud käsunduslepingu nr 3-24/Trt-23 aruanne.
- Nilson, A. 2009b. Segupuuliikide kõrguse ja diameetri seos vanusega kasvukoha tingimuste lõikes. Aruanne Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskusele käsunduslepingu Nr. 3-24/Trt-11 21. august 2008 täitmise kohta. Eesti Maaülikool. Metsakorralduse osakond. Arvutitrukk. 52 lk.
- Nilson, A. 2010. Segapuistute uuendusraie vanuse diferentseerimise vajaduse ja võimaluste analüüs, Eesti Vabariigi (Keskkonnaministeeriumi vahendusel) kui tellija ja Artur Nilsoni (täitja) vahelise töövõtulepingu 01.06.2010. Nr 4-1.2/138 aruanne.
- Nilson, A, Kiviste, A. 1984. Männikute „kasvukäigu“ mudel tüpiseerimata kasvukohatingimuste järgi. EPA teaduslike tööde kogumik. 151:50-59.
- Ojansuu, R., Hynynen, J. 2006. Harvennusoelman ja kiertoajan vaikutus metsikön puuntuotukseen ja taloudelliseen tulokseen yksijaksoisissa ja puhtaissa kangasmaan männiköissä ja kuusikoissa. Metla.
- Orwell George. 1946. Politics and the English Language. *Horizon*, April 1946; *Modern British Writing* ed. Denys Val Baker, 1947. 156–170.

- Padari, A. 2005. Raied.dbf. Küpsusvanuste simulatsiooni fail.
- Padari, A. 2010<sup>1</sup>. Raied.dbf. Küpsusvanuste simulatsiooni faili 14.05.2010.
- Padari, A. 2010<sup>2</sup>. Raied.dbf. Küpsusvanuste simulatsiooni faili 27.05.2010.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., SebastiÀ, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., TÓthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*, 24 (1), pp. 101-112.
- Paquin, P. 2008. Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in the black spruce succession of eastern Canada. *Biological Conservation*, 141 (1), pp. 261-275.
- Penttilä, R., Siitonen, J., Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation*, 117 (3), pp. 271-283.
- Peterson, E.B., and B. McCune. 2001. Diversity and succession of epiphyte macrolichen communities in low-elevation managed conifer forests in Western Oregon. *Journal of Vegetation Science* 12:511-524.
- R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Randlane, T., Jüriado, I., Suija, A., Lõhmus, P. & Leppik, E. 2008. Lichens in the new red list of Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica* 44: 113-120.
- Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N., Jonsson, B.G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management*, 182 (1-3), pp. 13-29.
- Remm, J., Rennel, L., Timm, U. 2007. Uuemaid andmeid lendoravate kohta Virumaal. *Eesti Loodus* 2007, 9.
- Remm, J., Lõhmus, A., Remm, K. 2006. Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management*, 221 (1-3), pp. 267-277.
- Remm, L. 2010. Lageraie ja metsakuivenduse mõju maismaatigudele. *Magistritöö. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja maateaduste instituut*, 53 lk
- Richardson, D.H.S., Cameron, R.P. 2004. Cyanolichens: Their response to pollution and possible management strategies for their conservation in northeastern North America. *Northeastern Naturalist*, 11 (1), pp. 1-22.
- Roberge, J.-M., Angelstam, P., Villard, M.-A. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests - Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation*, 141 (4), pp. 997-1012.
- Rolstad, J., Sætersdal, M., Gjerde, I., Storaunet, K.O. 2004. Wood-decaying fungi in boreal forest: Are species richness and abundances influenced by small-scale spatiotemporal distribution of dead wood? *Biological Conservation*, 117 (5), pp. 539-555.
- Rosengren, U., Göransson, H., Jönsson, U., Stjernquist, I., Thelin, G., Wallander, H. 2005. Functional biodiversity aspects on the nutrient sustainability in forests - Importance of root distribution. *Journal of Sustainable Forestry*, 21 (2-3), pp. 77-100.
- 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., Kraut, A., Remm, L. Millised faktorid kujundavad põlismetsa linnustiku eripära? Avaldamata käsikiri.
- Saar, I., Lõhmus, A., Parmasto, E. 2007. Mycobiota of the Poruni old-growth forest (Estonia, Puhatu Nature Reserve). *Forestry Studies*, 47, pp. 71-86.
- Saint-Exupery, Antoine de 1958.. *Inimeste maa. Loomingu raamatukogu*. 23. Prantsuse keelest M. Hange
- Sallabanks, R., Haufler, J.B., Mehl, C.A. 2006. Influence of forest vegetation structure on avian community composition in West-Central Idaho. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (4), pp. 1079-1093.



- Schieck, J. and Song, S.J. 2006. Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Can. J. For. Res.* 36, 1299–1318.
- Schmalholz, M., Hylander, K. 2009. Succession of bryophyte assemblages following clear-cut logging in boreal spruce-dominated forests in south-central Sweden - Does retrogressive succession occur? *Canadian Journal of Forest Research*, 39 (10), pp. 1871-1880.
- Selva, S.B. 1994. Lichen diversity and stand continuity in the northern hardwoods and spruce-fir forests of northern New England and western New Brunswick. *Bryologist*, 97 (4), pp. 424-429.
- Sepp, T. 2008. Erametsaomanike klassifitseerimise võimalused ja nende rakendamine Eestis. Magistritöö. Eesti Maaülikool. 122 lk.
- Settingington, M.A., Thompson, I.D., Montevecchi, W.A. 2000. Woodpecker abundance and habitat use in mature balsam fir forests in Newfoundland. *Journal of Wildlife Management*, 64 (2), pp. 335-345.
- Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P. 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: Quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management*, 174 (1-3), pp. 365-381.
- Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P., Uotila, A. 2002. Conservation of beetles in boreal pine forests: The effects of forest age and naturalness on species assemblages. *Biological Conservation*, 106 (1), pp. 19-27.
- Skłodowski, J. 2009. Interpreting the condition of the forest environment with use of the SCP/MIB model of carabid communities (Coleoptera: Carabidae). *Baltic J. Coleopterol.* 9(2), pp 89-100
- Smith, J.E., Molina, R., Huso, M.M.P., Larsen, M.J. 2000. Occurrence of *Piloderma fallax* in young, age, and old-growth stands of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Cascade Range of Oregon, U.S.A. *Canadian Journal of Botany*, 78 (8), pp. 995-1001.
- Smith, J.E., Molina, R., Huso, M.M.P., Luoma, D.L., McKay, D., Castellano, M.A., Lebel, T., Valachovic, Y. 2002. Species richness, abundance, and composition of hypogeous and epigeous ectomycorrhizal fungal sporocarps in young, rotation-age, and old-growth stands of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Cascade Range of Oregon, U.S.A. *Canadian Journal of Botany*, 80 (2), pp. 186-204.
- Snäll, T., Ehrlén, J., Rydin, H. 2005. Colonization-extinction dynamics of an epiphyte metapopulation in a dynamic landscape. *Ecology*, 86 (1), pp. 106-115.
- Stokland, J., Kauserud, H. 2004. *Phellinus nigrolimitatus* - A wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. *Forest Ecology and Management*, 187 (2-3), pp. 333-343.
- Sturtevant, B. R., A. Fall, D. D. Kneeshaw, N. P. P. Simon, M. J. Papaik, K. Berninger, F. Doyon, D. G. Morgan, and C. Messier. 2007. A toolkit modeling approach for sustainable forest management planning: achieving balance between science and local needs. *Ecology and Society* 12(2): 7.
- Summers R.W. 2007. Stand selection by birds in Scots pinewoods in Scotland: the need for more old-growth pinewood. *Ibis* (2007), 149 (Suppl. 2), 175–182
- Söderström, L. 1988. The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in Northeast Sweden. *Biological Conservation*, 45 (3), pp. 169-178.
- Tainter, F. H., Baker, F. A. 1996. *Principles of Forest Pathology*. John Wiley & Sons, Inc. 805 p.
- Tham, Å. 1988. Produktionsförutsägelser vid kraftiga gallringar av björk i blandbestånd av gran (*Picea abies* (L.) Karst.) och björk (*Betula pendula* Roth & *Betula pubescens* Ehrh.) [Yield prediction after heavy thinning of birch in mixed stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) and birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh.)]. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Yield Research, Report No. 23, 90 p.
- 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.
- Tibell, L. 1992. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. *Nordic Journal of Botany*, 12 (4), pp. 427-450.

- Tikkanen, O.-P., Heinonen, T., Kouki, J., Matero, J. 2007. Habitat suitability models of saproxylic red-listed boreal forest species in long-term matrix management: Cost-effective measures for multi-species conservation. *Biological Conservation*, 140 (3-4), pp. 359-372.
- Tikkanen, O.-P., Martikainen, P., Hyvärinen, E., Junninen, K., Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: Associations with forest structure, tree species, and decaying wood. *Annales Zoologici Fennici*, 43 (4), pp. 373-383.
- Trass, H., K. Vellak, and N. Ingerpuu. 1999. Floristical and ecological properties for identifying of primeval forests in Estonia. *Annales Botanici Fennici* 36:67–80.
- Tyrrell, L.E., Crow, T.R. 1994. Structural characteristics of old-growth hemlock-hardwood forests in relation to age. *Ecology*, 75 (2), pp. 370-386.
- Upton G, Cook I. 2006. *A dictionary of Statistics*. Oxford dictionary of Statistics. Oxford University Press. 490 p.
- Vabariigi Valitsuse Määruse 9. oktoober 2008 nr 150 lisad 1-7.
- Wallenius, T.H., Kuuluvainen, T., Vanha-Majamaa, I. 2004. Fire history in relation to site type and vegetation in Vienansalo wilderness in eastern Fennoscandia, Russia. *Canadian Journal of Forest Research*, 34 (7), pp. 1400-1409.
- Vellak, K., Paal, J. 1999. Diversity of bryophyte vegetation in some forest types in Estonia: A comparison of old unmanaged and managed forests. *Biodiversity and Conservation*, 8 (12), pp. 1595-1620.
- Venier, L.A., Pearce, J.L. 2005. Boreal bird community response to jack pine forest succession. *Forest Ecology and Management*, 217 (1), pp. 19-36.
- Virkkala, R., Rajasärkkä, A. 2007. Uneven regional distribution of protected areas in Finland: Consequences for boreal forest bird populations *Biological Conservation* 134, 361–371-
- Wolff, J. 2005. Sissejuhatus poliitikafilosoofiasse. Tartu Ülikooli eetikakeskus. TÜ Kirjastus. 251 lk.
- Voolma, K. 2000. Mets ja putukad – kahjuritõrjest liigirikkuse säilitamiseni. Akadeemilise Metsaseltsi toimetised XI: Eesti metsad ja metsandus aastatuhande vahetusel. Tartu, lk. 155-177.
- Voolma, K., Õunap, H. 2006. Diversity and abundance of insects and some other arthropods in unmanaged and managed forests. – *Metsanduslikud Uurimused* 44, 95-111.
- Örd, A. 1973. Edela-Eesti litemännikute tootlikkusest ja kasvukäigust. *Metsanduslikud uurimused X*. Tallinn, 144-167.
- 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
- Нильсон А. М. 1966. Многомерный статистический анализ лесотаксационных описаний на счетно-перфорационных машинах. Тарту, 1966. 293 с. + приложение 212 с.
- Нильсон А. М. 1975. Основы расчетного назначения насаждений в главную рубку. Вопросы лесопользования. Каунас, 1975. 42-45.
- Нильсон А. М. 1974. Лесотаксационные и лесоустроительные нормативы с точки зрения математики. Унификация лесоустроительных материалов. Каунас. 1974 с. 43-47.
- Нильсон А. М. 1975. Основы расчетного назначения насаждений в главную рубку. Вопросы лесопользования. Каунас, 1975. 42-45
- Нильсон А. М. 1976<sup>1</sup>. Управление развитием леса: формализация задачи и пути ее решения. Человек – техника – природа. Материалы республиканского семинара «Охрана природы и рациональное природопользование». Киев. 1976. 201-204.
- Нильсон А. М. 1976<sup>2</sup>. Вопросы дискретности и непрерывности проектирования многоцелевого лесопользования. «Многоцелевое лесопользование» с. 84-87
- Нильсон А. М. 1977. О структурном сходстве моделей и оригиналов в управлении лесохозяйственным производством. Вопросы совершенствования управления лесохозяйственным производством в зоне интенсивного лесного хозяйства. Материалы научной конференции. Бел Технол. Ин-т. Минск. 1977. 85 с. 55-57.

- Нильсон А. 1978. Дискретные и непрерывные модели экологических явлений. В сб.: «Проблемы современной экологии. Исследования природных экосистем Эстонии». Тарту, 1978. с. 54-55 (Материалы республ. конференции 11-13.12.1978.)
- Нильсон А. М. 1980. Об общей теории назначения насаждений в рубку. Сб. научн. трудов Эст. с/х академии № 128. Тарту. С. 127-137. Nilson, A. 1980. (Puistute raielamäärämise üldisest teooriast. - ERA teaduslike tööde kogumik 128, Tartu, lk. 127-137 vene k., res. eesti ja ingl. k.)

## Lisad

### Lisa 1. Küpsusvanuste arvutamise funktsioonid

---

```
FUNCTION kahjuhrs
  PARAMETERS pl_, a_
  DO case
  CASE pl_='MA'
    c_=42.75
    r_=123.38
    s_=0.4907
  CASE pl_='KU'
    c_=496.6
    r_=0.9974
    s_=0.9683
  CASE pl_='KS'  &&SMI3x
    c_=110.83
    r_=0.5897
    s_=3.310
  CASE pl_='ks'  &&NWRus
    c_=16.86
    r_=14.42
    s_=0.7004
  CASE pl_='HB'
    c_=33.85
    r_=15.299
    s_=2.071
  CASE pl_='LM'
    c_=49.46
    r_=4.870
    s_=2.399
  CASE pl_='LV'
    c_=151.85
    r_=0.029
    s_=3.596
  ENDCASE
  RETURN 1-r_/ (exp((a_/c_)^s_)+r_-1)
ENDFUNC
```

---

```
FUNCTION AKYPSCRS
PARAMETERS PE, H100E, OHOR, PEOSA, PODAV, PMA, PKU, PKS, PHB
H100EE=IIF (H100E>12, H100E, 12)
DO CASE
  CASE PE='MA'  && 0.96911 1.8345
    RETURN 11.56+1332.8/H100EE-2.721*LOG(OHOR+1)+;
      (-2.3*PKU -5.1*PKS -16.7*PHB -5*(PODAV-PHB))/100
  CASE PE='KS'  && 0.90013 1.5992
    RETURN 30.95+735.90/H100EE-1.169*LOG(OHOR+1)+;
      (-10.3*PMA -1.6*PKU -14.3*PHB -5*(PODAV-PHB))/100
  CASE PE='KU'  && 0.94623 1.5312
    RETURN 3.958+1405.8/H100EE-1.352*LOG(OHOR+1)+;
      (2.3*PMA +2.3*PKS -8.0*PHB -5*(PODAV-PHB))/100
  CASE PE='HB'  &&0.77011 0.7655
    RETURN 29.15+459.05/H100EE-.752*LOG(OHOR+1)+;
      (2.6*PMA +7.4*PKU +10.4*PKS+2*(PODAV-PHB))/100
  CASE PE='LM'  && 0.89287 0.6511
    RETURN 31.59+597.21/H100EE-.849*LOG(OHOR+1)+;
      (2.5*PMA +2.2*PKU +2.5*PKS-13*(PODAV-PHB-PEOSA))/100
```

```

CASE PE='LV' &&0.90969 0.5841
RETURN 8.348+802.65/H100EE-1.20*LOG(OHOR+1)+;
(5.2*PMA +7.2*PKU +16.3*PKS+2*PHB+9.3*(PODAV-PHB-PEOSA))/100
ENDCASE
ENDFUNC

```

---

### **FUNCTION kyp543**

```

PARAMETERS enpe,pekoef,H100,ODAVAD
DO case
CASE enpe$'MALHSD'
RETURN 91.9-2*H50-0.14*ODAVAD
CASE enpe$'KUNUTSTO'
RETURN 86-1.9*H50-0.11*ODAVAD
CASE enpe$'KS'
RETURN 79.8-1.2*H50-0.14*ODAVAD
CASE enpe$'HB'
RETURN 42.9-.2*H50-0.12*(ODAVAD-pekoef)+0.08*(100-ODAVAD)
CASE enpe$'LM'
RETURN 51.3-0.8*H50-0.25*(ODAVAD-pekoef)+0.06*(100-ODAVAD)
CASE enpe$'LV'
RETURN MAX(20,MIN(40,65.4-2*H50+0.12*(100-ODAVAD)))
ENDCASE

```

---

### **FUNCTION kyp51**

```

PARAMETERS enpe,pekoef,H100,ODAVAD
DO case
CASE enpe$'MALHSD'
RETURN MAX(40,143.047580-3.49290*H100-0.4*ODAVAD)
CASE enpe$'KUNUTSTO'
RETURN MAX(40,165.117961-4.09981*H100-0.3*ODAVAD)
CASE enpe$'KS'
RETURN MAX(30,89.915634-1.31316*H100-0.2*ODAVAD)
CASE enpe$'HB'
RETURN 63.984216-0.775476*H100-0.3*(ODAVAD-pekoef)+0.2*(100-ODAVAD)
CASE enpe$'LM'
RETURN MIN(60,105.9-2.328*H100-0.25-0.2*(ODAVAD-pekoef)+0.2*(100-ODAVAD))
CASE enpe$'LV'
RETURN MIN(40,MAX(20,162.2-4.764*H100+0.2*(100-ODAVAD)))
ENDCASE
ENDFUNC

```

---

### **FUNCTION AKtcrs**

```

PARAMETERS PE,H100,PMA,PKU,PKS,PHB,PLM,PLV
H100EE=IIF(H100>12,H100,12)
DO CASE
CASE PE='MA'
RETURN 136.791430-2.36262*H100+;
(-2.3*PKU-5.1*PKS-16.7*PHB-7.5*PLM-10.1*PLV)/100
CASE PE='KS'
RETURN 104.874276-1.79858*H100+;
(-10.3*PMA-1.6*PKU-14.3*PHB-1.1*PLM-8*PLV)/100
CASE PE='KU'
RETURN 131.830964-2.00444*H100+;
(2.3*PMA+2.3*PKS-8*PHB-1.1*PLM-13*PLV)/100
CASE PE='HB'
RETURN 64.779253-.757530*H100+;
(2.6*PMA+7.4*PKU+10.4*PKS+5*PLM-2.7*PLV)/100
CASE PE='LM'
RETURN 71.616350-.755351*H100+;

```

```

        (2.5*PMA+2.2*PKU+2.5*PKS-13.9*PHB-12.9*PLV)/100
CASE PE='LV'
    RETURN 71.616350-.755351*H100+;
        (5.2*PMA+7.2*PKU+16.3*PKS+1.9*PHB+9.3*PLM)/100
ENDCASE
ENDFUNC

```

---

### FUNCTION SuhtMai

```

PARAMETERS PLK,a,amx
IF amx>80
    a=a*80/amx
    amx=80
ENDIF
DO case
CASE plk$'MALHSDTASAVAKP'
    b1n=.6109+.00006913*amx^2-.00422*amx
    b0n=1.756+.0002514*amx**2-.0202*amx
    b2n=-.648+.6854*b0n

CASE plk$'KUNUTSTO'
    b1n=.3744+.004551*amx
    b0n=1.359+.0001123*amx^2-.0276*sqrt(amx)
    b2n=-.611+.6620*b0n
OTHERWISE
    b1n=.955+.0001268*amx^2-.0893*sqrt(amx)
    b0n=3.463+.0004865*amx^2-.443*sqrt(amx)
    b2n=-.611+.6620*b0n
ENDCASE
RETURN (b0n*th(a/(amx*b1n))-b2n*a/amx)/(b0n*th(1/b1n)-b2n)
ENDFUNC

```

---

### FUNCTION th

```

PARAMETERS argument
RETURN 1 - 2/(EXP(2*argument) +1)
ENDFUNC

```

---

### Function Edgeworth

```

PARAMETERS xj,xa,sx,ass,exc
dnorm=(xj-xa)/sx
dnorm2=dnorm^2
fi6=(((dnorm-5)*dnorm-10)*dnorm+30)*dnorm+15)*dnorm-15
ans=0.3989423/EXP(dnorm2/2)*(1+ass*(dnorm2-3)*dnorm/6+;
    (exc*((dnorm2-6)*dnorm2+3)/24+ 10*ass^2*fi6/720))
RETURN IIF(ans>0,ans,0)
ENDFUNC

```

---

### FUNCTION YHind

```

PARAMETERS pl_,H_,D_
*!* Algtulemused Mudell.dbf: mudnr=27677-27700, tingimus D>11 and
    bon<4
DO case
CASE pl_='HB'
    RETURN -63.6+249.3*log(log(D_))+7.033*H_/D_      &&HB e=2.77
CASE pl_='KS'
    RETURN -349+251.5*log(D_)+17.93*H_/D_          &&KS e=2.72
CASE pl_='KU'
    RETURN -96.9+ 1084*log(log(D_))+49.49*H_/D_ -178*log(D_)    &&KU
    e=2.23
CASE pl_='MA'

```

```

RETURN  -382+ 2752*log(log(D_)) -700*log(D_)+33.11*H_/D_    &&MA
e=3.46
CASE pl_='LM'
RETURN  -109+613.3*log(D_)-1399*log(log(D_))+15.11*H_/D_    &&LM
e=3.09
CASE pl_='LV'
RETURN  -65.3+ 1204*log(log(D_)) -367*log(D_)+37.84*H_/D_    &&LV
e=7.48
CASE pl_='SA'
RETURN  1557+934.8*log(D_)-675*log(log(D_))                &&SA e=30.67
CASE pl_='TA'
RETURN  -1974+ 5122*log(log(D_))-1048*log(D_)+96.52*H_/D_    &&TA
e=24.08
ENDCASE
RETURN  0
ENDFUNC

```

---

## ***Lisa 2. Metsaseaduse §29 lõike (5) parandusettepanekud***

Artur Nilson, Eesti Maaülikooli emeriitprofessor 04.02.2008.

### Variant 1

(5) lageraie on lubatud, kui puistu vanus aastates on suurem kui:

- 1) kõvalehtpuu puistutes 90;
- 2) männi puistutes 90 või jagatis 1200/puistu kõrgus;
- 3) kuuse puistutes 70 või jagatis 1100/puistu kõrgus;
- 4) kase puistutes 50 või jagatis 1000/puistu kõrgus;
- 5) sanglepa puistutes 40 või jagatis 900/puistu kõrgus;
- 6) haava puistutes 30.

### Variant 2

(5) lageraie on lubatud, kui puistu vanus aastates on suurem kui:

- 1) kõvalehtpuu puistutes 90;
- 2) männi puistutes 90 või jagatis 1200/puistu kõrgus;
- 3) kuuse ja kase puistutes 70 või jagatis 1100/puistu kõrgus;
- 4) sanglepa puistutes 40 või jagatis 900/puistu kõrgus;
- 5) haava puistutes 30.

### Variant 3

(5) lageraie on lubatud, kui puistu vanus aastates on suurem kui:

- 1) kõvalehtpuu puistutes 90;
- 2) männi puistutes 90 või 145 – 4 kordne puistu kõrgus;
- 3) kuuse puistutes 70 või 135 – 4 kordne puistu kõrgus;
- 4) kase puistutes 50 või 105 – 2,5 kordne puistu kõrgus;
- 5) sanglepa puistutes 40 või 95 – 2,5 kordne puistu kõrgus;
- 6) haava puistutes 30.

Kommentaariid.

Ettepaneku vormist: Ettepanekus ei sisaldu ühtki mingi normatiivi järgi tuletatud tunnust, vaid ainult lihtsad naturaalsed tunnused – puistu vanus ja kõrgus, mis on ka traditsioonilise boniteediklassi määramise aluseks. Seega on toimub ka ettepaneku kohaselt raievanuse diferentseerimine boniteedi järgi, kuid ilma boniteerimisprotsessi vigu kaasamata.

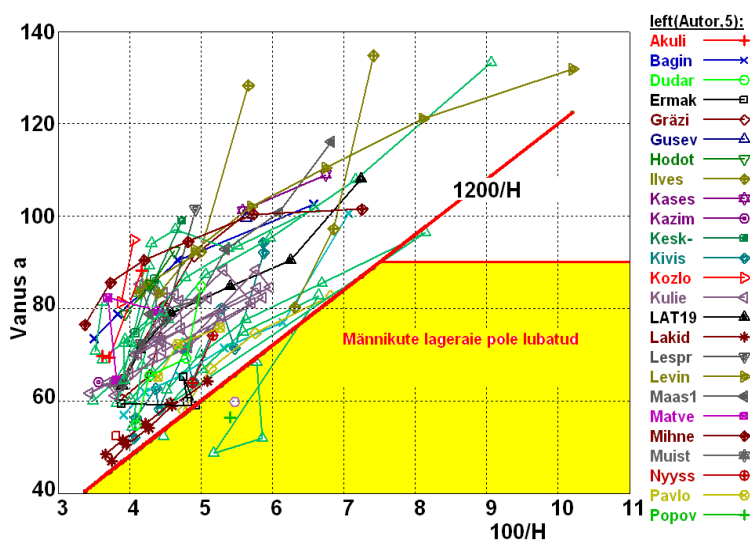


Numbrilistest väärtustest ja vigadest: Raievanuse miinimumväärtusteks on võetud k.a. jaanuaris Keskkonnaministeeriumist aruteluks saadetud ettepanekute miinimumid, milliseid paremaboniteedilistes puistutes on korrigeeritud kasvukäigu tabelite andmetele arvatud kasumiküpsuse ja sellele vastava puistu kõrguse andmete järgi.

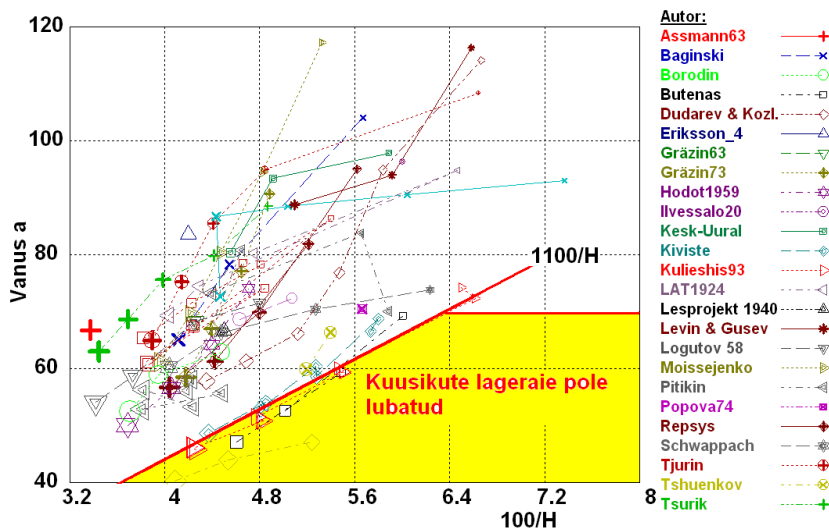
Lähendjooneks valiti kasvukäigu tabelite andmete ligikaudne mähkija, mis näiteks kuusikute jaoks langeb kokku Eesti (A. Kiviste) ja Leedu erinevate autorite moodpuistute keskmisega. Läviväärtuste valemite kordajaid püüti teha võimalikult täisarvulisteks. Raievanuse valitud läviväärtused ettepanekus on meie tavalistele puistutele *keskmiselt* sobivad, kuid *ligikaudu pooltele* neist ikka veel *liialt kõrged*. Selliste läviväärtustega piirduti arvestades seadusloome protsessis osalevate isikute psühholoogiaga. Majanduslikest kaalutlustest lähtudes tuleks läviväärtusi veel kümmeaasta võrra vähendada. **NB! Pidagem silmas, et miinimumväärtused, ei kujune lageraiete kavandamise ja tegemise protseduurides keskmisteks. Juhul, kui mõnised hektarit metsa peakski raiutama optimaalsest ajast varem, siis sellega seotud võimalikud kahjud on palju kordi väiksemad liialt kõrgetest miinimumväärtustest tulenevatest puistute üleseismiskahjudest kümnetel tuhandetel hektaritel. Vastutus viimaste eest lasub täielikult läviväärtuste ettevalmistajatel ja kehtestajatel.**

Korrigeerimisosa sisaldab variantides 1 ja 2 igale puuliigile vaid ühe konstandi, kuid vajab jagamistehet. Variandis 3 on iga puuliigi tarvis 2 konstanti ja vajatakse üht korrutamise ja üht liitmistehet. Kõigi variantide lähendamisviga on enam kui suurusjärgu võrra väiksem boniteediklassile tuginevaist alternatiivseist võimalustest (tuleb arvesse võtta boniteerimise viga ja boniteedi klassi laiust raievanuse ümbruses – ca 3-4 m kõrguses).

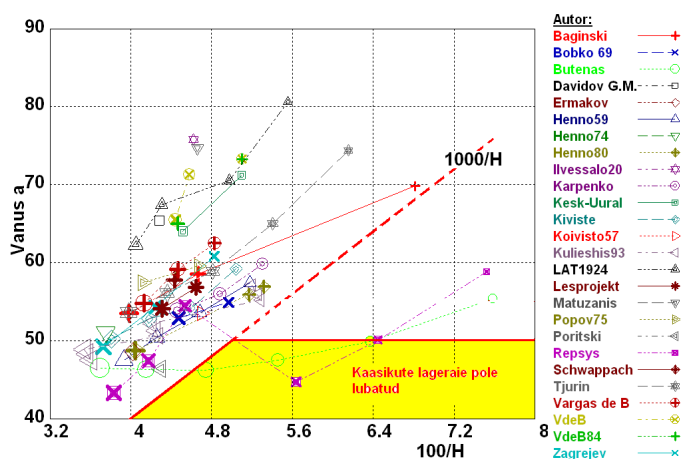
**Sanglepikutele** soovitame kaasikutest madalamat raievanuse läve, sest nende seenkahjustused suurenevad vanuse kasvades kaasikute omadest kiiremini. Pealegi on võrsetekkeliste sanglepikute kasvu algkiirus kaasikute omast suurem.



Joonis L2.1. Männikute kõrguse pöördväärtuse ja vanuse seos kasumiküpsuse vanuses kasvukäigutabelite andmeil koos lageraie vanuse soovitava läviväärtusega (var.1 ja 2)

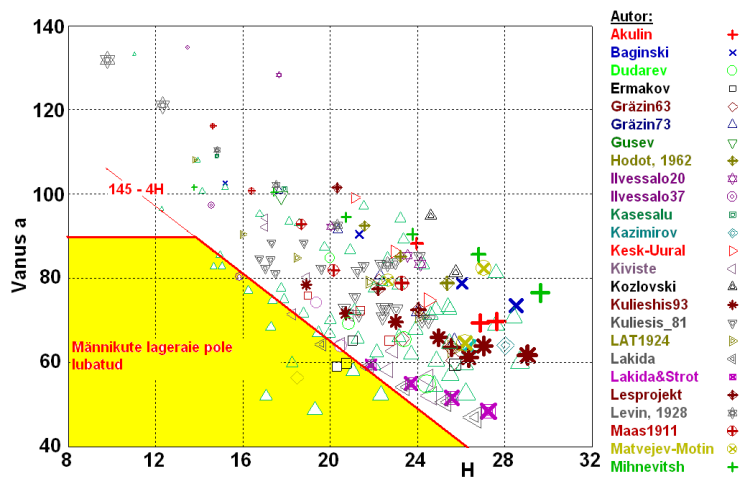


Joonis L2.2 Kuusikute kõrguse pöördväärtuse ja vanuse seos kasumiküpsuse vanuses kasvukäigutabelite andmeil koos lageraie vanuse soovitava läviväärtusega (var.1 ja 2)

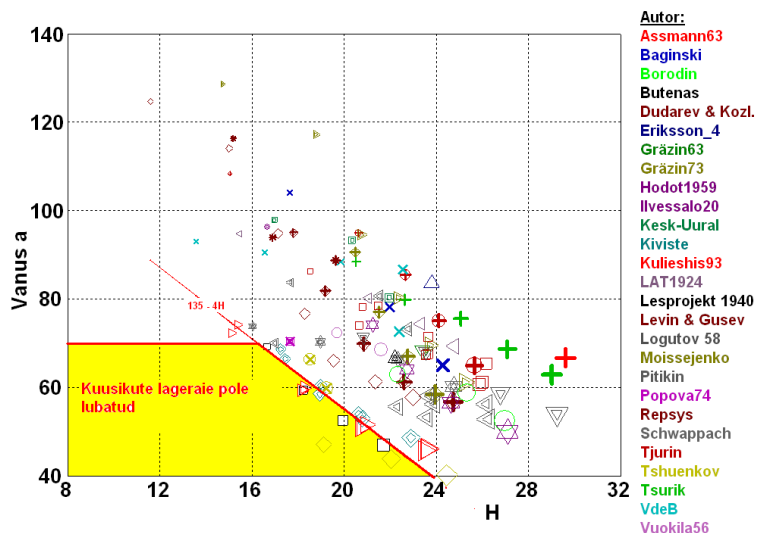


Joonis L2.3 Kaasikute kõrguse pöördväärtuse ja vanuse seos kasumiküpsuse vanuses kasvukäigutabelite andmeil koos lageraie vanuse soovitava läviväärtusega (var. 1).

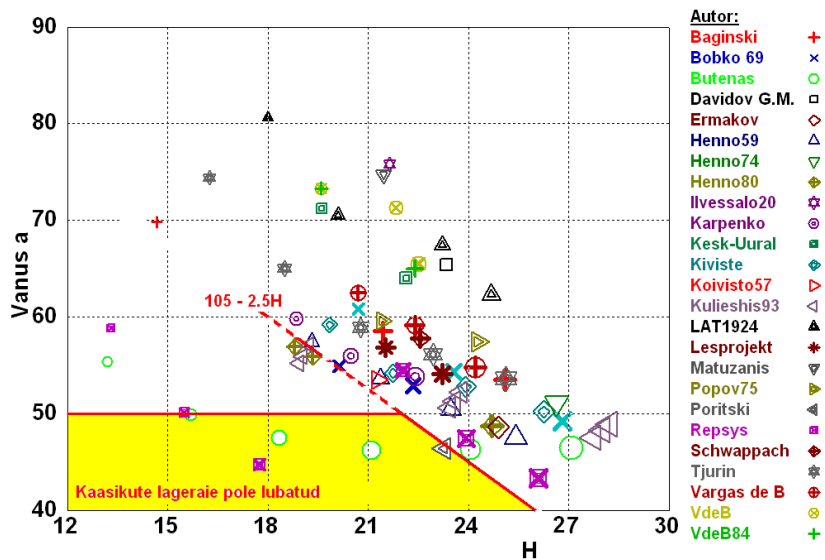
Kaasikuis on mõeldav kuuse läviväärtuse 1100/H kasutamine, millega läviväärtus tõuseks nt kõrguse 20 m korral 5 aasta võrra (variant 2). Üllatuslikuna näiv kuusikute ja kaasikute läviväärtuse sarnasus A, H tasandil tuleneb nende puuliikide erinevast kasvukiirusest. Boniteediklasside järgi erinevus säilib.



Joonis L2.4 Männikute kõrguse H ja vanuse A seos kasumiküpsuse vanuses kasvukäigutabelite andmeil koos lageraie vanuse soovitava läviväärtusega (var. 3).



Joonis L2.5 Kuusikute kõrguse H ja vanuse A seos kasumiküpsuse vanuses kasvukäigutabelite andmeil koos lageraie vanuse soovitava läviväärtusega (var. 3).



Joonis L2.6 Kuusikute kõrguse H ja vanuse A seos kasumiküpsuse vanuses kasvukäigutabelite andmeil koos lageraie vanuse soovitava läviväärtusega (var. 3).

Ettepaneku variant 3 (joonised L2.4, L2.5, L2.6) on ehk pisut paremini tajutav kui variandid 1 ja 2. Variantide 1 ja 2 (joonised L2.1, L2.2, L2.3) eeliseks on konstantide väiksem arv.

### **Lisa 3. Metsaregistri andmete korrastamine**

Analüüsimiseks oli eelnevalt vaja eemaldada andmestikust kirjed, mis ei vastanud mingite mõistlike metsanduslikele reeglitele. Töös kasutatava analüüsi jaoks kasutatud andmed olid saadud 11.05.2010 seisuga metsaregistrist.

Eraldis.csv (eraldise) failis oli alguses 1 324 934 kirjet.

Eraldise üldandmete failist said eemaldatud

- mitte metsamaa eraldised (kõlvikukoodiks ei olnud MV või MT) - kustutatud 29 373 kirjet
- esimese rinde täius üle 120% - 7 330 kirjet
- esimese rinde rinnaspindala üle 50 m<sup>2</sup>/ha – 1 567 kirjet
- eraldised, kus elementide failis esinesid järgmised vead:
  - puistuelemendi keskmine kõrgus oli üle 40 m – 40 kirjet
  - puistuelemendi keskmine diameeter oli üle 80 cm -7 kirjet
  - puistuelemendi kõrgus oli üle 1,3 m ning diameetri ja kõrguse suhe vahemikust 0,4 kuni 2,5 väljaspool – 2 318 kirjet

Osades kirjetes võis esineda ka mitu viga ning seega kirjed võisid kattuda. Tulemuseks on eraldiste fail 1 285 846 kirjega ehk kustutati 39 088 eraldise andmed.

Koosseisu failist *element* sai kustutatud kõik kirjed, millel puudus eraldise üldandmete failis vaste. Arvutuste lihtsustamiseks sai koosseisu jäetud ainult I ja II rinde puistuelemendid.

Metsaregistris olevad andmed pärinevad erinevatest aegadest, mil kasutati arvutamiseks erinevaid mudeleid. Andmete ühtlustamiseks arvutati kõikidele eraldistele uuesti tagavara, täius, arenguklass, kõrgusindeks, boniteet ja juurdekasv.

## Lisa 4. Hinnaküpsuse vanuse arvutamise valemid koos näidis- arvutustega

Puistu koosseisupõhise hinnaküpsuse vanuse Ucrs arvutamiseks leidsime sobivaimaks valemi

$$Ucrs = a + b/H100 + c*\log(OHOR+1) \quad (L.4.1)$$

H100 – enamuspuuliigi kõrgusindeks (m)

OHOR – mulla kõduhorisoni tüsedus (cm), vt tabel L.4.3

Enamuspuuliigi järgi valitakse valemisse kordajad a, b ja c, mis on esitatud tabelis L.4.1

Tabel L.4.1. Hinnaküpsuse vanuse Ucrs kordajad valemile L.4.1

Peapuuliik	a	b	c
MA	11,560	1332,80	-2,721
KU	3,958	1405,80	-1,352
KS	30,950	735,90	-1,169
HB	29,150	459,05	-0,752
LM	31,590	597,21	-0,849
LV	8,348	802,65	-1,200

Tabel L.4.2. Kaaspuuliikide kordaja hinnaküpsuse vanuse korrigeerimiseks (aastates).

Enamuspuuliik	Kaaspuuliik					
	Mänd	Kuusk	Kask	Haab	Sanglepp	Hall lepp
Mänd	0,0	-2,3	-5,1	-16,7	-7,5	-10,1
Kuusk	2,3	0,0	2,3	-8,0	-1,1	-13,0
Kask	-10,3	-1,6	0,0	-14,3	-1,1	-8,0
haab	2,6	7,4	10,4	0,0	5,0	-2,7
Sanglepp	2,5	2,2	2,5	-13,9	0,0	-12,9
Hall lepp	5,2	7,2	16,3	1,9	9,3	0,0

Tabel L.4.3. Kõduhorisoni tüsedused kasvukohatüüpide kaupa

KKT	Nimi	Ohor	KKT	Nimi	Ohor
AN	Angervaksa	10	MS	Mustika	10
JK	Jänesekapsa	4	ND	Naadi	1
JM	Jänesekapsa-mustika	6	PH	Pohla	4
MO	Mustika-kõdusoo	50	RB	Raba	50
JP	Jänesekapsa-pohla	4	TA	Tarna-angervaksa	15
KL	Kastikuloo	1	TR	Tarna	20
KM	Karusambla-mustika	13	SJ	Sõnajala	15
KN	Kanarbiku	5	SL	Sinilille	1
KP	Kivine puistang	1	SM	Sambliku	4
KR	Karusambla	20	SN	Sinika	20
LD	Lodu	50	SP	Saviliivane puistang	1
LL	Leesikaloo	2	SS	Siirdesoo	50
LP	Liivane puistang	1	TP	Turbane puistang	40
LU	Lubikaloo	2	JO	Jänesekapsa-kõdusoo	50

KKT	Nimi	Ohor	KKT	Nimi	Ohor
MD	Madal soo	50	OS	Osja	20

Näiteid hinnaküpsuse vanuse arvutamise kohta.

Näide L.4.1. Kaasiku küpsusvanuse arvutamine

KKT: TA Ohor: 15 cm H100: 16,0 m

%	PL	A	H	Valem	Tulemus
80	KS	<b>60</b>	18	$30,95+735,9/16-1,169*LN(15+1) =$	73,7
10	LM	60	18	$-1,1*10/100=$	-0,1
5	HB	60	20	$-14,3* 5/100=$	-0,7
5	KU	60	16	$-1,6* 5/100=$	-0,1
<b>Küpsusvanus (summa)</b>					<b>72,8</b>

Hinnaküpsuse vanus saavutatakse 12 aasta pärast.

Näide L.4.2. Kuusiku küpsusvanuse arvutamine

KKT: JK Ohor: 4 cm H100: 26,4 m

%	PL	A	H	Valem	Tulemus
48	KU	<b>45</b>	16	$3,958+1405,8/26,4-1,352*LN(4+1) =$	55,0
35	LV	35	15	$-13,0*35/100=$	-4,6
18	KS	35	16	$2,3*18/100=$	0,4
2	HB	35	16	$-8,0* 2/100=$	-0,2
<b>Küpsusvanus (summa)</b>					<b>50,7</b>

Hinnaküpsuse vanus saavutatakse 6 aasta pärast.

Näide L.4.3. Männiku küpsusvanuse arvutamine

KKT: JM Ohor: 6 cm H100: 31,0 m

%	PL	A	H	Valem	Tulemus
60	MA	<b>70</b>	26	$11,56+1332,8/31,0-2,721*LN(6+1) =$	49,3
40	KU	70	26	$-2,3*40/100=$	-0,9
<b>Küpsusvanus (summa)</b>					<b>48,4</b>

Hinnaküpsuse vanus saavutati 22 aasta eest.