

A stylized graphic of a tree in shades of green and yellow, composed of various geometric shapes like triangles and rectangles, positioned on the left side of the page.

# **VIENVECUMA EGLU MEŽI , LĀTVIJĀ**

**LATVIJAS VALSTS  
MEŽZINĀTNES INSTITŪTS  
“SILAVA”**

**2019**

630(474.3)  
Viz38



© Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava”, Salaspils, 2019

**Grāmatā apkopotas Valsts pētījumu programmas Nr. 2014.10-4/VPP-6/6  
“Meža un zemes dziļu resursu izpēte, ilgtspējīga izmantošana –  
jauni produkti un tehnoloģijas (ResProd)”  
pētījuma “Vienvecuma egļu mežu audzēšanas potenciāls  
auglīgajās meža ekosistēmās” ietvaros iegūtās zināšanas.**

Redaktors:

Dr. Jurgis Jansons, Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava”

Recenzenti:

Dr. Bruno Andersons, LV Koksnes ķīmijas institūts

Dr. Olga Miezīte, LLU Meža fakultāte

Tulkojums:

Dr. Zane Lībiete, Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava”

Valodas konsultante:

Dr. Līvija Vulfa

Tehniskais redaktors, datorsalikums:

Ilva Konstantinova, Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava”

ISBN 978-9984-14-853-3

DAUGAVPILS UNIVERSITĀTES  
AKADĒMISKAIS APGĀDS “SAULE”

Izdevējdarbības reģistr. apliecība Nr. 2-0197.  
Saules iela 1/3, Daugavpils, LV-5401, Latvija

# SATURS

<i>Jurģis Jansons</i>	5
Vienvecuma egļu kokaudzes Latvijā – zināšanas 21. gadsimta pirmās piektdaļas beigās (Ievads)	
<i>Zane Libiete, Jānis Donis, Jurģis Jansons un Pēteris Zālītis</i>	11
Egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāls un tā izmaiņas	
<i>Jānis Donis, Guntars Šņepsts un Leonīds Zdors</i>	55
Vienvecuma egļu audžu struktūra un tās izmaiņas kopšanas ciršu rezultātā	
<i>Jānis Donis un Guntars Šņepsts</i>	71
Novēloti koptu vienvecuma egļu audžu apsaimniekošanas alternatīvas un to ekonomisks izvērtējums	
<i>Āris Jansons, Endijs Bāders, Pauls Zeltiņš, Arnis Gailis, Guntars Šņepsts un Juris Katrevičs</i>	99
Meža selekcijas potenciāls egļu audžu ražības paaugstināšanā	
<i>Dainis Edgars Ruņģis, Anita Gaile un Ilze Veinberga</i>	119
Ģenētiskie faktori vienvecuma egļu audzēs	
<i>Dagnija Lazdiņa, Kristaps Makovskis, Modris Okmanis, Kārlis Dūmiņš, Santa Celma, Santa Neimane un Toms Artūrs Štāls</i>	139
Eksperimentālais stādījums platlapju kūdrenī pēc iepriekš nokaltušas vienvecuma egļu kokaudzes nociršanas	
<i>Tālis Gaitnieks, Lauma Brūna, Natālija Burņeviča, Kristīne Kenigšvalde, Dārta Kļaviņa un Astra Zaļuma</i>	153
Sakņu trupe egļu audzēs: saimnieciskie zaudējumi, trupi izraisīto sēņu bioloģija un izplatības ierobežošana	
<i>Even-aged spruce stands in Latvia – knowledge at the end of the second decade of the 21<sup>st</sup> century (Summary)</i>	195



# VIENVECUMA EĢĻU KOKAUDZES LATVIJĀ – ZINĀŠANAS 21. GADSIMTA PIRMĀS PIEKTDALĀS BEIGĀS

## *levads*

Egle ir otra izplatītākā skuju koku suga Latvijā. Saskaņā ar Latvijas nacionālā meža monitoringa (NMM) 2013.–2017. gadā iegūto informāciju, eģļu mežaudzes Latvijā aizņem 597 tūkst. ha ( $\pm 2,47\%$ ) lielu platību jeb 18,5 % no meža platības ([www.silava.lv](http://www.silava.lv)), par meža platību uzskatot vismaz 0,1 ha lielu Latvijas sauszemes teritoriju, kurā uz hektāra aug vismaz 1000 koki un kuru augstums konkrētā vietā varētu sasniegt vismaz 5 metrus. Egles koksnes saimnieciskā nozīme pārskatāmā pagātnē ir bijusi liela. To apzinoties, pagājušā gadsimta septiņdesmitajos un astoņdesmitajos gados Latvijā mezotrofajos un eitrofajos mežos tika plaši praktizēta eģļu stādījumu (tolaik sauktu par “kultūrām”) veidošana. Cilvēku izveidotie eģļu stādījumi būtiski atšķīrās no eģļu audzēm, kuras Latvijā (boreālo mežu dienvidu zonā) iepriekš bija izveidojušās bez cilvēku ietekmes juvenilajā fāzē. Cilvēku neskartā mežā nekad neveidojas jaunībā strauji augošas vienvecuma eģļu kokaudzes – egles ilgstoši aug kā paaugas, vēlāk – kā II stāva koki, pēc lapu koku pioniersugu kokaudžu novecošanās un sabrukšanas pakāpeniski ieņemot valdošās sugas vietu.

Iepriekš zinātniskās izpētes lokā vairākkārt nonākuši jautājumi, kas saistīti ar sākotnēji augstražīgu, bet vēlāk recesīvu jeb brūkošu eģļu kokaudžu racionālāko apsaimniekošanas veidu. Mūsdienu Latvijā galvenā cirte jeb eģļu mežu audzēšanas ražas novākšana atļauta, kad valdošās sugas koku vidējais vecums sasniedzis 81 gadu vai valdaudzes vidējais caurmērs ir vismaz 31 cm.

Pastāvot būtiskiem kokaudžu bojājumiem, egļu audžu nociršana pēc noteiktas procedūras un kritēriju ievērošanas iespējama sanitārajā kailcirtē. Šī gadsimta sākumā Latvijā mežzinātnieki Pēteris Zālītis un Zane Lībiete izveidoja un aprobēja egļu kokaudžu augšanas potenciāla noteikšanas metodiku, ar kuras palīdzību identificētu problemātiskās egļu kokaudzes, un tās drīkstētu galvenajā cirtē nocirst paātrināti, pirms formālās atbilstības sanitāro ciršu kritērijiem, tādējādi racionāli izmantojot gan meža zemi, gan koksnī. Metodika veiksmīgi tika integrēta meža nozares tiesību aktos.

Veidojot 2014.–2017. gada valsts pētījumu programmas pieteikumu, Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava” (turpmāk – LVMI Silava) piedāvāja turpināt attīstīt un precizēt zināšanas par mežsaimniecībā joprojām aktuālu tēmu – vienvecuma egļu mežu audzēšanas problemātiku un iespējām. LVMI Silava zinātnieku piedāvājumu 2013. gadā atbalstīja meža nozare, un tika uzsākts valsts pētījumu programmas pētījums par vienvecuma egļu mežiem.

Pētījuma gaitā esam centušies noskaidrot, kā pēdējo 12 gadu laikā mainījis egļu augšanas potenciāls pēc pirmā šāda vērtējuma gadsimta sākumā. Uz mērījumu pamata esam centušies skaidrot, vai 30–60 gadus vecās, sākotnēji pārbiezinātās egļu kokaudzēs pēc starpcirtes paliekošo audzes koku augšana uzlabojas.

Atkārtoti veikta novērtējuma rezultāti apstiprina augšanas potenciāla pasliktināšanos jaunaudzū vecuma un vidēja vecuma egļu vienvecuma tīraudzēs. Izteiktāk augšanas potenciāls pasliktinās sausieņu mežos. Austrumlatvijā konstatēts ievērojami augstāks bezperspektīvo audžu īpatsvars nekā Rietumlatvijā. Pētījumā analizētās audzes pārsvarā veidojušās no pārbiezinātām un savlaicīgi neizretinātām jaunaudzēm, kurās koki savstarpējās konkurences rezultātā ir novājināti. Audzēs ar šādu apsaimniekošanas vēsturi patlaban spēkā esošā cirtmeta (81 gads) piemērošana, visticamāk, būs liela kļūda, un apsaimniekošanas modelis ir jāmaina, ņemot vērā egles kā ēncietīgas koku sugas īpašības.

Vēsturiski vienvecuma egļu mežu veidošanas tehnoloģijas un audzēšanas prognozes jeb iecerēs balstījās uz vairākiem pieņēmumiem. Viens no pieņēmumiem bija saistīts ar cerību iegūt papildu koksnes resursus, daļu koku audzē nocērtot starpcirtēs jeb krājas kopšanas cirtēs. Bija iecerēts, ka kopšana uzlabos paliekošās kokaudzes augšanas gaitu. Šī iemesla dēļ kokaudžu atjaunošanai tika izvēlēts liels sākotnējais koku skaits – uz viena hektāra tika normatīvi prasīti un arī stādīti pat 5–6 tūkstoši koku.

Daļā meža platību, pārsvarā meliorētajos mežos, tika veidotas egļu papīrmalkas plantācijas ar sevišķi lielu sākotnējo koku skaitu un mērķi kokus audzēt pēc saīsinātās aprites principa, nodrošinot izejvielu tolaik Latvijā strādājošajai celulozes industrijai. Mainoties valsts iekārtai un meža nozarei, pazīme par audzes atbilstību papīrmalkas plantācijas statusam no meža informācijas sistēmām nozuda, un audzes nonāca tradicionālo galvenās cirtes parametru aprītē.

Pētījumi par vienvecuma egļu audžu struktūru un tās izmaiņām kopšanas cīršu rezultātā liecina, ka pārbiezinātās audzēs relatīvi liela krājas daļa ir pieskaitāma starpauzdei – vidēji tā ir 16 % un var sasniegt pat  $70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . Kopto un nekopto audžu koku sadalījuma raksturošanai pa caurmēra pakāpēm pētīti dažādi parametru sadalījumi, pēc kuru salīdzināšanas secināts, ka vislabākais apraksts ir *Weibul* 3-parametru sadalījumam. Arī normālā sadalījuma aproksimācija pietiekami labi raksturo faktisko koku sadalījumu pa caurmēra pakāpēm. Novēloti koptās audzēs gadījumos, kad kopšanas cirtes intensitāte ir zemāka par 25 %, neveidojas caurmēra papildus pieaugums, jo, lai tikai izveidotu pievešanas ceļus, cirtes intensitāte jau ir 20 %. Veicot augstas intensitātes (vairāk nekā 45 % no krājas) kopšanas cirti apmēram 10 gadu laikā pēc kopšanas cirtes, novēloti koptas kokaudzes vēl nav atguvušas iepriekšējo augošās krājas līmeni, taču to vidējais caurmērs ir lielāks, tādēļ krājas pieaugums veidojas saimnieciski vērtīgākiem kokiem. Kopjot sākotnēji pārbiezinātās egļu audzes, “bezriskā apstākļos” iespējams izveidot produktīvas mežaudzes.

Mūsdienās, mežsaimniecības plānošanas procesā arvien biežāk izmantojot ekonomikas likumsakarības, egļu audzēšana uzskatāma par atzīstamu un rentablu meža atjaunošanas izvēli. Īpašu nozīmi zināšanas par egļu jaunaudžu veidošanu iegūst saistībā ar Latvijas meža likumdošanā iekļauto mērķa caurmēra konceptu, kas motivē meža īpašnieku censties izaudzēt egļu kokaudzes ātrāk. Līdz ar to meža īpašniekam teorētiski ir iespēja izaudzēt egļu baļķus un gūt labumu galvenajā cirtē savas dzīves laikā, kas savukārt nav iespējams, egles audzējot 80 gadus. Tā kā egle jaunībā ir ātraudzīga koku suga, arī šodien mezotrofajos mežos (auglīgajos lānos (*Myrtillosa*), damakšņos (*Hylocomiosa*), šaurlapju āreņos (*Myrtillosa mel.*) un kūdreņos (*Myrtillosa turf. mel.*)) ekonomikas likumsakarības atbalsta egļu stādīšanas izvēli, salīdzinājumā ar priedi. Egli kā atjaunojamo koku sugu arvien biežāk Latvijā izvēlas privātie meža īpašnieki, tai skaitā ārvalstu kapitāla mežsaimniecības uzņēmumi.

Neraugoties uz priekšrocībām, ko mežsaimniecībā iezīmē vienvecuma egļu mežu audzēšana, arī šobrīd pastāv egļu mežu audzēšanas riski. Valsts zinātniskās izpētes mežos atrodami vēsturiski egļu mežu audzēšanas parauglaukumi, kuri savas pastāvēšanas laikā ir pildījuši divējādas funkcijas. Iepriekš tie izmantoti kā demonstrējumu objekti izcili veiksmīgi stādīto egļu augšanas gaitai un produktivitātei, tai skaitā dažādu kopšanas režīmu eksperimentu rezultātiem. Mūsdienās šajos objektos darbojas meža fitopatoloģijas virziena zinātnieki, meklējot izskaidrojumu vienvecuma egļu mežu vitalitātes zudumam un pat bojāejai. Meža nozares praksē nereti saskaramies ar jautājumu, kādu atjaunojamo sugu izvēlēties pēc tam, kad bojā aizgājuši egļu vienvecuma audze nocirsta sanitārajā cirtē.

Novēloti koptu vienvecuma egļu audžu apsaimniekošanas alternatīvu un to ekonomiskā izvērtējuma analīze parāda, ka, kopjot sākotnēji pārbiezinātās egļu audzes, iespējams izveidot produktīvas mežaudzes. “Bezriska apstākļos” gan prognozētā resno sortimentu krāja, gan arī finanšu rādītāji ir lielāki nekā nekopjot. Arī, ņemot vērā alternatīvu, ka kokaudzi ir skārusi trupe un pēc kopšanas cirtes nepieciešams veikt sanitāro cirti, kopšana vienu vai divas reizes ir labāka alternatīva par alternatīvu “nekopt”.

Riska apstākļos rekomendācijas vairs nav tik viennozīmīgas, jo lēmums ir atkarīgs arī no lēmumpieņēmēja attieksmes pret risku. Turklāt nelielo meža īpašumu īpašniekiem ir iespējas pielāgoties sezonālajām un ikgadējām cenu svārstībām, pārdodot koksni brīdī, kad cenas ir augstākas par ilgtermiņa vidējām vērtībām.

Egļu audžu ražības paaugstināšanā cenšoties izmantot meža selekcijas atziņas, secināts, ka ļoti maza sākotnējā biežuma (400 koki uz hektāra) egļu stādījumā koku caurmērs un līdz ar to arī augstvērtīgāko sortimentu īpatsvars ir nozīmīgi lielāks nekā liela sākotnējā biežuma (3300 koki uz hektāra) stādījumā un mežaudzēs vidēji. Koku iedzimtībai (klonam) ir statistiski būtiska ietekme uz radiālo pieaugumu, atsevišķām kokaudzēm sasniedzot galvenās cirtes caurmēru jau 42 gadu vecumā. Kopējā krāja 50 gadu vecumā ekstremāli maza biežuma stādījumā bija ievērojami – par 34% – mazāka nekā biežākā stādījumā. Tīrā tagadnes vērtība abos stādījumos ir līdzīga, ja ieguldījumiem meža atjaunošanā un agrotehniskajā kopšanā pielieto līdz 5% likmi. Pētījuma rezultātā ieteicams samazināt šobrīd noteikto stādīšanas biežumu, tā optimālo vērtību nosakot,



izmantojot izstrādātos augšanas gaitas modeļus un prognozējamus meža audzēšanas riskus. Lietderīgi ieguldīt līdzekļus, lai jaunaudzū veidošanā plašāk izmantotu veģetatīvi pavairotus augstvērtīgākos egles genotipus.

Vienvecuma egļu mežu stādīšanu vēsturiski veicināja arī pārmērīgais pārnadžu, galvenokārt – aļņu, populāciju lielums. Pārnadžu postījumi egļu I vecumklases jaunaudzēs bija mazāki, kādēļ egļu audzes bieži tika veidotas mezotrofajos mežos, kuros būtu jāveido priežu tīraudzes vai vismaz mistrotas priežu-egļu audzes.

Pēc pagājušā gadsimta sešdesmito gadu beigu vējgāzēm ievērojami pieauga meža stādīšanas apjomi, un pastāv iespēja, ka, trūkstot vietējam stādmateriālam, daļā vējgāžu platību varēja tikt izmantots no bijušās PSRS dienvidu reģioniem ievests egļu stādmateriāls. Ar ģenētiskās analīzes metodēm skaidrojām, vai egļu audžu zema augšanas potenciāla iemesls ir vēsturiskais stādmateriāla “imports” no bijušās PSRS dienvidu reģioniem. Pierādīts, ka pētītajās bezperspektīvajās (brūkošās) vienvecuma egļu audzēs ievestais reproduktīvais materiāls nav izmantots. Gan dabiskajās (Moricsalas un Rēzeknes meža ģenētisko resursu), gan stādītajās (brūkošajās un perspektīvajās) egļu audzēs atrasti no 7,2–7,8% Austrumkarpatu refūģijas izcelsmes indivīdi. Ģenētiskā daudzveidība brūkošajās un perspektīvajās vienvecuma egļu audzēs būtiski neatšķiras, ģenētiskā atšķirība starp analizētajām vienvecuma audzēm ir tikai 3% un nav saistīta ar egļu audžu dažādo vitalitāti, bet ar ģeogrāfisko izvietojumu. Turpmāka egļu sēkļu plantāciju reproduktīvā materiāla izmantošana vienvecuma egļu audžu atjaunošanā nodrošinās augstu ģenētisko daudzveidību, neatkarīgi no reproduktīvā materiāla izaudzēšanai izmantotā sēkļu materiāla ražas ievākšanas gada.

Pētījumu programmas laikā ierīkots eksperimentāls stādījums pēc iepriekš nokaltušas vienvecuma egļu kokaudzes nociršanas, izmantojot dažādas koku sugas un to kombinācijas, lai nākotnē meklētu atbildi meža atjaunošanas izaicinājumiem. Veikts sākotnējs eksperimentālā stādījuma vērtējums un koku uzmērījumi. Lai intensīvas mežsaimniecības apstākļos ar zināšanām atbalstītu meža īpašniekus izvēlēties egli par atjaunojamo koku sugu, veikts pētījums par sākotnēji retu stādījumu augšanas gaitu un rezultātu mijiedarbībā ar koku iedzīmtību un meža selekcijas efektu. Eksperimentālajā stādījumā kokaudzes atjaunošana vislabāk izdevās, stādot bērzus – pirmajos augšanas gados novērots stabils koku ikgadējais

augstuma pieaugums un ir laba koku saglabāšanās. Stādot egles četrus gadus pēc cirtes, tās saglabājās labi, salīdzinājumā ar ne visai sekmīgo egļu stādījumu, kas tika ierīkots otrajā gadā pēc bojā aizgājušās egļu audzes nociršanas.

LVMI Silava zinātnieki turpināja uzkrāt zināšanas par sakņu trapes izplatību vienvecuma egļu mežos uz kūdras augsnēm. Iegūtās zināšanas par sēnes bioloģiju palīdz izprast un kontrolēt sakņu piepes izplatību saimnieciskajos mežos. Ja sakņu piepe ir inficējusi audzi, mežkopju uzdevums ir samazināt trapes izraisītos zaudējumus un ierobežot trapes izplatīšanos, un, pats svarīgākais, – novērst jaunu infekcijas centru izveidošanos veselās audzēs. Egļu audzēs, kur nav konstatēta *Heterobasidium* infekcija, jānovērš primārā infekcija ar sporām, apstrādājot svaigus celmus, kā arī kritiski jāizvērtē krājas kopšanas ciršu lietderība. Savukārt inficētās platībās saisināma cirtes aprīte, un inficēto egļu vietā rekomendējams stādīt lapu kokus vai izraut trupējušo koku celmus.

Valsts pētījumu programmas pētījuma “Vienvecuma egļu mežu audzēšanas potenciāls auglīgajās meža ekosistēmās” koordinators ir personīgi pateicīgs pētījumu tēmu vadītājiem Zanei Libietei, Dagnijai Lazdiņai, Jānim Donim, Tālim Gaitniekam, Ārim Jansonam un Dainim Ruņģim, kā arī ikvienam viņu vadīto zinātnisko grupu kolēģim par izdarīto darbu iepriekšējo četru gadu garumā. Īpaši pateicību mēs veltām programmas vadītājam Bruno Andersonam par iecietību, kā arī Studiju un zinātnes administrācijai, kura atļāva mums nenogurstoši un produktīvi strādāt, nenomokot ne zinātniekus, ne pētījuma administratorus ar liekām un bezjēdzīgām birokrātijas procedūrām. Šāda attieksme pret zinātniekiem ir patīkams izņēmums mūsdienu Latvijā. Pētījuma dalībnieku vārdā mēs vēlam administrācijai arī turpmāk šādi darboties un veicināt brīvas zinātniskās domas attīstību Latvijā.

*Jurģis Jansons*  
*Mežzinātņu doktors, pētījuma koordinators*

# EGĻU VIENVECUMA TĪRAUDŽU AUGŠANAS POTENCIĀLS UN TĀ IZMAIŅAS

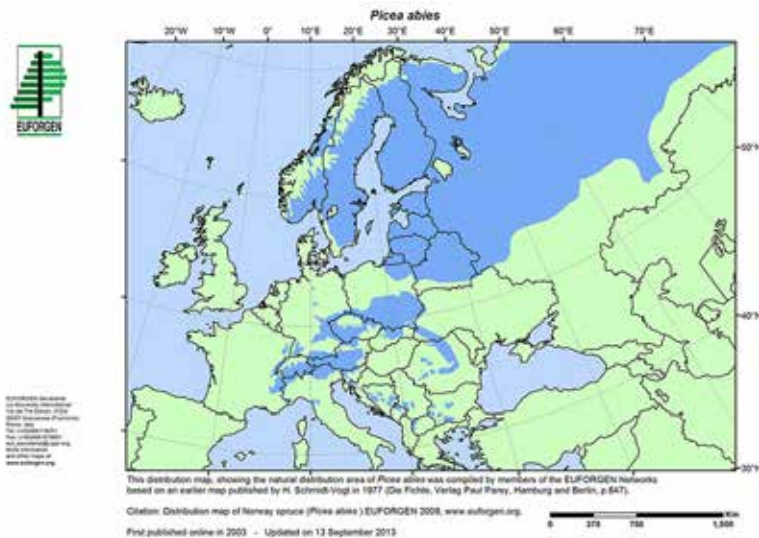
Zane Libiete, Jānis Donis, Jurgis Jansons un Pēteris Zālītis

## Parastās egles ekoloģija

Parastā egle (*Picea abies* (L.) Karst.) ir Eiropā plaši izplatīta koku suga, kuras izplatības areāls atrodas starp 41° un 72° ģeogrāfiskā garuma un 5° un 154° ģeogrāfiskā platuma grādiem. Raksturīgi, ka ledāja darbības dēļ tas ir fragmentēts – egles areāla robežās iespējams izdalīt trīs zonas: Skandināvijas–Austrumeiropas, Karpatu un Alpu–Balkānu zonu (1.1. att.).

Literatūrā atrodami dati, ka egle Skandināvijas–Austrumeiropas zonā ieviesusies tikai pirms 6–7 tūkstošiem gadu, tas ir, vēlāk nekā bērzs un priele (Мелехов, 1980). Pagājušā gadsimta vidū skandināvu zinātnieki secinājuši, ka ziemeļos egle ieviesusies vēsturiski nesēn, un joprojām turpinās tās areāla paplašināšanās rietumu virzienā. Izplatības areāls atspoguļo sugas ekoloģiskās prasības: parastā egle dod priekšroku vēsam, kontinentālam klimatam un Eiropā rietumu virzienā līdz Atlantijas okeāna piekrastei nav izplatījusies gan spēcīgās lapu koku konkurences dēļ, gan tādēļ, ka maigais atlantiskais klimats to padara uzņēmīgāku pret patogēniem (Walter & Straka, 1954). Parastajai eglei piemīt augsta ekoloģiskā valence, un tā aizņem ļoti plašu atšķirīgu augtņu spektru (Lesniak, 1980). Latvijā egļu meži raksturīgi augstienēm, bagātākā ar tiem ir Vidzemes augstiene, kurā egļu audzes aizņem vairāk par 1/3 no mežaudžu kopplatības (Laiviņš, 2005).

Parastā egle literatūrā tiek raksturota gan kā ēncietīga koku suga, gan arī kā vidēji ēncietīgs koks (Щепотьев, 1949; Zviēdris, 1960; Eiselt, 1964; Amann, 1965; Харитонович, 1968; Булыгин, 1985; Mauriņš un Zvirgzds, 2006). Atšķirības dažādu autoru darbos skaidrojamas ar egles plašo



1.1. attēls. Parastās egles izplatības areāls.  
([www.euforgen.org](http://www.euforgen.org))

izplatības areālu un tās atšķirīgajām prasībām pēc dažādiem ekoloģiskajiem faktoriem dažādās šā areāla vietās. Piemēram, ir noskaidrots, ka Baltijas reģiona egles ir ēncietīgākas nekā egles, kas aug Polijas dienvidos (Schmidt-Vogt, 1987). Egle pat vairākus gadu desmitus var augt citu koku noēnojumā, lai gan ievērojami samazinās tās augšana un produktivitāte (Харитонович, 1968). Tomēr Arvīds Zviedris (1960) norāda, ka pēc apēnotāju koku nociršanas egle dažos gados piemērojas jaunajam apgaismojumam un sāk strauji pieaugt augstumā un resnumā. Vācu literatūrā teikts, ka egle ir ēncietīga jaunībā, bet līdz ar vecumu tās prasība pēc gaismas pieaug, un tā ierindojama starp daļēji ēncietīgām koku sugām (Blanckmeister & Hengst, 1971). Vislabāk egle aug irdenās, valgās smilšmāla un mālsmilts augsnēs, labi tā jūtas arī nosusinātās augsnēs (Zviedris, 1960). Lai gan attiecībā uz augsnes mitrumu egle ir mezofīts (Мелехов, 1980), atsevišķi tās ekotipi var būt mezohigrofīti (Булыгин, 1985). Pārmitrās vietās augošas egles var veidot pat I–II bonitātes mežaudzes, ja ūdens ir tekošs un saknes tiek labi apgādātas ar skābekli (Харитонович, 1968). Tiek uzsvērts egles sevišķais jutīgums pret sakņu applūšanu un skābekļa satura samazināšanos augsnē

(Schmidt-Vogt, 1987). Šis pats autors norāda, ka irdenās, labi aerētās smilšmāla un mālsmilts augsnēs egļu veido dziļu un spēcīgu sakņu sistēmu. Igaņu pētījumi apliecina, ka auglīgās augsnēs augošās egles veido vairāk sīko sakņu (Ostonen *et al.*, 1999). Baltkrievu zinātnieku pētījumi pierāda, ka vidēji mitrās augsnēs augošās egles veido garākas un biezākas skuju nekā sausās un pārmitrās augsnēs augošās (Нестерович и Дерюгина, 1967).

Egļu necieš augsnes sausumu (Mauriņš un Zvirgzds, 2006), tās nelielo sausumizturību atspoguļo arī dabiskais areāls, kas nepārsniedz meža zonas robežas (Миронов, 1977). Vācu literatūrā teikts, ka egļu var augt ļoti labi pat nabadzīgās, izteikti podzolētās augsnēs, ja vien ir laba ūdens apgāde (Blanckmeister & Hengst, 1971). Zinātniskajā literatūrā daudzviet sastopama atziņa, ka pietiekams mitrums ir viens no nozīmīgākajiem egļu augšanu ietekmējošajiem faktoriem. Lietuvā izpētīts, ka sausums 1992. gada vasarā būtiski samazinājis egļu radiālo pieaugumu, sevišķi mazauglīgos sausieņu mežos (Vitas, 2001). Jāatzīst gan, ka Latvijā Pēteris Zālītis, analizējot kokaudžu ražību 1975. un 1976. gada sausajās vasarās, ieguvis pretējus rezultātus (Zālītis un Šitca, 1986). Arī Arvīds Zviedris (1960) konstatējis, ka mitrums nav izšķirošais pieaugumu ietekmējošais faktors egļu audzēs un pieauguma nevienmērības cēloņus atsevišķos gados noteikt ir grūti. Zviedrijā izpētīts, ka ūdens pieejamība ir ļoti svarīga egļu augšanai gan garumā, gan resnumā (Wiklund *et al.*, 1995); augsnes mitrums tieši ietekmē koku spēju uzņemt un izmantot barības vielas (Alavi, 1996). Somu eksperimentā noskaidrots, ka nokrišņu daudzums un gaisa temperatūra vasaras mēnešos pozitīvi korelē ar egļu augstuma pieaugumu (Saksa *et al.*, 2005). Zviedrijas dienvidos veikts eksperiments pierādījis, ka, uzlabojot ūdens un barības vielu režīmu vietās, kur tas ir neapmierinošs, egļu audžu krāju iespējams palielināt pat divas vai trīs reizes (Bergh *et al.*, 1999a; Bergh *et al.*, 1999b). Gaisa un augsnes sausums nelabvēlīgi ietekmē dabisko egļu mežu ekosistēmu noturību taigā (Abrazhko, 1980). Interesanti dati publicēti Krievijā. Pētot dabiski veidojušās egļu audzes taigā, noskaidrots, ka biotrofiem bojājumiem vismazāk pakļautas egļu audzes mitros ekotopos nevis eglei optimālos augšanas apstākļos (Стороженко, 2004). Tomēr augsnes pārplūšana un anaerobi apstākļi egļu audzēs kavē ūdens un minerālo barības vielu uzņemšanu (Merilä *et al.*, 1998). Baltkrievu zinātnieku pētījumi pierāda, ka vidēji mitrās augsnēs augošās egles veido garākas un biezākas skuju nekā sausās vai pārmitrās augsnēs augošās (Нестерович и Дерюгина, 1967).

Attiecībā uz siltumu egles ir mazprasīga, tomēr ziemeļos tās augšana noris mazāk intensīvi (Харитонович, 1968). Siltākos apstākļos egles aug labāk ar nosacījumu, ka ir pietiekams mitrums (Schmidt-Vogt, 1987). Ziemās egles no sala cieš reti; ja ir sevišķi auksts, var apsalt un nokalst daļa skuju. Sals var izcilāt iestādītās egles kūdrainās, sastrādātās un mitrās augsnēs, jo salušās zemes kārtas tilpumu maina nevienmērīgi (Zviedris, 1960). Jaunās egles bieži cieš no agrajām pavasara salnām – parasti apsalsst sānu dzinumi, kas samazina augšanu, taču koku bojāeju neizraisa. Zviedrijas dienvidos veiktie pētījumi apliecina, ka agrās pavasara salnas nav galvenais egļu augšanu ierobežojošais faktors (Danusevičius *et al.*, 1999). Dabiski atjaunojušās egļu jaunaudzes un stādījumi no salnām cieš ieplakās starp uzkalniem, līdzenās, zemās vietās un šauros izcirtumos, kur pieplūst auksts gaiss no augstākām vietām (Харитонович, 1968). Salnas bojā jaunus koku dzinumus 1–1,5 m augstumā no augsnes virskārtas (Zviedris, 1960). Izturība pret agrajām pavasara salnām cieši saistīta ar plaukšanas īpatnībām – plaukšanas ātrumu, jauno dzinumu pārkoksnēšanos. Par izturīgām pret sala bojājumiem uzskata Karpatu un Polijas ZA reģiona egles, neizturīgas ir Skandināvijas ziemeļos un Alpu kalnos augošās (Schmidt-Vogt, 1987). Vēlo pavasara salnu apdraudētās platībās egļu stādījumu veidošanai ieteicams izmantot vēlu plaukstošās egles (Булыгин, 1985). Lai novērstu bojājumus, salnu apdraudētās teritorijās egli iesaka atjaunot šaurās slejās, pretējā gadījumā salnas var izraisīt jauno koku atpalicību augšanā pat par 7–8 gadiem (Graube, 1990).

Populārs ir uzskats, ka eglei ir izteiktas agri un vēlu plaukstošās fenoloģiskās formas, plaukšanas laiks areāla robežās var atšķirties par vairākām nedēļām. Baltkrievijā vēl dominē vēlu plaukstošās formas (Юркевич и Голод, 1966), kas, Eiropas mērogā raugoties, strauji nomainās ar Somijā un Skandināvijā valdošajām, agri plaukstošajām formām. Novērojumi liecina, ka visā Latvijā sastopamas egles ar dažādiem plaukšanas termiņiem (Веверис, 1970), atsevišķu koku plaukšanas laika starpība var pārsniegt pat trīs nedēļas (Понис и Веверис, 1964). Noskaidrots, ka egļu plaukšanas laiks nav atkarīgs no augšanas apstākļiem, bet no populāciju iedzimtajām savdabībām (Веверис, 1972). Latvijā atšķirīgi plaukstošo egļu skaits veido vienu simetrisku normālo sadalījumu, un agri, kā arī vēlu plaukstošās formas ir šā sadalījuma divas galējās sastopamības. Tas atkārtoti apliecina mūsu klimatisko apstākļu īpašo piemērotību eglei kā koku sugai.

Egļe ir vēja neizturīga suga, egļu audzes mitrās un smagās augsnēs, ar augstu gruntsūdens līmeni, veido virspusēju sakņu sistēmu un bieži tiek

izgāztas (Булыгин, 1985). Tomēr labi meliorētās un irdenās augsnēs egle var veidot spēcīgu sakņu sistēmu ar enkursaknēm, kas palielina tās noturību pret vēju ar nosacījumu, ka to nenoēno citi koki (Харитонович, 1968). Literatūrā sastopams apgalvojums, ka tīraudzes ir mazāk izturīgas pret nelabvēlīgu vides ietekmi nekā mistraudzes (Мелехов, 1980; Mangalis, 2004). Taču šajā jautājumā atrodama arī pilnīgi pretēja informācija. Lietuvā un Latvijā veiktie pētījumi pierāda, ka skuju koku tīraudzēs vēja noturība ir augstāka nekā mistraudzēs (Ērglis un Matuzānis, 1973; Лабанаускас, 1973; Ērglis, 1977), turklāt vairākos pētījumos noskaidrots, ka lapu koku piemistrojums samazina egļu pieaugumu, audzes krāju, kā arī lietkoksnis iznākumu (Кайрюкштитс, 1955; Земитис, 1968; Казимиров, 1971). Palielināt egļu audžu vēja noturību tiek ieteikts, veidojot retas audzes ar labi attīstītiem simetriskiem vainagiem, izretinot vējam atklāto audzes pusi, kā arī vēja pusē stādot lapu koku aizsargjoslas (Schmidt-Vogt, 1980).

Jāmin vēl kāds nozīmīgs fakts. Apsekojot 205 egļu izcirtumus, Arvīds Zviedris (1960) konstatējis, ka nevienā no tiem nav augušas vienvecuma audzes. No agrākajiem meža ierīcības plāniem zināms, ka 19. gadsimtā egles antropogēni gandrīz nav atjaunotas. Tātad jāsecina, ka dabiski egle atjaunojas, veidojot dažādvecuma audzi; vienvecuma egļu audzes dabā neveidojas. Šī pati atziņa sastopama arī citviet literatūrā (Синельщиков, 1959; Zviedris u.c., 1961; Мелехов, 1980). To netieši apliecina arī Baltkrievijā veikts pētījums, kura gaitā secināts, ka egļu audzēs līdz ar vecuma palielināšanos ievērojami palielinās arī dabiskais atmirums, kas varētu liecināt par audzes pastiprinātu izretināšanos, lai varētu veidoties dažādvecuma audze (Мирошников, 1972). Šāds apgalvojums gan nav vispārināms attiecībā uz visu egles izplatības areālu. Literatūrā arī minēts, ka, piemēram, Karpatu kalnos egle, dabiski atjaunojoties, veido vienvecuma vai nosacīti vienvecuma audzes (Питикин, 1972). Arī Krievijas taigas zonā bijušajās lauksaimniecības zemēs un degumos veidojas ražīgas vienvecuma egļu audzes, kurās 60 gadu vecumā iespējama pat  $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  liela krāja (Гусев, 1962; Чертовской, 1978).

Jāsecina, ka par parasto egli zināms samērā daudz, taču sugas plašā izplatības areāla dēļ dati bieži nav viennozīmīgi, vairākos jautājumos atrodama pat pilnīgi pretēja informācija. Svarīgi uzsvērt, ka pēc savām ekoloģiskajām prasībām egle ir ēncietīga suga, kuras eksistences dabiskā forma Latvijas apstākļos ir salikta dažādvecuma audze. Taču pie mums izlases cirtes patlaban tiek praktizētas reti, un pēdējā laikā egli pārsvarā atjauno vienvecuma tīraudzēs.



## Parastās egles audzēšana Latvijā

Lai objektīvi analizētu pašreizējo situāciju, nepieciešamas zināšanas par tās izveidošanās vēsturiskajiem apstākļiem. Teiktais jo sevišķi attiecas uz mežzinātni, kuras pētījumu objekts parasti ir pirms vairākiem gadu desmitiem veidojušās mežaudzes. Daudzām problēmām, ar kurām saskaras mūsdienu mežsaimniecības praktiķi un teorētiķi, cēloņi meklējami pagātnē.

Pēc Arvīda Zviedra apkopotās informācijas (Zviedris, 1960) pirmās dokumentētās ziņas par egles audzēšanu Latvijā attiecas uz bijušajiem cariskās Krievijas valsts mežiem (“kroņa” mežiem) un laiku, kad 19. gadsimta vidū sākās mežierīcības darbi. Ir zināms, ka tolaik Latvijas teritorijā bijis maz pieaugušu egļu audžu un tās pašas – stipri izretinātas. Pēc inventarizācijas pabeigšanas tika pārtraukta līdz tam lietotā neregulētā izlases cirte un paredzēta kailcirte. Izlases cirtes saglabātas pārsvarā pāraugušo egļu izvākšanai. Pirmajos mežierīcības plānos eglei visbiežāk bija paredzēts 120 gadu cirtmets, vēlāk daudzviet tas pazemināts līdz 100 gadiem. Līdz Pirmajam pasaules karam egļu audzēs projektētas tikai šauras (50–60 m) cirmsas, un visos mežierīcības plānos izvirzīta kategoriska prasība saglabāt paaugu. Kopšanas cirtes egļu mistraudzēs projektētas, sākot no 1860. gada. Tajās pārsvarā paredzēta lapu koku izvākšana no skuju koku audzēm, tomēr bieži tikai tādā gadījumā, ja iegūto malku bija iespējams realizēt. Egļu ciršana kopšanas cirtēs nav bijusi paredzēta līdz pat 20. gadsimta sākumam, jo egļu malkas vērtība bija zema, un egles papīrmalkas iekšējais tirgus radās tikai 19. gadsimta pašās beigās, kad darbību uzsāka Slokas celulozes fabrika (1896. gadā). Pēc celulozes rūpniecības izveidošanās egļu koksnes vērtība Latvijā pieauga, tādēļ mežierīcības plānos sāka paredzēt egles mākslīgo atjaunošanu, sākotnēji sējot. Bijušajos muižu mežos līdz Pirmajam pasaules karam visticamāk lietotas izlases cirtes. Tā kā koku ciršanai izmantoja tikai rokas darbarīkus un kokmateriālus izveda ar zirgu, labi saglabājās paaugas egles.

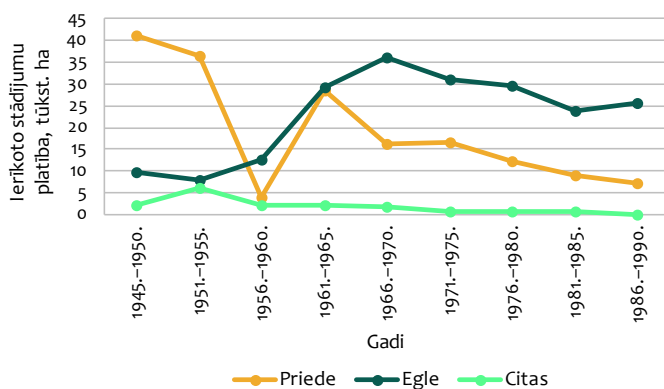
Pēc Pirmā pasaules kara bijušie “kroņa” meži tika apvienoti ar bijušajiem muižu mežiem. Tika pārtrauktas izlases cirtes egļu audzēs, to vietā ieviestas kailcirtes ar 50–60 m platām cirmām, kā arī pakāpeniskās cirtes. 1938. gadā egļu meži aizņēma 24,5% no valsts mežu kopplatības (Kronītis, 1965). Egļu atjaunošana stādot uzsākta tikai 1928./1929. gadā, tomēr arī pēc tam



egļu stādījumus ik gadu ierīkoja tikai 1–1,2 tūkst. ha lielā platībā (~10 % no kopējās skuju koku stādījumu platības). Līdz 1940. gadam egļu izcirtumus parasti atstāja atjaunoties ar egļu paaugu (Kronītis, 1965; Mangalis, 2004). Cirtmets egļu audzēs tika rekomendēts 100 gadi.

Pēc Otrā pasaules kara sākās strauja mežizstrādes darbu mehanizācija. Egļu paauga traucēja kokmateriālu sagatavošanu un izvešanu, tādēļ tā vairs netika saudzēta. Egles aizņemtā platība samazinājās līdz 15,7 % 1958. gadā (Zviedris, 1960). Cirtmets egļu audzēs tika noteikts 81 gads. No 1979. līdz 1990. gadam egles ciršanas vecums tika diferencēts atkarībā no meža grupas – no 81 gada II grupas mežos līdz 121 gadam I grupas mežos.

Pagājušā gadsimta otrajā pusē (pēc 1960. gada) strauji palielinājās egļu stādījumi uz priežu stādījumu rēķina. 1948. gadā egļu stādījumu īpatsvars bija 27 % no visas togad atjaunoto mežaudžu platības, bet 1963. gadā tas sasniedza jau 54 % no kopējās atjaunoto mežaudžu platības (Kronītis, 1965). Tas skaidrojams gan ar daļēji objektīviem iemesliem kā, piemēram, pārmērīgi lielais aļņu skaits, kā rezultātā stipri tika bojātas priežu jaunaudzēs, gan ar ilgtermiņā nepamatotiem ekonomiskiem apsvērumiem: mazāks egļu stādījumu ierīkošanas biežums, mazāki kopšanas izdevumi egļu jaunaudzēs, salīdzinot ar priežu jaunaudzēm (Saliņš, 2002; Mangalis, 2004). Ierīkoto egļu stādījumu dinamika, salīdzinājumā ar priežu un citu sugu stādījumiem laika periodā no 1945. līdz 1990. gadam, parādīta 1.2. attēlā.



1.2. attēls. Atjaunoto egļu, priežu un citu sugu mežaudžu platību (tūkst. ha) izmaiņas no 1945. līdz 1990. gadam.  
(Mangalis, 2004)



1.3. attēls. Egļu dabiskā atjaunošanās bērzu slapjajā damaksnī.  
/Foto: Zane Lībiete/

Egles atjaunošana stādot un sējot Latvijā uzsākta samērā vēlu, turklāt sākumā nebija nekādas informācijas par optimālo stādvieta (sējvieta) skaitu. Dabā egle parasti atjaunojas ar ļoti lielu koku skaitu (Генцирук, 1955; Плегерис, 1967; Чумин, 1969). Mežkopji vadījās pēc tā, ko redzēja dabā, un tādēļ arī stādot tika veidotas pārbiezinātas jaunaudzes.

Vēl nesen uzskatīja, ka ir izdevīgi veidot biezas egļu jaunaudzes. Jāņa Bisenieka (1976) dati liecina, ka, lai 20 gadu vecumā egļu audzē, veicot pirmo kopšanas cirti, varētu iegūt realizējamus kokmateriālus, audzes sākotnējam biežumam jābūt no 2600 līdz 3300 egļu stādiem uz 1 ha. Taču ir pierādīts, ka biezu audžu veidošana neveicina koku kvalitātes uzlabošanu un krājas pieaugumu pēc kopšanas (Saliņš, 2002). Liels jaunaudžu biežums ierobežo koku sakņu sistēmas izplatību un tādējādi samazina barošanās laukumu (Фролова, 1966). Irenijs Tjarve (1975), salīdzinot divas jaunaudzes Meža pētīšanas stacijā (MPS) “Kalsnava”, kurās koku skaits uz 1 ha atšķiras vairāk nekā divkārt, secina, ka biežākajā audzē krāja ir gandrīz divas reizes mazāka, turklāt šajā audzē vērojami stipri sniega bojājumi. Izpētīts, ka egļu jaunaudžu sākotnējā biežuma palielināšana virs 3550 kokiem uz 1 ha dod ļoti sliktus rezultātus – pat 50–60 gadus vecās audzēs koki ir tievi, pati audze – nestabila (Разин, 1988). Arī salīdzinoši nesen Krievijā veikts pētījums pierā-

da, ka biežās jaunaudzēs koki aug daudz lēnāk, turklāt šādās audzēs ir vairākas reizes lielāks atmirums nekā retās audzēs (Маслаков и др., 1997).

Pārāk biezu egļu jaunaudžu apsaimniekošana ir problemātiska. Zviedrijā pierādīts, ka biežās jaunaudzēs eglēm ir lielāks risks inficēties ar sakņu trupi (*Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref.) nekā retākās audzēs (Venn & Solheim, 1993). Pētījumu rezultāti viennozīmīgi neliecina par mazāk izteiktiem pārnaidžu bojājumiem pārbiezinātās audzēs, turklāt palielinātā koku savstarpējā konkurence samazina barības vielu pieejamību individuāliem kokiem, kā arī pasliktina kokaudzes rezistenci pret ekstremāliem klimata apstākļiem (Venn & Solheim, 1993; Saliņš, 2002; Zālītis un Špalte, 2001; Dobbertin, 2005; Zālītis un Jansons, 2009; D'Amato et al., 2013; Zālītis u.c., 2017). Jāņa Bisenieka pētījumi (1990) liecina, ka egļu jaunaudzē, ar vidējo augstumu 2 m, koku skaitam būtu jābūt robežās no 1200 līdz 2900 gab. ha<sup>-1</sup>. Mežzinātnieku ieteiktais stādvieta skaits, ierīkojot mežaudzes, nemitīgi samazinās. Imants Mangalis (1989) norāda, ka pasaulē vēlamais stādvieta skaits egļu stādījumos samazinājies no 4000 līdz 2500 gab. uz 1 ha, bet Latvijā – no 3500 līdz 3000 gab. uz 1 ha. Citā šā autora darbā teikts, ka noturīgu mežaudžu izaudzēšanai, atkarībā no meža tipa un stādāmā materiāla kvalitātes, stādījumu sākotnējais biežums var mainīties no 2500 līdz 4000 gab. uz 1 ha (Mangalis un Bērziņš, 1994). Arī lietuviešu pētījumi apliecina, ka pēdējos gadu desmitos sākotnējais stādvieta skaits egļu audzēs ievērojami samazinājies. Leonards Kairiūkštis un Antans Malinausks (2001) noskaidrojuši, ka, sākotnēji iestādot 2000 kokus uz 1 ha, tiek nodrošināta augsta audzes ražība un pieņemama koksnes kvalitāte. Zviedrijas ziemeļos veikts eksperiments, analizējot egļu audzes ar sākotnējiem stādīšanas attālumiem no 1,0 × 1,0 m līdz 2,5 × 2,5 m, arī pierādījis, ka biežākajās audzēs gan augstuma, gan caurmēra pieaugums ir būtiski mazāks nekā retākajās audzēs (Nilsson, 1994). Citā zviedru pētījumā noskaidrots, ka retās egļu audzēs, kurās pielietota augšējā retināšana, var iegūt līdzīgas kvalitātes koksni kā biežās egļu audzēs, kuras tiek retinātas no apakšas (Pfister et al., 2007). Egļu stādījumu ierīkošana ar vidēji 3000 kokiem uz 1 ha tika īstenota līdz 2001. gadam (Mangalis, 2004). Pašlaik, lai mežaudzi atzītu par atjaunotu, Latvijas likumdošana prasa, lai egļu jaunaudzē uz 1 ha būtu ne mazāk par 2000 kokiem, to maksimālais skaits netiek ierobežots (Meža atjaunošanas, meža izaudzēšanas un plantāciju meža noteikumi, 2012).

Jāuzsver, ka Latvijas mežos ir liels skaits tādu egļu audžu, kuras cēlušās no pārbiezinātām jaunaudzēm. Tas saistīts gan ar faktu, ka 20. gadsimta

50. un 60. gados, atbilstoši normatīviem, par atjaunotām atzina tikai tādas jaunaudzes, kurās bija saslēgušies koku vainagi, kā arī ar 20. gadsimta 80. gados radušos ideju veidot egļu papīrmalkas plantācijas, lai novērstu celulozes un papīra rūpniecībā nepieciešamo izejvielu deficītu. Plantāciju tipa egļu audžu veidošanas zinātniskā pamatojuma un tehnoloģisko procesu izstrāde ZRA “Silava” uzsākta 1978. gadā (Поше, 1989b), pirmie pētījuma rezultāti publicēti 1989. gadā (Поше, 1989a). Šis praktiskās ievirzes projekts paredzēja intensīvi apsaimniekotu īscirtmeta (40 gadi) egļu stādījumu ierīkošanu auglīgās augsnēs, uzsvaru liekot uz auglīgajiem meliorētajiem mežiem, kuros, audzējot egļu plantācijas ar samazinātu galvenās cirtes vecumu, samazinās vēja bojājumu risks, salīdzinot ar parasto cirtmetu (Bušs, 1981). Turklāt augstāzīgās egļu audzes meliorētajās mezoeitrofajās (šaurlapju ārenis, šaurlapju kūdrenis) un eitrofajās (platlapju ārenis, platlapju kūdrenis) augsnēs nav nepieciešams mēslot, galvenā uzmanība pievēršama racionālai hidrotehniskai meliorācijai un pareizai stādījumu ierīkošanai (Буш, 1966). Modelējot meža tipa, augsnes aerācijas un egļu ražības sakarības, noskaidrots, ka šādu plantāciju ierīkošanai šaurlapju kūdrenī grāvju savstarpējais attālums būtu jāsamazina līdz 55 m, tādā gadījumā 30 gadu vecā audzē visā starpgrāvju platībā sagaidāmā krāja būtu vidēji 200 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Залитис, 1983). Taču praksē tāda egļu jaunaudžu apsaimniekošanas shēma nerealizējās, grāvju tīkli netika sabiezināti, egļu stādījumi netika laicīgi izretināti, arī saīsinātais cirtmets izzuda no mežkopības normatīviem.

## Egļu augšanas gaitas īpatnības

Mežaudžu ražība vistiešāk saistīta ar to veidojošo sugu augšanas gaitas īpatnībām atkarībā no dažādiem faktoriem. Egli, kā mērķa sugu, Latvijā liederīgi audzēt trijos augšanas apstākļu tipos: 1) sausieņu mežos – damaksnī, vērī un gāršā; 2) āreņos – šaurlapju un platlapju ārenī; 3) kūdreņos – šaurlapju un platlapju kūdrenī. Šaurlapju ārenī un šaurlapju kūdrenī egli nav ieteicams audzēt lielos masīvos, jo meliorācijas ietekmē aktīvais sakņu horizonts ievērojami nepadzīlinās un audzes apdraud vējš. Šajos meža tipos iespējama egles audzēšana plantāciju tipa audzēs (Bušs, 1981). Šaurlapju āreņos un kūdreņos egļu ražība samērā strauji (salīdzinājumā ar priežu audžu ražību šajos tipos) samazinās līdz ar attālināšanos no grāvja, taču grāvja tuvumā (līdz 30 m) egļu krāja pārsniedz priežu krāju (Залитис, 1983). Imants Manģalis (2004) norādījis, ka Latvijā egļu stādījumi aug ievērojami ātrāk nekā

dabiski izveidojušās egļu audzes; sevišķi strauja augšana un augstas bonitātes novērojamas bijušajās lauksaimniecības zemēs ierīkotajos stādījumos. Arī citu valstu literatūrā atrodami dati, ka stādītās egļu audzēs ir lielāks augstuma tekošais pieaugums, salīdzinot ar dabiski atjaunotām audzēm un sējumiem (Юримяэ, 1958). Aleksandra Popova (1973) noskaidrojusi, ka 70 gadus vecos egļu stādījumos ir par 6,5% lielāka krāja, kā arī par vienu klasi augstāka bonitāte nekā dabiski veidojušās audzēs līdzīgos augšanas apstākļos. Ražīgākas ir vienvecuma audzes (Казимиров, 1971); audzes krāja saliktās dažādvēcuma egļu audzēs nepārsniedz 220–240 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Ананьев и Петрук, 1975; Zālītis, 2006).

Egļu jaunaudzū augšanas gaitu raksturo vairāki etapi: samērā lēns augšanas temps ar 10–20 cm lielu ikgadējo augstuma pieaugumu, kas ilgst aptuveni līdz divu metru augstumam; tam seko vidējā augstuma, vidējā caurmēra un krājas strauja pieauguma periods, kurā krājas diference nereti sasniedz pat 20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> gadā (Бисениекс, 1975a, 1975b; Zālītis un Lībiete, 2003; Zālītis, 2006).

Kokaudzes tekošais pieaugums vislabāk raksturo meža stāvokli un ražību izvēlētajā laika posmā (Тярве, 1967; Matuzānis un Tauriņš, 1971). Tekošais krājas pieaugums rāda mežā pašreiz faktiski pieaugošo koksnes daudzumu. Tas ir ne vien galvenais mežaudzes ražības rādītājs, bet arī viens no galvenajiem rādītājiem, kas raksturo meža veselības stāvokli (Антанайтис и Зарпеев, 1969). Jāņem vērā, ka atsevišķu koku taksācijas rādītāju izmaiņas vienmēr sakrīt ar to pieaugumu, turpretī kokaudzes taksācijas rādītāju izmaiņas ar pieaugumu identificēt nedrīkst, jo reizē ar pieauguma veidošanos (koku augšanu) audzē notiek arī pretējs process – koku skaita samazināšanās gan dabiskās pašizretināšanās, gan arī ārēju faktoru darbības ietekmē (cilvēku saimnieciskā darbība, slimības u.c.). Līdz ar to kokaudzes taksācijas rādītāju (caurmēra, augstuma, šķērslaukuma un krājas) izmaiņas var būt gan pozitīvas, gan negatīvas atšķirībā no šo minēto rādītāju pieauguma uz dzīvajiem kokiem, kas vienmēr ir pozitīvs lielums (Matuzānis un Tauriņš, 1971).

Pieaugumu ietekmē virkne faktoru, nozīmīgākie no tiem ir koku suga, vecums, izcelšanās, augšanas apstākļi, audzes biežība un sanitārais stāvoklis. Tekošā pieauguma maksimums dažādām sugām iestājas dažādā vecumā, vispirms parasti kulminē gadskārtu platums, pēc tam – augstuma, šķērslaukuma un tilpuma pieaugums. Saulmiņu sugām pieauguma kulminācija iestājas ātrāk, ēncietīgām – vēlāk. Atbilstoši Jāņa Bisenieka pētījumiem

(1975b) Latvijā egles augstuma un caurmēra pieaugums kulminē 15–20 gadu vecumā, bet krājas pieaugums – aptuveni 30 gadu vecumā. Tekošā pieauguma kulminācijas brīdis atkarīgs arī no audzes bonitātes – labvēlīgākos augšanas apstākļos tas iestājas ātrāk, piemēram, Lietuvā egļu krājas tekošais pieaugums I bonitātes audzēs kulminē 15–20 gadu vecumā, bet III bonitātes audzēs – 25–30 gadu vecumā (Бутенас, 1972). Literatūrā atrodami dati, ka vecumā no 50 līdz 70 gadiem egļu audzēs tekošais krājas pieaugums samazinās gandrīz divkārt (Мирошников, 1972). Māris Laiviņš (2005) izsaka pieņēmumu, ka egļu audžu aprites cikls ir kļuvis ātrāks, un egļu pieauguma kulminācija mūsdienās iestājas par dažiem desmitiem gadu ātrāk nekā pirms 100 gadiem.

Vislielākais sezonālais pieaugums kokiem veidojas jūnijā un jūlijā, taču dažādu koka daļu maksimālais pieaugums neiestājas vienlaicīgi, piemēram, caurmēra pieaugums veģetācijas periodā kokiem kulminē tikai pēc zaleņa pieauguma kulminācijas (Смирнов, 1964).

Koku caurmēra pieaugumu sevišķi ietekmē tādu ārējās vides faktoru svārstības kā augsnes mitrums, apgaismojuma intensitāte un gaisa temperatūra, turklāt gaisa temperatūra caurmēra pieaugumu stipri ietekmē veģetācijas perioda sākumā, bet augsnes mitrums svarīgāks ir jūlijā un augustā, kad augsne vairāk izžuvusi. Nokrišņu daudzuma samazinājums intensīvas augšanas laikā izraisa pieauguma depresiju 5–20 gadus vecās egļu jaunaudzēs gan tekošajā, gan nākamajā veģetācijas periodā (Рихтер, 1975). Taču Latvijā veikts pētījums pierāda, ka 50–60 gadus vecās egļu audzēs ne ekstrēmi sausās vasarās, ne arī turpmākajos gados koksnes pieaugums nesamazinās, vērojama pat tā palielināšanās (Zālītis un Šitca, 1986). Arī Arvīds Zviedris un Rūdolfs Sacenieks (1975) norāda, ka egles pieauguma svārstības nevar viennozīmīgi izskaidrot ar tekošā un iepriekšējo gadu meteoroloģiskajiem apstākļiem. Pierādīts, ka jauno egļu augstuma pieaugumu negatīvi ietekmē augsnes pārmitrinājums jūlijā un augustā (Zālītis, 1976). Vācu literatūrā atrodami dati, ka arī pastāvīga vēja ietekme samazina egles augstuma pieaugumu (Wagenknecht & Belitz, 1959).

Likumsakarīgi, ka koku pieaugums ir mazāks sugai nepiemērotākos augšanas apstākļos (Ермаков, 1975). Sevišķi lielas pieauguma atšķirības, atkarībā no augšanas apstākļiem, novērojamas jaunās un vidēja vecuma egļu audzēs (Питикин, 1972). Latvijas mežzinātnieku pētījumi liecina, ka no minerālajām barības vielām egles augšanai nozīmīgākās ir slāpekļis un fosfors. Ja viens no šiem elementiem trūkst, novērojams krass pieauguma

samazinājums (Буш и др., 1975). Skandināvu eksperimentā noskaidrots, ka egļu sējeņos, kas pietiekami apgādāti ar slāpekli un fosforu, relatīvi vairāk biomasas novirzās stumbrā, savukārt sējeņos, kas aug slāpekļa un fosfora deficīta apstākļos, relatīvi vairāk biomasas uzkrājās saknēs, tātad to virszemes dimensijas pieaug mazāk (Mari et al., 2003). Eksperimenti rāda, ka nabadzīgos augšanas apstākļos egles pieaugumu iespējams palielināt, izmantojot slāpekļa mēslojumu (Гортинский, 1972; Крот, 1975). Skandināvu pētījumos noskaidrots, ka 14–28 gadus pēc egļu audžu mēslošanas ar slāpekli joprojām novērojama neliela pozitīva ietekme uz koku augšanu un nekādas negatīvas blakusparādības nav konstatētas (Pettersson & Högbom, 2004). Taču zinātniskajā literatūrā atrodama arī atziņa, ka egļu audžu mēslošana var samazināt nākotnē iegūstamo kokmateriālu kvalitāti, pasliktināt audžu stabilitāti (Tamm, 1980), izraisīt bora deficītu (Nohrstedt, 2001), negatīvi ietekmēt mikorizāciju (Lehto, 1994; Nilsson & Wallander, 2003) un samazināt čiekuru ražu (Kurm & Kiviste, 2004). Citā pētījumā noskaidrots, ka platības kaļķošana un mēslošana ar slāpekli pirms stādīšanas būtiski neietekmē jaunā egļu stādījuma augšanu (Sikström, 2005). Vācijā veikts eksperiments pierādījis, ka augsnes kaļķošana ievērojami uzlabo augsnes floru, kā arī humusa morfoloģiskās un ķīmiskās īpašības, taču tai nav ietekmes uz egļu audzes caurmēra un šķērslaukuma pieaugumu (Klebin-gat, 1962). Labvēlīgos augšanas apstākļos, kur apgāde ar barības vielām ir optimāla, papildu mēslošana nedod nekādu pozitīvu efektu vai pat samazina pieaugumu (Eriksson & Karlsson, 1997). Gadījumos, kad slāpekļa nodrošinājums pārsniedz koku augšanai nepieciešamo apjomu, krasāk izpaužas citu minerālo barības vielu, piemēram, fosfora vai kālija trūkums (Nilsson & Wallander, 2003). Arī lietuviešu pētījumi pierādījuši, ka barības vielu pārbagātība pasliktina skuju koku audžu augšanu (Путкау-кас, 1972).

Viens no ļoti nozīmīgiem pieaugumu ietekmējošiem faktoriem nenolie-dzami ir hidrotehniskā meliorācija. Visskaidrāk pārmaiņas izpaužas tieši ikgadējā augstuma un caurmēra pieauguma uzlabojumā. Abi šie pieaugu-ma veidi ir cieši saistīti savā starpā, lai arī to savstarpējās attiecības dažādu faktoru, it sevišķi vecuma, ietekmē mainās. Jaunāki koki sāk strauji augt garumā, bet veciem kokiem vairāk palielinās gadskārtu platums, stumbra augstums – mazāk. Svarīgi, ka mazāk auglīgos meža tipos meliorācijas ietekme uz pieaugumiem var sākt izpausties ar 1–3 gadu novē-lojumu, turklāt šādā gadījumā nepieciešama arī augstāka nosusināšanas



pakāpe (gruntsūdens pazeminājums), lai nesamazinātos pieauguma uzlabošanās apmēri (Odiņš u.c., 1960).

No Latvijā sastopamajām koku sugām tieši egļu visātrāk un visizteiktāk reaģē uz meliorācijas radītajiem labvēlīgajiem apstākļiem. Stumbra caurmēra pieaugums eglei parasti sāk palielināties jau nākamajā gadā pēc nosusināšanas (Zviedris, 1960). Uz meliorāciju strauji reaģē pat vecas egļu audzes. Rūdolfa Markus pētījumi pierāda, ka egļēm, kas meliorācijas laikā bijušas 260–270 gadus vecas, augstuma pieaugums uzlabojies pat par 4 klasēm (Markus, 1936). Kaspars Bušs noskaidrojis, ka ļoti pozitīvi uz meliorāciju reaģē līdz 100 gadus vecas skuju koku audzes. Vislielākais masas pieaugums rodas 50–70 gadu vecās egļu audzēs. Meliorācijas sistēmas maksimālā ietekme uz egļu audzes caurmēra pieaugumu vērojama otrajā gadu desmitā pēc meliorācijas. Arī augstuma pieaugums parasti kulminē otrajā desmitgadē. Sasniegtais pieauguma līmenis saglabājas arī turpmākajos gadu desmitos ar nosacījumu, ka meliorācijas sistēma tiek uzturēta kārtībā (Zviedris, 1960). Pēc Kaspara Buša pētījumu datiem (1958), krājas pieaugums meliorācijas ietekmē egļu audzēs palielinās 3–4 reizes. Literatūrā atrodami interesanti pētījumu rezultāti par egļu audžu reakciju uz meliorāciju. Pierādīts, ka augstuma pieauguma veidošanās ilgums pēc meliorācijas eglei pagarinās par divām nedēļām, turklāt, paaugstinoties meliorācijas intensitātei, pagarinās laika posms, kurā pieaugums veidojas ar kāpjošu intensitāti, tātad intensīvi meliorētajos nogabalos koku sezonālais pieaugums kulminē vēlāk. Konstatēta samērā cieša korelācija starp augstu meliorācijas normas nodrošinājumu un intensīvu koku pieauguma veidošanos (Залитис, 1963, 1967, 1968). Uzsvērts, ka mazāk auglīgos augšanas apstākļos eglei pēc meliorācijas ir vienāda ražība ar priedi tikai līdz 15 m attālumā no grāvja, tālāk no grāvja egļu pieaugums būtiski atpaliek no priedes pieauguma. Savukārt auglīgākos augšanas apstākļos egļu pieaugums pārsniedz priedes pieaugumu pat 90–100 m attālumā no grāvja (Залитис, 1968). Noskaidrots, ka tekošais krājas pieaugums meliorētās egļu audzēs pakāpeniski palielinās un savu maksimumu sasniedz 35–40 gadus pēc meliorācijas (Столяров и Ананьев, 1986). Meliorācijas ietekmē izmainās egļu sakņu sistēma, palielinās sīko sakniņu skaits (Голояд, 1975). Meliorācija pozitīvi ietekmē egļu paaugas veidošanos un augšanu. Krievijā noskaidrots, ka jauktajos egļu-lapu koku mežos pēc meliorācijas egļu paaugas koku skaits palielinās 1,2–1,8 reizes un paaugas augstuma pieaugums – 1,2 reizes (Грозин, 2003). Šis pats autors norāda, ka meliorācija



pozitīvi ietekmē arī paaugas egļu sakņu sistēmas zarošanos, un sakņu sistēmas dziļums palielinās par 30 cm un vairāk salīdzinājumā ar kontroles platībām. Meliorācijas ietekmē palielinās vēlinās koksnes procents (Залитис, 1967; Zālītis un Muižzemniece, 2005), kas, savukārt, ir viens no nozīmīgākajiem koksnes stiprību nosakošajiem rādītājiem.

Nenoliedzami, pieaugumu dinamiku ietekmē arī audžu kopšanas režīms. Caurmēra pieaugums pēc kopšanas trīsgadīgā egļu jaunaudzē trīs gadu laikā palielinās 1,4–2,4-kārtīgi, bet augstuma pieauguma palielinājums ir nebūtisks, secinājuši lietuviešu pētnieki (Kuliešis & Saladis, 1998). Zviedrijas dienvidos veiktā eksperimentā noskaidrots, ka augstražīgās, 39–64 gadus vecās egļu audzēs veikta intensīva kopšana, samazinot audzes šķērslaukumu par 40 %, būtiski uzlabojusi koku caurmēra pieaugumu (Pape, 1999b). Somu zinātnieki noskaidrojuši, ka intensīva kopšana būtiski palielina tieši audzes resnāko koku pieaugumu (Mäkinen & Isomäki, 2004). Taču Pētera Zālīša un Edvīna Špaltes pētījumu rezultāti (2001) liecina, ka pārbiezinātās jaunaudzēs, kuru vidējais augstums sasniedzis 10 m, tievāko koku izciršana būtiski neietekmē nākotnes koku augšanas gaitu. Arī citi autori norāda, ka, lai vēlamā virzienā izmainītu audzes struktūru un palielinātu koksnes krāju, kopšanas cirtes jāuzsāk savlaicīgi (Сеннов, 1977). Ilggadēji pētījumi Zviedrijā liecina, ka egļu jaunaudzēs, kuru virsaugstums sasniedzis 12–15 m, veiktās kopšanas cirtes, ar intensitāti līdz 40 % no šķērslaukuma, vairs neietekmē tekošo krājas pieaugumu (Eriksson & Karlsson, 1997). Citā darbā teikts, ka pirmā kopšana no augšas (intensitāte 50 % no šķērslaukuma) egļu jaunaudzē nesamazina tekošo ikgadējo krājas pieaugumu, salīdzinot ar nekoptām platībām, bet atkārtota kopšana no augšas to samazina par 5 % salīdzinājumā ar tikpat intensīvi no apakšas koptu audzi (Eriksson, 1990). Noskaidrots, ka nabadzīgākos augšanas apstākļos egļu audzes tekošais pieaugums pēc kopšanas no augšas palielinās, bet labvēlīgākos – samazinās (Pretzsch, 2005). Agra un intensīva kopšana nodrošina stabilas audzes veidošanos – ar vienmērīgu koku izvietojumu un labi veidotiem vainagiem (Kramer, 1980). Zināms arī, ka kopšanas cirtes egļu audzēs palielina vēlinās koksnes īpatsvaru palikušo koku koksne (Pape, 1999a), tātad uzlabojas koksnes stiprība. Lietuviešu zinātnieku pētījumi gan likuši izdarīt secinājumu, ka optimālais kopšanas ciršu režīms dabiskās un stādītās egļu jaunaudzēs varētu būtiski atšķirties (Кайрюкшис и Юодвалкис, 1975).

Pieaugumu samazina gaisa piesārņojums, kaitēkļu uzbrukums, slimības. Novērots, ka vidēja vecuma egļu tīraudzēs celmenes ietekmē caur-

mēra pieaugums ievērojami samazinās jau 10–15 gadus pirms koku nokalšanas. Egļu audzēs, kas cieš no sakņu trapes, gaisa piesārņojuma vai kaitēkļiem, koku stumbra apakšējā daļā bieži neveidojas gadskārtas (Шевченко, 1972). Kokiem, kas inficēti ar sakņu trupi, atmirst daļa sakņu, samazinās koksnes pieaugums (Чертовской, 1978). Pagājušā gadsimta otrajā pusē egļu audzes Centrāleiropā, sevišķi kalnu reģionos, stipri cieta no rūpnieciskā gaisa piesārņojuma (Materna, 1980). Arī labas čiekuru ražas gados egles tekošais pieaugums samazinās, noskaidrots, ka čiekuru veidošanās var samazināt tekošo pieaugumu pat par 8 % (Звиедре и Ванас, 1975).

Egļu audzes potenciāli ir ļoti ražīgas, to uzskatāmi apliecina literatūras dati. Krievu literatūrā norādīts, ka vienādi auglīgos augšanas apstākļos egļu audžu ražība pārsniedz priežu un jo sevišķi bērzu audžu ražību (Терсков и Терскова, 1980). 600 koku stumbru analīze parādījusi, ka attiecība starp egles, priedes un bērza pieaugumiem intensīvi nosusinātos mežos ir 10:8:5. Pētot egļu audzes ar saimniecisko vecumu 20–40 gadi, noskaidrots, ka to tekošais pieaugums šaurlapju un platlapju kūdrenī svārstās no 9,2 līdz 9,7 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, bet šaurlapju un platlapju ārenī – no 8,0 līdz 8,5 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Буш, 1959). Taču jāuzsver, ka egle ir arī ļoti jutīga pret dažādu vides faktoru izraisītu stresu, tādēļ tās potenciāli augstā ražība bieži praksē nerealizējas vai nu nelabvēlīgu apstākļu, vai arī neatbilstoša apsaimniekošanas režīma dēļ.

## Egļu resursi Latvijā

Atbilstoši Meža statistiskās inventarizācijas (MSI) datiem, egļu audzes aizņem vairāk nekā 596,7 tūkst. ha jeb 18,5 % no kopējās mežaudžu platības; sausieņu mežos – 50,3 %, slapjajinos – 11,6 %, purvainos – 2,9 %, āreņos – 23,0 % un kūdrenos – 12,1 %. Gandrīz puse no egļu audzēm ir damaksnī un vēri (48,0 %). Savukārt šaurlapju ārenī un šaurlapju kūdrenī vēl 26,0 % no visām egļu audzēm. Damaksnī, vēri un šaurlapju kūdrenī egle ir dominējošā suga 22–24 % gadījumā, savukārt slapjajā damaksnī un šaurlapju ārenī – pat 29–32 % (1.1. tab.).

33,6 % no egļu audzēm ir I<sup>a</sup> bonitāte, bet 39,4 % – I bonitāte, 15,4 % – II bonitāte; tātad par potenciāli ražīgām var uzskatīt vismaz 73,0 % no egļu audzēm, bet vēl 15,4 % par vidēji ražīgām (1.2. un 1.3. tab.).

1.1. tabula. Egles sastopamība (tūkst. ha) dažādos meža tipos (MSI dati)

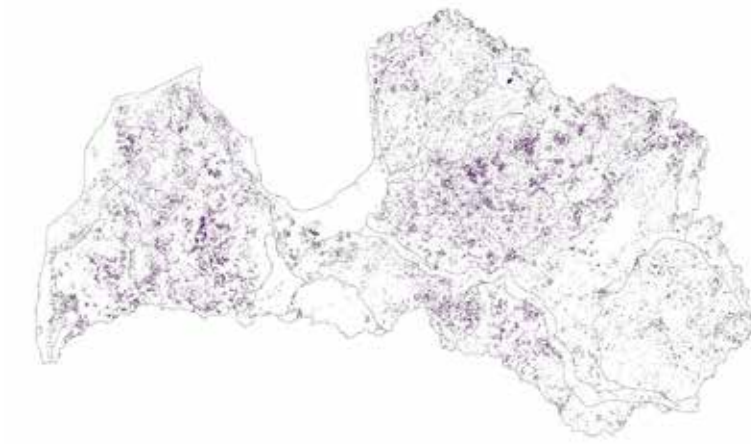
Meža tips	Valdošā suga							Kopā	Eglu īpatvars, %
	Priede	Egle	Bērzs	Melnalksnis	Apse	Baltalksnis	Citas sugas		
Sils	25,7	-	1,3	-	-	-	-	27,0	0,000
Mētrājs	95,5	1,5	2,6	0,2	-	-	-	99,9	0,016
Lāns	95,2	6,0	6,4	-	0,8	-	0,7	109,0	0,055
Damaksnis	193,5	128,7	150,7	2,5	46,8	27,7	12,9	562,7	0,229
Vēris	6,8	157,8	201,4	-	113,9	171,1	38,6	712,0	0,222
Gārša	0,4	6,2	18,9	4,4	16,5	27,1	23,0	96,4	0,064
Grīnis	-	-	0,4	-	-	-	-	0,4	0,000
Slapjais mētrājs	38,2	7,1	11,2	-	-	-	-	56,5	0,126
Slapjais damaksnis	40,9	41,9	32,3	4,2	6,0	3,4	1,7	130,4	0,321
Slapjais vēris	2,8	19,8	39,8	20,6	10,0	13,7	3,7	110,5	0,179
Slapjā gārša	-	0,6	2,0	4,9	0,9	2,7	0,8	11,9	0,053
Purvājs	80,3	0,4	6,1	-	-	-	-	86,9	0,005
Niedrājs	50,6	8,5	38,4	5,4	1,3	-	-	104,2	0,081
Dumbrājs	0,2	8,7	62,5	51,4	1,7	10,1	2,9	137,4	0,063
Liekņa	-	-	0,4	2,9	-	1,1	-	4,4	0,000
Viršu ārenis	2,1	-	-	-	-	-	-	2,1	0,000
Mētru ārenis	33,4	6,2	6,3	-	1,0	-	-	46,9	0,132
Šaurlapju ārenis	68,9	104,6	107,9	12,0	28,4	26,2	3,6	351,5	0,297
Platlapju ārenis	0,6	26,3	47,5	23,9	30,6	34,4	11,7	175,0	0,150
Viršu kūdrenis	15,9	0,3	1,9	-	-	-	-	18,1	0,019
Mētru kūdrenis	47,7	8,0	13,2	-	0,5	0,4	-	69,7	0,114
Šaurlapju kūdrenis	57,0	50,6	89,2	10,6	6,4	5,7	0,7	220,2	0,230
Platlapju kūdrenis	0,8	13,6	47,6	26,6	2,0	5,0	0,6	96,1	0,141
Kopā	856,4	596,7	887,9	191,9	266,9	328,5	101,0	3229,2	0,185
Īpatvars	0,265	0,185	0,275	0,059	0,083	0,102	0,031	1,000	-

1.2. tabula. Egļu audžu platība (tūkst. ha) pa bonitātēm dažādos meža tipos

Meža tips	Bonitāte						Kopā
	I <sup>a</sup>	I	II	III	IV	V	
Mētrājs	0,40	0,29	-	0,86	-	-	1,55
Lāns	0,17	1,23	3,40	1,18	-	-	5,99
Damaksnis	40,49	62,88	16,48	6,02	2,44	0,41	128,73
Vēris	68,75	69,44	14,79	3,69	0,06	1,02	157,76
Gārša	2,50	3,24	0,04	-	-	-	6,18
Slapjais mētrājs	0,99	0,78	1,07	1,90	2,39	-	7,12
Slapjais damaksnis	6,52	10,75	11,16	10,83	1,79	0,86	41,90
Slapjais vēris	4,93	7,07	3,36	4,38	0,06	-	19,80
Slapjā gārša	-	-	0,63	-	-	-	0,63
Purvājs	-	-	-	-	-	0,40	0,40
Niedrājs	0,60	0,40	1,62	1,91	3,32	0,62	8,47
Dumbrājs	1,51	1,20	2,42	2,42	0,77	0,40	8,72
Mētru ārenis	1,39	1,86	1,50	1,45	-	-	6,20
Šaurlapju ārenis	40,90	40,77	13,84	7,81	1,24	-	104,56
Platlapju ārenis	13,92	8,75	2,47	1,15	-	-	26,29
Viršu kūdrenis	-	0,34	-	-	-	-	0,34
Mētru kūdrenis	0,40	1,93	4,16	1,46	-	-	7,95
Šaurlapju kūdrenis	14,23	19,18	10,32	5,68	0,75	0,40	50,57
Platlapju kūdrenis	2,58	4,90	4,88	1,20	-	-	13,56
Kopā	200,29	235,01	92,15	52,34	12,82	4,11	596,73

1.3. tabula. Egļu audžu platību sadalījums pa bonitātēm

Bonitāte	I <sup>a</sup>	I	II	III	IV	V	Kopā
Platība, tūkst. ha	200,29	235,01	92,15	52,34	12,82	4,11	596,73
Īpatsvars	0,336	0,394	0,154	0,088	0,021	0,007	1,000



1.4. attēls. Egļu audžu sastopamība dažādās ainavzemēs.  
(VMD, 2015)

## Egļu audzēšanas problēmātika

Egļu audžu veidošanu un tālāko augšanu negatīvi ietekmē gan abiotiskie, gan biotiskie vides faktori. Nenoliedzama ir egļu audžu samērā zemā vēja noturība, jauno koku pieaugumu mežā bieži samazina vēlās pavasara salnas, nopietnus zaudējumus sagādā arī biežie *Heterobasidion annosum* spp. ierosinātie sakņu un stumbra trupes bojājumi, kas samazina egļu pieaugumu un pasliktina iegūstamo kokmateriālu kvalitāti (Чертовской, 1978; Rönnberg & Jørgensen, 2000; Möykkynen & Miina, 2002; Piri, 2003). Iepriekšminētajām problēmām ir skaidrs cēlonis, tās zināmās robežās iespējams risināt ar mežsaimnieciskiem paņēmieniem: piemērotu stādmateriāla selekciju un tā izmantošanu apdraudētajās platībās, kā arī atbilstošu kopšanas režīmu.

Tomēr mežkopjiem, apsaimniekojot egļu mežus, nācies saskarties arī ar sarežģītākiem jautājumiem. Egļu mežu veselības krasā pasliktināšanās Centrāleiropā jau iepriekšējā gadsimta otrajā pusē bija viena no Eiropas mežzinātnes nopietnākajām problēmām. Kā tās galvenie iespējamie cēloņi tika minēti vairāki faktori: atmosfēras piesārņojums, nelabvēlīgs klimats (sausums, sals), augsnes paskābināšanās, smagie metāli, kaitēkļi,

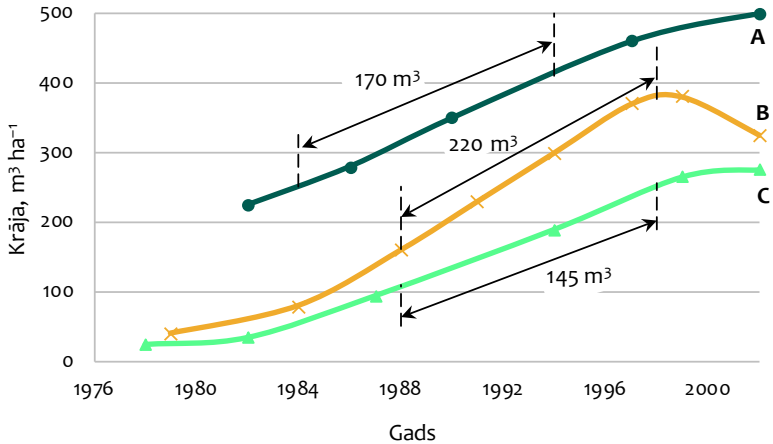
patogēnās sēnes, pārnadžu bojājumi, nepareiza mežsaimniecisko pasākumu izvēle (Krause et al., 1986; Führer, 1990; Kandler, 1993). Lai gan pēdējās desmitgadēs mežu veselības stāvoklis Eiropā atkal uzlabojies, zinātniskajā literatūrā joprojām parādās raksti, kas saistīti ar šo pašu problēmu un tās seku novēršanu.

Mūsu valstī informācija par šādu krasu, grūti izskaidrojamu egļu audžu stāvokļa pasliktināšanos iepriekšējās desmitgadēs nav fiksēta. Pirmā līmeņa meža monitoringa 2006. gada dati rāda, ka egļu vidējā defoliācija Latvijā ir 19,8 %, un novērojumu periodā kopš 2000. gada redzama neliela tās samazināšanās tendence (Valsts meža dienesta dati). Zināms, ka no 1990. līdz 1999. gadam egļu defoliācija bijusi ievērojami mazāka nekā vidēji Eiropā, bet pēc 1999. gada pietuvinājusies Eiropas vidējam līmenim (Valsts meža dienesta 2003. gada “ICP Forests Meža monitoring” dati). Salīdzinot ar kaimiņvalstīm, Latvijā egļu defoliācijas līmenis ir tuvs Lietuvas un Somijas līmenim, taču augstāks nekā Igaunijā (Forest Condition Monitoring in Finland, 2002; Aastaraamat Mets, 2005; Lietuvas Mišķų Ūkio Statistika, 2006).

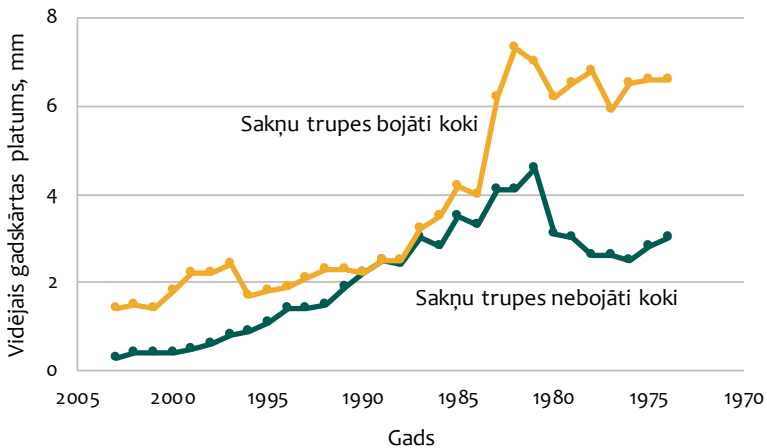
Sīkāka pieejamās informācijas analīze tomēr liek domāt, ka egļu audzes Latvijā nebūt neaug tik labi, kā to varētu gaidīt, ņemot vērā sugas augsto potenciālo ražību. Mērķtiecīgi izveidotu vienvecuma egļu jaunaudžu un vidēja vecuma audžu (vecumā līdz 50 gadiem) ražība ir visai augsta, gadā sasniedzot līdz 20 m<sup>3</sup> koksnes uz vienu hektāru. Taču, kā liecina MPS Kalsnavas mežu novada zinātniskajos mežos veiktie pētījumi, apmēram 40 gadu vecumā iezīmējas radikālas atšķirības atsevišķu kokaudžu tālākajā augšanas gaitā. Vienā daļā audžu turpinās intensīva koksnes uzkrāšanās (1.5. att. A) un ir iespējams izaudzēt augstvērtīgas kokaudzes ar krāju apmēram 500 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, kas uzkrājas uz kvalitatīviem, resniem kokiem.

Otrā daļā kokaudžu vērojams krass ražības samazinājums (1.5. att. C), un trešajā daļā (1.5. att. B) šajā vecumā sākas audžu sabrukšana (Zālītis un Libiete, 2003). Audžu panikuma un tam sekojošā sabrukuma cēloņi varētu būt dažādi, parasti uzskata, ka tie saistīti ar sakņu vai stumbra koksnes trūpi. Taču šāds apgalvojums balstās tikai uz pieņēmumiem, vispārinot atsevišķus gadījumus. Pašreizējās zināšanas par egļu audžu sabrukšanas cēloņiem Latvijā neatšķiras no Paula Sarmas secinājumiem, analizējot tīrumu augsnēs ierīkotos egļu stādījumus, kuros bijusi novērojama stipra koku atmiršana. Zinātnieks secinājis, ka nokalst šķietami veseli koki, kuriem nav konstatētas sakņu trapes pazīmes vai meža kaitēkļi (Sarma, 1944). Arī Pētera Zālīša (2006) iegūtie dati liecina, ka ne vienmēr sakņu trupe samazina koku augšanu (1.6. att.).

Zinātniskajā literatūrā atrodama informācija, ka egles gadskārtu platums var palielināties pirmajos gados pēc inficēšanās ar sakņu trupi. Taču Latvijā veiktie novērojumi liecina, ka trupējušas egles arī ilgākā laika periodā spēj saglabāt platākas gadskārtas nekā trupes nebojātas egles.



1.5. attēls. Krājas uzkrāšanās gaita egļu audzēs.  
(Zālītis un Libiete, 2003)



1.6. attēls. Vidējā gadskārtu platuma dinamika sakņu trupes stipri bojātām un nebojātām eglēm.  
(Zālītis, 2006)

# Egļu tīraudžu augšanas potenciāls un tā izmaiņas laikā

## Metodikas izstrāde

Kā minēts iepriekš, parastā egle piemērotos augšanas apstākļos veido augstražīgas kokaudzes, krājas tekošajam pieaugumam 30–50 gadus vecos egļu mežos nereti sasniedzot pat  $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . Taču 21. gadsimta sākumā konstatēts, ka sākotnēji augstražīgo egļu vienvecuma tīraudžu tālākā attīstībā iezīmējas trīs atšķirīgi scenāriji. Pirmajā gadījumā audzē saglabājas augsts krājas pieaugums, un krāja galvenās cirtes brīdī var sasniegt ap  $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . Otrajā gadījumā aptuveni 30–40 gadu vecumā intensīvā krājas uzkrāšanās būtiski samazinās, un ir novērojama krājas pieauguma stagnācija. Trešajā gadījumā konstatēta krājas tekošā pieauguma samazināšanās tādā līmenī, ka krājas diference audzē kļūst negatīva – atmirušās koksnes apjoms pārsniedz dzīvās koksnes pieaugumu.

Lai labāk izprastu šo atšķirību cēloni un piedāvātu risinājumus egļu tīraudžu apsaimniekošanai, 2002. gadā tika uzsākta egļu jaunaudžu augšanas potenciāla novērtēšanas metodikas izstrāde. Metodikas pamats tika izstrādāts, balstoties uz 22 regulāri pārmērītu pastāvīgo parauglaukumu datiem visā Latvijas teritorijā; katrs no šiem parauglaukumiem ticis izmērīts 6–8 reizes. Parauglaukumi sadalīti trīs kvalitātes grupās, atbilstoši to krājas pieaugumam: 1) perspektīvas audzes – ikgadējais krājas pieaugums sasniedz vai pārsniedz  $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ; 2) paaugstināta riska audzes – krājas tekošais pieaugums pozitīvs, taču nepārsniedz  $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  gadā; 3) bezperspektīvas – krājas tekošais pieaugums negatīvs vai tuvs nullei.

Nākamais solis bija grupas indikatoru definēšana; tie tika izraudzīti, analizējot pēdējo piecu gadskārtu platumu katrā no šīm grupām, izmantojot lineāru sakarību starp koku caurmēru un pēdējo piecu gadskārtu kopplatumu. Šo sakarību apraksta regresijas vienādojums  $i_5 = ad + b$ , kur  $i_5$  – pēdējo piecu gadskārtu kopplatumu, mm;  $a$  un  $b$  – regresijas koeficienti;  $d$  – koka caurmērs krūšaugstumā, cm. Pēc rezultātu analīzes tika noteiktas robežvērtības audzes iekļaušanai pirmajā (perspektīvo audžu) vai trešajā (bezperspektīvo audžu) grupā. Mežaudze iekļaujama pirmajā grupā, ja tajā pēdējos 5 gados:



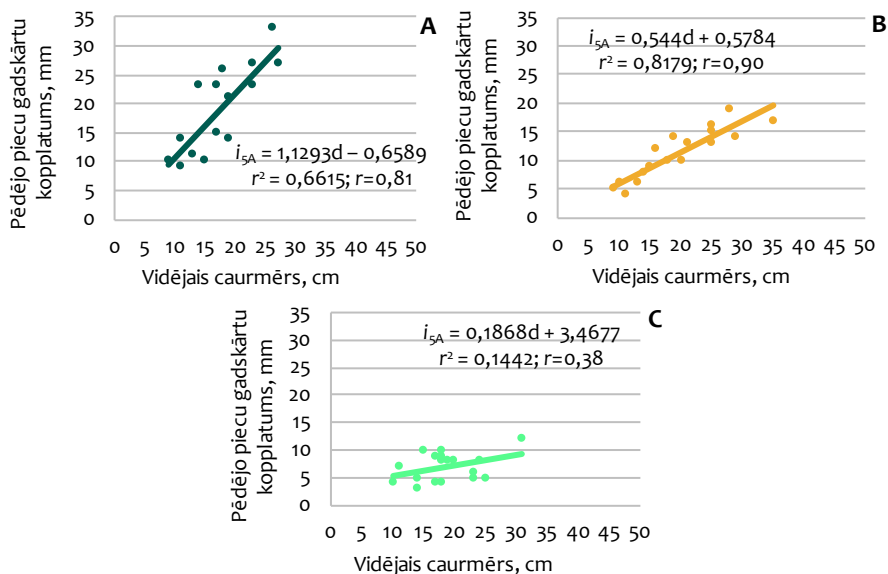
- pie audzes vidējā caurmēra  $D$  gadskārtu kopējais platums ir lielāks par 10 mm, t.i., pēdējo 5 gadskārtu vidējais platums  $i$  ir lielāks par 2,0 mm un
- regresijas koeficients  $a$  vienādojumā  $i_5 = ad + b$  ir lielāks par 0,60, un
- korelācijas koeficients  $r$  starp  $i_5$  un  $d$  ir lielāks par 0,60.

Mežaudze ieskaitāma trešajā bezperspektīvo audžu grupā, ja to pēdējos 5 gados raksturo šādas robežvērtības:

- pie audzes vidējā caurmēra  $D$  gadskārtu kopējais platums nav lielāks par 10 mm un
- regresijas koeficients  $a$  vienādojumā  $i_5 = ad + b$  nav lielāks par 0,30, un
- korelācijas koeficients  $r$  starp  $i_5$  un  $d$  nav lielāks par 0,60.

Mežaudze ieskaitāma vienā no šīm grupām tikai tad, ja visi trīs rādītāji atbilst norādītajiem ierobežojumiem. Pārējās audzes ieskaitāmas otrajā (paaugstināta riska audžu) grupā.

Minētās sakarības un vienādojumu parametru piemēri visu triju grupu audzēs grafiski parādīti 1.7. attēlā.



1.7. attēls. Sakarības starp koku caurmēru un pēdējo piecu gadskārtu platumu: A – perspektīva audze; B – paaugstināta riska audze; C – bezperspektīva audze.

## Pirmais egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāla izvērtējums

Pirmais egļu jaunaudzū un vidēja vecuma audžu (vecums 30–50 gadi) augšanas potenciāla izvērtējums veikts 2003., 2004. un 2005. gada vasarā īslaicīgajos parauglaukumos akciju sabiedrības "Latvijas valsts meži" (LVM) apsaimniekotajos mežos. Atbilstoši meža inventarizācijas datiem, katrā LVM mežsaimniecībā tika izvēlēti tie iecirkņi, kuros 30–50 gadus vecu egļu tīraudžu ir visvairāk (trīs līdz pieci iecirkņi atkarībā no to platības un 30–50 gadus vecu egļu tīraudžu īpatsvara).

Katrā no izraudzītajiem iecirkņiem pēc nejaušības principa tika izvēlētas vismaz 10 audzes. Katrā audzē apsekota egļu biogrūpa, kas vislabāk raksturo nogabala struktūru. Iezīmētās biogrūpas ietvaros noteikts meža tips; pēc kārtas urbjot krūšaugstumā tur augošās 20 egles, izmērīts to caurmērs (cm) un pēdējo 5 un 10 gadu gadskārtu platums (mm). Ar mērierīci (Biterliha princips) izmērīts biogrūpas koku šķērslaukums ( $m^2 ha^{-1}$ ), kā arī noteikts vidējā koka augstums (m). Trijos gados pavisam apsekotas 355 audzes un iegūta informācija par 7100 koku gadskārtu platumiem.

Šī pētījuma otrajā etapā, 2005., 2006. un 2007. gada vasarā, egļu jaunaudzū un vidēja vecuma audžu augšanas potenciāla novērtēšanai tika ierīkoti un pēc identiskas metodikas uzmērīti īslaicīgie parauglaukumi no Latvijas MSI datu bāzes atlasītās 30–50 gadus vecās egļu tīraudzēs gan valsts, gan privātajos mežos. Pavisam kopā vecuma ierobežojumam atbilda 75 parauglaukumi – 50 valsts mežos un 25 privātajos mežos. Uzmērīti tika tie visi, iegūstot informāciju par 1500 koku gadskārtu platumiem.

Lai atvieglotu datu matemātisko apstrādi, bija nepieciešams izstrādāt vienu vienkārši aprēķināmu skaitlisku rādītāju katras audzes augšanas potenciāla novērtējumam. Kā pamatrādītājs izmantots gadskārtas vidējais platums, ko iespējams korigēt, reizinot to ar koeficientu  $a$  vai koeficientu  $r$ . Abi šie koeficienti savstarpēji cieši korelē ( $r = 0,81$ ), un abi lielāki ir perspektīvākās audzēs; to vērtības samazinās, pasliktinoties augšanas potenciālam. Tātad pie vienāda gadskārtu platuma, un līdz ar to pie vienādas ražības, pozitīvāk tiek vērtēta audze ar lielāku korelācijas koeficientu.

Tā kā koeficients  $a$  ir vienīgi izlīdzinātas regresijas taisnes slīpuma rādītājs, bet koeficients  $r$  raksturo gan gadskārtu platuma un koku caurmēra regresijas taisnes slīpumu, gan arī gadskārtas platuma atšķirības vienāda

resnuma kokiem, tieši korelācijas koeficients  $r$  izmantots kā reizinātājs gadskārtas vidējā platumā  $i$  (mm) koriģēšanai. Tā kā  $r < 1,0$ , rādītājs  $i \cdot r$  vienmēr būs mazāks par  $i$ , un brūkošās audzēs pie  $r = 0$  arī augšanas potenciāla rādītājs  $i \cdot r = 0$ . Mērījumi liecina, ka iespējams arī  $r < 0$ , taču reti. Atbilstoši izvēlētajiem robežlielumiem 3. grupas audzēs, kur  $i < 2,0$  mm un  $r < 0,60$ , rādītājs  $i \cdot r$  nevar pārsniegt 1,2 mm. Savukārt 1. grupas audzēs  $i \cdot r$  vienmēr būs lielāks par 1,2 mm. Līdz ar to – jo lielāks ir rādītājs  $i \cdot r$ , jo ražīgāka un veselīgāka ir audze. Atbilstoši pirmā izvērtējuma laikā definētajam robežvērtība starp otrās un trešās grupas (paaugstināta riska un bezperspektīvām) audzēm ir 0,7.

Veicot divfaktoru dispersijas analīzi, pirmā apsekojuma laikā tika konstatēts, ka zināma ietekme uz egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciālu ir mežaudžu lokalizācijai (izskaidro 75 % no augšanas potenciāla rādītāju izkliedes) un neliela ietekme – arī augšanas apstākļiem (izskaidro 5 % no augšanas potenciāla rādītāju izkliedes). Tomēr lielākā daļa no augšanas potenciāla rādītāju izkliedes ir saistāma ar egles, kā ēncietīgas sugas, īpatnībām.

No visām pirmajā apsekojumā uzmērītajām audzēm 26 % atbilda perspektīvu audžu raksturlielumiem, 63 % – paaugstināta riska audžu raksturlielumiem, bet 11 % – bezperspektīvu audžu raksturlielumiem. Pamatojoties uz veiktā apjomīgā pētījuma rezultātiem, 2012. gadā izstrādātā metodika tika iekļauta likumdošanā neproduktīvu mežaudžu identifikācijai (Noteikumi par koku ciršanu mežā, 2012). Sīkāka informācija par pētījumu un detalizēts pielietotās metodikas un iegūto rezultātu izklāsts atrodams vairākās publikācijās: Zālītis un Libiete, 2003, 2005; Libiete & Zālītis, 2007; Libiete, 2008.

### **Atkārtots egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāla izvērtējums**

2015.–2017. gadā Valsts pētījumu programmas “Meža un zemes dziļu resursu izpēte, ilgtspējīga izmantošana – jauni produkti un tehnoloģijas (ResProd)” pētījuma “Vienvecuma egļu mežu audzēšanas potenciāls auglīgajās meža ekosistēmās” ietvaros veikts atkārtots egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāla izvērtējums tajās pašās mežaudzēs. Administratīvu pārmaiņu dēļ no visiem pirmajā reizē uzmērītajiem nogabaliem izdevās identificēt 283 audzes, un atkārtotā apsekojuma laikā tika iegūta informācija par 5460 kokiem. Daļā no šīm audzēm laika posmā no 2003. līdz 2016. gadam, atbilstoši vizuālam vērtējumam, bija kopta, taču,

tā kā šāda pilnībā pārbaudāma informācija nebija pieejama par visām otrās uzskaites laikā apsekotajām egļu tīraudzēm, iespējamā kopšanas ietekme kā faktors netika iekļauta datu analizē.

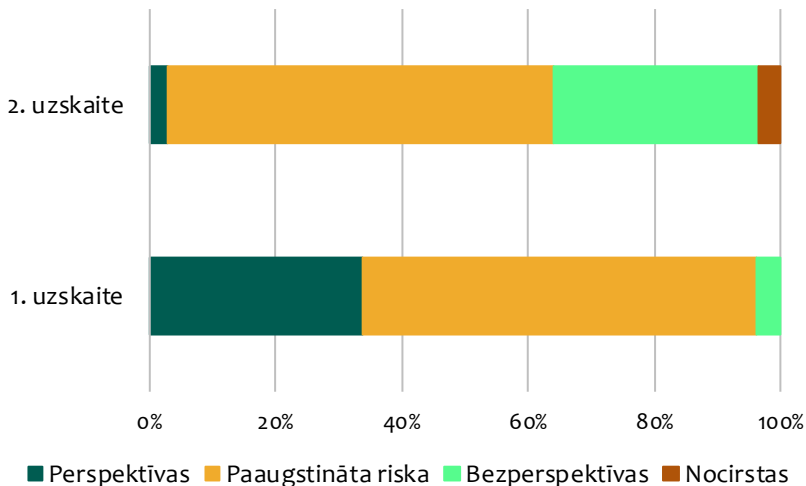
Gandrīz puse no visiem atkārtoti apsekotajiem nogabaliem atradās sausieņu mežos, 34 % – āreņos, 14 % – kūdreņos, bet tikai 3 % – slapjainos (1.4. tab.). Visās augšanas apstākļu grupās bija ļoti līdzīga nogabala vidējā platība un audzes vecums. Vidējais koku caurmērs, augstums un šķērslaukums bija zemāks slapjainu mežos, bet visai līdzīgs pārējos augšanas apstākļu tipos. Visaugstākā audzes vidējā krāja bija sausieņu mežos, nedaudz zemāka, bet visai līdzīga – meliorētajos āreņos un kūdreņos grupās, bet viszemākā – slapjainos.

1.4. tabula. Apsektos nogabalus raksturojošie rādītāji

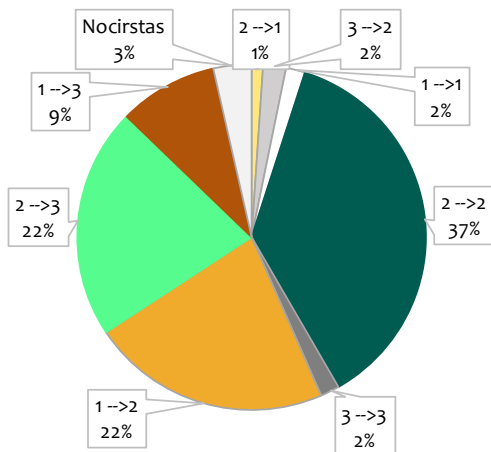
Meža tipu grupa	Nogabalu skaits	Nogabala vidējā platība, ha	Audzės vidējais vecums, gadi	Audzės vidējais caurmērs, cm	Audzės vidējais augstums, m	Audzės vidējais šķērslaukums, m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	Audzės vidējā krāja, m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>
Sausieņi	138	2,3 ± 0,20	47	19,8 ± 0,48	19,3 ± 0,40	27,7 ± 0,75	278,7 ± 10,04
Slapjaini	8	2,3 ± 0,55	46	18,1 ± 0,26	17,6 ± 0,20	24,9 ± 0,63	231,6 ± 6,67
Āreņi	96	2,2 ± 0,17	47	20,1 ± 0,42	19,0 ± 0,38	26,1 ± 0,74	260,4 ± 8,70
Kūdreņi	41	2,4 ± 0,29	48	19,6 ± 0,32	18,9 ± 0,28	26,4 ± 0,65	259,9 ± 7,91

Otrās grupas (paaugstināta riska) mežaudžu īpatsvars analizētajā paraugkopā pirmās un otrās uzskaites laikā bija visai līdzīgs (attiecīgi 62 % un 61 %), bet būtiski bija samazinājies perspektīvo audžu īpatsvars (no 34 % līdz 3 %), un pieaudzis bezperspektīvo audžu īpatsvars (no 4 % līdz 35 %). Praktiski var uzskatīt, ka bezperspektīvo audžu īpatsvars ir pieaudzis vēl vairāk, jo šajā grupā visticamāk ir ieskaitāmas arī visas nocirstās audzes (1.8. att.).

Lielākā daļa no visām apsekotajām mežaudzēm (37 %) gan pirmās, gan otrās apsekošanas laikā ietilpa paaugstināta riska audžu grupā. Tajā pašā laikā vairāk nekā pusei no apsekotajām audzēm augšanas potenciāls kopš 2005. gada bija pasliktinājies, un audzes mainījušas savu piederību grupai, vai nu kļūstot no perspektīvām par paaugstināta riska (22 %) un bezperspektīvām (9 %) audzēm, vai arī no paaugstināta riska audzēm par bezperspektīvām (22 %) audzēm. Dažos apsekotajos nogabalos egļu augšanas potenciāls bija uzlabojies no otrās uz pirmo vai no trešās uz otro grupu, taču šādi bija tikai atsevišķi gadījumi (1.9. att.).



1.8. attēls. Analizēto egļu vienvecuma tīraudžu sadalījums augšanas potenciāla grupās pirmās (2005. gads) un otrās (2016. gads) apsekošanas laikā.



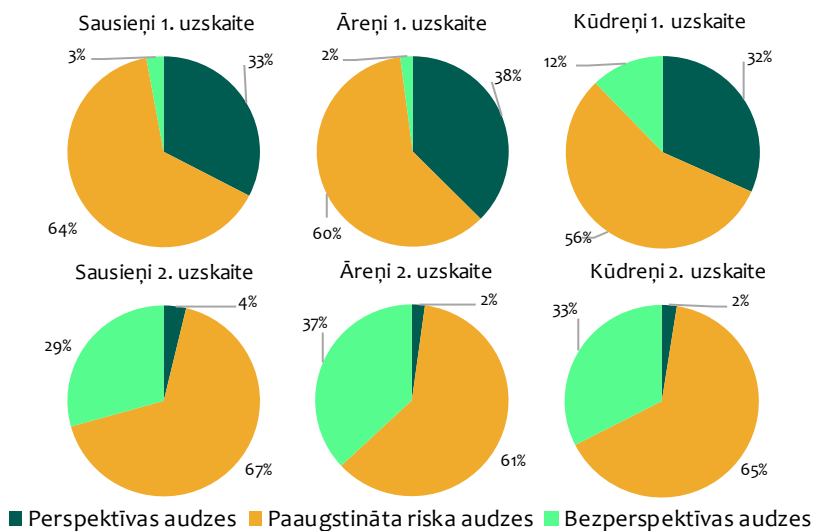
1.9. attēls. Analizēto egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāla grupas izmaiņas no 2005. līdz 2016. gadam (no kuras grupas uz kuru notikušas izmaiņas, audžu īpatsvars).

Apzīmējumi: 1 – perspektīvas audzes; 2 – paaugstināta riska audzes; 3 – bezperspektīvas audzes).

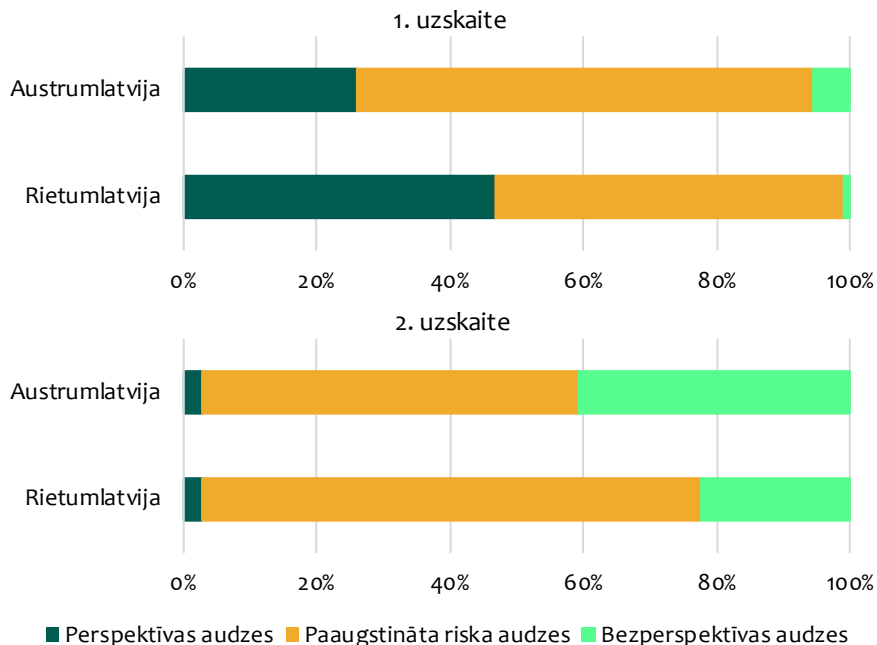
Visās augšanas apstākļu grupās (izņemot slapjainus, kuros analizēto audžu skaits bija ļoti neliels un grafikā nav attēlots) perspektīvo audžu īpatsvars laika gaitā bija būtiski ( $p < 0,0001$ ) samazinājies (no 23–38 % līdz 2–4 %), tajā pašā laikā palielinoties bezperspektīvo audžu īpatsvaram (no 2–12 % līdz 29–37 %), sevišķi izteikti sausieņu mežos (1.10. att.).

Informācija par egļu jaunaudzņu augšanas potenciālu tika salīdzināta arī reģionālā griezumā: starp Rietumlatviju (LVM Ziemeļkurzemes, Dienvidkurzemes un Vidusdaugavas reģioni) un Austrumlatviju (LVM Rietumvidzemes, Austrumvidzemes, Vidusdaugavas, Ziemeļlatgales un Dienvidlatgales reģioni). Gan pirmās, gan otrās uzskaites laikā konstatēts, ka egļu tīraudžu augšanas potenciāls Austrumlatvijā ir sliktāks nekā Rietumlatvijā (1.11. att.).

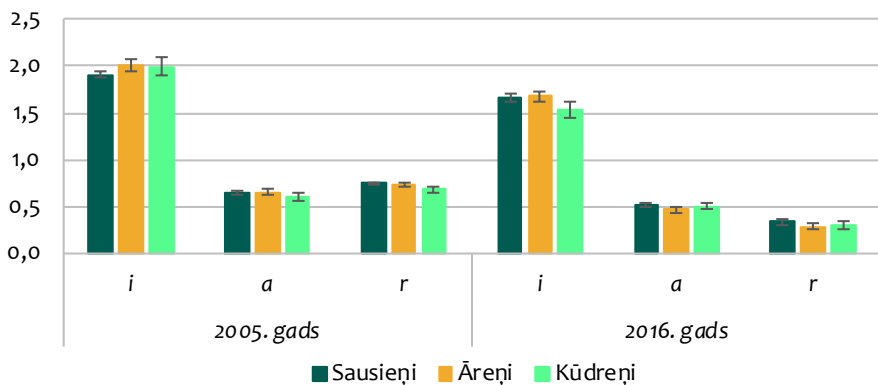
Augšanas potenciāla grupas determinējošo rādītāju vērtības pirmajā un otrajā mežaudžu apsekojumā būtiski atšķiras ( $p < 0,001$ ), egļu tīraudzēs tās laika gaitā ir samazinājušās (1.12. att.). Otrās uzskaites laikā mazākais vidējais pēdējo piecu gadu gadskārtas platums konstatēts kūdreņos, taču zemākās abu pārējo parametru vērtības – āreņos, lai gan atšķirības šajā gadījumā nav būtiskas.



1.10. attēls. Analizēto egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāla grupu sadalījums pirmās un otrās uzskaites laikā.



1.11. attēls. Analizēto egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāla grupu sadalījums pa reģioniem pirmās un otrās uzskaites laikā.



1.12. attēls. Analizēto egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāla grupu rādītāji pirmās un otrās uzskaites laikā.

Vidējās koksnes krājas izmaiņas atšķirīgu augšanas potenciāla grupu mežaudzēs uzskatāmi liecina par turpmāku augšanas potenciāla pasliktināšanos. Ja pirmā apsekojuma laikā lielākā vidējā krāja bija trešajā (bezperspektīvo audžu) grupā ieskaitītajās mežaudzēs, liecinot par intensīvo krājas pieaugumu vēl nesenā pagātnē, tad otrās uzskaites laikā situācija jau ir krasi atšķirīga: vislielākā krāja konstatēta pirmās grupas (perspektīvajās) mežaudzēs, bet trešās grupas (bezperspektīvajās) audzēs vidējā krāja jau ir samazinājusies, pat salīdzinot ar pirmo apsekojumu. Perspektīvajās egļu tīraudzēs audzes vidējā krāja ir pieaugusi par 34,8 %, paaugstināta riska audzēs – par 10 %, bet bezperspektīvās audzēs tā ir samazinājusies par 5,5 % (1.5. tab.).

1.5. tabula. Taksācijas rādītāju vidējās vērtības audzēs ar atšķirīgu augšanas potenciālu pirmā apsekojuma laikā

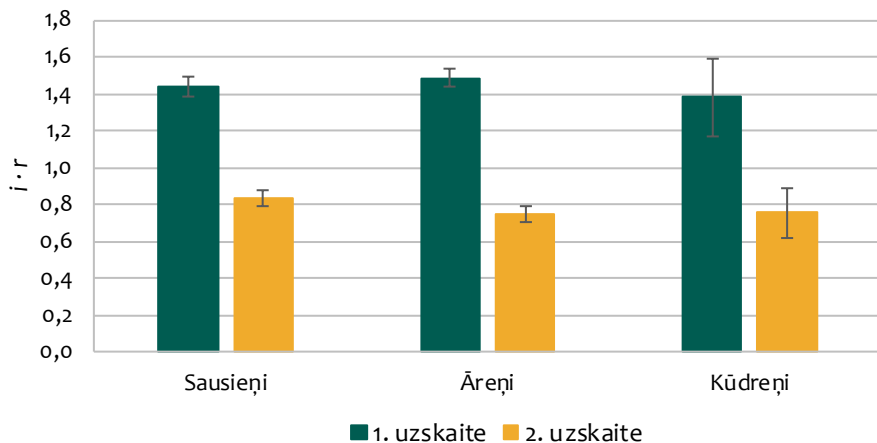
Audžu taksācijas rādītāji	Perspektīvas audzes		Paaugstināta riska audzes		Bezperspektīvas audzes	
	1. apsekojums	2. apsekojums	1. apsekojums	2. apsekojums	1. apsekojums	2. apsekojums
Parauglaukumu skaits	124	8	264	173	42	92*
Vidējais caurmērs, cm	17,7	19,6	17,1	19,5	18,8	20,4
Vidējais augstums, m	15,7	18,9	17,5	18,9	19,3	19,3
Vidējais vecums, gadi	35	44	38	47	40	48
Vidējā krāja, m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	210,5	283,9	250,4	275,8	270,7	255,8
Vidējais šķērslaukums, m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	27,3	29,3	28,1	27,6	28,0	25,6

\* Vēl 10 audzes nocirstas sanitārajā kailcirtē, visticamāk atzītas par neproduktīvām.

Salīdzinot augšanas potenciāla grupu kopējo aprēķināto rādītāju  $i \cdot r$  pirmajā un otrajā uzskaitē, konstatēts, ka visās analizētajās augšanas apstākļu grupās egļu tīraudžu augšanas potenciāls ir būtiski pasliktinājies ( $p < 0,001$ ) (1.13. att.).

Starp kokaudzes vecumu un augšanas potenciāla rādītāju  $i \cdot r$  gan pirmās, gan otrās uzskaites laikā konstatēta vāja negatīva korelācija, proti, vecākās audzēs augšanas potenciāla rādītājs ir zemāks. Tā ir pilnīgi loģiska sakarība, jo, pieaugot koku vecumam, to gadskārtu platumi samazinās. Taču ievēribas cienīgs ir fakts, ka otrās uzskaites laikā sakarības ciešuma rādītājs starp parametriem ir vairāk nekā divas reizes mazāks nekā pirmās uzskaites laikā (attiecīgi  $r = 0,28$  un  $r = 0,13$ ), kas, visticamāk, liecina par to, ka,



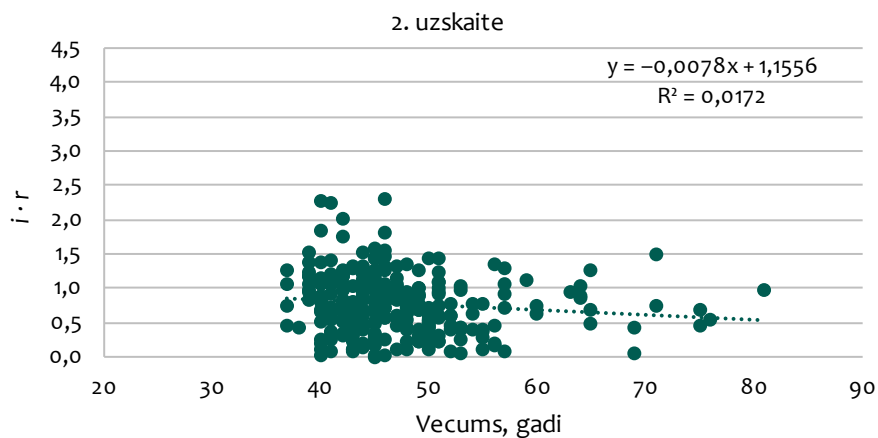
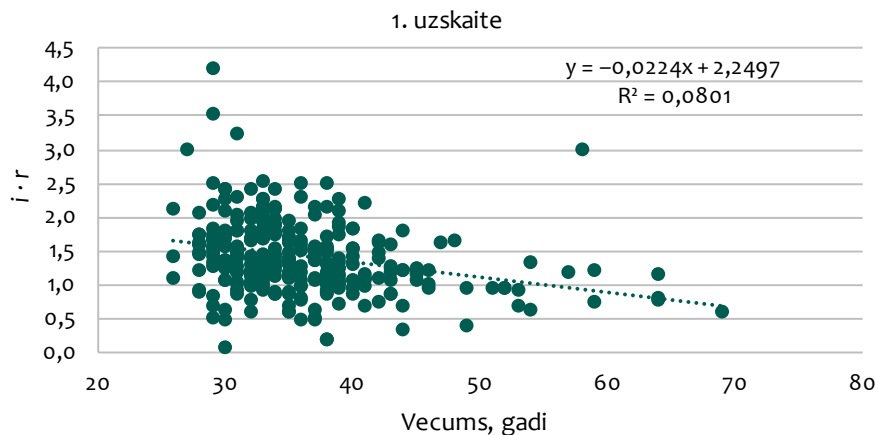


1.13. attēls. Augšanas potenciāla grupu rādītāja  $i \cdot r$  vidējās vērtības pa meža augšanas apstākļu grupām pirmās un otrās uzskaites laikā.

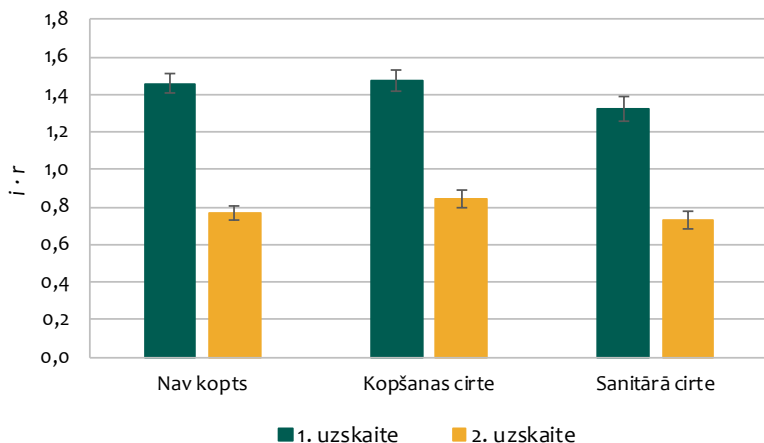
pieaugot kokaudzes vecumam, citu faktoru ietekme uz kokaudžu augšanas potenciālu kļūst izteiktāka (1.14. att.).

Šī pētījuma uzdevuma ietvaros egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāls izvērtēts arī saistībā ar pieejamo informāciju par mežaudzē veikto saimniecisko darbību laikā starp pirmo un otro apsekojumu. Visas audzes tika sadalītas trijās grupās: 1) nav koptas – audzē starp pirmo un otro apsekojumu nav veikta saimnieciskā darbība; 2) audzē veikta kopšanas cirte; 3) audzē veikta sanitārā izlases cirte. Mežaudzēs, kurās laika posmā no 2003. līdz 2017. gadam veikta sanitārā cirte, augšanas potenciāls ir bijis viszemākais gan pirmās, gan otrās uzskaites laikā (1.15. att.). Datu analīzes rezultāti liecina, ka audzēs, kurās veikta kopšanas cirte, augšanas potenciāla rādītājs  $i \cdot r$  ir nedaudz augstāks nekā audzēs, kur kopšana nav veikta, taču konstatētās atšķirības nav statistiski būtiskas ( $p > 0,005$ ).

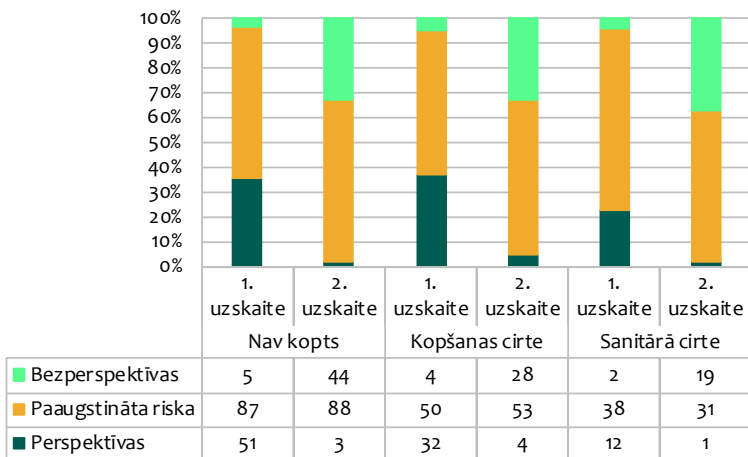
Paaugstināta riska audžu īpatsvars pirmās un otrās uzskaites laikā ir saglabājies visai līdzīgs, neatkarīgi no audzēs veiktās saimnieciskās darbības. Kā minēts jau iepriekš, būtiski ir samazinājies perspektīvo kokaudžu īpatsvars un palielinājies bezperspektīvo kokaudžu īpatsvars, turklāt kā liecina datu analīzes rezultāti pa veiktās saimnieciskās darbības grupām, šo izmaiņu raksturs ir visai līdzīgs gan koptajās, gan nekoptajās audzēs (1.16. att.).



1.14. attēls. Sakarības starp augšanas potenciāla rādītāju  $i \cdot r$  un audzes vecumu pirmās un otrās uzskaites laikā.



1.15. attēls. Augšanas potenciāla rādītāja  $i \cdot r$  vidējās vērtības pirmās un otrās uzskaites laikā, atkarībā no audzē veiktās saimnieciskās darbības.

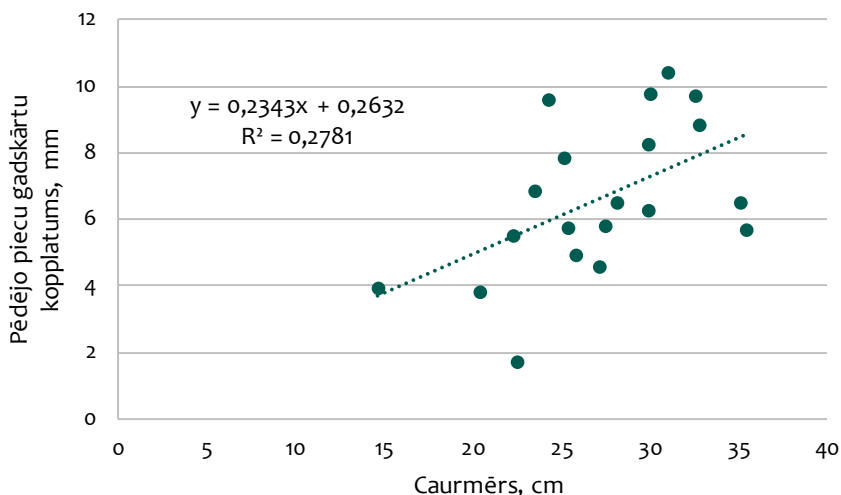


1.16. attēls. Perspektīvo, paaugstināta riska un bezperspektīvo audžu īpatsvars pirmās un otrās uzskaites laikā, atkarībā no audzē veiktās saimnieciskās darbības.

Arī lauka darbu laikā veiktie novērojumi dabā vairākos gadījumos liecināja par to, ka veiktā kopšanas cirte nav uzlabojusi egļu tīraudžu stāvokli. Viens no šādiem piemēriem parādīts 1.17. attēlā: mežaudze vēri, Austrumlatvijā, vecums otrās uzmērīšanas laikā – 47 gadi. Pirmās uzmērīšanas laikā audze ieskaitīta otrajā (paaugstināta riska audžu) grupā. Patlaban audzē uzmērīto biogrupu raksturojošie rādītāji ir šādi: vidējais pēdējo piecu gadskārtu kopplatums 6,6 mm (jeb vidējais vienas gadskārtas platums pēdējos piecos gados 1,3 mm), koeficients  $a = 0,02$ , korelācijas koeficients  $r = 0,53$ ,  $i \cdot r = 0,69$ .

Mūsu iegūtie egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāla analīzes rezultāti neļauj izdarīt optimistiskus secinājumus par iespējam uzlabot egļu audžu augšanas potenciālu, veicot kopšanu. Kopšanas cirtei varētu būt zināma pozitīva ietekme, taču tā varētu būt saistīta ar kopšanas intensitāti, un šīs paraugkopas datu analīzē mums nebija pieejama informācija par kopšanā izcirstās koksnes apjomiem.

Atkārtota egļu vienvecuma tīraudžu izvērtējuma rezultāti 2003.–2007. gadā atlasītajos nogabalos neliecina par to augšanas potenciāla uzlabošanas laika gaitā. Meža ekosistēmas, kā pašregulējoša mehānisma



1.17. attēls. Egļu tīraudzi, kurā pirms aptuveni pieciem gadiem veikta kopšanas cirte, raksturojošā sakarība starp uzmērītās biogrupas koku caurmēru un pēdējo piecu gadskārtu platumu.

stratēģijā, neietilpst mērķis nodrošināt maksimālu koksnes krāju, bet gan saglabāties kā meža ekosistēmai – ekosistēmai, kurā galvenais organiskās vielas ražotājs ir kokaudze. Šis mērķis tiks sasniegts arī bezperspektīvās egļu audzēs. Arī šajās audzēs ir atsevišķi koki, kuri joprojām aug labi, un šo koku “pienākumos” ietilpst ekosistēmas turpināšanās nodrošināšana. Visticamākais scenārijs tālākai bezperspektīvas egļu vienvecuma tīraudzes attīstībai, ja tajā netiks veikta nekāda saimnieciskā darbība, ir saliktas dažādvecuma audzes izveidošanās laika gaitā, respektīvi, tādas ekosistēmas izveidošanās, kas ir egļu meža dabiskā forma Latvijā. Ja vēlamies egli audzēt ražīgās vienvecuma tīraudzēs, tad ir ļoti svarīgi ņemt vērā šīs sugas ekoloģiskās prasības un pietiekami agri novērst koku savstarpējo konkurenci par resursiem. Mežsaimniecības praktiķi joprojām ir spiesti saskarties ar pirms vairākām desmitgadēm izdarītu kļūdainu lēmumu sekām.



1.18. attēls. Pārbiezināta, savlaicīgi neizkopta egļu vienvecuma tīraudze. Koku savstarpējās konkurences rezultātā koku vainagi ir mazāki par vairāk nekā pusi no koku augstuma, koki ir novājināti un ievērojami vairāk pakļauti dažādiem sekundāriem stresa faktoriem.

*/Foto: Zane Lībiete/*

## Secinājumi

Atkārtoti veikta novērtējuma rezultāti liecina par turpmāku augšanas potenciāla pasliktināšanos jaunaudzū vecuma un vidēja vecuma egļu vienvecuma tīraudzēs. Visizteiktāk augšanas potenciāls ir pasliktinājies sausieņu mežos. Austrumlatvijā konstatēts ievērojami augstāks bezperspektīvo audžu īpatsvars nekā Rietumlatvijā. Pētījumā analizētās audzes pārsvarā veidojušās no pārbiezinātām un savlaicīgi neizkoptām jaunaudzēm, kurās koki ir savstarpējās konkurences rezultātā novājināti. Audzēs ar šādu apsaimniekošanas vēsturi patlaban spēkā esošā cirtmeta (81 gads) piemērošana, visticamāk, būs neveiksmīga, un apsaimniekošanas modelis ir jāmaina, ņemot vērā egles, kā ēncietīgas koku sugas, ekoloģiskās īpašības.

## Literatūra

- Abrazhko, V.I., 1980. Water regime and persistence of primary ecosystems of spruce forests. In: Klimo, E. (ed.) *Proceedings of the Symposium: Stability of spruce forest ecosystems, Brno, Czechoslovakia, October–November 1979*. Brno: Institute of Forest Ecology, Faculty of Forestry, University of Agriculture, pp. 441–447.
- Alavi, G., 1996, Radial stem growth of *Picea abies* in relation to spatial variation in soil moisture conditions. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11, 209–219.
- Amann, G., 1965. *Bäume und Sträucher des Waldes*. Kassel: Neumann Verlag, 230 S.
- Aastaraamat Mets 2005 [Yearbook Forest 2005], 2006. Tartu: Keskkonnaministeerium Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus, OÜ Paar, 175 p.
- Bergh, J., Linder, S. and Bergström, J., 1999. Intensive cultivation of spruce – unexploited possibilities. *Fakta Skog* 2, 1–4.
- Bergh, J., Linder, S., Lundmark, T. and Elfving, B., 1999. The effect of water and nutrient availability on the productivity of Norway spruce in northern and southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 119, 51–62.
- Bisenieks, J., 1990. More rational stocking for young stands of spruce. In: *Annual Reports Summarized*. Salaspils: Latvian State Forest Research Institute “Silava”, pp. 6–7.
- Blanckmeister, J. und Hengst, E., 1971. *Die Fichte im Mittelgebirge*. Leipzig: Neumann Verlag, 287 S.
- Bušs, K., 1981. *Meža ekoloģija un tipoloģija*. Rīga: Zinātne, 64 lpp.
- D’Amato, A.W., Bradford, J.B, Fraver, S. and Palik, B.J., 2013. Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. *Ecological Applications* 23(8), 1735–1742.
- Danusevičius, D., Jonsson, A., Eriksson, G. and Karlsson, B., 1999. Juvenile-mature genetic correlations after simulated frost desiccation in seedlings of *Picea abies* (L.) Karst. *Baltic Forestry* 5(1), 19–27.

- Dobbertin, M., 2005. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research* 124(4), 319–333.
- Eiselt, M.G., 1964. *Nadelgehölze*. Leipzig: Neumann Verlag, 368 S.
- Eriksson, H., 1990. Hur har det gått med höggallringen? *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 2, 43–57.
- Eriksson, H. and Karlsson, K., 1997. Effects of different thinning and fertilization regimes on the development of Scots pine (*Pinus sylvestris* (L.)) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in long-term silvicultural trials in Sweden. *SLU Department of Forest Yield Research Report* 42, 119–127.
- Ērglis D., 1977. 1967. un 1969. gadu vētru sekas Latvijas PSR valsts mežos. *Mežsaimniecība un Mežrūpniecība* 4, 23–35.
- Ērglis, D. un Matuzānis, J., 1973. Audžu noturība 1967. gada viesuļvētrā. *Jaunākais Mežsaimniecībā* 15, 53–60.
- Forest Condition Monitoring in Finland. National Report 2001, 2002*. Helsinki: The Finnish Forest Research Institute, Research paper 879, 117 p.
- Führer, E., 1990. Forest decline in Central Europe: Additional aspects of its cause. *Forest Ecology and Management* 37, 249–257.
- Graube, J., 1990. Egles kultūru ierīkošana salnu apdraudētās platībās. *Mežsaimniecība un Mežrūpniecība* 4, 28–29.
- Kairiūkštis, L. and Malinauskas, A., 2001. The Influence of the Initial Density on Spruce (*Picea abies* Karsten.) Wood Quality. *Baltic Forestry* 7(2), 8–17.
- Kandler, O., 1993. The air pollution/forest decline connection: the “Waldsterben” theory refuted. *Unasylva* 44, 39–49.
- Klebingat, G., 1962. Bericht über Kalkungsversuche in mittelalten Fichtenbeständen des Tarandter Waldes. In: Schönbach, H. (ered.) *Vorträge des Symposiums “Probleme der Waldökologie unter besonderer Berücksichtigung der Fichtenwirtschaft im Mittelgebirge”, Berlin, October 1961*. Berlin: Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin, S. 125–140.
- Kramer, H., 1980. Tending and stability of Norway spruce stands. In: Klimo, E. (ed.) *Proceedings of the Symposium: Stability of spruce forest ecosystems, Brno, Czechoslovakia, October–November 1979*. Brno: Institute of Forest Ecology, Faculty of Forestry, University of Agriculture, pp. 121–133.
- Krause, G.H.M., Arndt, U., Brandt, C.J., Bucher, J., Kenk, G. and Matzner, E., 1986. Forest decline in Europe: development and possible causes. *Water, Air and Soil Pollution* 31, 647–668.
- Kronītis, J., 1965. *Latvijas mežu apsaimniekošana*. Rīga: Liesma, 116 lpp.
- Kuliešis, A. and Saladis, J., 1998. The effect of early thinning on the growth of pine and spruce stands. *Baltic Forestry* 4, 8–16.
- Kurm, M. and Kiviste, A., 2004. The Effect of Fertilization on Norway Spruce (*Picea abies* L.) Cone and Seed Crops in Pauska Seed Orchard, Estonia. *Baltic Forestry* 10(2), 19–30.
- Laiviņš, M., 2005. Parastās egles (*Picea abies*) audžu ģeogrāfija Latvijā. *LLU Raksti* 14, 3–14.
- Lange, V., Mauriņš, A. un Zvirgzds, A., 1978, *Dendroloģija*. Rīga: Zvaigzne, 304 lpp.

- Lehto, T., 1994. Effects of soil pH and calcium on mycorrhizas of *Picea abies*. *Plant and Soil* 163, 69–75.
- Lesniak, A., 1980. Ecological background of the protection of spruce stands. In: Klimo, E. (ed.) *Proceedings of the Symposium: Stability of spruce forest ecosystems, Brno, Czechoslovakia, October–November 1979*. Brno: Institute of Forest Ecology, Faculty of Forestry, University of Agriculture, pp. 261–265.
- Lietuvos Miškų Ūkio Statistika 2006 [Lithuanian Statistical Yearbook of Forestry 2006], 2006. Kaunas: Valstybinė Miškotvarkos Tarnyba [State Forest Survey Service], Aušra, 144 p.
- Libiete, Z., 2008. *Parastās egles (Picea abies (L.) Karst.) tīraudžu ražība un augšanas potenciāls auglīgajos meža tipos*. Promocijas darbs, Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 93 lpp.
- Libiete, Z. and Zālītis, P., 2007. Determining the growth potential for even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Baltic Forestry* 13(1), 2–9.
- Mäkinen, H. and Isomäki, A., 2004. Thinning intensity and long-term changes in increment and stem form of Norway spruce trees. *Forest Ecology and Management* 201(2–3), 295–309.
- Mangalis, I., 1989. *Meža kultūras*. Rīga: Zvaigzne, 348 lpp.
- Mangalis, I., 2004. *Meža atjaunošana un ieaudzēšana*. Rīga: et cetera, 453 lpp.
- Mangalis, I. un Bērziņš, M., 1994. Egles kultūru ieaugšana un augšana atkarībā no sākotnējā biežuma. *Meža Dzīve* 6, 4–7.
- Mari, S., Jansson, G. and Jonsson, A., 2003. Genetic Variation in Nutrient Utilization and Growth Traits in *Picea abies* Seedlings. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18(1), 19–28.
- Markus, R., 1936. Nosusināšanas ietekme priedes un egles pieaugumā purvaugsnās Latvijā. *Mežu pētīšanas stacijas raksti* V, 158–162.
- Materna, J., 1980. The influence of air pollution on the stability of spruce ecosystems. In: Klimo, E. (ed.) *Proceedings of the Symposium: Stability of spruce forest ecosystems, Brno, Czechoslovakia, October–November 1979*. Brno: Institute of Forest Ecology, Faculty of Forestry, University of Agriculture, pp. 343–354.
- Matuzānis, J. un Tauriņš, J., 1971. *Audzū pieaugums*. Rīga: Latvijas republikāniskais zinātniski tehniskās informācijas un propagandas institūts, 32 lpp.
- Mauriņš, A. un Zvirgzds, A., 2006. *Dendroloģija*. Rīga: LU akadēmiskais apgāds, 447 lpp.
- Merilä, P., Lindgren, M., Raitio, H. and Salemaa, M., 1998. Relationships between crown condition, tree nutrition and soil properties in the coastal *Picea abies* forests (Western Finland). *Scandinavian Journal of Forest Research* 13, 413–420.
- Meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumi*, 2012. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 308, pieņemti 02.05.2012. [WWW dokuments] – URL <https://likumi.lv/doc.php?id=247349> (skatīts 01.12.2017.).
- Möykkynen, T. and Miina, J., 2002. Optimizing the management of a butt-rotted *Picea abies* stand infected by *Heterobasidion annosum* from the previous rotation. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17, 47–52.
- Nilsson, L.O. and Wallander, H., 2003. Production of external mycelium by ectomycorrhizal fungi in a Norway spruce forest was reduced in response to nitrogen fertilization. *New Phytologist* 158, 409–416.



- Nilsson, U., 1994. Development of growth and stand structure in *Picea abies* stands planted at different initial densities. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9, 135–142.
- Nohrstedt, H.-Ö., 2001. Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: a review of Swedish experiences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16, 555–573.
- Noteikumi par koku ciršanu mežā, 2012. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 935, pieņemti 18.12.2012. [WWW dokumenti] – URL <https://likumi.lv/doc.php?id=253760> (skatīts 12.12.2017.).
- Odiņš, J., Bušs, K., Kļaviņš, J. un Maike, P., 1960. *Meža nosusināšana*. Rīga: Latvijas Valsts izdevniecība, 284 lpp.
- Ostonen, I., Lõhmus, K. and Lasn, R., 1999. The role of soil conditions in fine root eco-morphology in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Plant and Soil* 208, 283–292.
- Pape, R., 1999a. Effects of Thinning regime on the Wood Properties and Stem Quality of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14(1), 38–50.
- Pape, R., 1999b. Influence of Thinning and Tree Diameter Class on the Development of Basic Density and Annual Ring Width in *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14(1), 27–37.
- Pettersson, F. and Högbom, L., 2004. Long-term Growth Effects Following Forest Nitrogen Fertilization in *Pinus sylvestris* and *Picea abies* Stands in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19(4), 339–347.
- Pfister, O., Wallentin, C., Nilsson, U. and Ekö, P.-M., 2007. Effects of wide spacing and thinnings strategies on wood quality in Norway spruce (*Picea abies*) stands in Southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22(4), 333–343.
- Piri, T., 2003. Early development of root rot in young Norway spruce planted on sites infected by *Heterobasidion* in southern Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 604–611.
- Pretzsch, H., 2005. Stand density and growth of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.): evidence from long-term experimental plots. *European Journal of Forest Research* 124(3), 193–205.
- Rönnerberg, J. and Jørgensen, B.B., 2000. Incidence of root and butt rot in consecutive rotations of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15, 210–217.
- Saksa, T., Heiskanen, J., Miina, J., Tuomola, J. and Kolström, T., 2005. Multilevel Modelling of Height Growth in Young Norway Spruce Plantations in Southern Finland. *Silva Fennica* 39(1), 143–153.
- Saliņš, Z., 2002. *Mežs – Latvijas nacionālā bagātība*. Jelgava: autora izd., 248 lpp.
- Sarma, P., 1944. *Pētījumi par egļu audžu struktūru eglājā*. Disertācija mežzinātņu doktora grāda iegūšanai, Jelgava, 200 lpp.
- Schmidt-Vogt, H., 1980. Stability of spruce – virgin forests and stabilization of artificially established spruce stands. In: Klímo, E. (ed.) *Proceedings of the Symposium: Stability of spruce forest ecosystems, Brno, Czechoslovakia, October–November 1979*. Brno: Institute of Forest Ecology, Faculty of Forestry, University of Agriculture, pp. 441–447.
- Schmidt-Vogt, H., 1987. *Die Fichte*. Band I. Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey, 647 S.

- Sikström, U., 2005. Pre-harvest soil acidification, liming or N-fertilization did not significantly affect the survival and growth of young Norway spruce. *Silva Fennica* 39(3), 341–349.
- Tamm, C.O., 1980. Response of spruce forest ecosystems to controlled changes in nutrient regime, maintained over periods up to 13 years. In: Klimo, E. (ed.) *Proceedings of the Symposium: Stability of spruce forest ecosystems, Brno, Czechoslovakia, October–November 1979*. Brno: Institute of Forest Ecology, Faculty of Forestry, University of Agriculture, pp. 423–433.
- Venn, K. and Solheim, H., 1993. Root and butt rot in first generation of Norway spruce affected by spacing and thinning. In: Johansson, M. and Stenlid, J. (eds.) *Proceedings of the 8<sup>th</sup> International Conference on Root and Butt Rots, Sweden and Finland, August 1993*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, pp. 642–645.
- Vitas, A., 2001. Drought of 1992 in Lithuania and consequences to Norway spruce. *Baltic Forestry* 7(2), 25–30.
- Wagenknecht, E. und Belitz, G., 1959. *Die Fichte in Nordostdeutschen Flachland*. Radebul und Berlin: Neumann Verlag, 21 S.
- Walter, H. und Straka, H., 1954. *Arealkunde. Floristisch-historische Geobotanik*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 478 S.
- Wiklund, K., Konôpka, B. and Nilsson, L.-O., 1995. Stem form and growth in *Picea abies* (L.) Karst. in response to water and mineral nutrient availability. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10, 326–332.
- Zālītis, P., 1976. Augsnēs pārmitrinājuma ietekme uz priedes un egles augstuma pieaugumu. *Jaunākais mežsaimniecībā* 19, 55–58.
- Zālītis, P., 2006. *Mežkopības priekšnosacījumi*. Rīga: et cetera, 217 lpp.
- Zālītis, P. un Jansons, J., 2009. *Mērķtiecīgi izveidoto kokaudžu struktūra*. Salaspils: LVMI Silava, 80 lpp.
- Zālītis, P. un Libiete, Z., 2003. Egļu jaunaudžu augšanas gaitas savdabības āreņos un kūdreņos. *Mežzinātne* 13, 21–36.
- Zālītis, P. un Libiete, Z., 2005. Egļu jaunaudžu augšanas potenciāls. *LLU Raksti* 14, 83–93.
- Zālītis, P., Libiete, Z. un Jansons, J., 2017. *Kokaudžu augšana mūsdienīgi veidotās jaunaudzēs*. Salaspils: LVMI Silava, DU AA “Saule”, 117 lpp.
- Zālītis, P. un Muižzemniece, I., 2005. Priedes un egles stumbra gadskārtu struktūra kūdreņos. *Mežzinātne* 15, 3–13.
- Zālītis, P. un Šitca, D., 1986. Kokaudžu ražība ekstrēmi sausās vasarās. *Jaunākais Mežsaimniecībā* 28, 24–29.
- Zālītis, P. un Špalte, E., 2001. Egļu jaunaudžu augšanas gaita. *Mežzinātne* 11, 3–12.
- Zviedris, A., 1960. *Egle un egļu mežs Latvijas PSR*. Rīga: Latvijas PSR ZA izdevniecība, 240 lpp.
- Zviedris, A., Sacenieks, R. un Matuzānis, J., 1961. *Kopšanas cirtes Latvijas PSR mežos*. Rīga: Latvijas PSR ZA izdevniecība, 153 lpp.
- Ананьев, В.А. и Петрук, С.Г., 1975. Динамика текущих приростов в разновозрастных ельниках Карелии после выборочных рубок. В кн.: *Текущий прирост древостоев*. Минск: с. 88–91.
- Антанайтис, В.В. и Загреев, В.В., 1969. *Прирост леса*. Москва: Лесная промышленность, 240 с.

- Бисениекс, Я.П., 1975а. Динамика текущего прироста культур в Латвийской ССР. В кн.: *Текущий прирост древостоев*. Минск: с. 124–125.
- Бисениекс, Я.П., 1975б. Ход роста еловых молодяков искусственного происхождения. В кн.: *Ель и ельники Латвии*. Рига: с. 27–31.
- Бисениекс, Я.П., 1976. *Продуктивность и первоначальная густота культур ели Латвийской ССР*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Тарту, 22 с.
- Булыгин, Н.Е., 1985. *Дендрология*. Москва: Агропромиздат, 280 с.
- Бутенас, Ю.П., 1972. Некоторые закономерности прироста таксационных показателей насаждений лесов Литвы. В кн.: *Текущий прирост древостоев и его применение в лесном хозяйстве*. Рига: с. 7–13.
- Буш, К.К., 1958. *Влияние осушения на прирост избыточно увлажненных типов леса Латвийской ССР*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Рига, 25 с.
- Буш, К.К., 1959. Влияние осушительной мелиорации на прирост леса. В кн.: *Проблемы повышения продуктивности лесов*. Москва-Ленинград: Гослесбуиздат, том II, с. 81–94.
- Буш, К.К., 1966. Эффект лесосушения в Латвийской ССР. В кн.: *Лесосушение и строительство лесных дорог*. Рига: ЛРИНТИП, с. 19–30.
- Буш, М.К., Пелсе, Б.И. и Копмане, И.В., 1975. Исследование потребностей молодых растений ели в основных элементах питания. В кн.: *Ель и ельники Латвии*. Рига: с. 86–93.
- Веверис, А.Л., 1970. *Рано- и позднораспускающаяся ель в Латвийской ССР и их лесохозяйственное значение*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Елгава, 33 с.
- Веверис, А.Л., 1972. Возрастные и экологические изменения хода распускания почек в популяциях ели обыкновенной. *Лесоведение* 6, 55–60.
- Генсирук, С.А., 1955. *Ельники Восточных Карпат, их рост и возобновление*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Москва, 19 с.
- Голояд, Б.Я., 1975. *Изменение экологических условий и продуктивности еловых лесов Предкарпатья под влиянием гидролесомелиорации*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Таллин, 20 с.
- Гортинский, Г.Б., 1972. Годичный прирост древесины как показатель эффективности азотных удобрений в еловых лесах зеленомошной группы. В кн.: *Текущий прирост древостоев и его применение в лесном хозяйстве*. Рига: с. 192–196.
- Грозин, А.Н., 2003. *Влияние осушения и выборочных рубок в елово-лиственных древостоях на состояние и рост подроста ели в условиях Среднего Урала*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Екатеринбург, 21 с.
- Гусев, И.И., 1962. *Строение и рост еловых насаждений Архангельской области*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Минск, 27 с.
- Ермаков, В.Е., 1975. Динамика прироста насаждений по типам леса. В кн.: *Текущий прирост древостоев*. Минск: с. 62–64.

- Залитис, П., 1963. Диамика сезонного прироста еловых молодняков в зависимости от степени осушения. В кн.: *Повышение продуктивности леса*. Рига: с. 53–58.
- Залитис, П., 1967. *Диамика сезонного прироста деревьев в осушенных сосняках и ельниках осоково-тростниковых*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Елгава, 25 с.
- Залитис, П., 1968. Диамика среднесуточного прироста сосны и ели в осушенном осоково-тростниковом типе лесорастительных условий. В кн.: *Вопросы гидроресомелиорации*. Рига: с. 127–165.
- Залитис, П., 1983. *Основы рационального лесосушения в Латвийской ССР*. Рига: Зинатне, 231 с.
- Звиедре, А.А. и Ванас, А.Э., 1975. Влияние урожая семян на ширину годичных слоев у ели обыкновенной (*Picea abies* (L.) Karst.). В кн.: *Ель и ельники Латвии*. Рига: с. 165–169.
- Звиедрис, А.И. и Сацениекс, Р.Я., 1975. О влиянии климатических факторов на ширину годичных слоев ели. В кн.: *Ель и ельники Латвии*. Рига: с. 150–164.
- Земитис, А.М., 1968. *Оптимальный состав и структура древостоев вельнике-кисличнике Латвийской ССР*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора сельскохозяйственных наук. Елгава, 24 с.
- Казимиров, Н.И., 1971. *Еловые леса Карелии и биологические основы их восстановления и повышения продуктивности*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора сельскохозяйственных наук. Красноярск, 40 с.
- Кайрюкштис, Л.А., 1955. *Формирование елово-лиственных молодняков и рубки ухода за ними в лесах Литвской ССР*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Москва, 15 с.
- Кайрюкштис, Л.А. и Юодвалкис, А.И., 1975. Текущий прирост и оптимальная густота насаждений. В кн.: *Текущий прирост древостоев*. Минск: с. 102–104.
- Крот, В.Ф., 1975. Влияние двухкратной азотной подкормки на текущий прирост ели. В кн.: *Текущий прирост древостоев*. Минск: с. 152–156.
- Лабанаускас, Б., 1973. *Создание ветроустойчивых лесонасаждений*. Каунас: ЛитНИИЛХ, 20 с.
- Маслаков, Е.Л., Кузнецов, А.Н. и Цинкович, Л.К., 1997. Густота и социальная структура древостоя в культурах ели и сосны. В кн.: *Гидротехническая мелиорация земель, ведение лесного хозяйства и вопросы экологии*. Санкт-Петербург: с. 62–69.
- Мелехов, И.С., 1980. *Лесоведение*. Москва: Лесная промышленность, 406 с.
- Миронов, В.В., 1977. *Экология хвойных пород при искусственном лесовозобновлении*. Москва: Лесная промышленность, 228 с.
- Мирошников, В.С., 1972. Исследование текущего прироста и естественного отпада методом длительных наблюдений. В кн.: *Текущий прирост древостоев и его применение в лесном хозяйстве*. Рига: с. 90–94.
- Нестерович, Н.Д. и Дерюгина, Т.Ф., 1967. Влияние влажности условий произрастания на некоторые анатомические особенности древесных растений. В кн.: *Дендрология и лесоведение*. Минск: с. 93–99.
- Питикин, А.И., 1972. Текущий прирост ельников Карпат. В кн.: *Текущий прирост древостоев и его применение в лесном хозяйстве*. Рига: с. 110–113.

- Плегерис, В.К., 1967. Научные и лесоводственные основы сохранения елового подроста при сплошных рубках в главнейших еловых типах лесорастительных условий Латвийской ССР. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Елгава, 28 с.
- Попова, А.В., 1973. Особенности хода роста сосняков и ельников естественного и искусственного происхождения Камско-Чусовского лесорастительного района Пермской области. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Воронеж, 25 с.
- Разин, Г.С., 1988. Модели роста древостоев еловых культур разной густоты. *Лесоведение* 2: 41–47.
- Рихтер, И.Э., 1975. Возможности повышения прироста культур сосны и ели. В кн.: *Текущий прирост древостоев*. Минск: с. 158–160.
- Роне, В., 1989а. Технология выращивания балансовых плантаций ели. В кн.: *Сборник аннотаций НИР*. Саласпилс: Научно-производственное объединение "Силава", с. 23–24.
- Роне, В., 1989b. Требования к черенковым саженцам ели для плантационных культур. *Jaunākais Mežsaimniecībā* 31, 45–47.
- Ронис, Э.Я. и Веверис, А.Л., 1964. О некоторых формах ели обыкновенной в лесах Латвийской ССР. В кн.: *Исследования о природе древесных пород*. Рига: с. 5–20.
- Руткаускас, А.Ю., 1972. Особенности производительности сосновых и еловых насаждений в разных почвенно-типологических условиях Литовской ССР. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Минск, 22 с.
- Сеннов, С.Н., 1977. Научные основы и программы рубок ухода в хвойных и лиственно-хвойных древостоях южной тайги. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Ленинград, 34 с.
- Синельщиков, Р.Г., 1959. Рост, строение и возрастная структура еловых насаждений Кировской области. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Воронеж, 24 с.
- Смирнов, В.В., 1964. Сезонный рост главнейших древесных пород. Москва: Наука, 186 с.
- Столяров, Д.П. и Ананьев, В.А., 1986. Строение и рост ельников после осушения. В кн.: *Ведение хозяйства на осушенных землях*. Ленинград: с. 19–34.
- Стороженко, В.Г., 2004. Сравнительная оценка структур и гнилевого поражения коренных ельников таежной зоны. *Лесоведение* 1, 23–30.
- Терсков, И.А. и Терскова, М.И., 1980. Рост одновозрастных древостоев. Новосибирск: Наука, Сибирское отделение, 204 с.
- Тярве, И.Я., 1967. Текущий прирост древостоев и его применение в лесном хозяйстве. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Елгава, 24 с.
- Тярве, И.Я., 1975. Продуктивность и устойчивость перегущенных еловых молодняков в зеленомошниковом типе лесорастительных условий. В кн.: *Ель и ельники Латвии*. Рига: с. 39–44.

- Фролова, Л.Н., 1966. Особенности почвообразования в еловых лесах в связи со сменой пород в условиях Коми АССР. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Москва, 18 с.
- Харитонович, Ф.Н., 1968. Биология и экология древесных пород. Москва: Лесная промышленность, 304 с.
- Чертовской, В.Г., 1978. Еловые леса европейской части СССР. Москва: Лесная промышленность, 176 с.
- Чумин, В.Т., 1969. Ельники Нижнегго Приамурья, пути их использования и воспроизводства. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Хабаровск, 24 с.
- Шевченко, С.В., 1972. Текущий прирост как показатель интенсивности развития болезни в лесных культурах. В кн.: Текущий прирост древостоев и его применение в лесном хозяйстве. Рига: с. 230–237.
- Щепотьев, Ф.Л., 1949. Дендрология. Москва-Ленинград: Гослесбумиздат, 348 с.
- Юримяэ, А.К., 1958. Ельники Эстонской ССР и мероприятия по улучшению их санитарного состояния. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Тарту, 34 с.
- Юркевич, И.Д. и Голод, Д.С., 1966. Сезонное развитие ели обыкновенной. Минск: Наука и техника, 70 с.

# VIENVECUMA EĢĻU AUDŽU STRUKTŪRA UN TĀS IZMAIŅAS KOPŠANAS CIRŠU REZULTĀTĀ

*Jānis Donis, Guntars Šņepsts un Leonīds Zdors*

## Ievads

Atbilstoši LVMI Silava veiktās Meža statistiskās inventarizācijas (MSI) datiem, parastās egles *Picea abies* audzes Latvijā aizņem vairāk nekā 596,7 tūkst. ha jeb 18,5 % no kopējās mežaudžu platības. Gandrīz puse no eģļu audzēm aug damaksnī un vēri (48,0 %), savukārt šaurlapju ārenī un šaurlapju kūdrenī vēl 26,0 % no visām eģļu audzēm. I<sup>a</sup> un I bonitātei atbilst 73,0 % no visām eģļu audzēm. Vēl 15,4 % audžu ir II bonitāte. Lai arī dabiskās at-tīstības gaitā eģļu audzes visbiežāk veido dažādvecuma struktūru (Zviedris, 1960), tomēr 20. gadsimta laikā, intensificējoties mežsaimniecībai, tās mērķu sasniegšanai sāka veidot vienvecuma tīraudzes. Atdarīnot dabā redzamo, kā arī lai sasniegtu iespējami ātrāku kokaudžu vainagu saslēgšanos, meža atjaunošana tika veikta, stādot 4000 un pat vairāk koku uz hektāra (Bušs un Mangalis, 1971; Mangalis un Cinītis, 1987). Turklāt tika uzskatīts, ka skuju kokus jaunaudžu kopšanas laikā nav nepieciešams izcirst. Savukārt krājas kopšanas cirtēs, atbilstoši kopšanas ciršu noteikumiem (Anon., 1985), tika paredzēts divās reizēs izcirst 90–130 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, galvenās cirtes vecumā iegūstot 360–400 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Iepriekšējās saimnieciskās darbības rezultātā Latvijā vairāk nekā 223,9 tūkst. ha lielā platībā ir izveidotas 30 līdz 60 gadus vecas, relatīvi biezas vienvecuma eģļu audzes. Uz šāda apsaimniekošanas modeļa trūkumiem norādīts jau agrākajos pētījumos (Zālītis un Jansons, 2009), iesakot eģļu skaitu 2–5 m augstumā samazināt uz 1500 līdz 2000 koku uz hektāra. Taču neatbildēts ir jautājums, kā racionāli apsaimniekot pārbiezinātās vidēja vecuma audzes, ja mežaudzes apsaimniekošanas mērķis ir iegūt

iespējami lielāku finanšu atdevi un vienlaikus relatīvi lielu augstvērtīgo kokmateriālu sortimentu apjomu no platības vienības.

Par audzes struktūru dēvē tās komponentu telpisko (vertikālo un horizontālo) sadalījumu, ieskaitot koku augstumu, caurmēru un vainagu klāju (von Gadow & Hui, 1999). Citos gadījumos pie tās pieskaita arī krūmu, zemesaugu, kā arī sausokņu un kritalu izvietojumu (Helms, 1998). Kokaudzes horizontālās struktūras raksturošanai bieži izmantoti tādi rādītāji, kā kokaudzes biezums (koku skaits uz hektāra) vai biežība (šķērslaukums vai krāja uz hektāra), koku skaita sadalījums pa caurmēra pakāpēm u.c., savukārt vertikālās struktūras novērtējumam tiek izmantoti sadalījums pa augstuma grupām (stāviem), sociālā stāvokļa grupām u.c. (von Gadow & Hui, 1999).

Esošā kokaudžu struktūra lielā mērā ietekmē gan audžu attīstību nākotnē, gan to izmaiņu stabilitāti, apsaimniekošanas alternatīvu izvēles iespējas, gan potenciāli iegūstamo kokmateriālu sortimentu veidu un apjomu. Parasti meža inventarizācijā, ja nav veikta audžu dastošana, ir pieejama informācija tikai par meža elementu vidējām vērtībām – piemēram, vidējais augstums, vidējais caurmērs vai meža elementu taksācijas rādītāju summārā informācija – šķērslaukums, krāja. Savukārt, lai raksturotu koku sadalījumu pa caurmēra pakāpēm, nepieciešams veikt vispārējo sakarību aproksimāciju, kur tiek izmantoti dažādi teorētiskie sadalījumi – normālais sadalījums (Ozolins, 2002), *Jonhson SB* un *SU*, *Weibul 2*-parametru un *Weibul 3*-parametru sadalījums (Burkhart & Tomé, 2012), *Beta* sadalījums (Maltamo *et al.*, 1995). Normālais sadalījums balstās uz pieņēmumu par simetriju, savukārt pārējie no augstāk minētajiem teorētiskajiem sadalījumiem pieļauj gan simetrisku, gan asimetrisku sadalījumu aproksimāciju. Statistiskā sadalījuma izvēle ir atkarīga no parametru aprēķināšanas vienkāršības, kā arī šo sadalījumu fleksibilitātes jeb spējas aprakstīt dažādas sadalījuma formas, ņemot vērā to asimetriju, ekscesa rādītāju vērtības.

Kokaudžu struktūra lielā mērā ietekmē arī citu ekosistēmu pakalpojumu apjomu. Tādēļ viens no šī pētījuma uzdevumiem ir noskaidrot 30 līdz 60 gadus vecu vienvecuma egļu mežu kokaudžu struktūru un tās izmaiņas mežsaimniecības pasākumu ietekmē, uz mērījumu pamata veikt starpcirtes ietekmes izvērtējumu uz kokaudžu turpmāku attīstību.



# Pētījuma metodika

## Pētījumu parauglaukumu ierīkošana

2015.–2017. gadā Valsts pētījumu programmas “Meža un zemes dziļu resursu izpēte, ilgtspējīga izmantošana – jauni produkti un tehnoloģijas (ResProd)” pētījuma “Vienvecuma egļu mežu audzēšanas potenciāls auglīgajās meža ekosistēmās” ietvaros ierīkoti pētījumu objekti 30–60 gadus vecās vienvecuma egļu audzēs, kurās no 2005. līdz 2007. gadam veikta kopšana (60 objekti), un 30–60 gadus vecās vienvecuma egļu audzēs, kurās pēdējos 15–20 gadus nav veikta saimnieciskā darbība (30 objekti). Objekti ierīkoti sausieņu meža tipos (damaksnis un vēris), slapjainu meža tipos (slapjais damaksnis un slapjais vēris) un meliorētajos mežos (šaurlapju ārenis, platlapju ārenis, šaurlapju kūdrenis un platlapju kūdrenis). Lai novērtētu egļu mežu audzēšanas potenciālu, audžu atlasē izmantots nosacījums, ka tajās nav veiktas Meža valsts reģistrā (MVR) reģistrētas sanitārās cirtes, bet, apsekojot dabā, nav redzami pārnadžu radīti bojājumi nozīmīgos apjomos, nav vējgāžu bojājumu, kā arī audze ir uzskatāma par tīraudzi. Objektu izvietojums Latvijā atspoguļots 2.1. attēlā.



2.1. attēls. Pētījuma objektu izvietojums.

Katrā koptajā objektā ierīkoti 2 vai 4 parauglaukumi, kuru platība ir 500 m<sup>2</sup> (R = 12,62 m). Parauglaukumu skaits izvēlēts ar nosacījumu, ka objektā jābūt uzmērītiem vismaz 100 kokiem. Visā parauglaukumā uzmērīti visi koki, kuru krūšaugstuma caurmērs ir lielāks par 6,0 cm, bet koki, kuriem krūšaugstuma caurmērs ir 2,1–6,0 cm, uzmērīti 100 m<sup>2</sup> lielā platībā (R = 5,64 m). Uzmērītajiem kokiem fiksēts:

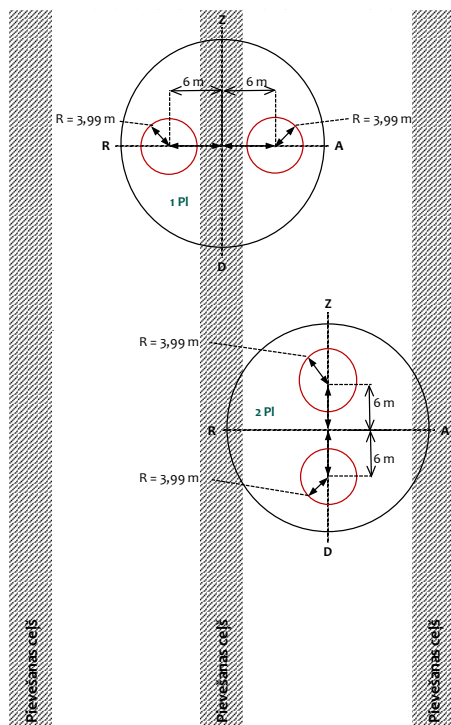
- krūšaugstuma caurmērs (precizitāte – 0,1 cm);
- suga;
- stāvs;
- stāvokļa klase (dzīvs, sausoknis, stumbeņis, kritāla);
- Krafta klase.

Parauglaukumā koku augstumi (ar 0,1 m precizitāti) uzmērīti 15 l stāva valdošās koku sugas kokiem (dažādas dimensijas: 5 lieli, 5 vidēji, 5 mazi) un 5 pārējo meža elementu kokiem (par vienu meža elementu uzskata vienas sugas kokus, kas atrodas vienā mežaudzes stāvā).

Lai rekonstruētu audzes struktūru īsi pirms kopšanas cirtes, celmu caurmēri (arvai bez mizas) katrā parauglaukumā uzmērīti divos 50 m<sup>2</sup> lielos apļveida parauglaukumos (R = 3,99 m) ar precizitāti 0,1 cm celmiem, kuri lielāki par 6,0 cm, bet pārējie ar precizitāti 1,0 cm. Parauglaukumā uz pievešanas ceļa celmu uzmērīšanas parauglaukumu centri izvietoti 6 m attālumā no parauglaukuma centra, perpendikulāri pievešanas ceļam (2.2. att.). Parauglaukumā starp pievešanas ceļiem celmu uzmērīšanas parauglaukumu centri izvietoti 6 m attālumā no parauglaukuma centra, paralēli pievešanas ceļam. Ja audzē nav pievešanas ceļu, tad celmu uzmērīšanas parauglaukumu centri pirmajā parauglaukumā izvietoti Z un D virzienā no parauglaukuma centra, bet otrajā parauglaukumā – A un R virzienā no parauglaukuma centra. Ar Preslera svārpstu katrā objektā iegūti 50 l stāva valdošās koku sugas (egles) koksnes paraugi koku radiālā pieauguma krūšaugstumā noteikšanai.

Kontroles audzes uzmērītas līdzīgi kā koptās audzes, izņemot to, ka netika mērīti celmi un kritālas, bet tikai dzīvie koki, sausokņi un stumbeņi. Katrā objektā ierīkoti divi parauglaukumi. Ar Preslera svārpstu katrā objektā iegūti 60 l stāva valdošās koku sugas (egles) koku koksnes paraugi (katrā parauglaukumā pa 30) radiālā pieaugumu noteikšanai.

Kopā pētījuma ietvaros ierīkots 221 parauglaukums, kuros uzmērīti 14 905 koki. Urbuma skaidas iegūtas no 4800 kokiem.



2.2. attēls. Parauglaukumu shēma celmu uzmērīšanai.

## Kokaudžu taksācijas rādītāju aprēķins

### Kokaudžu taksācijas rādītāju vidējās vērtības

Uz koku mērījumu pamata katrā parauglaukumā, atbilstoši vispārpieņemtām meža taksācijas metodēm, aprēķināti šādi audzes taksācijas rādītāji:

- audzes vidējais (kvadrātiskais) caurmērs  $D_g$ , cm;
- audzes vidējais (vidējā kvadrātiskā caurmēra koka) augstums  $H_g$ , m;
- audzes šķērslaukums  $G$ ,  $m^2 ha^{-1}$ ;
- audzes krāja  $M$ ,  $m^3 ha^{-1}$  (izmantotas I. Liepas (Liepa, 1996) koku tilpuma formulas);
- audzes koku skaits  $N$ , gab.  $ha^{-1}$ ;

- audzes bonitāte (atbilstoši J. Bisenieka izstrādātajiem vienādojumiem Orlova bonitāšu skalas aproksimācijai (Матузанис, 1988)).

Audzēs stāvoklis pirms cirtes, t.i., 2005.–2007. gadā, aprēķināts, balstoties uz koku radiālo pieaugumu šajā periodā, kā arī no uzmērīto celmu caurmēriem, aprēķinot attiecīgo koku krūšaugstuma caurmēru. Koku augstums aprēķināts, izmantojot augšanas gaitas modeļus (Donis u.c., 2016).

### *Koku sadalījums pa caurmēra pakāpēm*

Visiem objektiem aprēķināts egļu skaita un caurmēra sadalījums 1 cm krūšaugstuma caurmēra grupās (piemērs 2.5. attēlā). Koku skaita un šķērs-laukuma sadalījumam caurmēra grupās pārbaudīti šādi vienādojumi:

- *Beta* sadalījums;
- *Johnson SB* sadalījums;
- normālais sadalījums;
- *Weibull 2* – parametru sadalījums;
- *Weibull 3* – parametru sadalījums.

Sadalījuma formas atšķirības noteiktas, izmantojot Kolmogorova-Smirnova testu.

Atšķirības kokaudzes struktūrā koptās un nekoptās vienvecuma egļu audzēs novērtētas, nosakot caurmēra, augstuma un koku skaita uz hektāra, kā arī valdaudzes (I–III Krafta klase) un starpaudzes koku skaita uz hektāra/īpatsvara atšķirības, izmantojot dispersijas analīzi.

### *Koku stumbra koksnes pieaugums*

Gadskārtu platuma noteikšanai izmantota iekārta *LINTAB IV* un datorprogramma *TSAPWin Scientific*. Gadskārtu platums fiksēts ar precizitāti 0,01 mm.

Koku stumbra koksnes pieaugums novērtēts, izmantojot modificētu I. Liepas (Liepa, 1996) izstrādāto papildus pieauguma novērtēšanas metodi. Ikgadējais un kumulatīvais pieaugums sākotnēji noteikts individuāliem kokiem, salīdzinot to augšanas gaitu ar kontroles audžu kokiem, kuru krūšaugstuma vecuma starpība ir mazāka par 15 gadiem. Sākotnēji atlasītas: līdzīgākās mežaudzes pēc vecuma (starpība līdz 15 gadiem), līdzīgākie meža tipi (meža tipu grupas) un telpiski tuvākās audzes.

Piemēroto kontroles koku meklēšanā izmantots kritērijs, ka kontroles koku gadskārtu platums retrospekcijas periodā (10 gadi) nedrīkst atšķirties vairāk kā par 1 cm vai  $\frac{1}{3}$  no vērtējamā koka gadskārtas platumam. Koki visos gadījumos atlasīti ar ticamību  $\alpha = 0,01$ ; ja tiek atrasti vismaz 10 kontroles koki, tad vairāk netiek atlasīti, ja ne – tad atlasa ar  $\alpha = 0,05$  utt. līdz  $\alpha = 0,2$ .

Pēc individuālu koku papildus pieauguma aprēķināšanas aprēķināta lineāra sakarība starp caurmēru un papildus pieaugumu, kas pēc tam attiecināts uz pārējiem kokiem, kuriem radiālā pieauguma mērījumi netika veikti.

## Rezultāti

### Novēloti koptu un kontroles kokaudžu taksācijas rādītāji

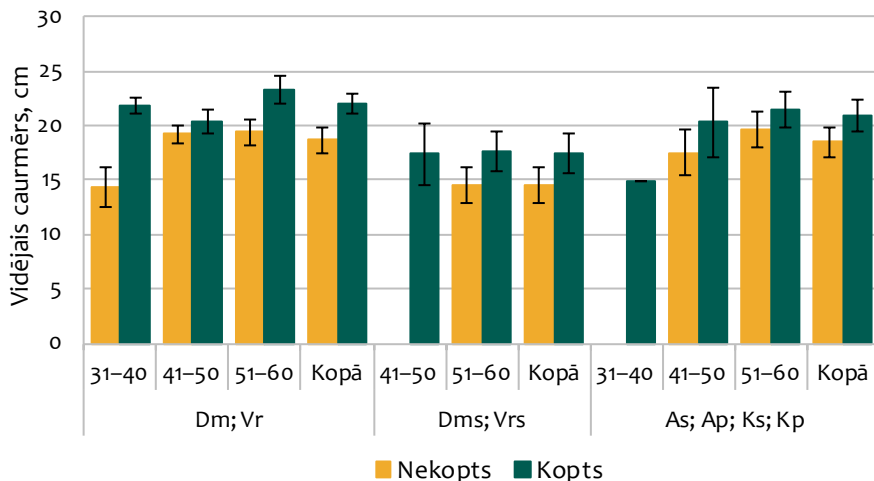
Rekonstruējot kopto audžu augstumu, šķērslaukumu, koku skaitu un krāju pirmscirtes vecumā (t.i., 2005.–2007. gadā) konstatēts, ka 86 % no audzēm kopšanas brīdī ir bijušas pārbiezinātas (biezība lielāka par 1,0). Vidējā audžu biezība, atbilstoši normatīvo aktu definējumam, kopšanas brīdī bija  $1,2 \pm 0,20$  (vidējais  $\pm$ standartnovirze), t.i., paraugkopā audzes ir izvēlētas atbilstoši plānotajam – tās ir novēloti koptas.

Salīdzinot taksācijas rādītājus starp meža tipa un vecuma grupām, ir konstatēta tendence, ka egļu vidējais caurmērs un augstums  $\sim 10$  gadus pēc kopšanas cirtes ir lielāks nekā nekoptās audzēs, tomēr statistiski būtiskas atšķirības ir konstatētas tikai caurmēram. Līdzīgi arī mežaudzes bonitātei nav konstatētas būtiskas atšķirības starp koptām un nekoptām audzēm (2.1. tab.). Apvienojot vienā grupā objektus, kas ierīkoti damaksnī un vērī, otrā grupā – slapjajā damaksnī un slapjajā vērī, bet trešajā grupā – šaurlapju ārenī, platlapju ārenī, šaurlapju kūdrenī un platlapju kūdrenī, konstatēts, ka šādā gadījumā caurmēru atšķirības jau ir statistiski būtiskas gan jaunaudzēs (līdz 40 gadu vecumam), gan 51–60 gadus vecās audzēs, kurās atšķirība starp koptu un kontroles audžu grupu vidējo caurmēru sasniedz 3 cm (attiecīgi 22,5 un 19,5 cm) (2.3. att.).

2.1. tabula. Vidējās taksācijas rādītāju vērtības koptās un kontroles (nekoptās) audzēs sadalījumā pa meža tipu grupām un vecuma grupām

Meža tips	Vecuma grupa	Rādītājs	Nekoptas audzes				Koptas audzes			
			Bonitāte	$D_g$ , cm	$H_g$ , m	Objektu skaits	Bonitāte	$D_g$ , cm	$H_g$ , m	Objektu skaits
Damaksnis, vēris	31–40	Aritm. vid.	0,72	14,4	16,5	2	-0,51	21,8	20,1	3
		Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	-	1,8	2,5		0,48	0,8	0,9	
	41–50	Aritm. vid.	0,01	19,2	21,4	4	0,49	20,3	20,1	12
		Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	0,84	0,8	1,4		0,46	1,1	1,5	
	51–60	Aritm. vid.	1,10	19,4	20,9	9	0,51	23,3	22,3	17
		Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	0,29	1,2	1,1		0,39	1,2	1,1	
Kopā	Aritm. vid.	0,76	18,7	20,4	15	0,41	22,0	21,3	32	
	Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	0,37	1,2	1,1		0,29	0,9	0,9		
Slapjais damaksnis, slajais vēris	31–40	Aritm. vid.	-	-	-	-	-	-	-	-
		Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	-	-	-		-	-	-	
	41–50	Aritm. vid.	-	-	-	-	1,54	17,4	17,7	5
		Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	-	-	-		0,95	2,8	3,2	
	51–60	Aritm. vid.	2,41	14,5	16,9	4	2,02	17,7	16,9	3
		Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	0,58	1,7	2,1		0,79	1,8	2,3	
Kopā	Aritm. vid.	2,41	14,5	16,9	4	1,72	17,5	17,4	8	
	Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	0,58	1,7	2,1		0,65	1,8	2,0		
Šaurlapju ārenis, platlapju ārenis, šaurlapju kūdrēnis, platlapju kūdrēnis	31–40	Aritm. vid.	-	-	-	-	1,68	14,9	13,7	1
		Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	-	-	-		0,00	0,0	0,0	
	41–50	Aritm. vid.	1,08	17,5	18,7	6	0,46	20,3	20,3	5
		Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	0,41	2,1	1,1		0,76	3,2	2,3	
	51–60	Aritm. vid.	0,75	19,6	21,5	5	1,11	21,5	20,8	14
		Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	0,58	1,6	2,0		0,45	1,7	1,2	
Kopā	Aritm. vid.	0,93	18,5	19,9	11	0,98	20,9	20,3	20	
	Ticamības ( $\alpha = 0,05$ )	0,34	1,5	1,4		0,39	1,5	1,2		

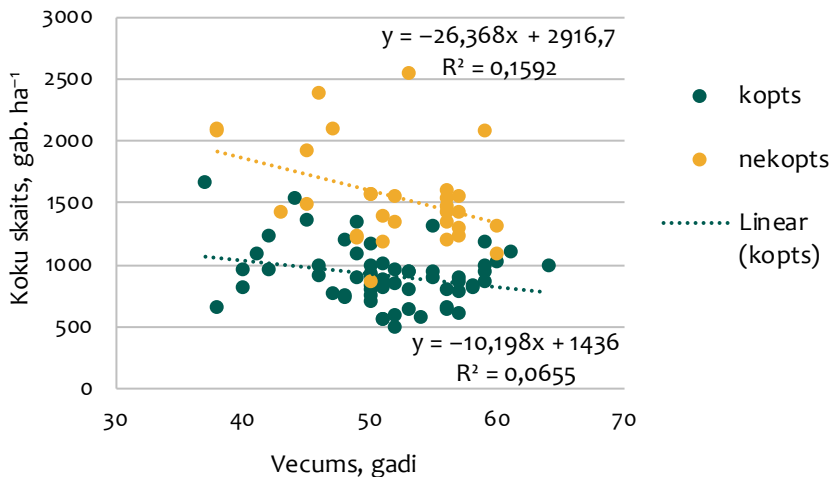
Apzīmējumi:  $D_g$  – audzes vidējais (kvadrātiskais) caurmērs;  $H_g$  – audzes vidējais (vidējā kvadrātiskā caurmēra koka) augstums.



2.3. attēls. Koptu un kontroles (nekoptu) audžu vidējais caurmērs meža tipu grupās un vecumgrupās.

Apzīmējumi: Dm – damaksnis; Vr – vēris; Dms – slapjais damaksnis; Vrs – slapjais vēris; As – šaurlapju ārenis, Ap – platlapju ārenis; Ks – šaurlapju kūdrenis; Kp – platlapju kūdrenis.

Kontroles audzēs, kā jau bija sagaidāms, ir būtiski lielāks koku skaits uz hektāra (2.4. att.). Koptās audzēs I stāvā vidēji bija 910 koki ha<sup>-1</sup> (minim. 500, maks. 1660), savukārt kontroles audzēs 1550 koki ha<sup>-1</sup> (minim. 870, maks. 2540). Salīdzinot uzmērīto parauglaukumu krājas (~10 gadus pēc kopšanas), konstatēts, ka kopumā kontroles audzēs krāja uz hektāra ir lielāka nekā koptās, tomēr statistiski būtiska atšķirība ir tikai vecuma grupā 51–60 gadi, kur koptās ir 353 ± 82 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, bet nekoptās 442 ± 91 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Tiesa gan, nekoptās audzēs no tā valdaudzē (I, II, III Krafta klase) ir 371 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (84 %), bet koptās audzēs 328 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (93 %). Tas nozīmē, ka nekoptās audzēs ~70 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> varētu arī atmirt pirms galvenās cirtes vecuma sasniegšanas, koptās – tikai ~25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.



2.4. attēls. Koku skaits uz hektāra koptos un kontroles (nekopts) parauglaukumos.

### Koku sadalījums pa caurmēra pakāpēm

Salīdzinot koku sadalījumu pa caurmēra pakāpēm, konstatēts, ka nekoptās audzēs koku sadalījums ir plašākā caurmēru diapazonā nekā koptās audzēs: minimālā un maksimālā caurmēra diapazons attiecībā pret vidējo vērtību koptās audzēs ir  $1,31 \pm 0,29$ , bet nekoptās –  $1,60 \pm 0,36$ . Tas, visticamāk, ir tādēļ, ka iepriekšējā kopšanas cirtē tika izcirsti starpaudzēs koki. Koptās audzēs koku skaita sadalījums pa caurmēra pakāpēm kopumā ir simetrisks – asimetrijas rādītāja vidējā vērtība sadalījumam pēc koku skaita ir  $0,06 \pm 0,30$ , bet pēc šķērslaukuma  $0,76 \pm 0,34$ , kas nozīmē, ka relatīvi lielāka daļa no šķērslaukuma koptās audzēs ir lielākajās caurmēra pakāpēs.

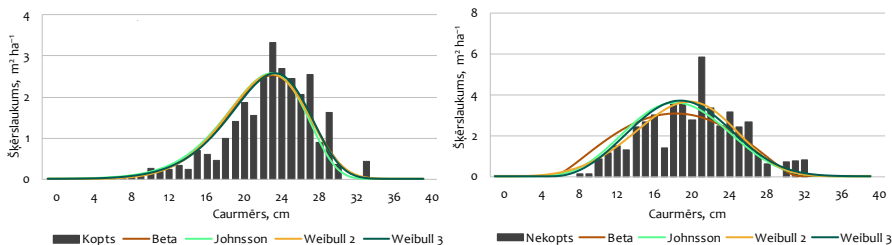
Vairumā gadījumu gan Weibull, gan Johnson SB sadalījumi no statistiskā viedokļa labāk aproksimēja reālo koku sadalījumu pa caurmēra pakāpēm (2.2. tab.). Piemēram, faktiskais caurmēra sadalījums būtiski neatšķiras no Weibull 3 sadalījuma 97 % gadījumu, bet no normālā sadalījuma – tikai 90 % gadījumu. Attiecībā uz Johnson SB sadalījumu jānorāda, ka tas sekmīgi aproksimēja tikai 81 % gadījumu, taču tajos gadījumos, kad atbilstība atrasta, tā ievērojami augstāka –  $p > 0,9$  ir 39 % gadījumu, tajā pašā laikā normāla-



jam sadalījumam – tikai 17 %. Ja atsevišķi vērtē kontroles un koptos parauglaukumus, tad konstatēts, ka koptos laukumos visi pārbaudītie teorētiskie sadalījumi, izņemot Johnson SB, koku sadalījumu aproksimē praktiski visos objektos. Savukārt kontroles audzēs normālā sadalījuma aproksimācija ir būtiska tikai 73 %, bet Johnson SB un Weibull 3 sadalījumā 93 % gadījumu. Neskatoties uz to, uzskatām, ka pietiekami laba aproksimācija šajā paraugkopā veidojās, izmantojot arī normālo sadalījumu (skat. piemēru 2.5. attēlā), uzsverot šī sadalījuma aprēķināšanas vienkāršību, aprēķinus veicot izklājlapu programmās, piemēram, MS Excel.

2.2. tabula. Faktiskā koku caurmēru sadalījuma aproksimācijas atbilstības (%) dažādiem teorētiskajiem sadalījumiem īpatsvars (pēc Kolmogrova-Smirnova testa)

Varbūtība	Teorētiskais sadalījums														
	Visi					Kopti					Kontrole				
	Beta	Johnson SB	Normālais	Weibul 2	Weibul 3	Beta	Johnson SB	Normālais	Weibul 2	Weibul 3	Beta	Johnson SB			
0,05	94,4	81,1	90,0	92,2	96,7	98,3	75,0	98,3	100,0	98,3	86,7	93,3	73,3	76,7	93,3
0,1	91,1	80,0	88,9	87,8	95,6	96,7	73,3	98,3	95,0	96,7	80,0	93,3	70,0	73,3	93,3
0,3	85,6	78,9	83,3	73,3	90,0	90,0	71,7	93,3	83,3	96,7	76,7	93,3	63,3	53,3	76,7
0,5	75,6	72,2	70,0	57,8	80,0	81,7	70,0	85,0	66,7	90,0	63,3	76,7	40,0	40,0	60,0
0,7	57,8	61,1	50,0	30,0	56,7	58,3	63,3	63,3	35,0	65,0	56,7	56,7	23,3	20,0	40,0
0,9	33,3	38,9	16,7	12,2	28,9	30,0	36,7	23,3	13,3	33,3	40,0	43,3	3,3	10,0	20,0

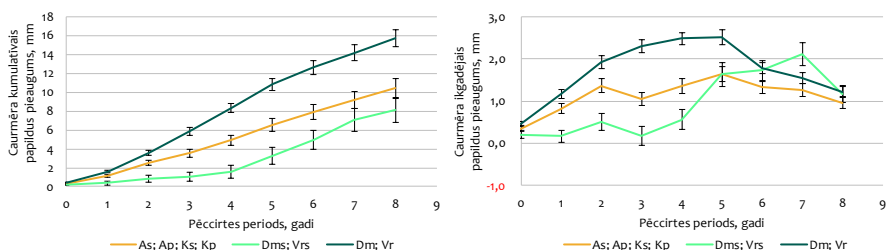


2.5. attēls. Egļu šķērslaukuma sadalījums caurmēra grupās (1 cm) un aproksimētie sadalījumi: objekts, kurā veikta kopšanas cirte (pa kreisi) un objekts, kurā nav veikta kopšanas cirte (kontroles objekts) (pa labi).

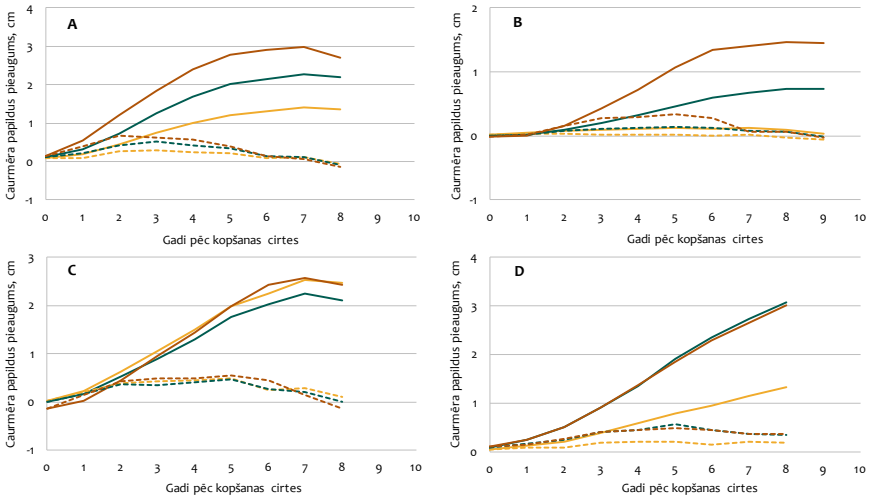
## Koku stumbra koksnes pieaugums

Salīdzinot caurmēra kumulatīvo papildus pieaugumu parauglaukumos, konstatēts, ka vislielākie kumulatīvie papildus pieaugumi veidojas sausieņu mežos (damaksnis un vēris), 5 gadus pēc cirtes sasniedzot 10,5 mm, savukārt vismazākie – slapjajā damaksnī un slapjajā vērī, kur tie 5 gadus pēc cirtes ir tikai 3 mm. Salīdzinot ikgadējos papildus pieaugumus, konstatēts, ka sausieņu mežos un meliorētajos mežos tie kulminē 5. gadā pēc kopšanas cirtes, savukārt slapjajinos (slapjajā damaksnī un slapjajā vērī) tikai 8. gadā (2.6. att.).

Interesanti, ka iezīmējās trīs atšķirīgas situācijas, kā papildus pieaugums veidojas dažādu dimensiju kokiem (2.7. att.). Ir objekti, kuros būtisks papildus pieaugums veidojas gan kokiem, kuru caurmērs ir lielāks par vidējo (1,2 vai vairāk reižu lielāks par vidējo), tuvs vidējam (0,8–1,2 no vidējās vērtības), gan arī kokiem, kas ir ievērojami mazāki par vidējo (<0,8), turklāt nav būtiskas atšķirības to trendā un izpausmes lielumā (2.7. att. C (24 % gadījumu)). Šāda situācija konstatēta relatīvi reti. Otru grupu veido objekti, kuros visu trīs relatīvā caurmēra grupu koki veido papildus pieaugumus: attiecīgi vislielākos relatīvi resnākie koki, mazākus vidējie koki, un relatīvi mazākie koki ievērojami mazāku papildus pieaugumu (2.7. att. A (45 % gadījumu) un D (14 % gadījumu)). Šī audžu grupa veido lielāko daļu no paraugkopas. Trešo grupu veido audzes, kurās vislielākais papildus pieaugums ir resnākajiem kokiem, nedaudz mazāks vai līdzīgs – vidēja caurmēra kokiem, bet tievākie koki papildus pieaugumu praktiski neveido (2.7. attēls B (17 % gadījumu)).



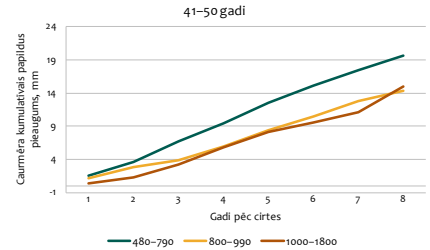
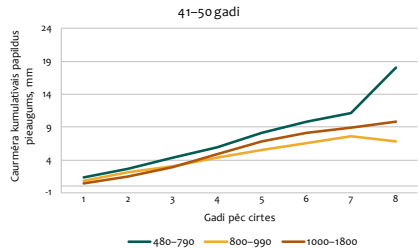
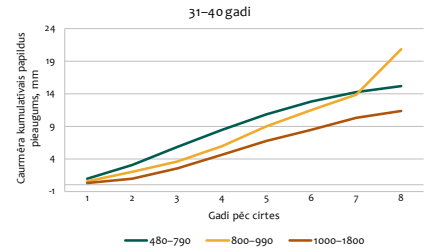
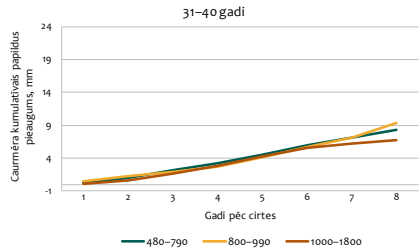
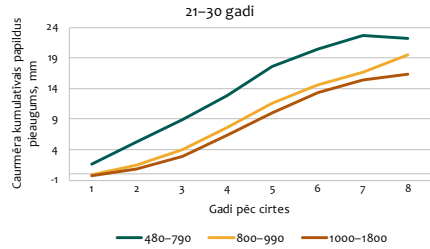
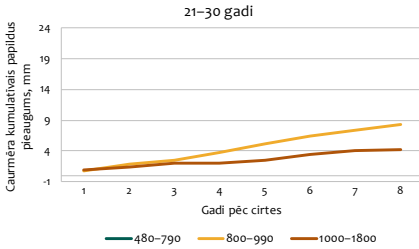
2.6. attēls. Caurmēra papildus pieaugums egļu audzēs pēc kopšanas cirtes dažādos meža tipos: kumulatīvais papildus pieaugums (pa kreisi) un ikgadējais papildus pieaugums (pa labi).



2.7. attēls. Caurmēra papildus pieauguma veidošanās varianti egļu audzēs pēc kopšanas cirtes dažāda relatīvā caurmēra koku grupās: A – caurmēra papildus pieaugums ir proporcionāls relatīvajam caurmēram; B – caurmēra papildus pieaugumu neveido koki ar mazāku relatīvo caurmēru; C – caurmēra papildus pieaugums nav atkarīgs no relatīvās caurmēra grupas; D – caurmēra papildus pieaugumu relatīvi lielāku veido vidējo un lielo caurmēra pakāpju koki.

Apzīmējumi: nepārtraukta līnija – kumulatīvais papildus pieaugums; raustīta līnija – ikgadējais papildus pieaugums; brūna līnija – koki ar relatīvo caurmēru virs 1,2; zaļa līnija – koki ar relatīvo caurmēru 0,8–1,2; dzeltena līnija – koki ar relatīvo caurmēru zem 0,8.

Salīdzinot saglabātās kokaudzes koku papildus pieaugumus ar kontroles koku pieaugumiem starp dažādu vecuma grupu audzēm ar dažādu kopšanas ciršu intensitāti (izcirstais šķērslaukums no pirmscirtes šķērslaukuma), konstatēts, ka, ja kopšanas cirtes intensitāte ir mazāka par 25 %, kumulatīvais papildus caurmēra pieaugums ir tikai 2,2–6,1 mm (vidēji 3,9 mm) 5 gadu laikā. Savukārt, ja intensitāte 26–45 %, kumulatīvais papildus caurmēra pieaugums ir 2,1–8,1 mm (vidēji 5,1 mm) 5 gadu laikā, bet lielākas intensitātes gadījumā – 6,7–17,1 mm (vidēji 10,5 mm) 5 gadu laikā. (2.8. att.). Atbilstoši līdzīga situācija ir veidojusies arī ar tilpuma papildus pieaugumiem. Šeit gan vietā atgādināt, ka gadījumā, ja tiek veidots pievešanas ceļš, tas pie pašreizējās kopšanas ciršu tehnoloģijas jau aizņem ap 20 % no audzes platības.



26-45 %

45 %<

2.8. attēls. Egļu caurmēra kumulatīvais papildus pieaugums atkarībā no kopšanas cirtes intensitātes (26-45 %, 45%<), vecumgrupas kopšanas cirtes laikā un saglabāto koku skaita pēc kopšanas cirtes.

Tomēr jāusver, ka radiālā pieauguma lielums norāda uz individuāla koka reakciju uz vides izmaiņām, taču tas nav viennozīmīgi vērtējams rādītājs, jo svarīgs ir ne tikai papildus pieaugums atsevišķiem kokiem, bet arī kopējā produktivitāte audzes audzēšanas gaitā.

Tā kā šie kopšanas ciršu objekti un arī kontroles objekti izvēlēti ar mērķi, lai noskaidrotu kopšanas ciršu efektu, t.i., tādi, kuros nav reģistrētas sanitārās izlases cirtes, nav pārnodžu radīti bojājumi nozīmīgos apjomos vai arī vēja radīti bojājumi, tad var pieņemt, ka situācijas izvērtējums dabā ir uzskatāms, kā noteikts “nosacīti bezriskā” apstākļos. Izvērtējot koptās

audzes pēc to augšanas potenciāla atbilstības perspektīvo, paaugstināta riska un bezperspektīvo audžu kritērijiem (skat. metodiku 1. nodaļā “Egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāls un tā izmaiņas”), konstatēts, ka 2004. gadā (pirms kopšanas) kā perspektīvi bija uzskatāmi 26 no laukumiem, bet 10 gadus vēlāk pēc kopšanas jau 38. Arī bezperspektīvo audžu parauglaukumu īpatsvars ir samazinājies – attiecīgi no 19 2004. gadā uz 8 2014. gadā.

No tā secināms, ka nosacīti optimālos apstākļos ar kopšanas cirtēm var uzlabot arī pārbiezinātu audžu augšanas potenciālu.

## Secinājumi

1. Pārbiezinātās audzēs relatīvi liela krājas daļa ir pieskaitāma starpaudzei (vidēji 16 %), un tā var sasniegt pat  $70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ .
2. Gan kopto, gan arī nekopto audžu koku sadalījuma pa caurmēra pakāpēm raksturošanai vislabāk apraksta Weibul 3-parametru sadalījums, bet arī normālā sadalījuma aproksimācija pietiekami labi raksturo faktisko koku sadalījumu pa caurmēra pakāpēm.
3. Caurmēra papildus pieaugums novēloti koptās audzēs praktiski neveidojas, ja kopšanas cirtes intensitāte ir zemāka par 25 %, jo, lai tikai izveidotu pievešanas ceļus, cirtes intensitāte jau ir 20 %.
4. Veicot augstas intensitātes (vairāk nekā 45 % no krājas) kopšanas cirti ~10 gadu laikā pēc kopšanas cirtes, novēloti koptās kokaudzes vēl nav atguvušas iepriekšējo augošās krājas līmeni, taču to vidējais caurmērs ir lielāks, tādēļ krājas pieaugums veidojas saimnieciski vērtīgākiem kokiem.
5. Kopjot sākotnēji pārbiezinātās egļu audzes, “bezriskā apstākļos” iespējams izveidot produktīvas mežaudzes.

## Literatūra

- Anon., 1985. *Papildinātie norādījumi par kopšanas cirtēm Latvijas PSR mežos*. Rīga: Latvijas PSR Mežsaimniecības un mežrūpniecības ministrija, 45 lpp.
- Burkhart, H. and Tomé, M., 2012. *Modeling Forest Trees and Stands*. Dordrecht: Springer Netherlands, 458 p.
- Bušs, M. un Mangalis, I. (red.), 1971. *Meža kultūras*. Rīga: Zvaigzne, 586 lpp.
- Donis, J., Šņepsts, G. un Zdors, L., 2016. *Augšanas gaitas modeļu pilnveidošana. Pārskats*. Salaspils: LVMI Silava.

- Gadow von, K. and Hui, G., 1999. *Modelling Forest Development*. Amsterdam: Kluwer Academic Publisher, 213 p.
- Helms, J.A. (ed.), 1998. *The Dictionary of Forestry*. Bethesda, MD: Society of American Foresters, 210 p.
- Liepa, I., 1996. *Pieauguma mācība*. Jelgava: LLU, 123 lpp.
- Maltamo, M., Puumalainen, J. and Päivinen, R., 1995. Comparison of Beta and Weibull functions for modelling basal area diameter distribution in stands of *Pinus sylvestris* and *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10, 1–4, 284–295.
- Mangalis, I. un Cīnītis, O., 1987. *Meža kvalitatīvas atjaunošanas agrotehnika un tehnoloģija: Apskats*. Rīga: LATZTIZPI, 76 lpp.
- Ozolins, R., 2002. Forest stand assortment structure analysis using mathematical modelling. *Metsanduslikud Uurimused/Forestry Studies XXXVII*, 33–42.
- Zālītis, P. un Jansons, J., 2009. *Mērķtiecīgi izveidoto kokaudžu struktūra*. Salaspils: LVMI Silava, 80 lpp.
- Zviedris, A., 1960. *Egļe un egļu mežs Latvijas PSR*. Rīga: Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas izdevniecība, 240 lpp.
- Матузанис, Я.К. (ред.), 1988. *Нормативы для таксации леса Латвийской ССР*. Рига: НПО “Силава”, 176 с.

# NOVĒLOTI KOPTU VIENVECUMA EĢĻU AUDŽU APSAIMNIEKOŠANAS ALTERNATĪVAS UN TO EKONOMISKS IZVĒRTĒJUMS

*Jānis Donis un Guntars Šņepsts*

## levads

Lai veiktu novēloti koptu vienvecuma eģļu audžu apsaimniekošanas alternatīvu ekonomisku izvērtējumu nepieciešama, pirmkārt, informācija par audžu iespējamo attīstību dažādu saimniecisko darbību alternatīvu un dabisko procesu rezultātā, otrkārt, informācija un pieņēmumi par iespējamajiem riskiem, treškārt, informācija par paredzamajām saimnieciskajām darbībām un to izmaksām, ceturtkārt, informācija un pieņēmumi par sortimentu cenām.

### **Nozīmīgākie riski eģļu tīraudžu audzēšanā**

Atbilstoši G. Petteres un I. Voronovas dotajam definējumam, risks ir zaudējumu rašanās iespēja nejauša (gadījuma) notikuma vai vairāku savstarpēji saistītu nejaušu (gadījuma) notikumu iestāšanās dēļ. Savukārt zaudējums ir objekta īpašību pasliktināšanās vai tā iznīcināšana pavisam. Savukārt nejaušs (gadījuma) notikums vai notikumu kopums nozīmē tādu notikumu, kura iestāšanās laiku un vietu nevar precīzi noteikt (Pettere un Voronova, 2004). Riski tiek klasificēti pēc to rašanās iemesla, mēroga, darbības ilguma utt. (Pettere un Voronova, 2004; Rivža, 2005). Šī darba mērķis nav izanalizēt visus iespējamus eģļu audžu audzēšanas riskus, bet veikt dabas faktoru (abiotisko un biotisko) radīto risku vispārīgu izvērtējumu.

Vēsturiski mežsaimniecība ir uzskatīta par tautsaimniecības nozari ar zemu risku. No 1991.–2016. gadam, pēc Valsts meža dienesta (VMD) apkopotās informācijas, sanitārajās kailcirtēs katru gadu nocērt vidēji 2582,8 ±3489,4 ha. Tas, ka dispersija ir lielāka par vidējo vērtību, norāda, ka bojāgājušo audžu apjoms pa gadiem ir nevienmērīgs un neatbilst normālajam sadalījumam, un ir atsevišķi gadi, kad bojājumu apjoms ir ievērojami lielāks nekā tas ir vidēji. Ņemot vērā, ka mežaudžu platība, atbilstoši MSI, ir ap 3,23 milj. ha, ikgadēji bojā gājušo audžu, kurās ir iegūstama koksne, platība ir 0,08 %.

### *Vēja bojājumi*

Pēc VMD apkopotās informācijas no visām audzēm, kas laika posmā no 1991.–2016. gadam nocirstas sanitārajās kailcirtēs, 59 % gadījumu kā galvenais iemesls norādīts vējš un/vai sniegs. Pēdējo 26 gadu laikā ik gadus tiek iznīcinātas audzes aptuveni 1500 ha platībā. Ja neskaita 2005. gada vētru, tad vidēji – ap 830 ha gadā. Gan 2005. gada janvāra vētrā, gan arī iepriekš 1967. un 1969. gadā vētrās (Ērglis, 1977) relatīvi visvairāk cieta egļu audzes. Vēja bojājumu rezultātā egles visbiežāk tiek izgāztas (~80 % no bojātajiem kokiem), taču brāzmaina vēja gadījumā, tās var arī tikt lauztas. Pētījumos ir konstatēts, ka kritiskais vēja ātrums (vēja ātrums, kurš rada spēku, kas pārsniedz koka stumbra vai sakņu kamola noturību, kā rezultātā koks tiek nolauzts vai izgāzts) ir atkarīgs no audzes taksācijas rādītājiem, kā arī nesenu (ne senāk kā 5 gadus) kailciršu esamības vēja pusē. Savukārt spēcīgu vēju varbūtība ir atkarīga no attāluma līdz jūrai, augstuma virs jūras līmeņa, novietojuma reljefā (piemēram, paugura virsotne vai ieplaka) (Quine & White, 1994).

### *Ledus bojājumi*

Pētot 2012. gada decembrī sasalstoša ledus radītos bojājumus egļu audzēs Ziemeļaustrumlatvijā, E. Bādērs savā disertācijā (Bādērs, 2016) konstatējis, ka pēc sasalstoša ledus radītiem bojājumiem varbūtība, ka egļu audze ir “bojāta vai iznīkusī”, t.i., augtspējīgo koku šķērslaukums ir mazāks nekā Ministru kabineta (MK) “Noteikumos par koku ciršanu mežā” noteiktais minimālais šķērslaukums, ir atkarīga no kokaudzes vidējā augstuma, vidējā caurmēra un vidējā augstuma reizinājuma ar augstuma un caur-



mēra attiecību ( $H^2D^{-1}$ ), kā arī audzes minimālā un faktiskā šķērslaukuma attiecības. Ledus radīto bojājumu varbūtība Latvijas reģionos ir atšķirīga: vislielākā tā ir Latvijas austrumu reģionos, kur apledojušs, kas var radīt nozīmīgus koku bojājumus, var veidoties reizi 20 gados, bet piejūrā retāk nekā reizi 50 gados.

### *Uguns bojājumi*

Ugunsgrēki Latvijā vidēji ik gadus skar vidēji ap 1000 ha (Donis et al., 2017), tomēr sanitārajās kailcirtēs tiek nocirsti tikai 205 ha meža gadā. Ugunsgrēki egļu audzes skar ievērojami retāk nekā priežu audzes, tomēr pēc meža ugunsgrēkiem egles faktiski, neatkarīgi no to dimensijām, tajā pašā gadā vai nākamo 2–3 gadu laikā iet bojā. Tomēr, pateicoties esošajai meža apsardzības sistēmai, ugunsgrēks egļu audzē ir relatīvi ļoti rets notikums.

### *Salnas*

Salnas apdraud kokus jaunaudzju vecumā līdz 2 m augstuma sasniegšanai, it īpaši kūdreņos un āreņos. Gados, kad mēneša temperatūra ir tuva normai, salnas gaisā parasti izbeidzas: Baltijas jūras piekrastē – maija pirmajā dekādē, rietumu un centrālajos rajonos – otrajā, bet ziemeļaustrumu rajonos un Vidzemes augstienē – mēneša trešajā dekādē. Aukstos maija mēnešos salnas gaisā un uz augsnes virsmas visā Latvijā var būt līdz pat mēneša beigām. Aukstos laika periodos salnas gaisā un uz augsnes virsmas visā Latvijā var būt līdz pat jūnija trešajai dekādei ([www.meteo.lv](http://www.meteo.lv)).

### *Sakņu trupi izraisošās sēnes*

Pētot sakņu trupes izplatību egļu audzēs Latvijā (Arhipova et al., 2011), konstatēts, ka vidēji 21% egļu ir ar trupes pazīmēm, taču atsevišķās audzēs trupējušo koku īpatsvars var mainīties no 0% līdz pat 83%. Trupes izplatības augstums stumbrā vidēji ir 6,6 m, bet var sasniegt pat 12,4 m. Gan trupējušo koku īpatsvars, gan trupes augstums palielinās līdz ar koku vecumu un caurmēru. Lai arī pētījumā uz celmiem tika konstatēti 76 dažādi sēņu taksoni, biežākais sakņu trupes izraisītājs ir *Heterobasidion* spp. (Arhipova et al., 2011).

## Mizgrauži, lūksngrauži un citi dendrofāgie kukaiņi

Kā īpaši nozīmīgi dendrofāgie kukaiņi, kuri var izraisīt egļu masveida bojāeju, saskaņā ar G. Ozola (Ozols, 1985) pētījumiem, Latvijā ir: *Hylobius abietis*, *Rhagium inquisitor*, *Monochamus galoprovincialis*, *Acanthocinus griseus*, *Tripodendron lineatum*, *Pityogenes calcographus*, *Ips typographus*, *Ips duplicatus* un *Lymantria monacha*. Egles ne visos Latvijas reģionos ir vienlīdz apdraudētas. Īpaši apdraudētas tās ir Dienvidkurzemē, Vidzemes reģionā (centrālā daļa) un Augšzemes reģionā (Ozols, 1985). 2016. gadā, pēc VMD datiem, egļu astoņzobu mizgrauža (*Ips typographus*) bojājumu dēļ ir iznīcinātas audzes 49 ha platībā (Šmits, 2017). Tādēļ, ja pieņem, ka tiek veikti meža aizsardzības pasākumi, audžu bojāejas varbūtību dendrofāgo kukaiņu dēļ aprēķinos var pieņemt kā tuvu 0.

## Pārnadžu bojājumi

Pārnadži galvenokārt bojā egļu jaunaudzes. Relatīvi vairāk tiek bojātas audzes līdz 5 m augstuma sasniegšanai un pēc 16 m augstuma sasniegšanas (Šmits, 2017). Jaunajām eglēm pārnadži apkož mīkstos sānu un galotnes dzinumus. Kad egles stumbrs ir atzarojies, bet vēl nav izveidojusies zvīņaina miza, pārnadžu bojājumu risks atkal pieaug, jo tiek bojāta koku stumbru miza. Vidēji pēdējo 26 gadu laikā dzīvnieku bojājumu dēļ ik gadus nocērt 150 ha mežaudžu. Mūsu rīcībā nav informācijas, cik daudz no tām ir egļu audzes, tomēr nav pamata uzskatīt, ka pārnadžu radīto bojājumu dēļ tās masveidā ietu bojā.

## Egļu audžu augšanas potenciāla izmaiņas

Detāli audžu augšanas potenciāla izmaiņas aprakstītas 1. nodaļā “Egļu vienvecuma tīraudžu augšanas potenciāls un tā izmaiņas”. To (kokaudžu sabrukšanu), visticamāk, nosaka faktoru komplekss, bet no riska vadības viedokļa jāatzīmē, ka 1) būtiska kopšanas ciršu ietekme, lai pārtrauktu augšanas potenciāla pazemināšanos, kopumā nav pierādīta; 2) Latvijas austrumdaļā bezperspektīvo audžu īpatsvars 30–60 gadus vecu audžu grupā ir ap 40 %, bet Latvijas rietumdaļā ap 20 %; 3) aptuveni 3 % no bezperspektīvām egļu audzēm 10 gadu laikā ir nocirstas sanitārajā kailcirtē.

## Risku mijiedarbība egļu audzēs

Kā jau iepriekš minēts, egles audzēšanu ietekmē virkne riska faktoru. Dažādi dabiskie traucējumi (riskā faktori) telpā un laikā nav neatkarīgi, un, tiem mijiedarbojoties, var veidoties sinerģētisks efekts, t.i., kad kopējais efekts ir pat lielāks nekā katra atsevišķa faktora efekts. Piemēram, abiotiskie faktori (vējgāze, sakņu izšūpošana, sausums, ugunsgrēks) var veicināt egļu mūķenes (*Lymantria monacha*) vai egļu astoņzobu mizgrauža (*Ips typographus*) masveida savairošanos.

Mūsu rīcībā nav informācijas par ilggadējo vidējo sanitāro kailciršu platību egļu audzēs. Lai iegūtu informāciju par egļu audžu statusa maiņu (dzīvildzi), izmantotas Kuldīgas, Tukuma un Daugavpils rajona valsts mežu 1999. un 2017. gada mežaudžu digitālās kartes. No 1999. gada kartēm tika atlasītas egļu audzes, kuras pirmajā ierīcības laikā bija 1 līdz 60 gadus vecas. Šajā grupā ietilpa 1184 audzes. To dzīvildze atspoguļota 3.1. tabulā.

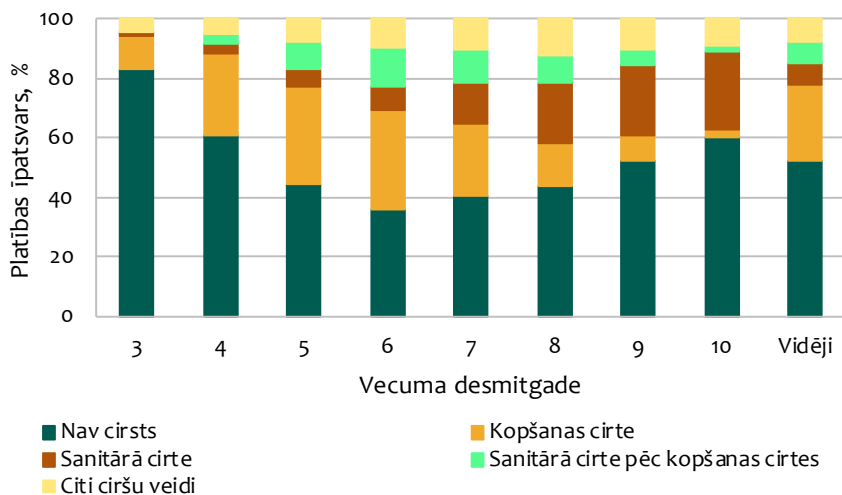
3.1. tabula. Egļu audžu statusa (valdošā meža elementa) maiņa (%) 1999.–2017. gadā

Audzes statuss	Vecuma grupa 1999. gadā						Vi- dēji
	1–10	11–20	21–30	31–40	41–50	51–60	
Audze turpina augt	72,9	87,8	82,9	81,7	80,0	75,9	82,3
Valdošās sugas maiņa	16,1	5,0	5,2	4,8	6,0	8,3	8,1
Paaudzes maiņa	5,2	1,8	3,7	5,1	5,0	8,3	4,5
Valdošās sugas un paaudzes maiņa	5,8	5,4	8,3	8,4	9,0	7,4	7,5
Audzju skaits, gab.	155	221	327	273	100	108	

No 155 egļu audzēm, kuras 1999. gadā bija 1 līdz 10 gadus vecas, 2016. gada beigās tikai 113 jeb 72,9 % ir vēl joprojām tās pašas paaudzes egļu audzes. 5,2 % gadījumu tās, ticamākais, ir bojātas un atkārtoti atjaunotas ar egli, jo, lai arī tās joprojām ir egļu audzes, bet to vecums nav palielinājies par 18 gadiem. Valdošā suga ir mainījies 21,9 % gadījumu. Šeit gan jānorāda, ka mums nav pieejama informācija, vai šīs jaunaudzēs ir egļu stādījumi vai arī to skaitā ir dabiski atjaunojušās egļu audzes. Liela ietekme uz audžu audzēšanas risku varētu būt atsevišķiem reti notikumiem, piemēram, Kurzemes, Vidzemes un Zemgales mežaudzēs koku bojājumus radīja 2005. gada janvāra vētra, kurai spēkā līdzvērtīga nebija bijusi kopš 1969. gada novembra. Savukārt Latgales meži cieta 2010. gada augusta vētrā. Faktiski 2005. gadā

sanitārajās kailcirtēs, kurās, pēc VMD datiem, galvenais bojājumu iemesls ir vējš un sniegs, tika nocirsti 18 661 ha meža jeb 47 % no 26 gadu laikā šī iemesla dēļ nocirstajām sanitārajām kailcirtēm (39 632 ha). Tātad, ņemot vērā kumulatīvo risku un pieņemot, ka tas ir relatīvi nemainīgs, var uzskatīt, ka tikai ~70 % no audzēm, kas pašreiz ir 31–40 gadus vecas un kurās valdošā suga ir egļu, sasniegs galvenās cirtes vecumu (81 gads) kā egļu audzes. Ja ignorējam atsevišķus ekstrēmus notikumus, piemēram, 2005. gada vētras ietekmi, tad var pieņemt, ka galvenās cirtes vecumu varētu sasniegt ap 85 % audžu.

Izvērtējot egļu audžu apsaimniekošanas vēsturi akciju sabiedrības “Latvijas valsts meži” (LVM) apsaimniekotajos mežos, konstatēts, ka pēdējo 20 gadu laikā 52 % audžu ciršana, kurā iegūta koksne, nav notikusi. Trešās vecuma desmitgades audzēs (21–30 gadus vecas) – tādu ir pat 83 % (3.1. att.). Audžu īpatsvars, kurās veiktas sanitārās izlases cirtes, vidēji ir 16 %, bet tas pieaug, palielinoties audžu vecumam. No audzēm, kuras sasniegušas 81–90 gadu vecumu, 30,4 % audžu pēdējo 20 gadu laikā ir reģistrēta vismaz viena sanitārā izlases cirte. Vislielākais sanitāro izlases ciršu īpatsvars pēc kopšanas cirtēm ir 51–60 gadus vecās audzēs, 13 % audžu pēc kopšanas ir veikta sanitārā izlases cirte. Taču arī šajā gadījumā jāņem vērā, ka analizētajā laika periodā bija ekstrēms notikums – 2005. gada janvāra vētra.



3.1. attēls. Egļu audžu platību pa cirtes veidiem īpatsvara izmaiņas (%) pa vecuma desmitgadēm no 1996.–2015. gadam (%).

(LVM dati)

## Materiāls un metodika

### Risku mijiedarbība egļu audzēs

Šī pētījuma vajadzībām mežaudzes struktūra modelēta no kokaudzes dimensijām, kādas atbilstoši MSI parauglaukumos un 2015.–2017. gada Valsts pētījumu programmas “Meža un zemes dzīļu resursu izpēte, ilgtspējīga izmantošana – jauni produkti un tehnoloģijas (ResProd)” pētījuma “Vienvecuma egļu mežu audzēšanas potenciāls auglīgajās meža ekosistēmās” gaitā izveidotajos parauglaukumos sasniedz 30 gadu vecumā (3.2. tab.).

3.2. tabula. Modelējamo audžu sākotnējie taksācijas rādītāji

Bonitāte *	Vecums A, gadi	Vidējais augstums $H_g$ , m	Vidējais caurmērs $D_g$ , cm	Koku skaits $N$ , ha <sup>-1</sup>	Šķērslaukums $G$ , m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
I <sup>a</sup>	30	16,0	17,9	1250	31,4
I	30	13,2	15,0	1600	28,4

\* pēc Orlova skalas.

Savukārt augšanas gaitas modelēšanai izmantotas šādas vienādojumu sistēmas (Donis u.c., 2016):

- vidējā augstuma izmaiņu prognozes vienādojums;
- vidējā caurmēra izmaiņu prognozes vienādojumi;
- meža elementa šķērslaukuma izmaiņu prognozes vienādojumi;
- kopšanas ciršu ietekmes uz mežaudzes caurmēru prognozes vienādojums.

Egles meža elementa vidējā augstuma prognozes vienādojums:

$$H_2 = 1,3 + \frac{A_2^{b_1}}{b_2 + 100 b_3 \frac{A_1^{b_1}}{H_1 - 1,3} - b_2 + \frac{A_1^{b_1}}{H_1 - 1,3} - b_2}{100 b_3 + A_1^{b_1}} + \frac{A_1^{b_1}}{100 b_3 + A_1^{b_1}} A_2^{b_1}, \text{ kur} \quad (1)$$

$H_1$  – meža elementa vidējais augstums prognozes perioda sākumā, m;

$H_2$  – meža elementa vidējais augstums prognozes perioda beigās, m;

$A_1$  – meža elementa krūšaugstuma vecums prognozes perioda sākumā, gadi;

$A_2$  – meža elementa krūšaugstuma vecums prognozes perioda beigās, gadi;

$b_1$  ;  $b_2$  ;  $b_3$  – empīriskie koeficienti, kas atkarīgi no meža elementa (3.3. tab.).

3.3. tabula. Egles meža elementa vidējā augstuma prognozes vienādojuma koeficientu vērtības

Koeficients	$b_1$	$b_2$	$b_3$
Vērtība	1,173	-68,65	38,279

Egles meža elementa vidējā caurmēra prognozes modeļa algoritms:

$$N_{max} = c_1 D_1^{c_2} H_1^{c_3} \quad (2)$$

$$RB = \frac{N}{N_{max}} \quad (3)$$

$$D_2 = \frac{A_2^{b_1}}{b_2 \frac{N_1}{N_{max}} + 100b_3 \frac{A_1^{b_1}}{D_1 - b_2 \frac{N_1}{N_{max}}} + \frac{A_1^{b_1}}{D_1 - b_2 \frac{N_1}{N_{max}}} \frac{A_2^{b_1}}{100b_3 + A_1^{b_1}}}, \text{ kur} \quad (4)$$

$N_{max}$  – meža elementa maksimālais koku skaits prognozes perioda sākumā,  $ha^{-1}$ ;

$N$  – meža elementa koku skaits prognozes perioda sākumā,  $ha^{-1}$ ;

$RB$  – meža elementa relatīvā biežība;

$D_1$  – meža elementa vidējais caurmērs prognozes perioda sākumā, cm;

$D_2$  – meža elementa vidējais caurmērs prognozes perioda beigās, cm;

$A_1$  – meža elementa krūšaugstuma vecums prognozes perioda sākumā, gadi;

$A_2$  – meža elementa krūšaugstuma vecums prognozes perioda beigās, gadi;

$b_1$  ;  $b_2$  ;  $b_3$  ;  $c_1$  ;  $c_2$  ;  $c_3$  – empīriskie koeficienti, kas atkarīgi no meža elementa (3.4. tab.).

3.4. tabula. Egles meža elementa vidējā caurmēra aktualizācijas vienādojuma koeficientu vērtības

Koeficients	$b_1$	$b_2$	$b_3$	$c_1$	$c_2$	$c_3$
Vērtība	0,775	-32,599	37,898	103106	-1,381	-0,103

Relatīvās biežības pārrēķināšana jāveic ne retāk kā reizi piecos gados (t.i., tā saglabājama konstanta ne ilgāk kā 5 gadu periodam).

Egles meža elementa šķērslaukuma izmaiņas prognožu modelis:

$$g'_2 = g_1 + g_1 \left( b_0 + b_1 \frac{t_1}{100} + b_2 t_1^{-2} + b_3 \frac{g_1}{t_1} + b_4 \frac{G_L}{t_1} + b_5 \frac{SI}{t_1} \right) (t_2 - t_1) \quad (5.1)$$

$$g'_2 = g_1 + g_1 \left( b_0 + b_1 \frac{t_1}{100} + b_2 t_1^{-2} \right) (t_2 - t_1) \quad (5.2)$$

$$g_{max} = \frac{b_1}{1 + \left( \frac{d}{b_2} \right)^{b_3}} \quad (6)$$

$$g_2 = \min(g'_2; g_{max}), \text{ kur} \quad (7)$$

$g'_2$  – prognozētais meža elementa šķērslaukums perioda beigās,  $m^2 ha^{-1}$ ;

$g_1$  – meža elementa šķērslaukums perioda sākumā,  $m^2 ha^{-1}$ ;

$t_1$  – meža elementa krūšaugstuma vecums perioda sākumā, gadi;

$t_2$  – meža elementa krūšaugstuma vecums perioda beigās, gadi;

$G_L$  – šķērslaukuma summa perioda sākumā meža elementiem, kas vienādi vai lielāki par konkrēto meža elementu (ja I stāva meža elements, tad I stāva šķērslaukums, ja II stāva meža elements, tad I un II stāva šķērslaukumu summa),  $m^2 ha^{-1}$ ;

$SI$  – prognozētais meža elementa vidējais augstums noteiktā krūšaugstuma vecumā (eglei – 100 gadi), m; aprēķinos pieņemts, ka I<sup>a</sup> bonitātes audzēm  $SI = 37$ , I bonitātes audzēm  $SI = 35$  un II bonitātes audzēm  $SI = 33$ ;

$g_{max}$  – meža elementa maksimālais šķērslaukums,  $m^2 ha^{-1}$ ;

$d$  – meža elementa vidējais caurmērs, cm;

$g_2$  – meža elementa šķērslaukums perioda beigās,  $m^2 ha^{-1}$ ;

$b_0; b_1; b_2; b_3; b_4; b_5$  – empīriskie koeficienti, kas atkarīgi no meža elementa (3.5. tab.).

3.5. tabula. Egles meža elementa šķērslaukuma prognožu modeļa koeficientu vērtības

Vienādojums	5.1					5.2			6			
Koeficients	$b_0$	$b_1$	$b_2$	$b_3$	$b_4$	$b_5$	$b_0$	$b_1$	$b_2$	$b_1$	$b_2$	$b_3$
Vērtība	0,212	-0,121	13,621	1,069	-0,173	0,024	0,028	-0,021	12,574	56,984	9,337	-1,703

Vienādojuma 5.1. ierobežojumi:

- perioda garums 1–20 gadi;
- meža elementa šķērslaukums vismaz  $5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ;
- meža elementa krūšaugstuma vecums eglei nepārsniedz 100 gadus.

Neapsaimniekotu audžu šķērslaukums aprēķināts no MSI datu bāzes parauglaukumiem, kuros nav reģistrēti celmi, audžu vidējo mediāno šķērslaukumu datiem un aproksimēts ar sekojošu vienādojumu:

$$g_{med} = b_1(1 - \exp(-b_2 h)), \text{ kur} \quad (8)$$

$g_{med}$  – meža elementa mediānais šķērslaukums,  $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ;

$h$  – meža elementa vidējais augstums, m;

$b_1$ ;  $b_2$  – empīriskie koeficienti, kas atkarīgi no meža elementa  $b_1 = 42,62$  un  $b_2 = 0,0733$ .

*Egles meža elementa krājas aprēķina vienādojums*

Meža elementa krājas aprēķināšanai izmantota I. Liepas atsevišķa koka tilpuma formula (Liepa, 1996), ņemot vērā koku skaitu, koku vidējo augstumu un vidējo kvadrātisko caurmēru.

*Egles meža elementa vidējā caurmēra augšanas gaitas modelis kopšanas ciršu ietekmes ievērtēšanai*

Meža elementa vidējā caurmēra prognozes etapi:

1. Vidējā caurmēra izmaiņas kopšanas ciršes rezultātā.

$$d_1 = \sqrt{\frac{40000}{\pi} \left( \frac{G_{kop} - G_{kop} rG}{N_{kop} - N_{kop} rG NG} \right)}, \text{ kur} \quad (9)$$

$d_1$  – mežaudzes vidējais caurmērs pēc kopšanas ciršes, cm;



$G_{kop}$  – kopējais (sākotnējais) koku šķērslaukums,  $m^2 ha^{-1}$ ;  
 $rG$  – kopšanas cirtes intensitāte (10. vienādojums);  
 $N_{kop}$  – kopējais (sākotnējais) koku skaits,  $ha^{-1}$ ;  
 $NG$  – kopšanas cirtes tips (ja neitrāla atlase, tad  $NG = 1,0$ ; ja kopšana no apakšas, tad  $NG > 1,0$ ; ja kopšana no augšas, tad  $NG < 1,0$ ).

2. Vidējā caurmēra prognoze – 4. vienādojums.

3. Vidējā caurmēra papildus pieaugums kopšanas cirtes rezultātā.

Vidējā caurmēra papildus pieaugums jau tiek prognozēts relatīvās biežības samazināšanās un vidējā caurmēra mehāniskas palielināšanās rezultātā.

4. Meža elementa palikušā šķērslaukuma aprēķināšana.

$$g_1 = g'_1 - g_{izc} \quad \text{jeb} \quad g_1 = g'_1 - g_1 rG, \text{ kur} \quad (10)$$

$g_1$  – meža elementa šķērslaukums pēc kopšanas cirtes,  $m^2 ha^{-1}$ ;

$g'_1$  – meža elementa šķērslaukums pirms kopšanas cirtes,  $m^2 ha^{-1}$ ;

$g_{izc}$  – meža elementa izcirstais šķērslaukums,  $m^2 ha^{-1}$ ;

$rG$  – nedefinētā kopšanas cirtes intensitāte.

Meža elementa koku skaits tiek rēķināts kā sekundārs parametrs atkarībā no prognozētā meža elementa šķērslaukuma un caurmēra.

## Apsaimniekošanas alternatīvu izvērtēšanas kritēriji un indikatori

Kā apsaimniekošanas alternatīvu novērtēšanas kritēriji izvēlēti finanšu rādītāji un iegūstamās koksnes apjoms.

### Finanšu rādītāji

Finanšu aprēķiniem izmantoti šādi rādītāji: tīrā tagadnes vērtība, iekšējā atmaksāšanās likme, ekvivalentie ikgadējie ieņēmumi un sagaidāmā zemes vērtība (Klemperer, 1996). Lai arī tīrā tagadnes vērtība ir biežāk lietotais investīciju vai kapitāla vērtības noteikšanas rādītājs, tomēr no teorētiskā skatupunkta, ja salīdzina dažāda garuma projektus un pieņem, ka išāko projektu var reinvestēt ar to pašu iekšējās atmaksāšanās likmi, tad korektāk ir izmantot ekvivalentos ikgadējos ieņēmumus (Klemperer, 1996).

Tīrā tagadnes vērtība (NPV)

$$NPV = \sum_{Y=0}^n \frac{R_Y}{(1+r)^Y} - \sum_{Y=0}^n \frac{C_Y}{(1+r)^Y} \quad (11)$$

lekšējā atmaksāšanās likme (IRR)

$$\sum_{y=0}^n \frac{R_y}{(1 + IRR)^y} - \sum_{y=0}^n \frac{C_y}{(1 + IRR)^y} = 0 \quad (12)$$

Ekvivalentie ikgadējie ieņēmumi (EAA)

$$EAA = NPV \frac{r}{1 - (1 + r)^{-n}} \quad (13)$$

Sagaidāmā zemes vērtība (LEV jeb  $WPL_{\infty}$ )

$$WPL_{\infty} = \frac{\sum_{y=0}^t R_y (1 + r)^{(t-y)} - \sum_{y=0}^t C_y (1 + r)^{(t-y)}}{(1 + r)^t - 1} + \frac{a - c}{r}, \text{ kur} \quad (14)$$

$R_y$  – ieņēmumi  $y$  gadā;

$C_y$  – izmaksas  $y$  gadā;

$n$  – aprēķinu perioda garums;

$t$  – rotācijas perioda garums;

$a$  – ikgadējie ieņēmumi;

$c$  – ikgadējās izmaksas;

$r$  – intereses likme.

Aprēķini veikti, izmantojot 0,01%, 2%, 3,2% un 4,24% reālās intereses likmes.

0,01% intereses likmes gadījumā aprēķināto EAA var uzskatīt par ļoti tuvu rādītāju t.s. meža rentei.

3,2% intereses likme tiek izmantota meža kadastrālās vērtības aprēķināšanai, savukārt 4,24% intereses likmi savos aprēķinos izmanto LVM.

### Koksnes ieguves apjoms

Koksnes ieguves apjoma izvērtējumā izvēlēti divi aspekti:

- kopējais iegūstamais koksnes apjoms no platības vienības rotācijas periodā un laika vienībā;
- resno ( $D_{\text{tievg}} > 26$  cm) sortimentu ieguves apjoms no platības vienības rotācijas periodā un laika vienībā.

## **Mežsaimniecisko alternatīvu izvērtēšana, audzējot pārbiezinātas vienvecuma egļu audzes**

### *Izvērtējamo mežsaimniecisko alternatīvu definēšana*

Saimniecisko darbību alternatīvu skaits, arī normatīvo aktu ietvaros, ir praktiski neierobežots: ir iespējams mainīt sastāva un krājas kopšanas ciršu skaitu, veikšanas gadu un to intensitāti utt. Šajā pētījumā apskatītas šādas apsaimniekošanas alternatīvas:

- pieņemts, ka sākotnējais biežums audžu ierīkošanas laikā ir 4000 koku uz 1 ha;
- pieņemts, ka sastāva kopšanas cirtēm 30 gadu vecumā audžu taksācijas rādītāji atbilst 3.2. tabulā definētajiem;
- kopšanas režīms (bez riska un ar dažādu riska faktoru mijiedarbību):
  - 1) bez krājas kopšanas cirtēm (Bez KKC);
  - 2) ar krājas kopšanas cirti 35 gadu vecumā – izretinot līdz 700 kokiem uz 1 ha (KKC\_1);
  - 3) ar krājas kopšanas cirti 35 gadu vecumā un 55 gadu vecumā – izretinot līdz 900 kokiem uz 1 ha un 600 kokiem uz 1 ha (KKC2\_1);
  - 4) ar krājas kopšanas cirti 35 gadu vecumā un 50 gadu vecumā – izretinot līdz 900 kokiem uz 1 ha un 600 kokiem uz 1 ha (KKC2\_2);
- kailcirtes katrā no kopšanas cirtes alternatīvām plāno 65, 75 un 85 gadu vecumā (65 un 75 gadu vecumā audze jau ir sasniegusi MK noteikumos definēto mērķa caurmēru). MK noteikumos atbilstošais galvenās cirtes caurmērs I<sup>a</sup> bonitātes audzēm ir 31 cm, bet I un II bonitātes audzēm – 29 cm.

### *Dabas faktoru risku pieņēmumi*

Nesekmīgas meža atjaunošanas gadījumā nepieciešama papildināšana 500 gab. ha<sup>-1</sup>.

Trupe skārusi 50 % koku. Trupes kolonnas augstums ir 6 m. Trupes skartā stumbra daļa izmantojama kā papīrmalka.

Kopšanas ciršu gadījumā prognozējams, ka pēc otrās kopšanas cirtes 5 gadu laikā veiks sanitāro cirti, kurā iegūs 17 % koksnes no audzes krājas (tāds ir vidējais bojājuma īpatsvars 2001.–2004. gadā koptajās egļu audzēs pēc 2005. gada vētras).

Katra no apsaimniekošanas alternatīvām aprēķināta 2 variantos: 1) bezriskā audzēšanas variants un 2) dabiskie riska faktori ir realizējušies atbilstoši pieņemtajam dabas faktoru riska līmenim. Šīs alternatīvas turpmāk tekstā attiecīgi nodēvētas, to saīsinājumus papildinot ar frāzi “BOJ”. Tādējādi katrai bonitātei aprēķinātas kopumā 24 apsaimniekošanas (audzes attīstības) alternatīvas.

### *Izmaksu un ieņēmumu pieņēmumi*

Pieņemts, ka administratīvās izmaksas ir 10 EUR ha<sup>-1</sup> gadā.

Nekustamā īpašuma nodoklis ir 4,85 EUR ha<sup>-1</sup> gadā pirmos 4 gadus pēc augsnes sagatavošanas un pēc audzes 40 gadu vecuma sasniegšanas līdz tās nociršanai.

Pieņemtās periodiskās izmaksas apkopotas 3.6. tabulā.

*3.6. tabula. Pieņemtās periodiskās izmaksas*

Rotācijas perioda gads	Bezriskā		Ar riska faktoru ietekmi (alternatīvās BOJ)	
	Periodiskie pasākumi	EUR ha <sup>-1</sup>	Periodiskie pasākumi	EUR ha <sup>-1</sup>
0	Augsnes gatavošana	-150	Augsnes gatavošana	-150
1	Stādīšana+kopšana	-1045	Stādīšana+kopšana+aizsardzība	-1173
2	Agrotehn. kopšana	-105	Papildināšana+agrotehn.+aizsardzība	-328
3	Agrotehn. kopšana	-105	Agrotehn. kopšana+aizsardzība_I	-141
7	Sastāva kopšana I	-126	Sastāva kopšana I+aizsardzība_II	-162
11	Sastāva kopšana II	-126	Sastāva kopšana II	-126

Finanšu aprēķinu pieņēmumi – sortimentu cenas pie ražotāja, meža darbu un mežizstrādes, pievešanas/izvešanas izmaksas (izmantojot Centrālās statistikas pārvaldes un LVM 2017. gada datus) – ir atspoguļoti 3.7. un 3.8. tabulā.

*3.7. tabula. Pieņēmumi par koku ciršanas/pievešanas/izvešanas izmaksām (EUR m<sup>-3</sup>) dažādiem cirtes veidiem*

	Kailcirtē	Krājas kopšanas cirtē (35 g. vecumā)	Krājas kopšanas cirtē (50–55 g. vecumā)	Sanitārā izlases cirtē (55–60 g. vecumā)
Izmaksas	21	31	25	31

3.8. tabula. Pieņēmumi par sortimentu cenu patēriņa vietā un dimensijām

Parametrs	Sortimentu veids				
	Resnā lietkoksne	Vidējā lietkoksne	Tievā lietkoksne	Papīr- malka	Malka
Cena, EUR m <sup>-3</sup>	70	65	45	45	28
Garums, m	4,9	3,1	3,1	3,1	2,0
Caurmērs tievgali, cm	26	18	14	6	3

Sortimentu iznākums aprēķināts, izmantojot R. Ozoliņa izstrādātos vienādojumus (Ozolins, 2002).

## Rezultāti un diskusija

### Mežsaimniecisko alternatīvu izvērtēšana vecās, pārbiezinātās vienvecuma egļu audzēs pilnā aprites ciklā

#### Finanšu rādītāji

I bonitātes audzēs nevienā no alternatīvām IRR nepārsniedz 4,19 %, kas nozīmē, ka visas apskatītās alternatīvas, pie LVM izvēlētās procentu likmes 4,24 % (AS LVM 2014. gada pārskats, 2015), nav finansiāli izdevīgas. Ja izvēlas Valsts zemes dienesta (VZD) izmantoto 3,2 % likmi, tad bezriska apstākļos visās alternatīvās, paredzot veikt kopšanas cirti, NPV ir pozitīva. Savukārt bez kopšanas cirtes NPV ir pozitīva, ja paredz audzes nociršanu 65 gadu vecumā pēc mērķa caurmēra sasniegšanas (3.9. tab.).

3.9. tabula. Mežsaimniecības alternatīvu finanšu rādītāji  
I bonitātes egļu tiraudzēs

Finanšu rādītājs	Vecums, gadi	Intereses likme, %	Bez KKC	Bez KKC BOJ	KKC1	KKC1 BOJ	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ
NPV, EUR	65	0,01	12694	10524	17719	14877	18737	14842	18067	14034
NPV, EUR	65	2,0	2187	1296	3950	2806	4309	2910	4175	2762
NPV, EUR	65	3,2	93	-528	1079	309	1261	385	1221	347
NPV, EUR	65	4,24	-756	-1261	-143	-743	-46	-694	-53	-697

Finanšu rādītājs	Vecums, gadi	Intereses likme, %	Bez KKC	Bez KKC BOJ	KKC1	KKC1 BOJ	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ
LEV, EUR	65	2,0	3021	1791	5456	3876	5952	4019	5767	3815
LEV, EUR	65	3,2	107	-607	1239	355	1448	442	1402	398
LEV, EUR	65	4,24	-811	-1352	-153	-796	-49	-744	-57	-747
IRR, %	65	3,48	3,28	2,74	4,08	3,44	4,19	3,50	4,18	3,48
EAA, EUR	65	0,01	196	162	274	230	289	229	279	217
EAA, EUR	65	2,0	60	36	109	78	119	80	115	76
EAA, EUR	65	3,2	3	-19	40	11	46	14	45	13
EAA, EUR	65	4,24	-34	-57	-6	-34	-2	-32	-2	-32
NPV, EUR	75	0,01	15244	12820	22740	19358	26435	18918	23514	18058
NPV, EUR	75	2,0	2012	1151	4171	3009	5207	3198	4570	3045
NPV, EUR	75	3,2	-197	-782	904	158	1387	320	1141	282
NPV, EUR	75	4,24	-992	-1468	-345	-921	-98	-808	-201	-810
LEV, EUR	75	2,0	2602	1488	5392	3890	6731	4135	5908	3937
LEV, EUR	75	3,2	-218	-863	998	174	1531	353	1260	311
LEV, EUR	75	4,24	-1038	-1536	-361	-964	-102	-846	-210	-847
IRR, %	75	-	3,03	2,58	3,87	3,31	4,14	3,43	4,03	3,41
EAA, EUR	75	0,01	204	172	304	259	354	253	315	242
EAA, EUR	75	2,0	52	30	108	78	135	83	118	79
EAA, EUR	75	3,2	-7	-28	32	6	49	11	40	10
EAA, EUR	75	4,24	-44	-65	-15	-41	-4	-36	-9	-36
NPV, EUR	85	0,01	17521	14886	25348	21659	27638	23331	27195	22419
NPV, EUR	85	2,0	1710	891	3691	2581	4409	3328	4337	3173
NPV, EUR	85	3,2	-497	-1045	478	-222	829	189	818	152
NPV, EUR	85	4,24	-1195	-1647	-628	-1173	-443	-937	-435	-937
LEV, EUR	85	2,0	2100	1094	4533	3169	5415	4088	5326	3897
LEV, EUR	85	3,2	-533	-1122	513	-238	891	203	878	163
LEV, EUR	85	4,24	-1232	-1697	-647	-1208	-456	-965	-449	-965
IRR, %	85	-	2,80	2,40	3,55	3,05	3,78	3,33	3,78	3,30
EAA, EUR	85	0,01	207	176	299	256	327	276	321	265
EAA, EUR	85	2,0	42	22	91	63	108	82	107	78
EAA, EUR	85	3,2	-17	-36	16	-8	28	7	28	5
EAA, EUR	85	4,24	-52	-72	-27	-51	-19	-41	-19	-41

Gadījumā, ja audze ir bojāta, tad NPV pie 3,2 % intereses likmes ir pozitīva visos gadījumos, kad paredzētas 2 kopšanas cirtes vai viena kopšanas cirte, to nocērtot 75 gadu vecumā pēc mērķa caurmēra sasniegšanas.

Ja meža apsaimniekotāju apmierina 2 % intereses likme, tad NPV ir pozitīva visos gadījumos.

EAA, pie 3,2 % intereses likmes, visaugstākie ir alternatīvā ar galvenās cirtes vecumu 75 gadi un, plānojot 2 kopšanas cirtes – vienu 35 gadu vecumā un otru 55 gadu vecumā. Šajā gadījumā EAA ir 49 EUR ha<sup>-1</sup> gadā. Viena intensīvāka kopšana 35 gados ir ar mazāku EAA (16–40 EUR) atkarībā no plānotā galvenās cirtes vecuma pēc mērķa caurmēra sasniegšanas.

1<sup>a</sup> bonitātes audzēs 5 no 24 alternatīvām IRR pārsniedz 4,24 %, kas nozīmē, ka tikai tās, proti, KKC1<sub>65</sub>, KKC2\_1<sub>65</sub>; KKC2\_2<sub>65</sub>; KKC2\_1<sub>75</sub>; KKC2\_2<sub>75</sub>, pie LVM izvēlētās intereses likmes 4,24 %, ir finansiāli izdevīgas. Ja izvēlas VZD izmantoto 3,2 % likmi, tad visās alternatīvās, kurās paredzēts veikt kopšanas cirti, NPV ir pozitīva. Savukārt bez kopšanas cirtes NPV ir pozitīva, ja paredz audzes nociršanu 65 vai 75 gadu vecumā pēc mērķa caurmēra sasniegšanas, bet pārējos gadījumos NPV ir negatīva (3.10. tab.).

3.10. tabula. Mežsaimniecības alternatīvu finanšu rādītāji  
1<sup>a</sup> bonitātes egļu tīraudzēs

Finanšu rādītājs	Vecums, gadi	Intereses likme, %	Bez KKC	Bez KKC BOJ	KKC1	KKC1 BOJ	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ
NPV, EUR	65	0,01	15971	13428	23523	20112	25463	20480	25806	20697
NPV, EUR	65	2,0	3097	2104	5633	4318	6189	4504	6437	4743
NPV, EUR	65	3,2	519	-151	1897	1042	2142	1138	2316	1317
NPV, EUR	65	4,24	-534	-1064	303	-345	413	-299	537	-169
LEV, EUR	65	2,0	4279	2906	7780	5965	8549	6222	8891	6552
LEV, EUR	65	3,2	596	-173	2178	1196	2459	1306	2660	1512
LEV, EUR	65	4,24	-573	-1141	324	-370	443	-321	575	-181
IRR, %	65	-	3,62	3,08	4,54	3,91	4,63	3,96	4,75	4,08
EAA, EUR	65	0,01	247	207	363	310	393	316	398	319
EAA, EUR	65	2,0	86	58	156	119	171	124	178	131
EAA, EUR	65	3,2	19	-6	70	38	79	42	85	48
EAA, EUR	65	4,24	-24	-48	14	-16	19	-14	24	-8
NPV, EUR	75	0,01	18349	15615	26557	22690	30072	25467	29374	25765
NPV, EUR	75	2,0	2721	1789	5128	3840	6068	4768	6081	5016
NPV, EUR	75	3,2	97	-517	1342	535	1753	995	1831	1175
NPV, EUR	75	4,24	-853	-1342	-115	-723	78	-480	156	-351
LEV, EUR	75	2,0	3518	2312	6629	4964	7844	6164	7862	6484

Finanšu rādītājs	Vecums, gadi	Intereses likme, %	Bez KKC	Bez KKC BOJ	KKC1	KKC1 BOJ	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ
LEV, EUR	75	3,2	108	-570	1481	591	1935	1099	2021	1297
LEV, EUR	75	4,24	-892	-1405	-120	-756	81	-502	163	-367
IRR, %	75	-	3,28	2,82	4,12	3,55	4,31	3,81	4,39	3,93
EAA, EUR	75	0,01	246	209	355	304	402	341	393	345
EAA, EUR	75	2,0	70	46	133	99	157	123	157	130
EAA, EUR	75	3,2	3	-18	47	19	62	35	65	42
EAA, EUR	75	4,24	-38	-60	-5	-32	3	-21	7	-16
NPV, EUR	85	0,01	20424	17688	28731	24816	31097	28977	31554	29073
NPV, EUR	85	2,0	2254	1416	4424	3253	5104	4500	5380	4699
NPV, EUR	85	3,2	-295	-850	796	65	1100	658	1286	818
NPV, EUR	85	4,24	-1110	-1564	-464	-1026	-322	-721	-192	-601
LEV, EUR	85	2,0	2768	1739	5433	3996	6269	5526	6607	5771
LEV, EUR	85	3,2	-317	-913	855	70	1181	707	1381	878
LEV, EUR	85	4,24	-1143	-1612	-478	-1057	-332	-742	-198	-619
IRR, %	85	-	2,98	2,59	3,75	3,24	3,92	3,60	4,05	3,70
EAA, EUR	85	0,01	241	209	339	293	367	342	373	344
EAA, EUR	85	2,0	55	35	109	80	125	111	132	115
EAA, EUR	85	3,2	-10	-29	27	2	38	23	44	28
EAA, EUR	85	4,24	-48	-68	-20	-45	-14	-31	-8	-26

Ja meža apsaimniekotāju apmierina 2 % intereses likme, tad NPV I<sup>a</sup> bonitātes audzēs ir pozitīva visos gadījumos.

EAA, pie 3,2 % intereses likmes, visaugstākie ir alternatīvā ar galvenās cirtes vecumu 65 gadi un plānojot 2 kopšanas cirtes – vienu 35 gadu vecumā un otru 50 vai 55 gadu vecumā. Šajā gadījumā EAA ir 79–85 EUR ha<sup>-1</sup> gadā. Viena intensīvāka kopšana 35 gados ir ar mazāku EAA (19 EUR).

Ja finanšu aprēķinus veic, samazinot sortimentu vērtību par 20 %, bet pārējos nosacījumus saglabājot kā pamatanalizē, prioritātes nemainās, taču mainās atbilstošo rādītāju NPV, IRR un EAA faktiskās vērtības. Piemēram, ja I bonitātes audzēs EAA maksimālā vērtība pie  $r = 3,2\%$  ir 75 gadu vecumā (49 EUR), apsaimniekojot audzi ar 2 kopšanas cirtēm, tad, samazinoties sortimentu vērtībām par 20 % pie vienādiem pārējiem nosacījumiem, EAA ir 6 EUR. Pārējos variantos, pie 3,2 % intereses likmes, EAA ir negatīvi. Tādas pašas tendences ir arī I<sup>a</sup> bonitātes audzēs.

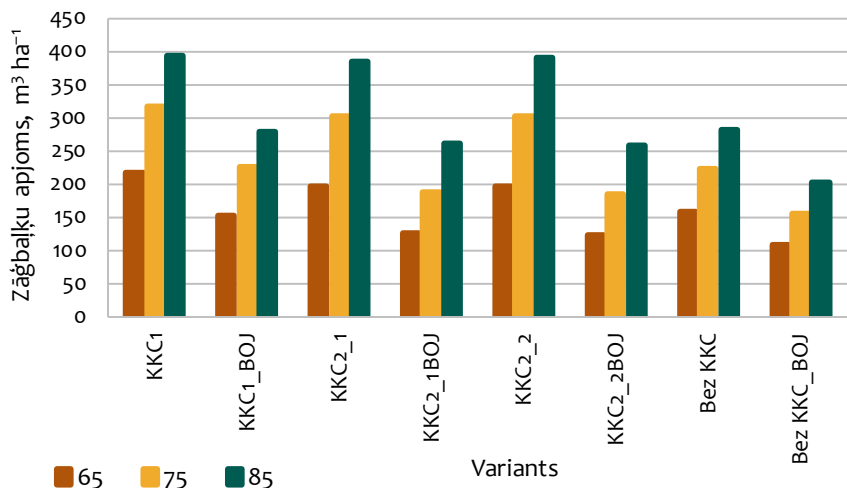


### Krājas rādītāji

Salīdzinot kopējo iegūstamo likvidās koksnes apjomu dažādās alternatīvās (3.11. tab.), konstatēts, ka tas ir atkarīgs no paredzētā galvenās cirtes vecuma (galvenās cirtes caurmēra). Vislielāko summāro krāju I bonitātes audzēs iegūst, audzējot audzi līdz 85 gadu vecumam un plānojot 2 kopšanas cirtes. Savukārt, ja plāno tikai vienu kopšanas cirti, tad iegūstamais apjoms ir ~10 % mazāks. Savukārt resnās lietkoksnēs apjoms abos gadījumos ir līdzīgs – 380–390 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Nocērtot audzi pēc mērķa caurmēra sasniegšanas 65 gadu vecumā, resnās lietkoksnēs apjoms ir 50–55 % no tā, kas iegūstams 85 gadu laikā. Bez krājas kopšanas cirtēm iegūstamais resnās lietkoksnēs apjoms ir ~70 % no tā, ko varētu iegūt, kopjot audzes (3.2. att.).

3.11. tabula. Summārais (starpcirtē un galvenajā cirtē) iegūstamais resnās lietkoksnēs ( $D_{tievg.} > 26$  cm) un likvidās koksnes apjoms (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) dažādos apsaimniekošanas variantos I bonitātes eļļu audzēs

iegūstamā koksne	Galvenās cirtes vecums, gadi	KKC1	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ	Bez KKC
Resnā lietkoksnē Veseli	65	218	196	173	197	174	159
	75	316	302	252	302	252	223
	85	395	386	357	391	359	283
Resnā lietkoksnē Bojātā daļa	65	87	86	80	82	76	58
	75	139	137	124	135	119	86
	85	165	167	164	167	160	120
Likvidā koksne Veseli	65	595	628	624	610	596	408
	75	709	753	729	734	700	458
	85	756	820	837	808	807	499
Likvidā koksne Bojātā daļa	65	596	629	624	611	597	409
	75	711	754	730	735	701	458
	85	758	822	839	811	809	501



3.2. attēls. Resno zāģbaļķu ( $D_{\text{ievg.}} > 26 \text{ cm}$ ) apjoms (kopā galvenajā cirtē un starpcirtē) dažādu apsaimniekošanas alternatīvu gadījumā, I bonitāte.

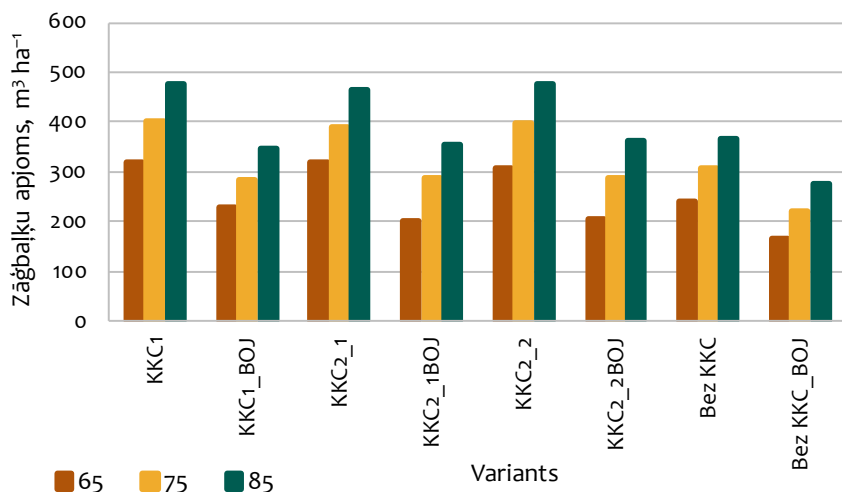
Apzīmējumi: 65, 75 un 85 – prognozētais galvenās cirtes vecums, gadi.

Līdzīga situācija veidojas arī I<sup>a</sup> bonitātes audzēs (3.12. tab.). Vislielāko summāro krāju I bonitātes audzēs iegūst, audzējot audzi līdz 85 gadu vecumam un plānojot 2 kopšanas cirtes. Turklāt atbilstoši modeļiem, ja bojājuma īpatsvars ir 17 % no krājas (pēc otrās kopšanas), tad summārās likvidās koksnes apjoms ir pat lielāks nekā bez sanitārās cirtes. Savukārt, ja plāno tikai 1 kopšanas cirti, tad iegūstamais apjoms ir ~8 % mazāks. Resnās lietkoksnēs apjoms abos gadījumos ir līdzīgs – 466–770 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Bojātu audžu gadījumā resnās lietkoksnēs apjoms ir ievērojami zemāks – tas ir tikai 66–76 % apjomā no tā, kāds iegūstams no veselām audzēm (3.3. att.).

Nocērtot audzi pēc mērķa caurmēra sasniegšanas 65 gadu vecumā, resnās lietkoksnēs apjoms ir 55–65 % no tā, kas iegūstams 85 gadu laikā. Bez krājas kopšanas cirtēm iegūstamais resnās lietkoksnēs apjoms ir ~75 % no tā, ko varētu iegūt, kopjot audzes.

3.12. tabula. Summārais (starpcirtē un galvenajā cirtē) iegūstamais resnās lietkoksnes ( $D_{tievg.} > 26$  cm) un likvidās koksnes apjoms ( $m^3 ha^{-1}$ ) dažādos apsaimniekošanas variantos I<sup>a</sup> bonitātes egļu audzēs

legūstamā koksne	Galvenās cirtes vecums, gadi	KKC1	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ	Bez KKC
Resnā lietkoksne Veseli	65	318	319	263	309	273	241
	75	402	389	381	400	381	309
	85	478	466	465	476	477	367
Resnā lietkoksne Bojātā daļa	65	139	141	140	145	137	95
	75	170	183	198	179	196	135
	85	220	223	242	229	245	189
Likvidā koksne Veseli	65	716	756	752	777	760	464
	75	768	825	880	842	888	513
	85	812	867	956	886	962	553
Likvidā koksne Bojātā daļa	65	717	757	753	778	761	465
	75	770	826	881	844	890	514
	85	815	872	960	889	965	555



3.3. attēls. Resno zāgbaļķu ( $D_{tievg.} > 26$  cm) apjoms (kopā galvenajā cirtē un starpcirtē) dažādu apsaimniekošanas alternatīvu gadījumā, I<sup>a</sup> bonitāte.

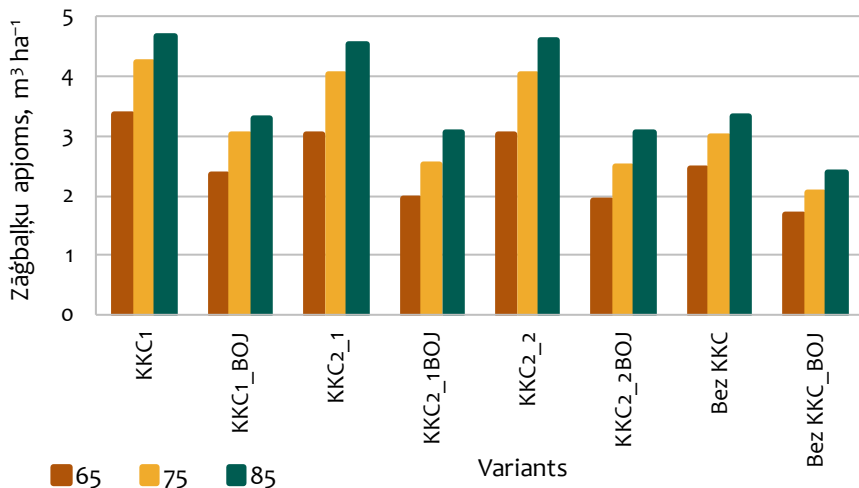
Apzīmējumi: 65, 75 un 85 – prognozētais galvenās cirtes vecums, gadi.

Ja salīdzina, kāda ir produktivitāte uz hektāra gadā audzes audzēšanas ciklā (3.13. tab.), tad redzams, ka, kopjot vienu reizi intensīvi un audzējot līdz 85 gadu vecumam, I bonitātes audzēs var iegūt vislielāko resnās lietskoksnes pieaugumu gadā ( $4,64 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), taču visai līdzīgs tas ir arī, veicot divas kopšanas (3.4. att.). Ja audze ir bojāta, tad vislielākais resnās koksnes pieaugums gadā ir, audzējot audzi līdz 85 gadu vecumam. Kopējais likvidās koksnes apjoma pieaugums, neatkarīgi no kopšanas alternatīvas, ir ap  $9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ .

3.13. tabula. Vidējais gadā (starpcirtē un galvenajā cirtē) iegūstamais resnās lietskoksnes ( $D_{\text{tievg.}} > 26 \text{ cm}$ ) un likvidās koksnes apjoms ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) dažādos apsaimniekošanas variantos I bonitātes egļu audzēs

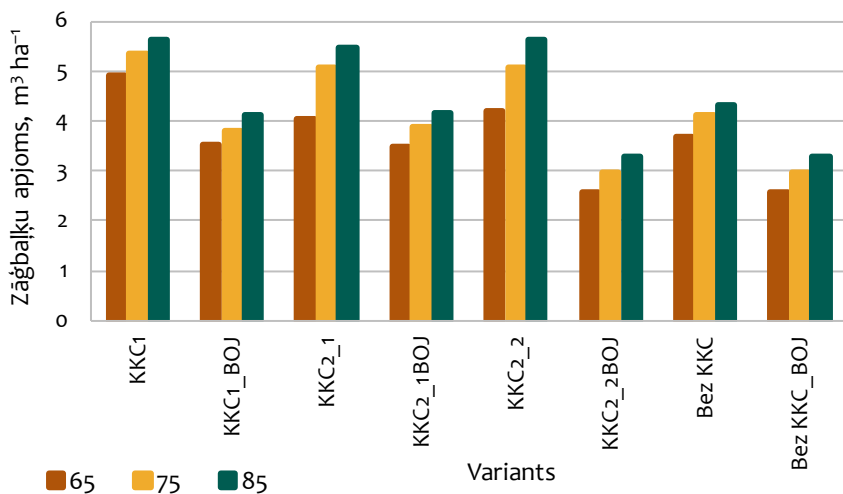
legūstamā koksne	Galvenās cirtes vecums, gadi	KKC1	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ	Bez KKC
Resnā lietskoksne Veseli	65	3,35	3,02	2,66	3,03	2,68	2,45
	75	4,21	4,03	3,36	4,02	3,36	2,97
	85	4,64	4,54	4,20	4,60	4,22	3,33
Resnā lietskoksne Bojātā daļa	65	1,34	1,33	1,23	1,27	1,16	0,89
	75	1,85	1,83	1,65	1,80	1,59	1,15
	85	1,94	1,96	1,92	1,97	1,88	1,41
Likvidā koksne Veseli	65	9,15	9,66	9,60	9,38	9,17	6,27
	75	9,45	10,04	9,72	9,79	9,33	6,10
	85	8,89	9,65	9,85	9,51	9,49	5,88
Likvidā koksne Bojātā daļa	65	9,17	9,68	9,60	9,40	9,18	6,29
	75	9,48	10,06	9,74	9,80	9,35	6,11
	85	8,92	9,67	9,87	9,54	9,52	5,89

Arī I<sup>a</sup> bonitātes audzēs (3.14. tab.) vislielākais resnās lietskoksnes ( $D_{\text{tievg.}} > 26 \text{ cm}$ ) pieaugums gadā ir sasniedzams, kopjot audzi vienu reizi un audzējot līdz 85 gadu vecumam. Un arī šajā gadījumā līdzīgs rezultāts sasniedzams, ja audzē veic divas kopšanas (3.5. att.). Kopējais likvidās koksnes apjoma pieaugums, neatkarīgi no kopšanas alternatīvas, ir ap  $10\text{--}11 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ .



3.4. attēls. Resno zāģbaļķu ( $D_{tievg.} > 26$  cm) vidējais gadā (starpcirtē un galvenajā cirtē) iegūstamais apjoms dažādu apsaimniekošanas alternatīvu gadījumā, I bonitāte.

Apzīmējumi: 65, 75 un 85 – prognozētais galvenās cirtes vecums, gadi.



3.5. attēls. Resno zāģbaļķu ( $D_{tievg.} > 26$  cm) vidējais gadā (starpcirtē un galvenajā cirtē) iegūstamais apjoms dažādu apsaimniekošanas alternatīvu gadījumā, I<sup>a</sup> bonitāte.

Apzīmējumi: 65, 75 un 85 – prognozētais galvenās cirtes vecums, gadi.

3.14. tabula. Vidējais gadā (starpcirtē un galvenajā cirtē) iegūstamais resnās lietkoksnes ( $D_{\text{tievg.}} > 26 \text{ cm}$ ) un likvidās koksnes apjoms ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) dažādos apsaimniekošanas variantos I<sup>a</sup> bonitātes egļu audzēs

legūstamā koksne	Galvenās cirtes vecums, gadi	KKC1	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ	Bez KKC
Resnā lietkoksne Veseli	65	4,9	4,9	4,1	4,8	4,2	3,7
	75	5,4	5,2	5,1	5,3	5,1	4,1
	85	5,6	5,5	5,5	5,6	5,6	4,3
Resnā lietkoksne Bojātā daļa	65	2,1	2,2	2,2	2,2	2,1	1,5
	75	2,3	2,4	2,6	2,4	2,6	1,8
	85	2,6	2,6	2,8	2,7	2,9	2,2
Likvidā koksne Veseli	65	11,0	11,6	11,6	11,9	11,7	7,1
	75	10,2	11,0	11,7	11,2	11,8	6,8
	85	9,6	10,2	11,2	10,4	11,3	6,5
Likvidā koksne Bojātā daļa	65	11,0	11,6	11,6	12,0	11,7	7,2
	75	10,3	11,0	11,7	11,2	11,9	6,9
	85	9,6	10,3	11,3	10,5	11,4	6,5

### Mežsaimniecisko alternatīvu izvērtēšana 30–60 gadus vecās, pārbiezinātās vienvecuma egļu audzēs

#### Finanšu rādītāji

Ja izvērtējam tālākās apsaimniekošanas alternatīvas audzēm, kuras jau ir sasniegušas 30–60 gadu vecumu, no vadības plānošanas viedokļa agrākās izmaksas (atjaunošanai, jaunaudžu kopšanai utt.) var tikt uzskatītas par t.s. “sunk costs” (angļu val.), un tās nākotnes apsaimniekošanas alternatīvu izvērtēšanā var ignorēt. Atbilstošie jau 30 gadu vecumu sasniegušo audžu apsaimniekošanas finanšu rādītāji I bonitātes audzēm apkopoti 3.15. tabulā, bet I<sup>a</sup> bonitātes audzēm 3.16. tabulā.

3.15. tabula. 30-gadīgu pārbiezinātu I bonitātes egļu audžu  
apsaimniekošanas alternatīvu finanšu rādītāji

Finanšu rādītājs	Vecums, gadi	Intereses likme, %	Bez KKC	Bez KKC BOJ	KKC1	KKC1 BOJ	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ
NPV <sub>30</sub> , EUR	65	0,01	14718	12965	19759	17332	20780	17297	20108	16487
NPV <sub>30</sub> , EUR	65	2,0	7289	6409	10482	9143	11133	9331	10890	9063
NPV <sub>30</sub> , EUR	65	3,2	4786	4201	7322	6357	7790	6551	7688	6453
NPV <sub>30</sub> , EUR	65	4,24	3326	2915	5458	4716	5796	4885	5771	4877
NPV <sub>30</sub> , EUR	75	0,01	17276	15269	24794	21826	28501	21385	25571	20523
NPV <sub>30</sub> , EUR	75	2,0	6973	6146	10882	9512	12759	9854	11606	9577
NPV <sub>30</sub> , EUR	75	3,2	4038	3549	6872	5966	8114	6384	7481	6286
NPV <sub>30</sub> , EUR	75	4,24	2508	2197	4754	4097	5615	4489	5256	4484
NPV <sub>30</sub> , EUR	85	0,01	19560	17340	27410	24134	29708	25812	29263	24897
NPV <sub>30</sub> , EUR	85	2,0	6425	5674	10014	8735	11315	10089	11183	9809
NPV <sub>30</sub> , EUR	85	3,2	3268	2873	5776	4990	6679	6048	6649	5952
NPV <sub>30</sub> , EUR	85	4,24	1800	1573	3771	3222	4416	4042	4441	4041

3.16. tabula. 30-gadīgu pārbiezinātu I<sup>a</sup> bonitātes egļu audžu  
apsaimniekošanas alternatīvu finanšu rādītāji

Finanšu rādītājs	Vecums, gadi	Intereses likme, %	Bez KKC	Bez KKC BOJ	KKC1	KKC1 BOJ	KKC2_1	KKC2_1 BOJ	KKC2_2	KKC2_2 BOJ
NPV <sub>30</sub> , EUR	65	0,01	18006	15879	25580	22583	27526	22952	27870	23170
NPV <sub>30</sub> , EUR	65	2,0	8938	7871	13531	11883	14538	12220	14987	12653
NPV <sub>30</sub> , EUR	65	3,2	5881	5172	9426	8242	10056	8488	10505	8949
NPV <sub>30</sub> , EUR	65	4,24	4097	3598	7006	6098	7391	6258	7820	6710
NPV <sub>30</sub> , EUR	75	0,01	20391	18072	28623	25168	32149	27954	31449	28252
NPV <sub>30</sub> , EUR	75	2,0	8257	7301	12616	11017	14318	12697	14343	13146
NPV <sub>30</sub> , EUR	75	3,2	4796	4231	7997	6938	9055	8121	9256	8584
NPV <sub>30</sub> , EUR	75	4,24	2991	2632	5556	4786	6224	5629	6497	6079
NPV <sub>30</sub> , EUR	85	0,01	22472	20151	30804	27301	33177	31474	33636	31570
NPV <sub>30</sub> , EUR	85	2,0	7410	6625	11341	9954	12573	12211	13072	12573
NPV <sub>30</sub> , EUR	85	3,2	3786	3373	6593	5729	7375	7254	7855	7664
NPV <sub>30</sub> , EUR	85	4,24	2098	1860	4343	3731	4836	4793	5286	5209

Arī, ja salīdzina alternatīvas pēc NPV ar dažādām intereses likmēm, bezriskā apstākļos izdevīgākais apsaimniekošanas variants ir plānot divas audžu kopšanas. Taču atkarībā no izvēlētās intereses likmes audze cērtama galvenajā cirtē pēc mērķa caurmēra sasniegšanas 65 gados, ja tiek izmantota 4,24 % intereses likme, vai 75 gados, ja izmanto 2 % vai 3,2 % intereses likmi. Ja audze ir bojāta, tad NPV pie 2 % vai mazākas intereses likmes audzējamas līdz 85 gadu vecumam, bet, ja  $r = 3,2\%$  vai  $4,24\%$ , tad tās, balstot uz NPV kritēriju, ir izdevīgi cirst jau 65 gadu vecumā pēc galvenās cirtes caurmēra sasniegšanas.

Veicot aprēķinus ar pieņēmumu, ka sortimentu cenas ir par 20 % zemākas, bet pārējie izdevumi ir nemainīgi, pazeminās NPV, bet prioritātes nemainās.

Iepriekš minētie aprēķini ir attiecināmi tikai uz perspektīvām un paaugstināta riska audzēm. Attiecībā uz bezperspektīvo audžu augšanas gaitu mūsu rīcībā nav pietiekami korektu modeļu, lai prognozētu šādu audžu attīstību, bet, ņemot vērā, ka to pieaugumi faktiski ir līdzsvarējušies ar atmirumu, šādas audzes, ja tās nolemts audzēt kā vienvecuma tīraudzes, būtu nocērtamas MK "Noteikumu par koku ciršanu mežā" norādītajā kārtībā. Šeit gan jānorāda, ka paraugkopā bija relatīvi daudz audžu (51%), kuras savu augšanas potenciālu pēc kopšanas cirtes uzlaboja. Tāpat jānorāda, ka šie aprēķini ir veikti atsevišķas audzes līmenī. Ja tiek apsaimniekots lielāks īpašums, tad svarīgi var būt arī citi apsvērumi, piemēram, vienmērīgi ienākumi, vienmērīga sortimentu piegāde vai kādu citas ar koksnes ražošanu nesaistītas intereses. Turklāt lēmuma pieņemšana attiecībā uz plānotajām saimnieciskajām darbībām ir atkarīga ne tikai no objektīvas riska faktoru varbūtības un to seku smaguma, bet arī no lēmumpieņēmēja attieksmes pret risku. Tā kā veiktie aprēķini atspoguļo t.s. tīrās stratēģijas, tad lēmumpieņēmējs, mainot katra varianta izdošanās subjektīvu varbūtības vērtējumu, var atrast viņaprāt pareizāko apsaimniekošanas variantu. Bez tam svarīgi norādīt, ka nelielu meža īpašumu īpašniekiem ir iespēja pielāgoties kā sezonas, tā ilgāka termiņa cenu svārstībām, audzi paredzot cirst laikā, kad sortimentu cenas ir augstākas nekā ilgtermiņa vidējās cenas.



## Secinājumi

1. Kopjot sākotnēji pārbiezinātās egļu audzes, iespējams izveidot produktīvas mežaudzes. “Bezriskā apstākļos” iegūstamā resno sortimentu krāja, kā arī finanšu rādītāji ir lielāki nekā alternatīvā “nekopt”. Arī, ņemot vērā alternatīvu, ka kokaudzi ir skārusi trupe un pēc kopšanas cirtes nepieciešams veikt sanitāro cirti, kopšana vienu vai divas reizes ir labāka alternatīva par alternatīvu “nekopt”.
2. Zemāku izvēlēto intereses likmju (2 %) gadījumā optimālās alternatīvas ir audzēt līdz 85 gadu vecumam, bet augstāku intereses likmju (4,24 vai 3,2 %) gadījumā – optimālais variants ir cirst audzi pēc mērķa caurmēra sasniegšanas 65 vai 75 gadu vecumā.
3. Riska apstākļos rekomendācijas vairs nav tik viennozīmīgas, jo lēmums cita starpā ir atkarīgs arī no lēmumpieņēmēja attieksmes pret risku. Turklāt nelielo meža īpašumu īpašniekiem ir iespējas pielāgoties sezonālajām un ikgadējām cenu svārstībām, pārdodot koksni periodos, kad cenas ir augstākas par ilgtermiņa vidējām vērtībām.

## Literatūra

- Arhipova, N., Gaitnieks, T., Donis, J., Stenlid, J. and Vasaitis, R., 2011. Butt rot incidence, causal fungi and related yield loss in *Picea abies* stands of Latvia. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 2337–2345.
- Akciju sabiedrība “Latvijas valsts meži”. 2014. gada pārskats, 2015 [WWW dokuments] – URL [https://www.lvm.lv/images/lvm/Par\\_mums/fin\\_faili/Gada\\_parskats\\_2014.pdf](https://www.lvm.lv/images/lvm/Par_mums/fin_faili/Gada_parskats_2014.pdf) (skatīts 12.11.2015.).
- Bādērs, E., 2016. *Sasalstoša lietus un vēja kā dabisko traucējumu ietekme skuju koku audzēs hemiboreālajos mežos Latvijā. Promocijas darbs.* Salaspils: LVMI Silava, LLU, 132 lpp.
- Donis, J., Kitenberga, M., Snepsts, G., Matisons, R., Zarins, J. and Jansons, A., 2017. The forest fire regime in Latvia during 1922–2014. *Silva Fennica* 51(5): article id 7746.
- Donis, J., Šņepts, G. un Zdors, L., 2016. *Augšanas gaitas modeļu pilnveidošana. Pārskats.* Salaspils: LVMI Silava.
- Ērglis, D., 1977. 1967. un 1969. gadu vētras sekas Latvijas PSR valsts mežos. *Mežsaimniecība un mežrūpniecība* 4, 23–34.
- Klemperer, D.W., 1996. *Forest resource economics and finance.* New York: McGraw-Hill, In McGraw-Hill Series in Forest Resources, 551 p.
- Liepa, I., 1996. *Pieauguma mācība.* Jelgava: LLU, 123 lpp.

- Ozolins, R., 2002. Forest stand assortment structure analysis using mathematical modelling. *Metsanduslikud Uurimused/Forestry Studies XXXVII*, 33–42.
- Ozols, G., 1985. *Priedes un egles dendrofāģie kukaiņi Latvijas mežos*. Rīga: Zinātne, 206 lpp.
- Pettere, G. un Voronova, I., 2004. *Riski uzņēmējdarbībā un to vadība. Mācību līdzeklis*. Rīga: Banku augstskola, 176 lpp.
- Quine, C.P. and White, I.M.S., 1994. Using the relationship between rate of tatter and topographic variables to predict site windiness in upland Britain. *Forestry* 67(3), 245–256.
- Rivža, P. (red.), 2005. *Riski lauksaimniecībā un privātajā mežsaimniecībā*. Jelgava: LLU, RTU, 657 lpp.
- Šmits, A., 2017. *Meža kaitēkļu un slimību monitorings. Pārskats*. Salaspils: LVMI Silava, 22 lpp.

# MEŽA SELEKCIJAS POTENCIĀLS EGLŪ AUDŽU RAŽĪBAS PAAUGSTINĀŠANĀ

**Āris Jansons, Endijs Bāders, Pauls Zeltiņš, Arnis Gailis,  
Guntars Šņepsts un Juris Katrevičs**

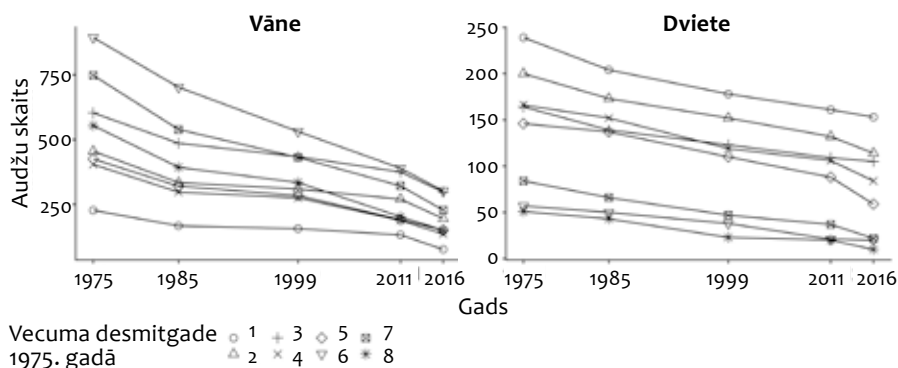
Lielāko daļu egļu audžu atjauno stādot, turklāt šo koku sugu samērā plaši izmanto arī meža ieaudzēšanā. Tas nodrošina nozīmīgu meža selekcijas praktisko ietekmi – tās rezultāti ik gadus tiek izmantoti ievērojamās platībās. Tomēr meža atjaunošana stādot ir nozīmīgs finansiāls ieguldījums, tādēļ meža īpašniekus interesē ar konkrētās koku sugas audzēšanu saistītie riski. Sagaidāms, ka egļu audzēšanas nozīmīgāko risku ietekme nākotnē palielināsies. Latvijas teritorijai raksturīga klimata izmaiņu iezīme: dienu ar ļoti zemām (zem  $-20^{\circ}\text{C}$ ) temperatūrām skaita samazināšanās ziemas periodā, kas būs labvēlīga dažādām, t.sk. dendrofāgo kukaiņu sugām – gan jau esošām, gan tām, kas varētu savu areālu paplašināt. Tāpat monitoringa rezultāti Latvijā un informācija no Centrāleiropas valstīm liecina, ka palielinoties veģetācijas perioda garumam, atsevišķām dendrofāgo kukaiņu sugām būs iespējams attīstīt ne vairs vienu, bet divas paaudzes vienā gadā, tādējādi vēl vairāk apdraudot mežaudzes. Šis apdraudējums kombinēsies ar paaugstinātu vēja bojājumu risku. Latvijā būtiskākās ir ārpustropisko ciklonu noteiktās vētras, kuru biežums nākotnē varētu palielināties, ietekmējot lielākas mežu platības, īpaši ņemot vērā, ka veģetācijas perioda garuma izmaiņu dēļ šīs vētras mūsu valsts teritoriju skars situācijā, kad augsne nav sasalusī un ir piesātināta ar ūdeni (Avotniece *et al.*, 2010; Jansons, 2015, 2017). Risku finansiālā ietekme detalizēti analizēta 3. nodaļā “Novēloti koptu vienvecuma egļu audžu apsaimniekošanas alternatīvas un to ekonomisks izvērtējums”, tādēļ šeit sniegta tikai esošo egļu audžu bojājumu analīze un vērtēti iespējamie risku mazināšanas pasākumi.

Analīzē izmantoti dati no 635 Meža statistiskās inventarizācijas (MSI) pirmajā ciklā (2004.–2009. gads) uzmēritajiem parauglaukumiem, kuros I stāva valdošā koku suga ir egļe. Analīzē izmantoti tikai tie parauglaukumi, kuros platība nav dalīta sektoros, līdz ar to var pieņemt, ka viss parauglaukums ir vienā audzē. Parauglaukumi pēc to sugu sastāva grupēti divās grupās: tīraudzes (360 parauglaukumi) un mistrotas audzes (275 parauglaukumi), kā tīraudzes klasificējot tās, kurās I stāvā egļu īpatsvars ir vismaz 75%. Audzēs, kurās I stāva valdošās koku sugas vidējā kvadrātiskā krūšaugstuma caurmēra kokam atbilstošais augstums mazāks par 12 m vai vidējais kvadrātiskais krūšaugstuma caurmērs mazāks par 10 cm, sugu īpatsvars aprēķināts pēc koku skaita, bet pārējās audzēs pēc krājas. Analīzē egļu audzes iedalītas trīs grupās: 1) mežos ar sausām minerālaugsnēm, 2) mežos ar slapjām minerālaugsnēm un 3) mežos ar kūdras augsnēm. Paraugkopā gan mistrotās audzēs, gan tīraudzēs, kā arī visās augšņu grupās ir pārstāvēts plašs vecuma, caurmēra, augstuma un šķērslaukuma diapazons, parauglaukumi izvietoti vienmērīgi visā Latvijā.

Analizējot datus audžu (parauglaukumu) līmenī, konstatēts, ka Latvijā egļu audzēs vidēji bojāto koku skaits ir  $10,0 \pm 1,0 \%$ , bet bojāto koku šķērslaukums ir  $10,4 \pm 1,0 \%$ , savukārt, bojāto egļu skaits ir  $11,3 \pm 1,2 \%$  un bojāto egļu šķērslaukums ir  $11,6 \pm 1,1 \%$ . Abos gadījumos nav konstatētas būtiskas atšķirības starp bojāto koku skaita un šķērslaukuma īpatsvaru, kas nozīmē, ka bojāto un nebojāto koku dimensijas ir līdzīgas. Šo apgalvojumu apstiprina arī fakts, ka bojāto un nebojāto koku augstuma/caurmēra attiecība būtiski neatšķiras un ir tuva 1. Izņēmums ir vēja un sniega bojāti koki, kuru augstuma/caurmēra attiecība ir lielāka nekā nebojātajiem kokiem attiecīgajā audzē. Vislielākais bojāto koku īpatsvars ir audzēs no 41 līdz 80 gadu vecumam; tas savstarpēji būtiski neatšķiras starp audzēm mežos ar sausām minerālaugsnēm, slapjām minerālaugsnēm un kūdras augsnēm. Tāpat konstatēts, ka bojāto koku īpatsvars būtiski neatšķiras starp mistrotām audzēm un tīraudzēm. Atsevišķos gadījumos citu koku sugu piemistrojumam audzēs var būt arī negatīva ietekme, piemēram, 41–60 gadus vecās egļu mistraudzēs konstatēts statistiski būtiski lielāks vēja un/vai sniega bojāto koku īpatsvars nekā tīraudzēs (attiecīgi  $2,3 \pm 1,5 \%$  un  $0,4 \pm 0,4 \%$ ). Tātad nav pamatots literatūrā sastopamais vispārinājums, ka mistraudzēm ir paaugstināta noturība (un tādēļ rekomendējama to plašāka veidošana). Iegūtie rezultāti neliecina par papildus bojājumu risku, ja audzes tiek atjaunotas mērķtiecīgi: stādot tīraudzes ar selekcionētu stādmateriālu.

Jāņem vērā, ka audžu noturību nodrošina ne tikai to struktūra (taksācijas rādītāji), bet arī izvietojums meža masīvā. Piemēram, analizējot egļu bruņuts (*Physokermes piceae*) savairošanās skartās platības, konstatēts, ka meža masīva līmenī lielāki tuvāko (līdz 500 m no konkrētās audzes) audžu daudzveidībai ir pozitīva ietekme, samazinot bruņuts invāzijai atbilstošu egļu audžu bojājumu varbūtību, tomēr sarežģītāka meža masīva kompozīcija pilnībā neizslēdz šī dendrofāga radīto bojājumu iespējamību (Jansons, 2017).

Dažādu bojājumu kumulatīvās ietekmes uz egļu audzēm ilgākā laika posmā (~40 gadi) raksturošanai veikta taksācijas datu digitalizācija 2 meža masīvos – Latvijas rietumu (Vāne) un austrumu (Dviete) daļā. Tajos dominē egļu audzes, un meža tipu sadalījums ir līdzīgs kā egļu audzēm Latvijā (MSI dati). Izmantojot jaukta efekta binārās regresijas modeli, novērtēta dažādu faktoru ietekme uz tādu audžu proporciju, kas pāriet no vienas vecuma desmitgades uz nākamo konkrētajā laika posmā, t.i., saglabājas kā egļu audzes. Konstatēts: iespējamība, ka audze pāriet nākamajā vecuma desmitgadē kā egļu audze, būtiski atkarīga no meža masīva atrašanās vietas – Latvijas rietumu daļā, kur īsāks intervāls starp vētrām ar lieliem vēja ātrumiem brāzmās, saglabājušos egļu audžu (tas ir, to audžu, kur egle joprojām ir valdošā koku suga) īpatsvars ir mazāks nekā austrumu daļā. Tāpat egļu audžu saglabāšanās būtiski atkarīga no audzes vecuma (4.1. att.).



4.1. attēls. Egļu audžu saglabāšanās meža masīvos Latvijas rietumu (Vāne) un austrumu (Dviete) daļā.

Vidēji analizētajā posmā (~40 gadi) vairāk nekā 25 % sākotnējo egļu audžu nav saglabājušās – tajās valdošā ir cita koku suga, vai tās gājušas bojā un atjaunotas ar egli. Tātad meža īpašniekam ir būtiski veikt visus iespējamus pasākumus, lai mazinātu ievērojamos šīs koku sugas audžu bojājumu riskus. Koku noturību lielā mērā nosaka to ģenētiskās īpašības, tāpēc viens no šādiem pasākumiem ir selekcionēta meža reprodūktīvā materiāla izmantošana. Starp egles proveniencēm un ģimenēm novērota liela adaptīvo pazīmju mainība, kas ietekmē gan saglabāšanos un ātraudzību, gan stumbra kvalitāti un bojājumu varbūtību (Krutzsch, 1974; Persson & Persson, 1992; Eriksson, 2008). Šī mainība nodrošina meža selekcijas bāzi. Egles selekcija Latvijā uzsākta pagājušā gadsimta sešdesmitajos gados, līdzīgi kā citās valstīs atlasot no saimnieciskā viedokļa augstvērtīgus kokus – pluskokus – pēc tādām pazīmēm kā augstums un caurmērs (stumbra tilpums), zarojuma un stumbra kvalitāte, rezistence (ciktāl to iespējams novērtēt) pret slimībām (Rone, 1985; Haapanen et al., 1997; White et al., 2007). Iegūtais materiāls izmantots sēklu plantāciju ierīkošanai, daļai no pluskokiem ierīkojot arī pēcnācēju pārbaudes. Turpmākais darbs veikts neregulāri, nodrošinot nozīmīga apjoma papildus pluskoku atlasu un pēcnācēju pārbaudžu stādījumu ierīkošanu šajā gadsimtā A. Gaiļa vadībā. Ņemot vērā vēsturiski veiktās aktivitātes, Latvijā eglei selekcijas materiāls atrodas dažādās izpētes stadijās un iedalāms 4 grupās (Jansons, 2008):

- a) pamatmateriāls, kas sastāv no 1700 pluskoku un kvalitatīvu mežaudžu koku brīvapputes pēcnācēju ģimenēm (no tām 77 koki iekļauti sēklu plantācijās);
- b) 200 plantāciju kloni ar brīvapputes pēcnācēju pārbaudžu stādījumiem, kuri atrodas izvērtēšanas stadijā;
- c) 200 kloni ražojošās sēklu plantācijās bez pēcnācēju pārbaudēm;
- d) 360 kloni jaunās, kopš 2000. gada ierīkotās populāciju tipa sēklu plantācijās bez pēcnācēju pārbaudēm un bez to ierīkošanai ievākta brīvapputes sēklu materiāla.

Selekcijas cikls ietver trīs galvenās aktivitātes: pēcnācēju pārbaudes, atlasu un krustošanu, lai iegūtu nākamo selekcijas paaudzi. Process tiek atkārtots, lai paaugstinātu selekcijas efektu laika gaitā. Viena selekcijas cikla ilgums parastajai eglei ir 20–25 gadi (Lindgren, 2009). Ņemot vērā selekcijas materiāla daudzveidību, kā arī selekcijas cikla ilgumu un ar to saistītās izmaksas, Latvijā saimnieciski nozīmīgākajām koku sugām iz-

strādāta un ar akciju sabiedrības “Latvijas valsts meži” (LVM) finansējumu tiek īstenota meža selekcijas programma. Tās mērķis ir nodrošināt sistemātisku, plānveidīgu selekcijas darbu, koordinējot atsevišķus tematus vienota rezultāta sasniegšanai un tādējādi nodrošinot, ka ieguldītie resursi sniedz maksimālo atdevi sēklkopības nozares attīstībā un meža kapitāla vērtības palielināšanā (Jansons, 2008). Tās īstenošanas pirmā posma nozīmīgākais rezultāts eglei bija klonu saraksts otrās kārtas sēklu plantāciju ierīkošanai. Šobrīd notiekošajā otrajā posmā nozīmīgākās aktivitātes ir:

- a) stādījumu kopšana, apzīmju atjaunošana un koku uzmērīšana;
- b) selekcijas populācijas klonu potēšana, veidojot klonu arhīvu un paredzot ziedēšanas stimulēšanu; kur iespējams – ziedošu klonu kontrolētā krustošana;
- c) veģetatīvās pavairošanas metodikas aprobācijas pabeigšana un tās rezultātu izmantošana pirmo klonālo pēcnācēju pārbaūžu stādījumu ierīkošanai;
- d) brīvapputes pēcnācēju pārbaūžu stādījumu ierīkošana senāk atlasītiem egļu kloniem bez pēcnācēju pārbaudēm;
- e) ģeogrāfisko stādījumu ierīkošana, izmantojot praksē lietotu sēklu materiālu (sēklu plantāciju pēcnācēji);
- f) ilgtermiņa eksperimentu ierīkošana genotipa un vides mijiedarbības vērtēšanai.

Genotipa un vides mijiedarbības ietekmē veidojas koka fenotips. Dažādas koka pazīmes vides apstākļu izmaiņu ietekmē dažādiem kokiem (genotipiem) mainās atšķirīgā amplitūdā. Lauksaimniecībā, kur vidi relatīvi lielā mērā iespējams kontrolēt, genotipa un vides mijiedarbības ietekmi var izmantot selekcijas efekta paaugstināšanai – piemēram, veidojot tādu graudaugu šķirni, kas nodrošina augstu ražu noteiktā mēslošanas režīmā. Taču mežā ļoti reti sastopamas vietas vai gadi ar vienādiem meteoroloģiskajiem apstākļiem, kā arī platības ar vienādu augsni (Turkia & Kellomäki, 1987; Matheson & Coterrill, 1990; Pederick, 1990) – variācija vērojama pat viena meža tipa ietvaros. Tādēļ, atšķirībā no lauksaimniecības augu selekcijas, jāatlasa kokaugu genotipi ar augstu fenotipisko plasticitāti un vienlaikus augstiem ražības un kvalitātes rādītājiem (Matheson & Coterrill, 1990; Westin & Haapanen, 2013).

Notiekot straujām klimata izmaiņām, dabiskās izlases process var būt par lēnu, lai nodrošinātu no saimnieciskā viedokļa pietiekamu pielāgošanos,

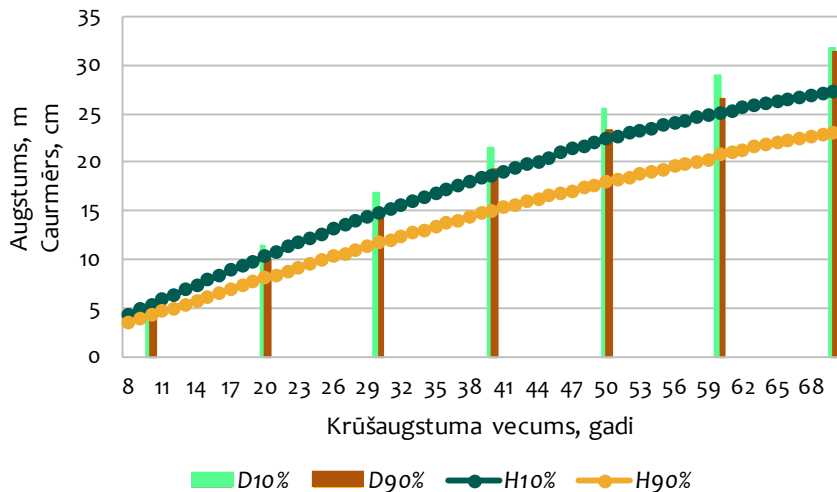
t.i., augstražīgu mežaudžu veidošanos katrā paaudzē. Tādēļ meža atjaunošanā ir būtiski veicināt tāda materiāla izmantošanu, kas ir adaptējies sagaidāmajiem klimatiskajiem apstākļiem, pat ja tas nav optimāli piemērots šī brīža klimatam (Lindner *et al.*, 2008; Aarrestad *et al.*, 2014; Keskitalo *et al.*, 2016). Šāda materiāla izvēlei ir būtiski pētīt genotipa un vides (šajā gadījumā – atšķirīgu meteoroloģisko apstākļu) ietekmi, ierīkojot selekcijas stādījumus tādās vietās, kurām raksturīgais klimats Latvijā sagaidāms nākotnē, kā arī analizējot no šīm teritorijām ievesto koku (genotipu) augšanu un to limitējošos meteoroloģiskos faktorus Latvijā (Jansons, 2017; Matisons *et al.*, 2018). Tiek prognozēts, ka klimata izmaiņu ietekmē egļu audžu ražība Latvijā līdz gadsimta beigām varētu palielināties pat par ~20% (Jansons, 2015). Tomēr šādas prognozes (modeļi) balstās uz pieņēmumu, ka meža atjaunošanā tiks izmantoti tādi genotipi, kas spēj sekmīgi adaptēties un ikgadējā pieauguma veidošanā pilnvērtīgi izmantot pieaugošās temperatūras un garāka veģetācijas perioda ietekmi.

Pēcnācēju pārbaužu stādījumi šobrīd nodrošina informāciju par dažādu koku (genotipu) parametriem noteiktos meteoroloģiskos apstākļos relatīvi agrā vecumā (vidēji 15 gados). Tomēr meža īpašniekam, vērtējot meža atjaunošanas investīciju lietderību, būtiska ir informācija par selekcionētā materiāla augšanu visā aprites ciklā (Rehfeldt *et al.*, 1991; Sun *et al.*, 2007; Sabatia, 2011). Augšanas gaitas modeļi parasti tiek veidoti, balstoties uz lielām datu kopām, kas iegūtas mežaudzēs, kurās nav izmantots selekcionēts reproduktīvais materiāls (Gould *et al.*, 2008). Selekcijas efekta iekļaušana šajās funkcijās joprojām nav ierasta prakse. Individuālu koku līmeni līdzšinējos pētījumos mēģināts vērtēt ģenētisko atšķirību ietekmi uz koka augstumu, stumbra raukumu un caurmēru (Adams *et al.*, 2006a). Lielākoties pētījumi ir veikti ar ātraudzīgām skuju koku sugām Amerikas Savienotajās Valstīs (Buford & Burkhart, 1987; Rehfeldt *et al.*, 1991; Hamilton & Rehfeldt, 1994; Adams *et al.*, 2006b; Gould *et al.*, 2008; Gould & Marshall, 2010; Sabatia, 2011; Smith *et al.*, 2014; Egbäck *et al.*, 2015) un Jaunzēlandē (Carson *et al.*, 1999; Carson, 2004; Kimberley *et al.*, 2015). Šajā aspektā nesen veikti pētījumi Dienvidzvidrijā, kuros analizēta selekcionētas parastās egles un parastās priedes augšanas gaita (Egbäck, 2016). Autori modelēšanā izmantojuši divas metodes: virsaugstuma bonitātes pielāgošanu un selekcijas efektu raksturojošu koeficientu iekļaušanu augšanas gaitas modeļos. Virsaugstuma bonitātes pielāgošana ir izmanto-



ta un atzīta par piemērotu, piemēram, dažādiem Klinškalnu priedes *Pinus contorta* Dougl. sēkļu ieguves avotiem un ģimenēm (Nance & Wells, 1981; Buford & Burkhart, 1987; Kimberley *et al.*, 2015). Tāpat tā pārbaudīta un izmantota arī Latvijā priedei (Donis, 2015) un eglei (Zeltiņš, 2017). Izmantojot šo pieeju un Latvijā ierīkotu pēcnācēju pārbaužu stādījumu datus, konstatēts, ka sēkļu plantāciju ierīkošanai rekomendētās ģimenes (10 % no kopējā skaita; 4.2. att.) mērķa caurmēru sasniedz vidēji 65 gadu vecumā. Tādējādi tiek nodrošināta ievērojami augstāka meža atjaunošanās un kopšanā ieguldīto līdzekļu atmaksāšanās nekā stādījumos, kas ierīkoti, izmantojot no mežaudžu sēklām izaudzētus stādus (4.2. att.).

Selekcijas efekta novērtēšanai aprites ciklā mežos ar auglīgām augsnēm izmantots LVMI Silava izstrādātais augšanas gaitas modelis, kas aprakstīts 3. nodaļā “Novēloti koptu vienvecuma egļu audžu apsaimniekošanas alternatīvas un to ekonomisks izvērtējums”, un LVM krājas kopšanas ciršu vadlīnijas. Veiktie aprēķini liecina, ka, izmantojot selekcionētu materiālu, rotācijas periodā papildus iegūstami 122 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (galvenajā cirtē – 19 %, rotācijas periodā kopumā – 24 %).



4.2. attēls. Sēkļu plantācijas ierīkošanai rekomendētu (10 %) un pārējo (90 %) egļu ģenotipu (ģimeņu) modelētā augstuma (H) un caurmēra (D) augšana.

Līdzīgas starpības starp atlasīto pluskoku un mežaudžu pēcnācējiem konstatētas arī 27 gadus vecos eksperimentos Ziemeļzvidrijā: augstumam 9,2 %, caurmēram 5,4 % un stumbra tilpumam 18,9 % (Andersson *et al.*, 2006), citos eksperimentos sēklu plantāciju pēcnācēju krājai (atlasī veicot pēc koku augstuma): 18–26 % (Kroon *et al.*, 2011). Analizējot Sitkas egles otrās kārtas sēklu plantāciju pārbaužu stādījumus Skotijā, S. Samuel (2001) norāda, ka sagaidāmais selekcijas efekts caurmēram (kas cieši korelē ar krāju) rotācijas periodā ir 22 %. Somijā otrās kārtas sēklu plantāciju pēcnācēju koku augstuma pārākums pār mežaudžu koku augstumu sasniedz 15 % (Ahtikoski *et al.*, 2012; Ahtikoski *et al.*, 2013). Savukārt 30 gadus vecos iedzimtības pārbaužu stādījumos Dienvidzvidrijā, labākos klonus atlasot ar intensitāti 25 %, konstatētā selekcijas starpība krājai ir 25 % (Jansson, 2007). Zvidrijā prognozēts, ka sagaidāmais ieguvums krājai no otrās kārtas sēklu plantāciju sēklu izmantošanas aprites ciklā būs 23–27 % (Rosvall *et al.*, 2001). No tā pluskoku atlase nodrošina aptuveni 6 % selekcijas efektu koka augstumam audzes saslēgšanās brīdī (Danell, 1991), pārējo – pēcnācēju pārbaužu veikšana un atlase saskaņā ar to rezultātiem. Šos datus izmantojot finansiālos aprēķinos, Zvidrijā tiek prognozēts, ka selekcijas programmas realizācija un sēklu plantāciju sēklu izmantošana radīs ikgadējo ienākumu palielinājumu par aptuveni 177 miljoniem eiro (Rosvall *et al.*, 2011).

Ekonomisks ieguvums no egles selekcijas tiek sasniegts tikai tādā gadījumā, ja tās rezultātus izmanto meža atjaunošanā – atlasītos genotipus pavairo vai nu ģeneratīvi, vai veģetatīvi. Šobrīd praksē galvenokārt izmantota ģeneratīvā pavairošana, t.i., stādu audzēšanai sēklas tiek iegūtas sēklu plantācijās. Tas rada šādu problēmātiku:

- 1) ražojošo sēklu plantāciju platība ir relatīvi neliela (>100 ha), un eglei raksturīgi reti bagātīgas (Latvijā 40 kg sēklu no 1 ha) sēklu ražas gadi. Šo iemeslu dēļ no sēklu plantāciju sēklām tiek izaudzēta vidēji tikai puse no egļu stādiem, pārējie – no mežaudžu sēklām (Valsts meža dienesta dati);
- 2) ražojošo sēklu plantāciju klonu skaits ir relatīvi liels, tādēļ tās nenodrošina maksimālā selekcijas efekta pārnesi. Uzturēt sugas ģenētisko adaptīvo kapacitāti, kas ir svarīga, lai sekmētu dabisku pielāgošanos klimata izmaiņām (Lindner *et al.*, 2010; Arrestad *et al.*, 2014), iespējams arī sēklu plantācijās ar 20–50 kloniem (Jansons u.c., 2012; 5. nodaļa “Ģenētiskie faktori vienvecuma egļu audzēs”);

3) nozīmīgais laika posms (20–24 gadi) no selekcijas rezultātu iegūšanas (t.i., augstvērtīgāko genotipu atlases un sēklu plantācijas ierīkošanas) līdz to praktiskai izmantošanai – pirmajai nozīmīgajai ražai sēklu plantācijā.

Daļu no norādītajiem trūkumiem iespējams novērst vai mazināt, izmantojot veģetatīvo pavairošanu, kas eglei iespējama ar somatiskās embriogēneses metodi un spraudņu apsakņošanu.

Somatiskās embriogēneses veģetatīvās pavairošanas metodes pilnveidošana, pētījumos izmantojot Latvijas labāko egļu klonu sēklas, notiek LVMI Silava Augu fizioloģijas laboratorijā. Somatiskā embriogēze ir daudzpakāpju fizioloģisks attīstības process, kur no abu vecākaugu ģenētisko informāciju saturoša sēkla embrija (tas ir zigotisks) *in vitro* apstākļos ar dažādu grupu augšanas regulatoru palīdzību tiek iegūtas reproducēties un reģenerēties spējīgas somatiskas šūnas. Tās formē sākotnējam iegūtajam zigotiskajam embrijam ģenētiski un morfoloģiski analogu dīgļspējīgu struktūru (Adams *et al.*, 2016). Tas nozīmē, ka teorētiski no vienas sēklas dīgļa ir iespējams iegūt neierobežotu skaitu ģenētiski identisku koku. Somatiskās embriogēneses procesu neietekmē meteoroloģiskie faktori un fotoperiods (gadalaiku maiņa), to iespējams automatizēt. Tomēr līdzšinējo pētījumu rezultāti liecina, ka ne visi genotipi būs piemēroti šim pavairošanas veidam. Lai gan ir izstrādāti protokoli ar somatiskās embriogēneses metodi iegūtu dīgļu pavairošanai un stādu audzēšanai rūpnieciskos apjomos, šādu parastās egles stādu relatīvi augstās izmaksas kavē metodes izmantošanu praksē. Stādu audzēšana no somatiskās embriogēneses ceļā iegūtiem dīgļiem rūpnieciskos apjomos skuju koku sugām notiek Dānijā, Īrijā un Francijā, un tiek uzsākta Zviedrijā (parastajai eglei), kā arī Ziemeļamerikā un Jaunzēlandē (Tikkinen *et al.*, 2018).

Egles pavairošana ar spraudņiem ir pazīstama un pielietota daudzās valstīs (Kleinschmit, 1974). Salīdzinot ar citām veģetatīvās pavairošanas metodēm, tās izmaksas ir relatīvi zemas, līdz ar to starp veģetatīvās pavairošanas ceļā iegūtu un no sēklas izaudzētu stādu ir mazāka cenas starpība.

Nozīmīgākie metodes trūkumi:

- 1) nav iespējams apsakņot visu genotipu spraudņus, turklāt apsakņošanās rezultāti kloniem atšķiras – nodrošinot identiskus apstākļus, apsakņošanās procents var būt 30–40 % vai pat 100 %;
- 2) zems pavairošanas koeficients, t.i., no viena koka iespējams iegūt nelielu skaitu spraudņu. Šis trūkums saistīts ar īpatnību, ka mātesaugu

novecošanās dēļ samazinās ne tikai apsakņoto spraudņu skaits, bet palēninās apsakņošanās process – sakņu sistēmas veidošanās spraudņiem noris ilgāk. Optimālais mātesaugu (donoraugu) – jaunu egļu, no kurām tiks griezti spraudēņi – vecums ir 4–6 gadi. Mātesaugu apgriešana aizkavē novecošanos līdz 13–14 gadu vecumam, tādējādi pagarinot spraudņu ieguves laiku no atlasītajiem kloniem vairāk nekā 2 reizes. Lai nodrošinātu nozīmīga stādu apjoma sagatavošanu, mātesaugu audzēšanai nepieciešamas lielas platības;

- 3) daļa no jau apsakņotajiem spraudņiem aiziet bojā pirmajos četros augšanas gados (Rone, 1985).

Metodika parastās egles veģetatīvai pavairošanai ar spraudņiem Latvijā V. Rones vadībā izstrādāta un pielietota jau 70. gadu vidū, sasniedzot pietiekoši augstus (80–100 % dažādiem kloniem) apsakņošanas rezultātus. Līdzīgi metode tika attīstīta arī Zviedrijā (Högberg *et al.*, 1995). Lielākie spraudņu apsakņošanas apjomi sasniegti 80. gadu vidū Meža pētīšanas stacijā (MPS) “Kalsnava” – 115 tūkstoši apsakņotu egles spraudņu gadā. Šajā periodā ierīkoti arī vairāki klonālie pēcnācēju pārbaužu stādījumi, kuros veikta agrīnā novērtēšana un atkārtota uzmērīšana, kā arī kvalitāti raksturojošo pazīmju noteikšana. Izvērtējot rezultātus, izveidots veģetatīvi pavairojamu klonu saraksts.

Veģetatīvā pavairošana nodrošina augstāko praktiski realizējamo selekcijas efektu, to iespējams veikt gandrīz uzreiz pēc tam, kad pieejama informācija par augstvērtīgākajiem kloniem. Tomēr ar šādu materiālu ierīkotajos stādījumos ģenētiskā daudzveidība būs zema, jo parasti pavairošanai izmanto nelielu klonu skaitu. Šo trūkumu kompensē gan efektīvs selekcijas darbs, regulāri atlasot labākos genotipus – tātad mainot pavairošanā esošos, gan tas, ka konkrētajā laika posmā pavairotais materiāls telpiski izvietots izklaidus. Tādējādi nebūtu sagaidāma nozīmīga ietekme uz kopējo ģenētisko daudzveidību meža masīva līmenī.

Ģeneratīvi pavairotu koku augšanu nozīmīgi ietekmē ne tikai genotips, bet arī audzes biezums; vēl izteiktāk šī ietekme izpaužas veģetatīvi pavairotam materiālam. Piemēram, pētījuma rezultāti par *Pinus taeda* selekcijas efekta iekļaušanu augšanas gaitas modelēšanā Jaunzēlandē, kā arī pētījumi citās valstīs rāda, ka selekcionēta materiāla augšanas pārkums ir konstants dažādas biezības (ieskaitot dažādus kopšanas režīmus) stādījumos, tomēr atsevišķu klonu pārkums un pazīmju izpausmes atšķiras (Cherry & Howe, 2004; Kroon *et al.*, 2011; Kimberley *et al.*, 2015).

Citās valstīs veiktos pētījumos konstatēts, ka koku radiālais pieaugums ir lielāks un to noturība ir augstāka audzēs, kuru biezums jaunaudzes vecumā bijis zemāks (McClain *et al.*, 1994; Gardiner & Quine, 2000). Ņemot vērā šo sakarību, kā arī samazinātu savstarpējo koku konkurenci, zemāka biezuma stādījumos parasti ir laba koku saglabāšanās, izņemot teritorijas ar augstu pārnadžu blīvumu – tātad to radīto bojājumu varbūtību. Zema sākotnējā biezuma izvēles trūkumi ir mazāka audzes krāja un lēnāka dabiskā atzarošanās. Finansiālā ziņā šos trūkumus var kompensēt zemākas stādījumu ierīkošanas un agrotehniskās kopšanas izmaksas, kā arī saīsināts rotācijas perioda garums, izvēloties galveno cirti veikt pēc mērķa caurmēra (Willcocks & Bell, 1994; Zhang *et al.*, 2002). Dažādu iemeslu, t.sk. meža stādīšanas mehanizācijas risinājumu, dēļ Eiropas valstīs dominējošā tendence ir samazināt stādījumu sākotnējo biezumu un, kombinējot šādu atjaunošanu ar citiem pasākumiem (augšanas apstākļu uzlabošanu, selekcionēta materiāla izmantošanu), paaugstināt finansiālo ieguvumu.

Šādas pieejas novērtēšanai Latvijā mūsu pētījumā dati ievākti trijās egļu sēkļu plantācijās ar zemu sākotnējo biezumu, kurās nav notikusi koku vainagu veidošana. Salīdzināšanai izmantoti dati no stādījumiem ar augstāku sākotnējo biezumu un MSI parauglaukumiem ar zemu biezumu, bet nezināmu audzes vēsturi (t.i., nav zināms, cik ilgi audzes biezums jau ir tik mazs). Zema biezuma stādījumos no 200 kokiem ievākti pieauguma urbumi, veikta gadskārtu platuma uzmērīšana. Izmantojot šos datus, katram kokam aprēķināts diametrs katrā konkrētajā kambiālajā vecumā, kā arī Gompertz augšanas modeļa parametri. Novērtēta ģenētikas (klona) ietekme uz pieaugumu. Tīrās tagadnes vērtības aprēķinām ar J. Doņa modificētu R. Ozoliņa modeli noteikts sortimentu sadalījums (5 grupas, minimālais tievgaļa caurmērs 28, 18, 14, 10, 6 cm), un izmantoti Centrālās statistikas pārvaldes dati par šo sortimentu, kā arī pakalpojumu cenām.

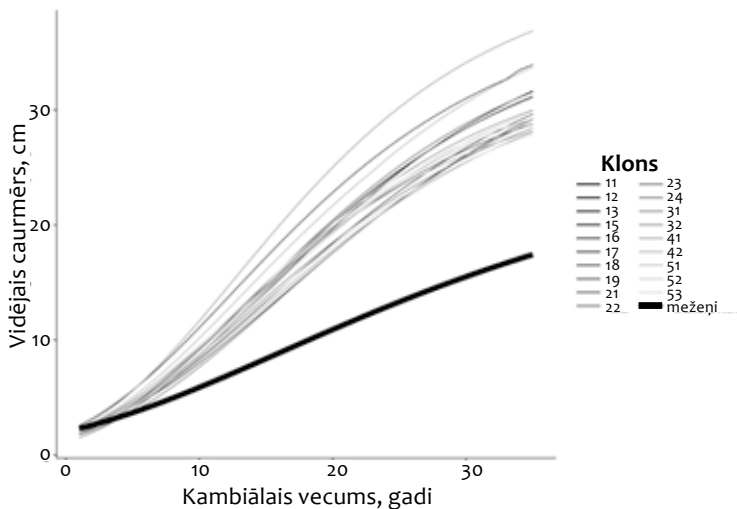
Kopumā stādījumos konstatētas statistiski būtiskas koku saglabāšanās atšķirības: zemāka biezuma stādījumā 50 gadu vecumā sasnieguši 70 % koku, augstāka – 30 %. Konstatētas būtiskas atšķirības briežu dzimtas dzīvnieku izraisīto mizas bojājumu sastopamībā – mazāk ir zemāka biezuma stādījumā. Šādiem bojājumiem var būt paliekoša negatīva ietekme uz koknes kvalitāti caur tiem iekļūstošo sēņu dēļ (Burņeviča *et al.*, 2016), lai gan nav konstatēta būtiska negatīva ietekme uz koku augstumu vai caurmēru.

Šīs atšķirības tīrās tagadnes vērtības aprēķinā nav ņemtas vērā. Iespējams, ka šobrīd konstatējamo bojājumu augstāka biežuma stādījumos ir vairāk, jo (1) lēnākas augšanas dēļ ir ilgāks periods, kurā koki piemēroti barības ieguvei (notiek mizas bojāšana), (2) izteiktākas savstarpējās konkurences dēļ stumbru apakšējā daļa ir mazāk zaraina. Salīdzinot koku zarojumu, konstatētas nelielas, bet statistiski būtiskas atšķirības resnākā zara līdz 2 m augstumam diametrā, tomēr lielākajai daļai klonu tas nekavētu augstākās kvalitātes klases egles zāģbaļķu ieguvī. Stādījuma biežums neietekmē pirmā sausā zara augstumu (tas ir ~0,5 m), taču ietekmē zaļā vainaga sākuma augstumu: tas nozīmīgi zemāks zema biežuma stādījumā (6,3 m) nekā augsta biežuma stādījumā (10,2 m). Likumsakarīgi, sauso zaru zona eglēm ir īsāka zemāka biežuma stādījumā.

Stādījumā ar zemu sākotnējo biežumu konstatēts statistiski būtiski lielāks koku caurmērs, 50 gadu vecumā sasniedzot 36,5 cm, bet stādījumā ar augstāku biežumu – 24,3 cm. Tendence līdzīga kā pētījumos citās valstīs, kur analizēti stādījumi 24–33 gadu vecumā (Deans & Milne, 1999; Pfister *et al.*, 2007). Izmantojot pieauguma urbumu datus, konstatēts, ka zema biežuma stādījumā koki sasnieguši mērķa caurmēru 31 cm vidēji 42 ± 0,9 gados. Caurmēra pieaugums nozīmīgi atšķiras starp kloniem (4.3. att.). Līdzīgi rezultāti konstatēti citos zema biežuma stādījumos, kur 10 % ražīgāko klonu stumbra tilpums nozīmīgi pārsniedz vidējo vērtību stādījumā (4.4. att.). Vidējais caurmērs šajos zema biežuma stādījumos 50 gadu vecumā ir 37 cm. Stumbra tilpums par 39 % augstāks nekā audzēs 80 gadu vecumā, krāja par 23 % augstāka nekā 50 gadu vecumā un līdzīga kā audzēs 80 gadu vecumā.

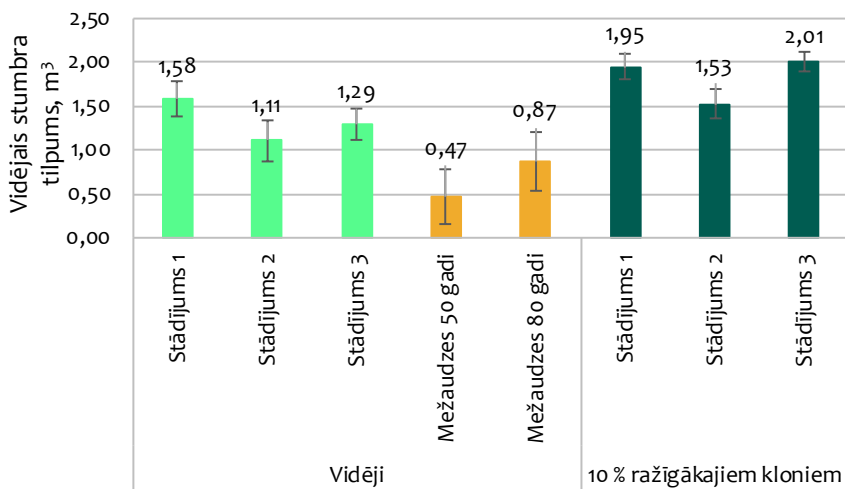
MSI parauglaukumos konstatēta saistība ( $r = -0,74$ ) starp audzes biežumu un koku caurmēru; stādījumos konstatētā vērtība ir šīs sakarības ticamības intervāla robežās (4.5. att.). Izmantojot šo informāciju, kā arī veicot pārbaudes, secināms, ka LVMI Silava izstrādātos augšanas gaitas modeļus var izmantot arī egļu audzēm ar ļoti zemu sākotnējo biežumu.

Zema biežuma stādījumā ir nozīmīgi mazāks šķērslaukums nekā augstāka biežuma stādījumā (attiecīgi 27 un 42 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>). Tādēļ šo stādījumu krājas atšķirības ir būtiskas.

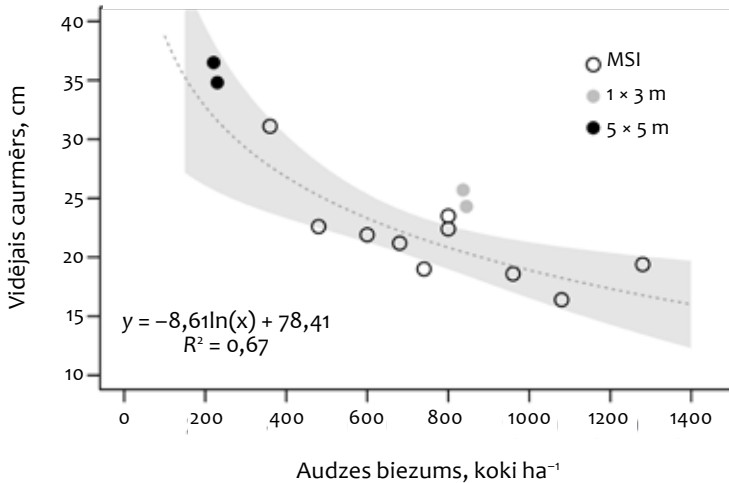


4.3. attēls. Modelētie caurmēri egļu kloniem zema biežuma stādījumā.

Apzīmējumi: katra pelēkā linija apzīmē vidējo vērtību konkrētā kлона visiem rametiem, melnā linija – koku caurmēra attīstības dinamiku dabiskajā atjaunošanās.



4.4. attēls. Vidējais un ātraudzīgāko egļu klonu stumbra tilpums 50 gadu vecumā zema biežuma stādījumos un mežaudzēs.

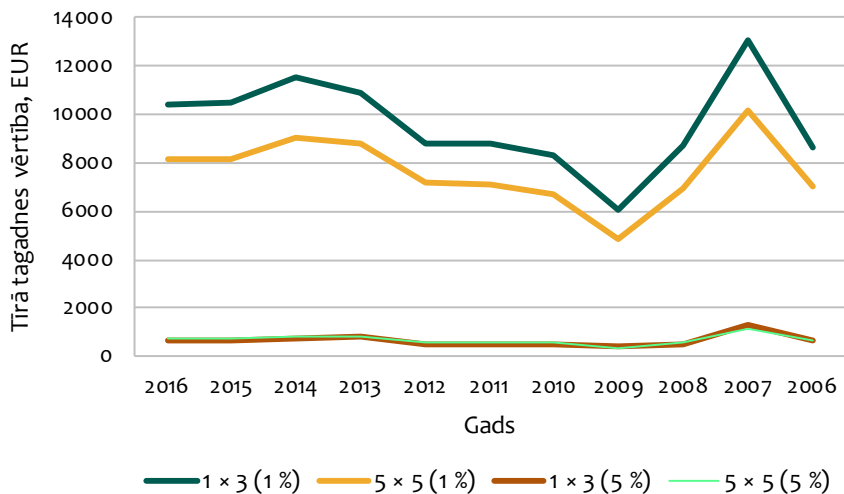


4.5. attēls. Egļu caurmērs 50 gadu vecumā saistībā ar audzes biežumu (MSI parauglaukumu dati un citu zema biežuma audžu mērījumi).

Abu biežumu stādījumu (4.6. att.), kā arī mežaudžu tīrās tagadnes vērtības nozīmīgi ietekmē sortimentu cenas: atšķirības starp augstāko un zemāko vērtību sasniedz pat 2 reizes. Tā uzskatāma par zema biežuma stādījuma papildus priekšrocību – īpašnieks, atkarībā no tirgus situācijas, var nogaidīt ar galvenās cirtes veikšanu 5–10 gadus, neriskējot, ka koku savstarpējās konkurences dēļ būtiski kritīsies audzē iegūstamo sortimentu vērtība. Paaugstinot procentu likmi, kas piemērota ieguldījumiem meža atjaunošanā un agrotehniskajā kopšanā, tīrās tagadnes vērtības starpība starp dažāda biežuma stādījumiem (un mežaudzēm) samazinās, pie 5 % likmes sasniedzot vienādas vērtības abu biežumu stādījumiem.

Tātad ieguldījumiem ar augstāku procentu likmi meža īpašnieku ieinteresētība izvēlēties noteiktu stādījuma biežumu būs atkarīga no citiem faktoriem. Viens no tādiem ir samazināts audzes bojājumu risks vētru ietekmē, cits – īsāks rotācijas periods, t.i., iespēja iestādīto audzi nocirst pašam. Tomēr jāņem vērā, ka ieguvumi no zema biežuma stādījuma ierīkošanas sasniedzami tikai tad, ja tiek nodrošināta augsta koku saglabāšanās.





4.6. attēls. Tirā tagadnes vērtība dažāda sākotnējā biežuma (1 × 3 m un 5 × 5 m) egļu stādījumos, aprēķinos izmantojot atšķirīgu (1 % un 5 %) procentu likmi un konkrēta gada vidējās sortimentu cenas.

Meža selekcijas potenciāla maksimāli efektīvai izmantošanai egļu audžu ražības paaugstināšanā rekomendējam:

1. izmantot selekcionētu stādāmo materiālu meža atjaunošanā, nodrošinot nākotnes egļu audžu ātraudzības, noturības un vitalitātes paaugstināšanos;
2. ierīkot zemāka sākotnējā biežuma stādījumus salīdzinājumā ar pašreiz praksē pielietoto, izmantojot ģenētiski augstvērtīgāko materiālu – veģetatīvi pavairotus labākos egles klonus.

## Literatūra

- Aarrestad, P.A., Myking, T., Stabbetorp, O.E. and Tollefsrud, M.M., 2014. Foreign Norway spruce (*Picea abies*) provenances in Norway and effects on biodiversity. *NINA Report* 1075, 39 p.
- Adams, G.W., Kunze, H.A., McCartney, A., Millican, S. and Park, Y.-S., 2016. An industrial perspective on the use of advanced reforestation stock technologies In: Park, Y.-S., Bonga, J.M. and Moon, H.-K. (eds.) *Vegetative Propagation of Forest Trees*. Seoul, Korea: National Institute of Forest Science, pp. 323–334.
- Adams, J.P., Land, Jr., S.B. and Matney, T.G., 2006a. Family and spacing affect stem profile of loblolly pine at age 19. In: Connor, K.D. (ed.) *Proceedings of the 13<sup>th</sup> Biennial Southern Silvicultural Research Conference, Asheville, February–March 2005*. North Carolina: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, *General Technical Report SRS–92*, pp. 296–300.
- Adams, J.P., Matney, T.G., Land, Jr., S.B., Belli, K.L. and Duzan, Jr., H.W., 2006b. Incorporating genetic parameters into a loblolly pine growth-and-yield model. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 1956–1967.
- Ahtikoski, A., Ojansuu, R., Haapanen, M., Hynynen, J. and Kärkkäinen, K., 2012. Financial performance of using genetically improved regeneration material of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Finland. *New Forests* 3, 335–348.
- Ahtikoski, A., Salminen, H., Ojansuu, R., Hynynen, J., Kärkkäinen, K. and Haapanen, M., 2013. Optimizing stand management involving the effect of genetic gain: preliminary results of Scots pine in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 43, 299–305.
- Andersson, B., Elfving, B., Persson, T., Ericsson, T. and Kroon, J., 2006. Characteristics and development of improved *Pinus sylvestris* in northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 37(1), 84–92.
- Avotniece, Z., Rodinov, V., Lizuma, L., Briede, A. and Kļaviņš, M., 2010. Trends in the frequency of extreme climate events in Latvia. *Baltica* 23(2), 135–148.
- Buford, M.A. and Burkhard, H.E., 1987. Genetic Improvement Effects on Growth and Yield of Loblolly Pine Plantations. *Forest Science* 33(3), 707–724.
- Burnejiča, N., Jansons, Ā., Zaļuma, A., Kļaviņa, D., Jansons, J. and Gaitnieks, T., 2016. Fungi Inhabiting Bark Stripping Wounds Made by Large Game on Stems of *Picea abies* (L.) Karst. in Latvia. *Baltic Forestry* 22(1), 2–7.
- Carson, S.D., 2004. Modelling genetic gain in growth in New Zealand: 1986–2003. In: Cherry, M.L. and Howe, G.T. (eds.) *Proceedings of Genetics and Growth Modelling Workshop, Vancouver, Washington, November 2003*. Port Blakely Tree Farms: Oregon State University, *Pacific Northwest Research Cooperative Report* 21, pp. 116–127.
- Carson, D.S., Garcia, O. and Hayes, J.D., 1999. Realized Gain and Prediction of Yield with Genetically Improved *Pinus radiata* in New Zealand. *Forest Science* 45(2), 186–200.

- Cherry, M.L. and Howe, G.T. (eds.), 2004. *Proceedings of Genetics and Growth Modeling Workshop, Vancouver, Washington, November 2003*. Port Blakely Tree Farms: Oregon State University, *Pacific Northwest Research Cooperative Report* 21, 171 p.
- Danell, Ö., 1991. Survey of past, current and future Swedish forest tree breeding. *Silva Fennica* 25, 241–247.
- Deans, J.D. and Milne, R., 1999. Effects of respacing on young Sitka spruce crops. *Forestry* 72(1), 47–57.
- Donis, J., 2015. *Mežaudžu augšanas gaitas un pieauguma noteikšana, izmantojot pārmērtos meža statistiskās inventarizācijas datus: pētījuma pārskats*. Salaspils: LVMI Silava, 48 lpp.
- Egbäck, S., 2016. *Growth of genetically improved stands of Norway spruce, Scots pine and loblolly pine*. Doctor's dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 4, 1652–1680.
- Egbäck, S., Bullock, B.P., Isik, F. and McKeand, S.E., 2015. Height-diameter relationships for different genetic planting stock of loblolly pine at age 6. *Forest Science* 61(3), 424–428.
- Eriksson, G., 2008. *Picea abies. Recent genetic research*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Plant Biology and Forest Genetics, 197 p.
- Gardiner, B.A. and Quine, C.P., 2000. Management of forests to reduce the risk of abiotic damage – a review with particular reference to the effect of strong winds. *Forest Ecology and Management* 135, 261–277.
- Gould, P., Johnson, R., Marshall, D. and Johnson, G., 2008. Estimation of Genetic-Gain Multipliers for Modelling Douglas-Fir Height and Diameter Growth. *Forest Science* 54(6), 558–596.
- Gould, P.J. and Marshall, D.D., 2010. Incorporation of Genetic Gain into Growth Projections of Douglas-Fir Using ORGANON and the Forest Vegetation Simulator. *Western Journal of Applied Forestry* 25(2), 55–61.
- Hamilton, Jr., D.A. and Rehfeldt, G.E., 1994. Using individual tree growth projection models to estimate stand-level gains attributable to genetically improved stock. *Forest Ecology and Management* 68, 189–207.
- Haapanen, M., Velling, P. and Annala, M-L., 1997. Progeny Trial Estimates of Genetic Parameters for Growth and Quality Traits in Scots Pine. *Silva Fennica* 31, 3–12.
- Högberg, K.-A., Eriksson, U. and Werner, M., 1995. *Vegetative Propagation and Clonal Forestry: Focus on Norway spruce*. Uppsala: SkogForsk, *Redogörelse* 2, 38 p. (in Swedish with English summary).
- Jansons, Ā., 2008. *Saimnieciski nozīmīgo koku sugu (parastā priede, parastā egle, kārpaināis bērzs) un apses selekcijas darba programma a/s "Latvijas valsts meži" 30 gadiem. Pētījuma atskaite*. Salaspils: LVMI Silava, 127 lpp.
- Jansons, Ā., 2015. *Mežsaimniecības pielāgošana klimata izmaiņām. Pētījuma atskaite*. Salaspils: LVMI Silava, 55 lpp.
- Jansons, Ā., 2017. *Meža apsaimniekošanas risku izmaiņu prognozes un to mazināšana. Pētījuma atskaite*. Salaspils: LVMI Silava, 89 lpp.

- Jansons, Ā., Voronova, A., Ruņģis, D., Kānberga-Siliņa, K. un Džeriņa, B., 2012. Parastās egles (*Picea abies* (L.) Karst.) atjaunošana: sēklu plantāciju pēcnācēju ģenētiskā daudzveidība. *Mežzinātne* 26, 61–73.
- Jansson, G., 2007. Gains from selecting *Pinus sylvestris* in southern Sweden for volume per hectare. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22(3), 185–192.
- Keskitalo, E.C.H., Bergh, J., Felton, A., Björkman, C., Berlin, M., Axelsson, P., Ring, E., Ågren, A., Roberge, J.-M., Klapwijk, M.J. and Boberg, J., 2016. Adaptation to Climate Change in Swedish Forestry. *Forests* 7(2), 28.
- Kimberley, M.O., Moore, J.R. and Dugney, H.S., 2015. Quantification of realised genetic gain in radiate pine and its incorporation into growth and yield modelling systems. *Canadian Journal of Forest Research* 45, 1676–1687.
- Kleinschmit, J., 1974. Use of vegetative propagation for plantation establishment and genetic improvement. A programme for large-scale cutting propagation of Norway spruce. *New Zealand Journal of Forestry Science* 4(2), 359–366.
- Kroon, J., Ericsson, T., Jansson, G. and Andersson, B., 2011. Patterns of genetic parameters for height in field genetic tests of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* in Sweden. *Tree Genetics & Genomes* 7(6), 1099–1111.
- Krutzsch, P., 1974. The IUFRO 1964/68 provenance test with Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Silvae Genetica* 23(1/3), 58–62.
- Lindgren, D., 2009. *Polymix breeding with selection forwards*. Umeå: Skogforsk, 22 p.
- Lindner, M., Garcia-Gonzalo, J., Kolström, M., Green, T., Reguera, R., Maroschek, M., Seidl, R., Lexer, M.J., Netherer, S., Schopf, A., Kremer, A., Delzon, S., Barbati, A., Marchetti, M., and Corona, P., 2008. *Impacts of Climate Change on European Forests and Options for Adaptation. Report to the European Commission Directorate-General for Agriculture and Rural Development* [WWW document] – URL [https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/external-studies/2008/euro-forests/full\\_report\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/external-studies/2008/euro-forests/full_report_en.pdf) (viewed 08.03.2018.).
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolstrom, M., Lexer, M.J. and Marchetti, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259, 698–709.
- Matheson, A.C. and Cotterill, P.P., 1990. Utility of Genotype x Environment Interactions. *Forest Ecology and Management* 30, 159–174.
- Matisons, R., Zeltiņš, P., Danusevičius, D., Džeriņa, B., Desaine, I. and Jansons, Ā., 2018. Genetic control of intra-annual height growth of young Norway spruce in Latvia. *Baltic Forestry* (submitted).
- McClain, K.M., Morris, D.M., Hills, S.C. and Buss, L.J., 1994. The effect of initial spacing on growth and crown development for planted northern conifers. *Forestry Chronicle* 70, 174–182.
- Nance, W.L. and Wells, O.O., 1981. Estimating volume potential in genetic tests using growth and yield models. In: *Proceedings 16<sup>th</sup> Southern Forest Tree Improvement Conference, Blacksburg, Virginia, May 1981*. Athens, U.S.: Forest Sciences Laboratory, pp. 39–46.

- Pederick, L.A., 1990. Family x Site Interactions in *Pinus radiata* in Victoria, Australia, and Implications for Breeding Strategy. *Silvae Genetica* 39, 134–140.
- Persson, B. and Persson, A., 1992. Survival and quality of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) provenances at the three Swedish sites of the IUFRO 1964/68 *Picea abies* provenance experiment. Garpenberg, Sweden: SLU, Department Forest Yield Research, Report 29, 67 p.
- Pfister, O., Wallentin, C., Nilsson, U. and Ekö, P.M., 2007. Effects of wide spacing and thinning strategies on wood quality in Norway spruce (*Picea abies*) stands in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22, 333–343.
- Rehfeldt, G.E., Wykoff, W.R., Hoff, R.J. and Steinhoff, R.J., 1991. Genetic Gains in Growth and Simulated Yield of *Pinus monticola*. *Forest Science* 37(1), 326–342.
- Rone, V., 1985. Egles klonu juvenilā augšana un selekcijas stratēģija. *Jaunākais Mežsaimniecībā* 27, 10–16.
- Rosvall, O., Almqvist, C., Lindgren, D. and Mullin, T., 2011. Breeding strategies. In: Rosvall, O. (ed.) *Review of the Swedish Tree Breeding Programme*. Uppsala: Skogforsk, pp. 55–66.
- Rosvall, O., Jansson, G., Andersson, B., Ericsson, T., Karlsson, B., Sonesson, J. and Steiner, L.G., 2001. Genetic gain from present and future seed orchards and clone mixes. *SkogForsk Redogörelse* 1, 41 p.
- Sabatia, C.O., 2011. *Stand dynamics, growth, and yield of genetically enhanced loblolly pine (Pinus taeda L.)*. Doctor's dissertation, Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Samuel, S., 2001. On the integration of improved material into forestry. In: Haapanen, M. and Mikola, J. (eds.) *Integrating Tree Breeding and Forestry: Proceeding of the Nordic Group for Management of Genetic Resources of Trees meeting, Mekrijärvi, Finland, March 2001*. Helsinki: Finnish Forest Research Institute, pp. 44–47.
- Smith, B.C., Bullock, B.P., Isik, F. and McKeand, S.E., 2014. Modelling genetic effects on growth of diverse provenances and families of loblolly pine across optimum and deficient nutrient regimes. *Canadian Journal of Forest Research* 44, 1453–1461.
- Sun, H.G., Zhang, J.G., Duan, A.G. and He, C.Y., 2007. A review of stand basal area growth models. *Forestry Studies in China* 9(1), 85–94.
- Tikkinen, M., Varis, S. and Aronen, T., 2018. Development of somatic embryo maturation and growing techniques of Norway spruce emblings towards large-scale field testing. *Forests* 9(6), 325.
- Turkia, K. and Kellomäki, S., 1987. Influence of site fertility and stand density on the diameter of branches in young Scots pine stands. *Folia Forestalia* 705, 16 p. (in Finnish with English summary).
- Westin, J. and Haapanen, M., 2013. Norway spruce – *Picea abies* (L.) Karst. In: Mullin, T.J. and Lee, S. (eds.) *Best practice for tree breeding in Europe*. Uppsala: Skogforsk, pp. 29–49.
- White, T.L., Adams, W.T. and Neale, D.B. (eds.), 2007. *Forest genetics*. Wallingford, UK: CAB, 682 p.

- Willcocks, A.J. and Bell, F.W., 1994. *Effect of stand density on the growth and timing of harvest and establishment costs of coniferous stands*. South Porcupine, ON: Ontario Ministry of Natural Resources, 12 p.
- Zeltiņš, P., 2017. *Modelling growth of genetically improved Norway spruce*. Swedish University of Agricultural Sciences, Master Thesis No. 283, Southern Swedish Forest Research Centre, Alnarp, 42 p.
- Zhang, S.Y., Chauret, G., Ren, H.Q. and Desjardins, R., 2002. Impact of initial spacing on plantation black spruce lumber grade yield bending properties, and MSR yield. *Wood Fiber Science* 34(3), 460–475.

# ĢENĒTISKIE FAKTORI VIENVECUMA EĢĻU AUDZĒS

*Dainis Edgars Ruņģis, Anita Gaile un Ilze Veinberga*

## levads

Parastā egle (*Picea abies* (L.) H. Karst.) ir viena no ekoloģiski un ekonomiski nozīmīgākajām meža koku sugām Latvijā. LVMI Silava īsteno “Saimnieciski nozīmīgo koku sugu (parastā priede, parastā egle, kārpainais bērzs) un apses selekcijas darba programma a/s “Latvijas valsts meži” 30 gadiem” (Jansons, 2008) veselīgu, ilgtspējīgu un produktīvu eģļu audžu izveidošanai, un meža ģenētikas pētījumi tai dod būtisku papildinājumu. Meža koku audzes (populācijas) sastāv no daudziem ģenētiskiem variantiem. Katru populāciju ietekmē tās ģenētiskais potenciāls, kā arī tās augšanas vide, un abu šo faktoru mijiedarbība nosaka koka fenotipu un audzes īpašības. Populācijas ģenētisko potenciālu ietekmē tās kopējā ģenētiskā daudzveidība, kā arī populācijas vēsture un izcelsme. Augsta ģenētiskā daudzveidība nodrošina populācijas ilgtspēju un kapacitāti pielāgoties dažādiem stresa apstākļiem, kā arī klimata izmaiņām. Izpētot populāciju izcelsmi, iespējams noteikt pēcledus laikmeta rekolonizācijas ceļus, kā arī identificēt iespējamo introducēto stādmateriālu. Svarīgākie ģenētiski nosacītie faktori, kuri varētu tikt saistīti ar augšanas potenciālu parastās eģles audzēs, ir to izcelsme un ģenētiskā daudzveidība.

Mūsdienās parastā egle ir plaši izplatīta Eiropā, un tās areāls sadalās divās lielās grupās – Ziemeļu boreālajā un Dienvidu. Ziemeļos parastā egle pārklāj lielu nepārtrauktu apgabalu, aptverot gandrīz visu Fenoskandināviju, Baltijas valstis, Baltkrieviju, Ziemeļpoliju un Krievijas Eiropas daļu, bet tās dienvidu areāls atrodas Eiropas dienvidaustrumu kalnainajā daļā. Šāds sadalījums ir izveidojies pēcledus laikmeta rekolonizācijā, eģlei izplatoties no dažādām refūģijām (ledus neskartiem apgabaliem, angl. *refugia*). Viss mūsdienās esošais eģles boreālais apgabals vēsturiski ir cēlies no Rietumkrievijā bijušā

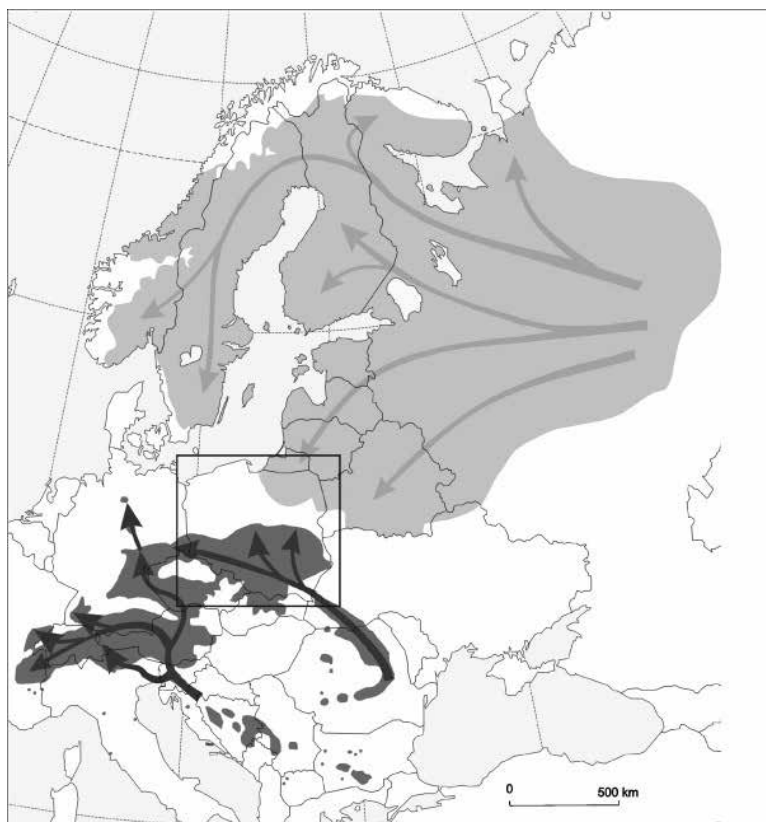
ledus neskartā apgabala, apmēram 300 km uz austrumiem no Maskavas, pie Urālu kalniem (Bucci & Vendramin, 2000; Latałowa & van der Knaap, 2006). Kombinējot paleobotāniskos, morfoloģiskos, kā arī atsevišķus ģenētiskos datus, noskaidrots, ka parastās egles Eiropas dienvidu reģionā ir izcēlušās no trim refūģijām, un tās iedala Karpatu kalnu, Bohēmijas masīva un austrumu Alpu daļās (Tollefsrud, 2008).

Pamatojoties uz mūsdienu sasniegumiem molekulārajā bioloģijā, ir izstrādātas dažādas tehnikas ģenētiskās variācijas analīzei. Augu šūnās, paralēli kodola dezoksiribonukleīnskābei (DNS), ir arī organellu (piemēram, hloroplastu un mitohondriju) DNS, tādējādi izstrādāti gan kodola, gan hloroplastu, gan mitohondriju DNS molekulārie marķieri, kas izmantojami atsevišķiem populāciju pētījumiem. Ar kodola DNS marķieriem iespējams identificēt indivīda tēvu un māti, un tos galvenokārt lieto, noskaidrojot populāciju ģenētisko daudzveidību un radniecību. Mitohondriju un hloroplastu genomi nepiedalās rekombinācijas procesos reprodukcijas laikā: ģenētiskā informācija nākamajām paaudzēm tiek nodota neizmainītā veidā. To polimorfisms ir zemāks nekā kodola genomam, jo tos ietekmē mutācijas procesi, kuru rezultātā ģenētiskā daudzveidība ir ar daudz zemāku sastopamību nekā rekombinācijas procesos. Hloroplasta un mitohondriālos marķierus izmanto augu izcelsmes un populāciju pētījumos, jo ar tiem tiek noteiktas mātes vai tēva līnijas. Hloroplasta genoma DNS marķierus, kuri skuju kokos tiek pārnesti ar putekšņiem, lieto gēnu plūsmas pētījumos, bet mitohondriālās DNS marķierus galvenokārt izmanto sugas izcelsmes noskaidrošanai, jo tā skuju kokos tiek pārmantota pa mātes līniju (t.i., caur sēklām), un sēklu kustības attālumi pretēji putekšņiem ir ierobežoti (Wagner, 1992).

Līdz šim parastās egles mitohondriju DNS genomā ir identificēti vairāki polimorfi apgabali, kurus iespējams izmantot molekulāro marķieru izstrādei (Grivet *et al.*, 1998; Sperisen *et al.*, 2001; Bastien *et al.*, 2003; Maghuly *et al.*, 2008). Kā jau augstāk minēts, mitohondriālā genoma DNS nav pakļauta rekombinācijas procesiem, un šī īpašība ļauj tai saglabāt ģenētisko struktūru, rekolonizācijas ceļā pārvietojoties no refūģijām, neskatoties uz daudziem un dažādiem vides izmaiņu faktoriem (Hewitt, 1999, 2000, 2001; Mitton *et al.*, 2000). Uz šī pamata izstrādāto mitohondriālās DNS genoma marķieru (mtDNS) noderīgums visvairāk ir pierādījies, atklājot populāciju ģenētisko diferenciāciju dažādos ģeogrāfiski atšķirīgos rajonos, kā arī noskaidrojot populāciju izcelsmes rajonus.



Parastās egles boreālais reģions sastāv no vienas lielas gēnu kopas. Sīkākā izcelsmes analīzē, izmantojot mitohondriālos DNS (mtDNS) marķierus, atrasti divi galvenie rekolonizācijas ceļi: pirmais – uz ziemeļrietumiem no Krievijas uz Somiju, apejot Botnijas līča ziemeļdaļu un turpinoties virzienā uz Zviedriju un Norvēģiju. Otrs dienvidrietumu rekolonizācijas ceļš – pāri Baltijai un tieši, šķērsojot Baltijas jūru, uz Dienvidskandināviju (Latałowa & van der Knaap, 2006; Tollefsrud *et al.*, 2008).



5.1. attēls. *Picea abies* izplatība Eiropā (pēc Schmidt-Vogt, 1977).

Apzīmējumi: iekrāsotās daļas norāda diapazona boreālās un Centrāleiropas daļas. Bultas norāda iespējamās migrācijas ceļus, un rāmīšs iezīmē ceļu dalīšanās vietu Centrāleiropā.

Boreālā egļu areāla audzē ir augsta mtDNS diversitāte, bet tās populācijas ir maz diferencētas. Pēcledus kolonizācijas gaitā mtDNS diversitāte samazinājusies, attālinoties no refūģijas, bet ir ievērojama arī tālos reģionos. Galvenais izņēmums ir tikai Skandināvijas ziemeļu daļa un Somijas rietumu daļa, kur atrasts tikai viens mtDNS haplotips (Sperisen *et al.*, 2001; Tollefsrud *et al.*, 2008).

Parastās egles mitohondriju genoma diversitāti neietekmē tās radniece Sibīrijas egle (*Picea obovata* Ledeb.), kura izplatījās no blakus esošās refūģijas austrumos no Urālu kalniem, – mtDNS marķiera *nad 1* sekvenca un garums ir ievērojami atšķirīgi. No otras puses, Sibīrijas egles putekšņi ir ietekmējuši kodola DNS diversitāti parastajā eglē, un Sibīrijas egles hloroplastu DNS haplotips ar zemu frekvenci ir atrasts boreālajās egļu audzēs (Tollefsrud *et al.*, 2014).

Analizējot egļu izcelsmi Belovežas gāršā (nacionālais parks Polijā), kurā vairāk nekā 200 gadus nav veikta nekāda saimnieciskā darbība, atrasts, ka te sastopas abi pēcledus rekolonizācijas ceļi (ziemeļu un dienvidu). Var uzskatīt, ka šis meža komplekss reprezentē dabiskas izcelsmes meža audzi, kāda pagātnē dominēja visā centrālajā Eiropā (Falinski, 1968). Analizējot paleobotāniskos, morfoloģiskos, kodola un hloroplastu genomu DNS datus, tika uzskatīts, ka Belovežas gāršas egļu audzes izcelsme ir pilnībā no Urālu kalnu refūģijas Krievijā (Latałowa & van der Knaap, 2006), tomēr, veicot analīzi arī ar mtDNS marķieriem un kombinējot iegūtos datus ar jau agrāk iegūtajiem, tika noskaidrots, ka parastā egle Belovežas gāršā ir ienākusi no Austrumkarpatu refūģijas; 64,8 % atrasto mitohondriju haplotipu atbilda tai, bet tikai 35,2 % Urālu kalnu refūģijai. Tātad Belovežas gārša ir daļa no abu izcelsmes refūģiju saskarsmes zonas apgabala (Latałowa & van der Knaap, 2006; Srodon & Tobolski, 2007; Dering, 2008). Šāda abu izcelsmes grupu saskarsmes zona atrodas arī Baltijas reģionā (Tollefsrud *et al.*, 2009). Tajā, izmantojot hloroplastu un kodola genomu DNS analīzi, atrastas Karpatu refūģijas izcelsmes egles (Vendramin *et al.*, 2000).

Parastai eglei Eiropā ir liela ekonomiskā nozīme, un jau no 19. gadsimta vidus egļu meži intensīvi veidoti dabīgajos apgabalos, kā arī ārpus tiem. Tajā laikā katrā valstī bija savi noteikumi, kuri regulēja reprodutīvā materiāla izmantošanu un tirdzniecību, bet lielākā daļa dokumentācijas nav saglabājusies. Tādējādi var uzskatīt, ka mūsdienās galvenokārt atrodamas parastās egles audzes, kas ir atjaunotas ar nezināmas izcelsmes sēklām, iespējama arī vienas valsts sēklu materiāla pārvietošana uz citu valsti (Schmidt-Vogt, 1974, 1977).

Tika izvirzīta hipotēze – varbūt sabrūkošās viena vecuma egļu audzēs kā reproduktīvais materiāls ir izmantots no dienvidu reģiona Karpatiem. No visām koku sugām egles Latvijā ir visjutīgākās pret vēju. 1967. un 1969. gada vējgāzēs tūkstošiem hektāru platībā tieši egļu audzes tika nopostītas visvairāk (Ērglis un Matuzānis, 1973; Ērglis, 1977). To atjaunošanai nepietika ar vietējo stādmateriālu, un pēc meža darbinieku ziņām tika ievests reproduktīvais materiāls arī no citiem reģioniem.

Latvijas parastās egles izcelsmes pētījumam un iegūto datu salīdzinājumam ar brūkošo un perspektīvo audžu izcelsmi jāizvēlas tādas egļu audzes, kurās vismaz pēdējos 100 gados nav veikta saimnieciskā darbība. Latvijas egļu populācija iedalās trīs grupās pēc agri vai vēlu plaukstošām formām, kas ir ģenētiski nosacītas un ir atšķirīgas rietumu, centrālajā un austrumu reģionos (Vēveris, 1966; Роне, 1980). Iespējams arī, ka šo egļu audžu izcelsme varētu būt atšķirīga. Ar šādu atšķirīgu izcelsmi Latvijas teritorijā, pēc pēcledus rekolonizācijas ceļu identifikācijas, mēs sastapāties iepriekšējā pētījumā par Latvijas ozolu populācijas izcelsmi – tika atrasts, ka rietumu reģiona ozoli pieder C grupai, kura vairāk atbilst Eiropas centrālajai daļai un Skandināvijai, bet pārējā Latvijas daļā A izcelsmes grupai, kura vairāk atrasta Eiropas austrumos. Pirmās dokumentētās ziņas par egļu audzēšanu Latvijā attiecas uz bijušajiem cariskās Krievijas valsts mežiem (“kroņa” mežiem) un laiku 19. gadsimta vidū, kad sākās mežu ierīcības darbi. No agrākajiem mežu ierīcības plāniem zināms, ka 19. gadsimtā egļu audzes Latvijā praktiski nav antropogēni atjaunotas – egļu audžu atjaunošanās notika tikai dabīgā veidā, veidojot dažāda vecuma egļu audzes. Kad darbību uzsāka Slokas celulozes fabrika (1896. gadā), egles koksnes vērtība Latvijā pieauga, un tādēļ egles sāka atjaunot antropogēni, sākotnēji tās sējot, tomēr nav ziņu par reproduktīvā materiāla izcelsmi. Ņemot to visu vērā, Latvijas egļu izcelsmes izpētei ar mitohondriālajiem marķieriem kā etalonaudzes izvēlējamies – rietumos Moricsalas rezervātu, kas dibināts 1912. gadā, un austrumu reģionā Rēzeknes ģenētisko resursu audzes individu, kuru vecums pārsniedz 100 gadus, kopu, kā arī tajā dabiskās atjaunošanās rezultātā radušos dažāda vecuma egļu kokus.

Otrs ģenētiski nosacītais faktors, kas varētu ietekmēt egļu audžu vitalitāti, ir to ģenētiskā daudzveidība. Ģenētiskā daudzveidība vienas sugas ietvaros nepieciešama katrai sugai, lai tā saglabātu spēju vairoties, izturību pret slimībām un spēju pielāgoties mainīgiem vides apstākļiem. Visbiežāk ģenētiskās daudzveidības analīzei izmanto mikrosatelītu (SSR) analīzi.

Mikrosatelīti ir dažāda garuma īsu 1 līdz 5 nukleotīdu fragmentu atkārtojumi, kas raksturīgi katrai sugai un atrodas sugas DNS sekvencē. Izmantojot tos polimēru ķēdes reakcijā (PCR), iegūst DNS sekvences (lokusus) atsevišķiem indivīdiem, un katrs lokuss satur divas viena un tā paša marķiera alternatīvās garuma formas (alēles), no kurām viena ir pārmantota no tēva, otra – no mātes. Lielākā daļa mikrosatelītu lokusu ir polimorfi, un tie var būt piecos vai vairāk variantos (Pfeiffer *et al.*, 1997). Pamata ģenētiskās daudzveidības raksturojošais parametrs, populācijā atrasto alēļu kopējais skaits, atkarīgs no analizēto indivīdu un izmantoto primeru skaita. Pierādīts, ka ir pietiekoši izmantot analīzei 20–30 indivīdus no katras populācijas, lai precīzi noteiktu alēļu frekvences (Hale *et al.*, 2012). Mazdiferencētu populāciju savstarpējai salīdzināšanai ģenētiskās daudzveidības analīzē nepieciešams izmantot pēc iespējas vairāk mikrosatelītu marķieru (Williams *et al.*, 1990; Hodgetts *et al.*, 2001).

Ģenētiskās analīzes rezultātā tiek noskaidroti šādi ģenētisko daudzveidību raksturojošie parametri (Porth & El-Kassaby, 2014):

1. kopējais alēļu skaits katrā populācijā ( $N_a$ );
2. alēļu, ar īpatsvaru  $\geq 5\%$ , skaits ( $N_a \text{ fr} \geq 5\%$ ), jo gēns tiek definēts kā polimorfs tikai tad, ja tam piederošās alēles frekvence ir zemāka par  $95\%$  (Hartl & Clark, 2007);
3. efektīvo alēļu skaits ( $N_e$ ). Efektīvo alēļu skaits uzrāda vienmērīgu frekvenču sadalījumu, kas spēj uzturēt doto heterozigotāti (Kimura & Crow, 1964);
4. Šenona daudzveidības indekss ( $I$ );
5. unikālo alēļu skaits ( $N_u$ ). Reti pārstāvētās alēles nav nozīmīgas mežaudzes ģenētiskās stabilitātes nodrošināšanai (Libby *et al.*, 1997), bet gan sugas izdzīvošanas stratēģijai. Tās saglabā ģenētisko resursu mežaudzēs, uztur selekciju populācijā;
6. novērotā heterozigotāte ( $H_o$ ). Nosaka heterozigotiskos lokusus esošo alēļu proporciju populācijā, tās ir nozīmīgas populācijas daudzveidības ilglaicīgai uzturēšanai;
7. sagaidāmā heterozigotāte ( $H_e$ ), kādai tai būtu jābūt aprēķinātai ar Hardija-Veinberga vienādojumu pēc Mendēļa likumiem.

Analizējamās dažādas vitalitātes egļu audzes ir stādītas pagājušā gadsimta 70. gados ar neselekcionētu reproduktīvo materiālu. Saskaņā ar “Saimnieciski nozīmīgo koku sugu (parastā priede, parastā egle, kārpainais bērzs) un apses selekcijas darba programmu a/s “Latvijas valsts meži”

30 gadiem” (Jansons, 2008) paredzēts, ka turpmāk vienvecuma egļu audžu atjaunošanai tiks izmantots tikai selekcionēts reprodaktīvais materiāls no egļu sēklu plantācijām, kuru kopējā platība, saskaņā ar Meža reprodaktīvā materiāla ieguves avotu reģistra datiem, ir apmēram 103,8 ha (Valsts meža dienesta MRMIA reģistra uzturēšana, 2012). Ņemot vērā egļu raksturīgos neregulāros sēklu ražas gadus ar būtiski atšķirīgu ražas apjomu un sēklu ģenētisko kvalitāti, kuru ietekmē vides apstākļi plaukšanas laikā, nepieciešams arī noskaidrot, vai dažādos Latvijas reģionos esošu egļu sēklu plantāciju dažādos gados iegūtā reprodaktīvā materiāla izmantošana neatstās ietekmi uz ar selekcionēto materiālu atjaunotu egļu audžu ģenētisko daudzveidību.

## Materiāli un metodes

Latvijas parastās egles dabīgo audžu izcelsmes noteikšanas analīzei nepieciešamais materiāls DNS izdalīšanai ievākts no pēc nejaušības principa izvēlētiem kokiem Moricsalas rezervātā (47 indivīdi) un simtgadīgiem un dažāda vecuma kokiem Rēzeknes ģenētisko resursu audzē (167 indivīdi). Salīdzināšanai ievākts materiāls no divām vienvecuma austrumu reģiona egļu audzēm – Daukstes (49 indivīdi) un Viļānu (22 indivīdi), kā arī no divām Latvijas centrālā reģiona audzēm – Ropažu (111 indivīdi) un Plakanciema (99 indivīdi).

Nepieciešamais materiāls ģenētiskās daudzveidības noteikšanai ievākts trijās audzēs, kas pēc 2016. gada mērījumiem atzītas par perspektīvām, no pēc nejaušības principa izvēlētiem kokiem – Kurzemes reģiona audzes 705-43-3 (31 indivīds), centrālā reģiona – 604-377-3 (24 indivīdi) un 611-53-16 (31 indivīds). Ievākts arī materiāls no egļu audzēm, kuras atzītas par brūkošām – Kurzemes reģiona audze 711-388-16 (35 indivīdi) un centrālā reģiona audze 604-290-1 (25 indivīdi), 610-236-8 (21 indivīds) un 610-256-8 (15 indivīdi). Ģenētiskās daudzveidības noteikšanai dažādu ziedēšanas gadu sēklu partijām DNS izdalīšanai ievākts materiāls no rietumu reģiona (Valgums) sēklu plantācijas pēcnācēju pārbaudēm, kuras ierīkotas no 1992. un 1998. gada sēklu partijām, kā arī no austrumu reģiona (Tadaine) sēklu plantācijas pēcnācēju pārbaudēm, kuras ierīkotas no 2000. un 2006. gada sēklu partijām. Valguma sēklu plantācijā ir 20 kloni, Tadaines sēklu plantācijā – 51 klons. DNS izdalīta no egļu skuju ar modificētu CTAB metodi (Doyle & Doyle, 1987). Atsevišķos gadījumos, kad skuju ieguve

egļu augstuma dēļ bija apgrūtināta, DNS izdalīta no koksnes (Doyle & Doyle, 1987). Ekstrakcijas buferim tika pievienots polivinilpirolidons un beta-merkaptoetānols (Porebski *et al.*, 1997).

Izcelsmes noteikšanai izmantots nad1b/c mitohondrālais marķieris (Sperisen *et al.*, 2001; Tollefsrud *et al.*, 2008). Polimerāzes ķēdes reakcija veikta 20 µL reakcijas tilpumā šādā sastāvā: 50 ng DNS parauga, 1×Taq buferis (ThermoScientific), 2 mM MgCl<sub>2</sub>, 0,2 mM dNTP, 0,2 µM nad1b praimera, 0,2 µM nad1c praimera, 0,5 U Taq polimerāzes (ThermoScientific). Reakcijas apstākļi: sākotnējā denaturācija 4 min. 94 °C, 40 reizes atkārtots cikls ar denaturāciju 45 sek. 92 °C, praimeru hibridizācija 45 sek. 60 °C, sintēze 3 min. 72 °C, beigu elongācija 10 min. 72 °C. Amplifikācijas produkti identificēti elektroforēzē ar 2 % agarozes gēlu.

Ģenētiskās daudzveidības noteikšanai izmantoti četrpadsmit mikrosatelītu marķieri: EATC2B02, EATC1E03, EATC2G05, EATC2D02 (Scotti *et al.*, 2002a), EAC2C08 (Scotti *et al.*, 2002b), SPAC1F7, SpAGC1, SpAGC2, SpAGG3 (Pfeiffer *et al.*, 1997), UAPgTG25 (Hodgetts *et al.*, 2001), WS0033.A18, WS0022.B15, WS0073.H08 un WS0073cG10 (Rungis *et al.*, 2004).

Ar praimeriem EATC2B02, EATC1E03, EATC2G05, EAC2C08 un PAC1F7 polimerāzes ķēdes reakcija veikta 20 µL reakcijas tilpumā šādā sastāvā: 50 ng DNS parauga, 1×Taq buferis (ThermoScientific), 2 mM MgCl<sub>2</sub>, 0,2 mM dNTP, 0,2 µM F praimeris, 0,2 µM R praimeris, Taq polimerāze (ThermoScientific). Reakcijas apstākļi: sākotnējā denaturācija 4 min. 94 °C, 40 reizes atkārtots cikls ar denaturāciju 45 sek. 92 °C, praimeru hibridizācija 45 sek. 60 °C, sintēze 3 min. 72 °C, beigu elongācija 10 min. 72 °C.

Atlikušie 9 fluorescējoši iezīmētie praimeri tika sadalīti trijās multipleksa grupās un amplificēti polimēru ķēdes reakcijā 20 µL maisījumā, kas saturēja 10–20 ng DNS, 4 µL mix buferi (Solis BioDyne), 6 µL praimeru maisījumu (katra praimera sākuma koncentrācija 0,8 µM). Reakcijas apstākļi: Hot Start DNA polimerāzes iniciācija un sākotnējā denaturācija 15 min. 95 °C, 35 reizes atkārtots cikls ar denaturāciju 20 sek. 95 °C, praimeru hibridizācija 30 sek. 53 °C, sintēze 45 sek. 72 °C, beigu elongācija 5 min. 72 °C. Tādaines un Valguma sēklu plantāciju pēcnācēji analizēti ar pieciem SSR praimeriem SpAGC2 (Pfeiffer *et al.*, 1997), UAPgAG150 (Hodgetts *et al.*, 2001), WS0033.A18 (Rungis *et al.*, 2004), PAAC17 (Scotti *et al.*, 2000), EAC7H07 (Scotti *et al.*, 2002b), PaGB3 (Besnard *et al.*, 2003). PCR sastāvs un reakcijas apstākļi analogi augstāk aprakstītajam. Amplifikācijas produkti analizēti ar ABI 3130 Genetic Analyzer (Applied Biosystems), un genotipi noteikti, izman-

tojoj *GeneMapper* programmu (*Applied Biosystems*). Ģenētisko daudzveidību raksturojošie rādītāji (heterozigotāte, alēļu skaits u.c.) un tos raksturojošā statistika aprēķināta ar programmu *GenAlEx v. 6.41* (Peakall & Smouse, 2006).

## Rezultāti

Latvijas dabiskas izcelsmes audžu un 70. gados stādīto brūkošo vienvecuma audžu egļu izcelsmes noskaidrošanai izmantots mitohondriālais marķieris nad1b+nad1c. Tas izstrādāts, pamatojoties uz NADH dehidrogenāzes subvienības I introna b/c polimorfismu. Šis introns satur 6 mutācijas, un, zinot tā garumu, var atšķirt Ziemeļu (Urālu) refūģijas izcelsmes kokus no Dienvidu (dienvidaustrumu Karpatu refūģijas) izcelsmes kokiem (Sperisen *et al.*, 1998). Izmantojot šo mtDNS marķieri, analizējamo egļu paraugos amplificējās divas alēles (2146 bp un 2217 bp garumā). 2146 alēle atbilst ziemeļu izcelsmei, bet 2217 alēle – dienvidu izcelsmei. Moricsalas un Rēzeknes ģenētisko resursu dabīgajās egļu audzēs atrastas galvenokārt ziemeļu alēles. No 217 indivīdiem dienvidu alēle tika amplificēta tikai 17 indivīdiem (7,8 %). Tas apstiprina jau agrāk izteikto versiju, ka Baltijas reģions ir egļu dažādu rekolonizācijas ceļu saskarsmes zonā (Vendramin *et al.*, 2000; Tollesrud *et al.*, 2009). Lai pārbaudītu hipotēzi – vai sabrūkošās viena vecuma egļu audzēs kā reprodūktīvais materiāls izmantots dienvidu reģiona (Karpatu) materiāls, tika izanalizētas pagājušā gadsimta 70. gados pēc lielajām vētrām stādītās egļu audzes dažādos Latvijas reģionos, izanalizēts 281 indivīds, no kuriem tikai 18 bija dienvidu izcelsmes (7,2 %). Iegūtie rezultāti izslēdz iespēju, ka vienvecuma egļu audžu atjaunošanā būtu ieviests reprodūktīvais materiāls no Karpatiem.

## Vienvecuma egļu audžu ar dažādu vitalitāti ģenētiskā daudzveidība

Ar 14 mikrosatelītu kodola DNS marķieriem izanalizēta ģenētiskā daudzveidība trijās pēc 2016. gada mērījumiem par perspektīvām un četrās par brūkošām atzītās vienvecuma egļu audzēs. Iegūtie dati liecina, ka izmantotie marķieri ir piemēroti Latvijas egļu paraugu analīzei, jo tos raksturo augsts Šenona daudzveidības indekss un laba amplifikācijas kvalitāte (5.1. tab.).

5.1. tabula. Egļu genotipu identificēšanai  
lietoto mikrosatelītu marķieru raksturojums

Mikrosatelītu marķieris	Alēļu skaits							Senona indekss I
	Brūkošās egļu audzes				Perspektīvās egļu audzes			
	711-368-16	610-236-8	604-290-1	610-256-8	705-43-3	611-53-16	604-377-3	
EATC2Bo2	8	7	8	10	6	8	8	1,341
EATC1Do2	12	12	11	8	14	10	10	2,053
EAC2Co8	13	11	13	13	13	11	11	2,228
EATC1Eo3	5	2	4	3	5	5	5	0,688
SpAC1F7	8	6	8	4	7	5	5	0,880
EATC2Go5	12	10	13	13	14	15	15	0,880
SpAGC1	15	10	11	8	12	13	13	1,760
SpAGC2	10	8	10	8	10	11	11	1,929
SpAGG3	18	8	11	8	17	11	11	1,760
UAPgTG25	10	6	5	6	9	4	4	1,318
WS0033.A18	7	4	6	6	7	6	6	1,177
WS0022.B15	14	13	11	14	15	14	14	2,321
WS0073.Ho8	5	5	4	4	5	5	5	1,265
WS0073cG10	3	6	5	4	4	5	5	1,265
Kopējais alēļu skaits	140	108	120	109	138	123	123	-

Ar mikrosatelītu marķieriem atrasto alēļu skaits egļu audzēs svārstās robežās no 2 (EATC1Eo3) līdz 15 (SpAGC1, SpAGC2, WS0022.B15). Kopējās alēļu skaita atšķirības audzēs nosaka analizē izmantoto indivīdu daudzums.

Pamatojoties uz atrastajām alēlēm, programmā *GenAlEx* v. 6.41 aprēķinātas ģenētiskās daudzveidības rādītāju vidējās vērtības dažādas vitalitātes egļu audzēs, analizē iekļautas arī dabīgās Latvijas egļu audzes (5.2. tab.).



5.2. tabula. Dažādas vitalitātes un dabīgo egļu audžu ģenētiskās daudzveidības rādītāju vidējās vērtības

		$N_a$	$N_a \text{ fr } \geq 5\%$	$N_e$	$I$	$N_u$	$H_e$	$H_o$	
Perspektīvās audzes	705-43-3	9,857	5,286	5,185	1,729	0,286	0,719	0,559	
	(SE)	1,148	0,615	0,885	0,159	0,163	0,044	0,053	
	611-53-16	8,786	4,500	4,218	1,511	0,143	0,645	0,517	
	(SE)	1,017	0,635	0,782	0,167	0,097	0,058	0,067	
	604-377-3	8,929	4,929	4,419	1,617	0,143	0,689	0,564	
	(SE)	0,822	0,579	0,707	0,137	0,097	0,044	0,054	
Vidēji	Vidēji	9,191	4,905	4,607	1,619	0,191	0,684	0,547	
	(SE)	0,581	0,394	0,510	0,109	0,083	0,037	0,026	
	Brūkošās audzes	711-368-16	10,000	4,786	4,710	1,704	0,357	0,720	0,595
		(SE)	1,144	0,482	0,684	0,147	0,169	0,039	0,054
		610-236-8	7,714	4,286	3,775	1,481	0,000	0,661	0,497
		(SE)	0,848	0,474	0,509	0,141	0,000	0,047	0,069
604-290-1		8,571	4,5000	4,323	1,526	0,214	0,649	0,563	
(SE)		0,875	0,653	0,795	0,162	0,114	0,058	0,058	
Vidēji	610-256-8	7,786	4,714	4,438	1,557	0,214	0,684	0,539	
	(SE)	0,967	0,474	0,745	0,155	0,114	0,049	0,052	
	Vidēji	8,518	4,572	4,312	1,567	0,196	0,679	0,549	
	(SE)	1,062	0,226	0,393	0,097	0,147	0,031	0,041	
	Dabīgās audzes	Rēzekne	11,000	5,071	5,027	1,693	0,500	0,693	0,501
		(SE)	1,351	0,549	0,820	0,18	0,203	0,060	0,063
Moricšala		10,929	5,286	5,404	1,772	0,571	0,730	0,540	
(SE)		1,282	0,588	0,895	0,154	0,202	0,045	0,069	
Vidēji		10,965	5,179	5,216	1,733	0,536	0,712	0,521	
(SE)		0,050	0,152	0,267	0,056	0,050	0,026	0,028	

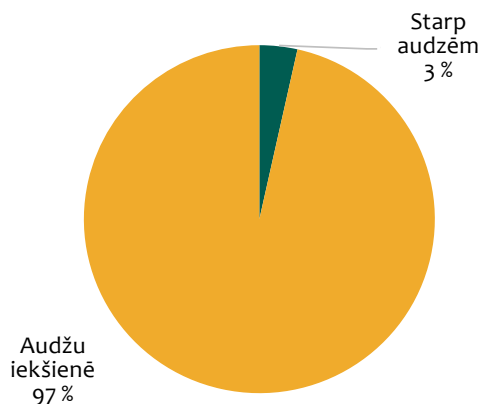
Apzīmējumi:  $N_a$  – kopējais alēļu skaits;  $N_a \text{ fr } \geq 5\%$  – alēļu skaits, kuru frekvence ir lielāka par 5%;  $N_e$  – efektīvo alēļu skaits;  $I$  – Šenona daudzveidības indekss;  $N_u$  – unikālo alēļu frekvence;  $H_e$  – sagaidāmā heterozigotāte;  $H_o$  – novērotā heterozigotāte, SE – standartkļūda.

Augsta ģenētiskās daudzveidības pakāpe noteikta abās vitalitātē atšķirīgajās pētījumā iekļautajās egļu audzēs. Novērotā heterozigotāte ( $H_o$ ) kā brūkošajām, tā perspektīvajām egļu audzēm ir gandrīz vienāda – 0,55 un ir zemāka par šīm alēļu skaitam sagaidāmo ( $H_e$ ) 0,68 (5.2. tab.). Salīdzinot rezultātus starp dažādas vitalitātes egļu audzēm, vidējo atrasto alēļu skaitu, efektīvo alēļu skaits ir nedaudz lielāks perspektīvajās audzēs, tomēr abām

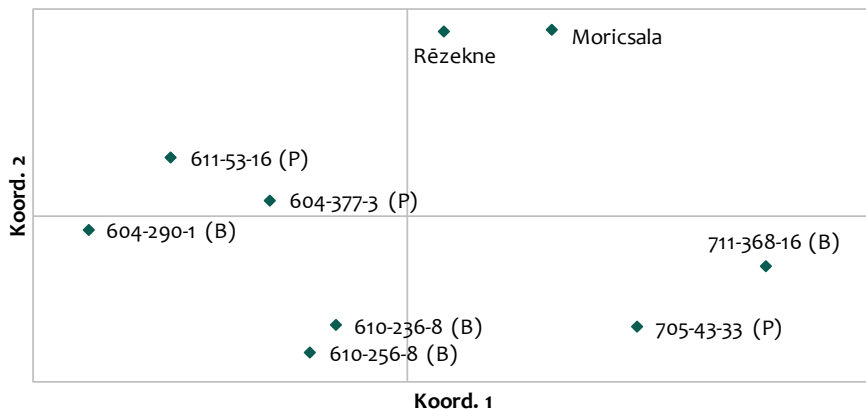
vērtētajām kopām novērotā heterozigotāte ( $H_o$ ) neatšķiras. Salīdzinājumā ar dabiskas izcelsmes Moricsalas un Rēzeknes ģenētisko resursu audzēm, redzams, ka vienvecuma egļu audžu ģenētiskā daudzveidība ir zemāka. Dabiskas izcelsmes audzēs atrasts lielāks efektīvo alēļu skaits 5,21 (perspektīvajās audzēs 4,61, brūkošajās 4,31) un lielāka audžu sagaidāmā heterozigotāte 0,71 pret 0,68. Jāatzīmē, ka dabiskas izcelsmes egļu audzēs unikālo alēļu īpatsvars ir gandrīz trīs reizes lielāks (0,54 pret 0,19 perspektīvajās, 0,196 brūkošajās). Molekulārās variācijas analīze (AMOVA) uzrādīja lielāku variāciju audzes iekšienē (starp indivīdiem audzēs), un tikai 3% variācija tika atrasta starp audzēm ( $p < 0,001$ ) (5.2. att.).

Lai noskaidrotu, vai variācija starp analizējamām audzēm ir saistīta ar to dažādo vitalitāti jeb reģionālo izvietojumu, veikta principiālo koordinātu analīze, pamatojoties uz GenAlEx programmatūrā atrastajām ģenētisko distanču vērtībām (5.3. att.).

Kā redzams, egļu audzes grupējas atkarībā no to atrašanās reģiona. Kurzemes audzes, kā brūkošās, tā perspektīvās, atrodas vienā kvadrantā, pārējās centrālā reģiona audzes ir sadalītas pa diviem kvadrantiem. Šādu reģionālo Latvijas egļu audžu variāciju varētu skaidrot ar to, ka visas šīs audzes arī pagājušā gadsimta 70. gados stādītas saskaņā ar šobrīd



5.2. attēls. Molekulārās variācijas analīze (AMOVA); ģenētiskās daudzveidības sadalījums starp audzēm un audžu iekšienē.



### 5.3. attēls. Principiālo koordinātu analīze.

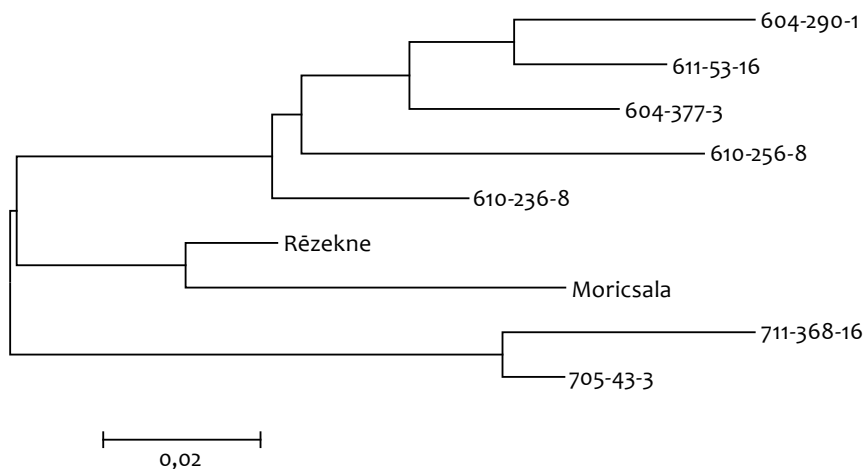
Apzīmējumi: P – perspektīvās audzes, B – brūkošās audzes; Koord. 1 izskaidro 38,28 % no kopējās variācijas un Koord. 2 – 22,09 %.

spēkā esošo Ministru kabineta noteikumos “Noteikumi par meža reprodktīvo materiālu” (Noteikumi par meža..., 2003) noteikto, ka meža audzes jāatjauno ar tajā pašā reģionā iegūto sēkļu materiālu.

Nei ģenētiskie attālumi starp katru analizēto egļu audzi aprēķināti ar GenAlEx programmu (5.3. tab.), un uz šo datu pamata konstruēta NJ dendrogramma (5.4. att.).

### 5.3. tabula. Savstarpējo Nei ģenētisko attālumu matrica

	Rē- zekne	Moric- sala	711- 368-16	610- 236-8	604- 290-1	610- 256-8	705- 43-33	611- 53-16	604- 377-3
Rēzekne	0,000								
Moricsala	0,060	0,000							
711-368-16	0,120	0,154	0,000						
610-236-8	0,113	0,139	0,144	0,000					
604-290-1	0,116	0,165	0,218	0,079	0,000				
610-256-8	0,141	0,158	0,180	0,082	0,095	0,000			
705-43-3	0,120	0,151	0,043	0,109	0,165	0,143	0,000		
611-53-16	0,093	0,145	0,183	0,076	0,054	0,106	0,156	0,000	
604-377-3	0,099	0,138	0,179	0,073	0,075	0,092	0,156	0,052	0,000



5.4. attēls. Nei ģenētisko distanču dendrogramma.

Kā redzams, analizētās egļu audzes sadalās trijās galvenās grupās: Kurzemes (brūkoša 711-368-16 un perspektīva 705-43-3), dabiskas izcelsmes (Rēzekne un Moricsala) un Centrālā reģiona (apvienojas vienā grupā). Tātad ģenētiskā daudzveidība dažādas vitalitātes vienvecuma egļu audzēs nav atšķirīga, bet to diferenciacija atkarīga no audžu reģionālā izvietojuma.

## Egļu sēklu plantāciju reproduktīvā materiāla ģenētiskā daudzveidība

Lai pārbaudītu, vai selekcionēta sēklu materiāla izmantošana egļu audžu atjaunošanai nemaina to ģenētisko daudzveidību, ar pieciem mikro-satelītu marķieriem izanalizēta Tadaines (51) un Valguma (20) egļu sēklu plantāciju pēcnācēju ģenētiskā daudzveidība (5.4. tab.), kā arī vides ietekmes novērtēšanai 171 indivīds no četrus sēklu ražas partijām pēc nejaušības principa izvēlētu pēcnācēju kopām: Austrumu reģiona Tadaines 2000. gada (7058) un 2006. gada (7059) sēklu partijām un centrālā reģiona Valguma 1992. gada (7063) un 1998. gada (7064) sēklu partijām (5.5. tab.). Analīzē iekļauta arī Moricsalas rezervāta dabiskas izcelsmes egļu audze.

5.4. tabula. Egļu sēklu plantāciju ģenētiskās daudzveidības rādītāju vidējās vērtības

Rādītājs	Tadaine	SE	Valgums	SE	Moricsala	SE
$N_a$	9,800	2,200	9,200	2,035	9,600	2,135
$N_a \text{ fr} \geq 5\%$	4,800	0,800	5,000	1,049	4,600	0,678
$N_e$	4,666	1,374	4,407	1,306	4,763	1,125
$I$	1,644	0,250	1,560	0,273	1,670	0,270
$N_u$	0,800	0,374	0,400	0,245	1,800	0,735
$H_e$	0,721	0,061	0,697	0,077	0,719	0,089
$H_o$	0,565	0,096	0,566	0,107	0,510	0,135

Apzīmējumi:  $N_a$  – kopējais alēļu skaits;  $N_a \text{ fr} \geq 5\%$  – alēļu skaits, kuru frekvence ir lielāka par 5%;  $N_e$  – efektīvo alēļu skaits;  $I$  – Šenona daudzveidības indekss;  $N_u$  – unikālo alēļu frekvence;  $H_e$  – sagaidāmā heterozigotāte;  $H_o$  – novērotā heterozigotāte; SE – standartkļūda.

5.5. tabula. Dažādos ražas gados ievākto sēklu partiju ģenētisko daudzveidību raksturojošie parametri

Rādītājs	7058	SE	7059	SE	7063	SE	7064	SE
$N_a$	8,800	2,332	8,400	1,691	8,200	1,934	7,000	1,549
$N_a \text{ fr} \geq 5\%$	4,800	1,068	4,600	0,510	4,400	0,748	5,400	1,030
$N_e$	4,614	1,448	4,372	1,182	4,227	1,259	4,411	1,199
$I$	1,595	0,250	1,564	0,270	1,510	0,287	1,532	0,242
$N_u$	0,800	0,374	0,200	0,200	0,600	0,245	0,000	0,000
$H_e$	0,721	0,052	0,685	0,094	0,678	0,084	0,710	0,068
$H_o$	0,568	0,101	0,560	0,098	0,566	0,115	0,567	0,101

Apzīmējumi: 7058 un 7059 – Tadaine; 7063 un 7064 – Valgums;  $N_a$  – kopējais alēļu skaits;  $N_a \text{ fr} \geq 5\%$  – alēļu skaits, kuru frekvence ir lielāka par 5%;  $N_e$  – efektīvo alēļu skaits;  $I$  – Šenona daudzveidības indekss;  $N_u$  – unikālo alēļu frekvence;  $H_e$  – sagaidāmā heterozigotāte;  $H_o$  – novērotā heterozigotāte, SE – standartkļūda.

Iegūtie ģenētisko daudzveidību raksturojošie parametri raksturo augstu ģenētiskās daudzveidības pakāpi egļu sēklu plantāciju reprodūktīvajam materiālam. Salīdzinot ar dabiskas izcelsmes egļu audzi, redzams, ka visi galvenokārt daudzveidību noteicošie faktori ir līdzīgi, kas liecina par to, ka sēklu plantācijās netiek samazināta egļu audžu ģenētiskā daudzveidība. Neskatoties uz to, ka Tadaines sēklu partijas ir iegūtas no 51 klona, bet Valguma sēklu partijas no 20 kloniem, nav atrasta ģenētiskās daudzveidības atšķirība starp abu šo plantāciju pēcnācējiem. Tas apstiprina jau agrāk atrasto klonu skaitu sēklu plantācijās (20), lai nodrošinātu ģenētisko daudzveidību (Kang *et al.*, 2001). Ģenētiskās daudzveidības pieaugumu sēklu plantāciju pēcnācējos ietekmē arī putekšņu pārvietošanās no ārpus tām esošajām audzēm, kas var pārsniegt 40 %, un putekšņi var lidot desmitiem vai pat simtiem kilometru (Burczyk *et al.*, 2004).

Salīdzinot ģenētisko daudzveidību raksturojošos parametrus katras plantācijas pēcnācēju pārbaužu stādījumos, redzams, ka Valguma sēklu plantācijas pēcnācēju pārbaudes rādītāji ir nedaudz mazāki, bet šī atšķirība nav būtiska (5.4. tab.). Katras plantācijas pēcnācējos atrasto alēļu (9,8 un 9,2) un alēļu skaits ar frekvenci virs 0,05 ir līdzīgs.

Egļu sēklu plantāciju pēcnācēju un Moricsalas dabiskās izcelsmes egļu audzes galvenie ģenētisko daudzveidību raksturojošie parametri ir līdzīgi. Vienīgi privāto alēļu skaits Moricsalas audzē ir lielāks (0,4–0,8 pret 1,8.) Tomēr visu tajā atrasto alēļu frekvence ir zema, atrasta tikai viena alēle ar frekvenci, lielāku par 0,05 %. Tas norāda, ka vienīgais negatīvais efekts, lietojot sēklu materiālu audžu atjaunošanai, var būt reto alēļu samazināšanās pēcnācēju populācijā. Tomēr šo efektu daļēji izlīdzina putekšņu plūsmas no apkārt esošajām audzēm. Izveidojot un saglabājot pietiekamā daudzumā un dažādos Latvijas reģionos egļu ģenētisko resursu audzes, tiks saglabātas dabīgo audžu retās alēles, kas nodrošinās selekcijas programmai ģenētisko materiālu ar augstu daudzveidību un Latvijas parastās egles ilgtspējīgu attīstību.

Analizējamos lokusus ir identificēts līdzīgs ģenētiskais polimorfisms. 7064 sēklu partijā identificēts zemāks alēļu skaits (7), bet lielāks skaits alēļu ar frekvenci virs 0,05, līdz ar ko izlīdzinās efektīvo alēļu skaits. Pazemināto alēļu skaitu 7064 sēklu partijā varētu izskaidrot ar mazāku analīzē iekļauto indivīdu skaitu. Tātad ģenētiskā daudzveidība egļu sēklu plantāciju reprodūktīvajā materiālā nav atkarīga no sēklu ražas ievākšanas gada klimatiskajiem apstākļiem.

## Secinājumi

1. Brūkošās vienvecuma egļu stādītājās audzēs nav izmantots ievestais reproduktīvais materiāls. Dabiskas izcelsmes egļu audzēs atrasti 7,8 % Austrumkarpatu refūģijas izcelsmes indivīdi, līdzīgi brūkošajās audzēs (7,2 %).
2. Ģenētiskā daudzveidība brūkošajās un perspektīvajās vienvecuma egļu audzēs neatšķiras. Novērotā heterozigotāte ( $H_o$ ) vienāda – 0,55. Nav konstatētas arī nozīmīgas Šenona daudzveidības indeksa ( $I$ ) vērtību atšķirības (attiecīgi brūkošajām audzēm  $I = 1,57$ ; perspektīvajām  $I = 1,62$ ).
3. Ģenētiskās daudzveidības atšķirība starp analizētajām vienvecuma audzēm ir tikai 3 % un nav saistīta ar egļu audžu dažādo vitalitāti, bet ar to ģeogrāfisko izvietojumu.
4. Egļu sēklu plantāciju reproduktīvā materiāla izmantošana vienvecuma egļu audžu atjaunošanai nodrošinās augstāku to ģenētisko daudzveidību (Šenona daudzveidības indekss 1,78–1,86).
5. Ģenētiskā daudzveidība egļu sēklu plantāciju reproduktīvajā materiālā nav atkarīga no sēklu ražas ievākšanas gada.

## Literatūra

- Bastien, D., Favre, J.M., Collignon, A.M., Sperisen, C. and Jeandroz, S., 2003. Characterization of a mosaic minisatellite locus in the mitochondrial DNA of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.]. *Theoretical and Applied Genetics* 107, 574–580.
- Besnard, G., Achere, V., Rampant, F.P., Favre, J.M. and Jeandroz, S., 2003. A set of cross species amplifying microsatellite markers developed from DNA sequence databanks in *Picea* (*Pinaceae*). *Molecular Ecology Notes* 3, 380–383.
- Bucci, G. and Vendramin, G.G., 2000. Delineation of genetic zones in the European Norway spruce natural range: preliminary evidence. *Molecular Ecology* 9, 923–934.
- Burczyk, J., Lewandowski, A. and Chalupka, W., 2004. Local pollen dispersal and distant gene flow in Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). *Forest Ecology and Management* 197, 39–48.
- Dering, M., 2008. *Postglacial migration of Norway spruce [Picea abies (L.) Karst.] in Poland based on molecular markers*. PhD thesis, Institute of Dendrology, Polish Academy of Sciences, 103 p.
- Doyle, J.J. and Doyle, J.L., 1987. A rapid DNA isolation procedure for small amounts of fresh leaf tissue. *Phytochemical Bulletin* 19, 11–15.

- Ērglis, D., 1977. 1967. un 1969. gada vētru sekas Latvijas PSR valsts mežos. *Mežsaimniecība un Mežrūpniecība* 4, 23–35.
- Ērglis, D. un Matuzānis, J., 1973. Audžu noturība 1967. gada viesuļvētrās. *Jaunākais Mežsaimniecībā* 15, 53–60.
- Falinski, J.B., 1968. *National Park in Białowieża*. Warsaw: PWN, 489 p.
- Geburek, T., Jeandroz, S. and Senn, J., 2001. Haplotype variation in a mitochondrial tandem repeat of Norway spruce (*Picea abies*) populations suggests a serious founder effect during postglacial re-colonization of the western Alps. *Molecular Ecology* 10, 1255–1263.
- Grivet, D., Jeandroz, S., Sperisen, C., Buchler, U. and Matyas, G., 1998. Genetic variation of mitochondrial DNA reveals subdivision of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). In: Karp, A., Isaac, P.G. and Ingram, D.S. (eds.). *Molecular tools for screening biodiversity: plants and animals*. London: Chapman & Hall, pp. 413–417.
- Hale, M.L., Burg, T.M. and Steeves, T.E., 2012. Sampling for microsatellite-based population genetic studies: 25 to 30 individuals per population is enough to accurately estimate allele frequencies. *PLoS One* 7(9), e45170.
- Hartl, D.L. and Clark, A.G., 2007. *Principles of Population Genetics*. 4<sup>th</sup> ed. New York: Oxford University Press Inc, 652 p.
- Hewitt, G., 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405, 907–913.
- Hewitt, G.M., 1999. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68, 87–112.
- Hewitt, G.M., 2001. Speciation, hybrid zones and phylogeography or seeing genes in space and time. *Molecular Ecology* 10, 537–549.
- Hodgetts, R.B., Aleksyuk, M.A., Brown, A., Clarke, C., Macdonald, E., Nadeem, S. and Khasa, D., 2001. Development of microsatellite markers for white spruce (*Picea glauca*) and related species. *Theoretical and Applied Genetics* 102(8), 1252–1258.
- Jansons, Ā., 2008. *Saimnieciski nozīmīgo koku sugu (parastā priede, parastā egle, kārpainais bērzs) un apses selekcijas darba programma a/s "Latvijas valsts meži" 30 gadiem. Pētījuma atskaite*. Salaspils: LVMI Silava, 127 lpp.
- Kang, K.S., Harju, A.M., Lindgren, D., Nikkanen, T., Almqvist, C. and Suh, G.U., 2001. Variation in effective number of clones in seed orchards. *New Forests* 21, 17–33.
- Kimura, M. and Crow, J.F., 1964. The number of alleles that can be maintained in a finite population. *Genetics* 49, 725–738.
- Latałowa, M. and van der Knaap, W.O., 2006. Late Quaternary expansion of Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. in Europe according to pollen data. *Quaternary Science Reviews* 25, 2780–2805.
- Libby, W.J., Bridgwater, F., Lantz, C. and White, T., 1997. Genetic diversity in commercial forest tree plantations: introductory comments to the 1994 SRIEG meeting papers. *Canadian Journal of Forest Research* 27, 397–400.
- Maghuly, F., Burg, K., Pinsker, W., Nittinger, F., Praznik, W. and Fluch, S., 2008. Short note: Development of mitochondrial markers for population genetics of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.]. *Silvae Genetica* 57(1–6), 41–44.
- Mitton, J.B., Kreiser, B.R. and Latta, R.G., 2000. Glacial refugia of limber pine (*Pinus flexilis* James) inferred from the population structure of mitochondrial DNA.



- Molecular Ecology* 9, 91–97.
- Noteikumi par meža reproduktīvo materiālu, 2003. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 648. Rīga: LR Ministru kabinets, 32 lpp.
- Peakall, R. and Smouse, P.E., 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6, 288–295.
- Pfeiffer, A., Olivieri, A.M. and Morgante, M., 1997. Identification and characterization of microsatellites in Norway spruce (*Picea abies* L.). *Genome* 40, 411–419.
- Porebski, S., Bailey, L.G. and Baum, B.R., 1997. Modification of a CTAB DNA Extraction Protocol for Plants Containing High Polysaccharide and Polyphenol Components. *Plant Molecular Biology Reporter* 15, 8–15.
- Porth, I. and El-Kassaby, Y.A., 2014. Assessment of the genetic diversity in forest tree populations using molecular markers. *Diversity* 6(2), 283–295.
- Rungis, D., Berube, Y., Zhang, J., Ralph, S., Ritland, C.E., Ellis, B.E., Douglas, C., Bohlmann, J. and Ritland, K., 2004. Robust simple sequence repeat markers for spruce (*Picea* spp.) from expressed sequence tags. *Theoretical and Applied Genetics* 109, 1283–1294.
- Schmidt-Vogt, H., 1974. Die systematische Stellung der gemeinen Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) und der sibirischen Fichte (*Picea obovata* Ledeb.) in der Gattung *Picea*: Ein Beitrag zur Einführung von Erkenntnissen auf dem Gebiet forstlicher Genökologie in die Systematik der Baumarten. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 145(3), 45–60.
- Schmidt-Vogt, H., 1977. *Die Fichte*. Hamburg: Verlag Paul Parey, Band 1.
- Scotti, I., Magni, F., Fink, R., Powell, W., Binelli, G. and Hedley, P.E., 2000. Microsatellite repeats are not randomly distributed within Norway spruce (*Picea abies* K.) expressed sequences. *Genome* 43(1), 41–46.
- Scotti, I., Magni, F., Paglia, G.P. and Morgante, M., 2002a. Trinucleotide microsatellites in Norway spruce (*Picea abies*): their features and the development of molecular markers. *Theoretical and Applied Genetics* 106, 40–50.
- Scotti, I., Paglia, P., Magni, G. and Morgante, M., 2002b. Efficient development of dinucleotide microsatellite markers in Norway spruce (*Picea abies* Karst.) through dot-blot selection. *Theoretical and Applied Genetics* 104, 1035–1041.
- Sperisen, C., Buchler, U., Gugerli, F., Matyas, G., Geburek, T. and Vendramin, G.G., 2001. Tandem repeats in plant mitochondrial genomes: application to the analysis of population differentiation in the conifer Norway spruce. *Molecular Ecology* 10, 257–263.
- Sperisen, C., Buchler, U. and Matyas, G., 1998. Genetic variations of mitochondrial DNA subdivision of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst. ). In: Karp, A., Issac, P.G. and Ingram, D.S. (eds.) *Molecular tools for screening biodiversity plants and animals*. London: Chapman & Hall, pp. 413–417.
- Srodon, A. and Tobolski, K., 2007. Paleorecord of Norway spruce. In: Tjoelker, M.G. and Boratynski, A. (eds.) *Biology and ecology of Norway spruce*. Dordrecht: Springer, pp. 1–8.
- Tollefsrud, M.M., 2008. *Phylogeography, diversity and hybridization in Norway spruce inferred from molecular markers combined with pollen records*. PhD thesis, University of Oslo.

- Tollefsrud, M.M., Kissling, R., Gugerli, F., Johnsen, Ø., Skrøppa, T., Rachid, C., Van der Knapp, W.O., Latałowa, M., Terhürne-Berson, R., Litt, T., Geburek, T., Brochmann, C. and Sperisen, C., 2008. Genetic consequences of glacial survival and post-glacial colonization in Norway spruce: combined analysis of mitochondrial DNA and fossil pollen. *Molecular Ecology* 17, 4134–4150.
- Tollefsrud, M.M., Sønstebø, J.H., Brochmann, C., Jonsen, O., Skrøppa, T. and Vendramin, G.G., 2009. Combined analysis of nuclear and mitochondrial markers provide a new insight into the genetic structure of North European *Picea abies*. *Heredity* 102, 549–562.
- Tollefsrud, M.M., Tsuda, Y., Sønstebø, J.H., Latałowa, M., Laura, P., Källman, T., Chen, J., Semerikov, V., Skrøppa, T., Vendramin, G.G., Sperisen, C. and Lascoux, M., 2014. The impact of glacial and postglacial history on the genetic structure of Norway spruce and Siberian spruce. In: *Invited talk on the conference: Genetic Resources for Food and Agriculture in a Changing Climate, NordGen, Lillehammer, Norway, January 2014*. Abstract available at <http://climate.nordgen.org/downloadable-documents>.
- Vendramin, G.G., Anzidei, M., Madaghiele, A., Sperisen, C. and Bucci, G., 2000. Chloroplast microsatellite analysis reveals the presence of population subdivision in Norway spruce (*Picea abies* K.). *Genome* 43, 68–78.
- Vēveris, A., 1966. Agri un vēlu plaukstošas egles Latvijas PSR mežos. *Jaunākais Mežsaimniecībā* 8, 15–22.
- Valsts meža dienesta MRMIA reģistra uzturēšana, 2012 [WWW dokuments] – URL <http://www.vmd.gov.lv/?sadala=589> [skatīts 01.11.2012.].
- Wagner, D.B., 1992. Nuclear, chloroplast, and mitochondrial DNA polymorphisms as biochemical markers in population genetic analyses of forest trees. In: Adams, W.T., Strauss, S.H., Copes, D.L. and Griffin, A.R. (eds.) *Population Genetics of Forest Trees. Forestry Sciences*. Dordrecht: Springer, Vol. 42, pp. 373–390.
- Williams, J.G.K, Kubelik, A.R., Livak, K.J., Rafalskim, J.A. and Fingey, S., 1990. DNA polymorphism amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acid Research* 18, 6531–6533.
- Роне, В.М., 1980. *Генетический анализ лесных популяций*. Москва: Наука, 160 с.

# ĒKSPERIMENTĀLAIS STĀDĪJUMS PLATLAPJU KŪDRENĪ PĒC IEPRIEKŠ NOKALTUŠAS VIENVECUMA EĢĻU KOKAUDZES NOCIRŠANAS

*Dagnija Lazdiņa, Kristaps Makovskis,  
Modris Okmanis, Kārlis Dūmiņš, Santa Ēelma,  
Santa Neimane un Toms Artūrs Štāls*

## Ievads

Divdesmit pirmā gadsimta pirmās desmitgades beigās Latvijā reģionāli iezīmējās eģļu mežu kalšanas procesi. Arī Meža pētīšanas stacijas (MPS) Kalsnavas mežu novadā, Medņu līnijas masīvā eģļu audzes, kas sākotnēji bija ļoti produktīvas, 20 gadu vecumā sasniedzot ikgadējo pieaugumu pat 20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, vēlāk, pēc 20 gadiem, bez ārēji redzama iemesla sāka dzeltēt un nokalta. Rezultātā izveidojās apmēram 40 ha liels vienlaidus izcirtums, tas piemērots eksperimentālo stādījumu ierīkošanai ar mērķi pētīt un skaidrot šādu platību turpmākas atjaunošanas un apsaimniekošanas principus.

Stādījums ierīkots Valsts pētījumu programmas “Meža un zemes dziļu resursu izpēte, ilgtspējīga izmantošana – jauni produkti un tehnoloģijas (ResProd)” pētījuma “Vienvecuma eģļu mežu audzēšanas potenciāls auglīgajās meža ekosistēmās” 4. uzdevuma “Izveidot eksperimentālo stādījumu kūdrenā izcirtumā pēc iepriekš nokaltuša vienvecuma eģļu mežu masīva nociršanas” ietvaros.

Eksperimentālais demonstrācijas objekts ierīkots ar nolūku pārbaudīt, vai ir iespējama sekmīga meža atjaunošana – eģļu jaunaudzies ieaudzēšana nogabalos, kur sabrukušas sākotnēji produktīvas eģļu audzes.

Eksperimentālajā stādījumā eģles stādītas dažādos attālumos, kā arī rindu mistrojuma ar lapu kokiem. Stādot eģli, kā references sugas izvēlēti

bērzi un melnalkšņi. Vairākkārtīgi stādot dažādus papeļu klonus un izvēloties īsus un garus spraudņus, ierīkoti egļu un papeļu, kā sedzējaudzes, stādījumi. Stādījuma shēmas plānošanā ņemts vērā, ka pieaugušo koku skaits parauglaukumā būs ievērojami mazāks nekā sākotnēji, jo, stādīto koku vainagiem saslēdzoties un sākot konkurēt savā starpā, mežaudze būs jāretina. Visi stādījumu varianti ierīkoti 3 atkārtojumos 60 × 20 m lielos taisnstūrveida laukumos. Koki stādīti rindās, vienādos attālumos viens no otra. Stādījums ierīkots otrajā gadā pēc kailcirtes, augsnes sagatavošana nav veikta, jo pirms meliorācijas sistēmas atjaunošanas platība bija pārmitra un samērā pielūžņota, tajā daudz celmu, kas apgrūtināja augsnes sagatavošanas darbus.

## Stādījumu ierīkošana un eksperimenta dizains

Stādījums ierīkots 2015. gada aprīļa beigās, maija sākumā. Eksperimentālā demonstrācijas stādījuma kopēja platība ~6 ha, tas izvietots 203. kvartāla 1. nogabalā 0,4 ha platībā, 2. nogabalā 0,4 ha, 5. nogabalā 1,9 ha, 6. nogabalā 3,8 ha, 7. nogabalā 1,4 ha, 9. nogabalā 1,2 ha, 10. nogabalā 0,5 ha un 11. nogabalā 0,7 ha (6.1. att.). Stādījums atrodas MPS Kalsnavas mežu novadā.

Pirms stādījuma ierīkošanas atjaunota hidrotehniskā meliorācijas sistēma – tīrīti grāvji (6.2. att.). Lai arī platība līdzena, tomēr augsnes īpašības un nodrošinājums ar makroelementiem nedaudz atšķiras, tāpēc visi



Aerofoto



Stādījuma atrašanās vieta

6.2. attēls. Stādījuma vieta.

stādījumu varianti – 60 × 20 m taisnstūri – izvietoti 3 atkārtojumos, secīgi nomainot viens otru.

Primāri salīdzināmie varianti novietoti blakus. Ņemot vērā to, ka stādījums ierīkots kā demonstrācijas objekts, laukumi ar dažādu koku skaitu ierīkoti paralēli piebraucamajam ceļam, savukārt koku sugu mistrojumi izvietoti starp taisnstūriem, kur blakus stādīta tikai viena suga (6.3. att.).

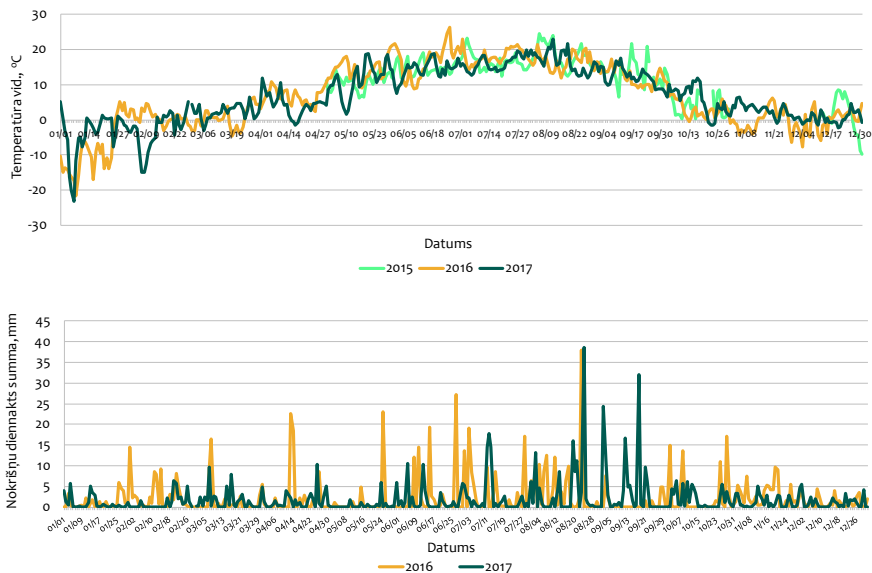


6.2. attēls. Medņu līnijas masīvs, 2015. gada nogale.  
/Foto: Dagnija Lazdiņa/

Dažādas izcelsmes papeles rindās pa 30 eksemplāriem (2 × 2 m)			E1-30	E2-38	E4-46	
Ma-7	Pa-15	B-22	E/Ma-29	E/B-37	E/Pa-45	
E1-6	E2-14	E421	E2-28	E/Pa-36	E2-44	
Pa-5	B-13	Ma-20	E/Pa-27	E2-35	E/Pa-43	
E/Pa-4	E/B-12	E/Ma19	E2-26	E/Pa-34	E2-42	
E4-3	E2-11	E1-18	E/Pa-25	E2-33	E/Pa-41	kontrolē
E/B-2	E/Ma-10	E/Pa-17	E2-24	E/Pa-32	E2-40	minerāl- mēslojums ar kāliju
B-1	Ma-9	Pa-16	E/Pa-23	E2-31	E/Pa-39	pelnu mēslo- jums

6.3. attēls. Eksperimentālā demonstrācijas stādījuma shēma.

Laika apstākļi visās trīs augšanas sezonās krasi neatšķiras, – īsi sausa periodi mijas ar lietavām, visos gados ziemā novērotas zemas gaisa temperatūras, kad tiek sasniegti  $-20^{\circ}\text{C}$ . Otrajā sezonā nokrišņiem bagātāks jūlijs, bet trešajā sezonā – augusts (6.4. att.).



6.4. attēls. Nokrišņu un vidējās gaisa temperatūras dinamika 2015.–2017. gadā.

### Izvēlēto koku sugu un klonu pamatojums

Atbilstoši pētījuma plānam stādīta egļe, ar nolūku noskaidrot egles ieaudzēšanas iespējas kūdrēnī pēc egles sanitārās cirtes. Mežsaimniecības praksē ir populārs pieņēmums atveseļošanas nolūkā mainīt koku sugu vai veidot mistrojumu ar lapu kokiem. Lapu koku izvēle veikta atbilstoši to saimnieciskajai nozīmei un ātraudzībai. Stādītas saimnieciski nozīmīgās koku sugas – āra bērzs un melnalksnis gan kā tīraudzes, gan pamīšu rindu mistrojumā ar egli, kopā 2000 koki uz hektāra.

Izmēģināta pētījumā ENERWOODS gūtā pieredze – ierīkojot stādījumu kā Dānijā, kur praktizē stādīt egli kopā ar kādu ātraudzīgo lapu koku sugu

vai to hibrīdu kloniem rindu mistrojumā. Stādīti dažāda izmēra un klonu papeļu spraudeņi: 2015. gadā stādīti klona OP42 (reģistrēts kā meža reprodaktīvais materiāls) 20 cm gari spraudeņi, kuru saglabāšanās neapmierinoša. Otrajā veģetācijas sezonā veikta papeļu stādījuma papildināšana, testējot 20 cm un 165 cm garus vīrišķā klona *Baldo* spraudeņus (6.5. att.). Klons *Baldo* veidots vairāku sugu krustojuma rezultātā – 76-060 [67-008 (*P. deltoides* Massac Co Illinois USA 55-071 × ?) × 65-020 (*P. deltoides angulata* Marlieu 51-119 × *P. nigra* Mezzi Farm Casale Monferrato, AL, Italia) - Mother × ? (free impollination in Casale Monferrato, AL) – Father ([www.biopoplar.com](http://www.biopoplar.com)).

2017. gadā stādījums papildināts ar papeļu sievišķā klona *Vesten* garajiem spraudeņiem. Papeļu klons *Vesten* (*Populus deltoides* × *Populus nigra*) atlasīts un izveidots Beļģijā, tur tas atzīts par piemērotu mazvērtīgo organisko augšņu apmežošanai.



Spraudeņu “dzirdināšana”



Stādīšana



Spraudeņu piesegšana

6.5. attēls. Papeļu klona *Baldo* spraudeņu sagatavošana pirms stādīšanas.

/Foto: Dagnija Lazdiņa un Jānis Liepiņš/



Egļu tīraudzes stādītas 5 variantos, trīs atkārtojumos, pētot stādīto koku skaita un pieejamo barības vielu ietekmi:

- variēts koku skaits:
  - 1000 koki uz hektāra – stādot par 1 tūkstoti mazāk nekā to paredz tradicionālā prakse Latvijā,
  - 2000 koki uz hektāra – stādot Ministru kabineta (MK) noteikumos noteikto minimāli nepieciešamo koku skaitu, kas nepieciešams, lai mežaudzi atzītu par atjaunotu,
  - 4000 koki uz hektāra – stādot par 2000 stādiem vairāk, nekā tas paredzēts MK noteikumos (Meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumi, 2012), kas nepieciešams, lai mežaudzi atzītu par atjaunotu;
- izmantots papildmēslojums (kālija mēslojuma deva identiska kā egļu bruņuts bojātajās atveseļotajās audzēs) (Lazdiņa *et al.*, 2017), metode – lokāla ienese:
  - kompleksais kāliju saturošais mēslojums – aktīvā viela  $K_2SO_4$  ~60 kg uz 1 ha,
  - koksnes pelni – 3 t uz 1 ha.

Pieslēgrindās stādīta priede.

Kāliju saturoši minerālmēsli un koksnes pelni stādījumā ienesti otrajā gadā pēc stādījuma ierīkošanas ar nolūku nodrošināt papildus barošanās elementus brīdī, kad stādītie koki jau ieauguši un iesakņojušies.

Izvēlēta lokāla pelnu ienese, jo procesu nebija iespējams mehanizēt, kā arī bija paredzēts pētīt to ietekmi tikai uz egļu un papeļu augšanu, nevis zemsedzi. Pārreķinot uz kopējo platību, koksnes pelnu deva ir niecīga un nevar ietekmēt starp stādvietām esošos zemsedzes augus. Laukumos, kur paredzēta pelnu ienese, izmantoti Swedwood mitrinātie pelni ( $20 \text{ g kg}^{-1} \text{ K}$ ). Ienestā kālija deva – 60 kg uz 1 ha. 500 ml koksnes pelnu (blīvums ap  $500 \text{ kg m}^{-3}$ ) izkaisīti 50 cm rādiusā ap eglēm vai papeļu garajiem spraudņiem ( $0,785 \text{ m}^2$ ), kas atbilst aptuveni 3 t uz 1 ha mēslošanas devai. Līdzīga kālija mēslojuma deva ienesta ar minerālmēsliem, tos izkaisot ap stādvietu 50 cm rādiusā.

Papeļu stādvietu ielabošanai un augsnes neitralizēšanai izmantoti Kalsnavas katlumājas pelni ( $40 \text{ g kg}^{-1} \text{ K}$ ).



## Koku saglabāšanās rādītāji un stādījumu papildināšana

Labā un apmierinošā saglabāšanās novērota tikai bērza stādījumos. Sevišķi slikti pirmajā sezonā saglabājies papeļu klona OP42 20 cm garo spraudēju stādījums. Sākotnēji no katra spraudēja veidojās 1–3 dzinumi, kas sezonas laikā atmira un aizgāja bojā. Neapmierinoša ir egļu un melnalkšņu stādu saglabāšanās (6.1. tab.), otrās veģetācijas sezonas beigās vairums stādu izkrituši.

6.1. tabula. Stādīto koku saglabāšanās (%) no iestādīto koku skaita pēdējos divos gados

Suga	Augoši		Nokaltuši		Nozāģēti	
	2015. g.	2016. g.	2015. g.	2016. g.	2015. g.	2016. g.
Bērzs	90	79	7	19	2	3
Egļe	51	16	38	70	11	14
Melnalksnis	51	16	43	80	4	6

Redzams, ka sliktāka koku saglabāšanās bija otrajā augšanas sezonā, kas skaidrojams gan ar to, ka pirmajā, kā saglabājušies, ieskaitīti visi koki, kam novērotas dzīvības pazīmes, gan arī ar to, ka pirmajā sezonā mazāks aizzēlums un citu lakstaugu – kokaugu konkurence. Otrajā sezonā, ļoti izteikta nātru, graudzāļu un dabiski atjaunojušos bērzu konkurence (6.6. att.).

Izvērtējot 2015. gada meža atjaunošanas rezultātus, pieņemts lēmums par stādījumu papildināšanu, ja tāda būs nepieciešama. Trešajā sezonā, 2017. gada pavasarī veikta egles, melnalkšņa stādījumu un priedes pieslēgrindu papildināšana.

Pētījumu programmas noslēdzošajā sezonā veikta gan koku stādu saglabāšanās uzskaitē, gan koku augstumu un pieaugumu uzmērīšana. Noslēdzošajā veģetācijas sezonā izdevies ieaudzēt egli, tās augšana, salīdzinot ar citām sugām, lēna, kamēr bērzu un papeļu klona Vesten vaināgi jau pārauguši aizzēlumu. Aizzēlums ar bērziem, vitālajiem melnalkšņiem un papelēm konkurē uz pieejamajām barības vielām, ne saules gaismu (6.7. att.).



Bērzs



Egle



Melnalksnis



Priežu pieslēgrinda

6.6. attēls. Eksperimentālais stādījums 2017. gada 7. jūnijā.  
/Foto: Santa Celma/



Bērzi un melnalkšņi



Egle, kontrole



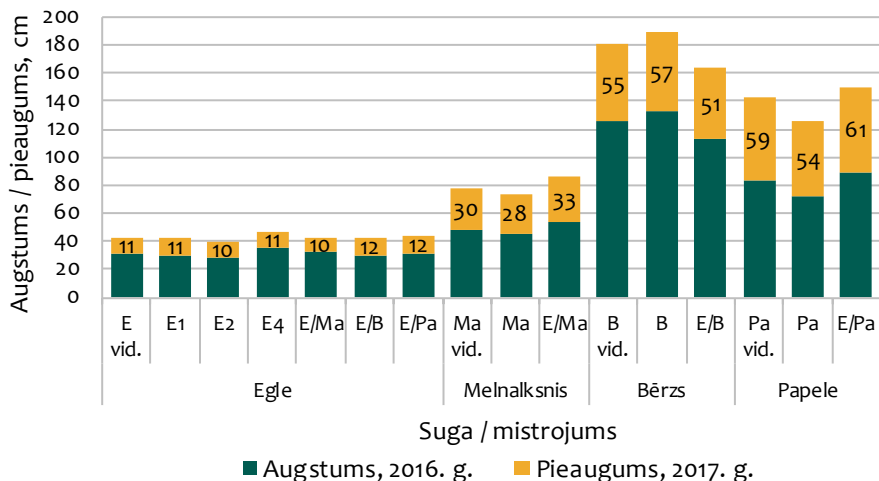
Priežu pieslēgrinda



Egle, mēslota

6.7. attēls. Eksperimentālais stādījums 2018. gada 21. maijā.  
/Foto: Dagnija Lazdiņa/

Bērzi un papeles trešās veģetācijas sezonas beigās gandrīz sasnieguši divu metru augstumu, kamēr egles vidēji tikai 40 cm augstas, arī melnalkšņi aug lēni – vidēji 80 cm augsti (6.8. att.). Egles augstums dažādos stādījumu variantos būtiski neatšķiras. Trešajā sezonā novēroti līdzīgi pieaugumi, patiesais mistrojuma efekts varētu izpausties turpmākajos gados, labāka melnalkšņa un bērza augšana mistrojumā ar egli drīzāk skaidrojama ar augšanas vietas nekā stādījuma veida efektu.



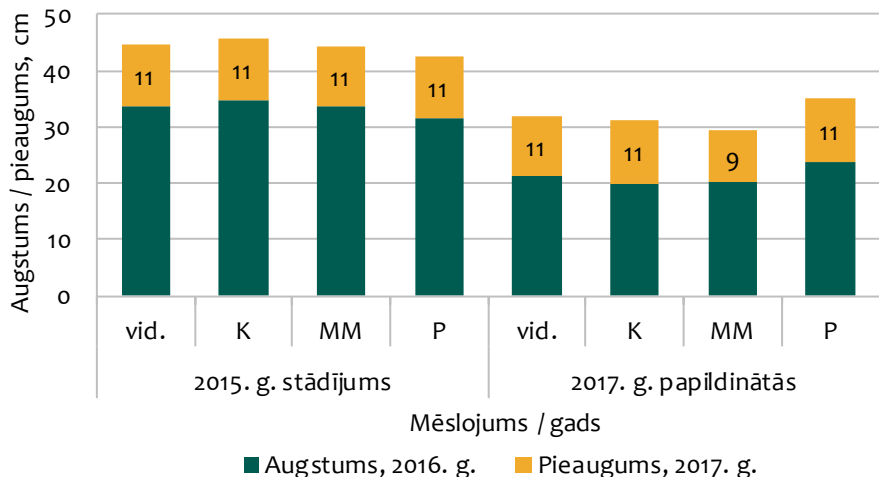
6.8. attēls. Stādīto koku augstums un pēdējā gada pieaugums trešās veģetācijas sezonas beigās.

Apzīmējumi: E – egļe (skaitļi norāda stādīto koku skaitu, tūkst. gab. ha<sup>-1</sup>); B – bērzs; Ma – melnalksnis; Pa – papele; vid. – vidējie rādītāji visos variantos; X/Y – mīstrojumi.

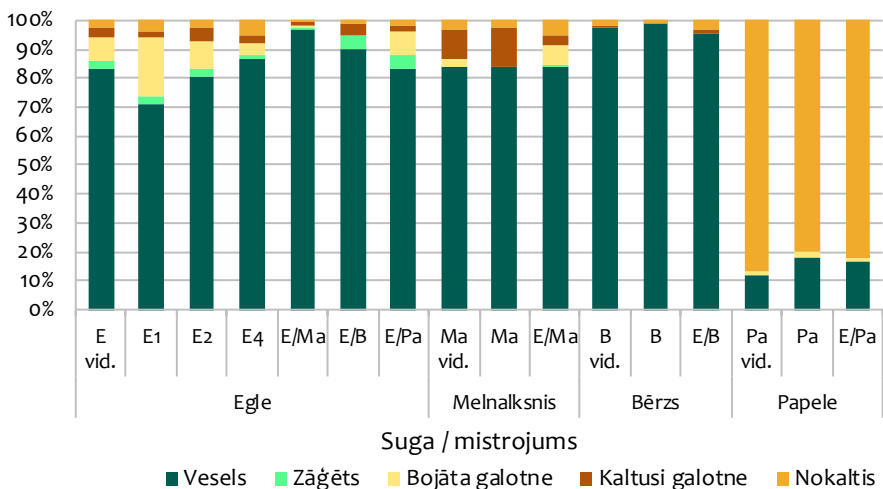
Pagaidām nav novērotas būtiskas atšķirības egļu augšanā un pieauguma veidošanā atkarībā no izmantotā mēslojuma veida. Pirmajā sezonā stādītajām egļēm pieaugums vienāds ar trešajā veģetācijas sezonā papildus stādītajiem kokiem (6.9. att.).

Trešajā sezonā novērota tikai papeļu kalšana (klons *Baldo*). Agrotehniskās kopšanas laikā bojātas egļu galotnes retinātajā stādījumā. Pārējo koku saglabāšanās 80–99 %, kas ir labs rezultāts (6.10. att.).

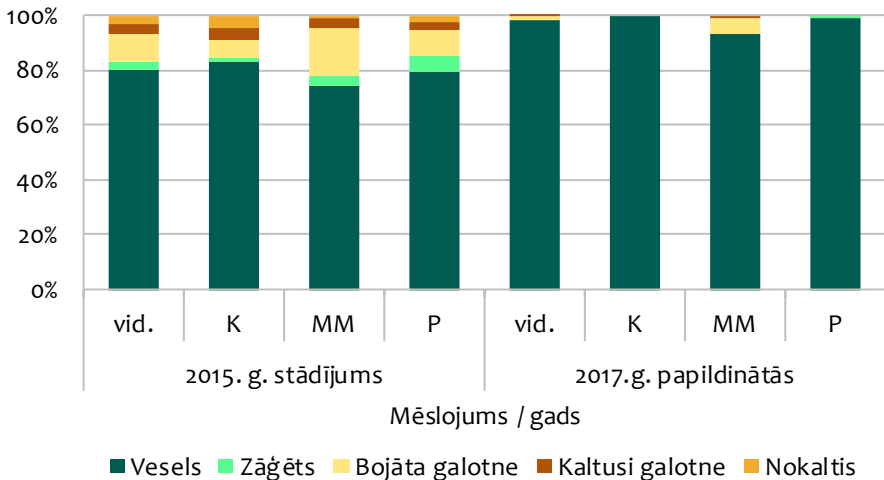
2017. gadā papildus stādītās egles saglabājas labi, kamēr 2015. gadā stādītiem kokiem saglabāšanās tikai 80 % (6.11. att.). Kaltušas egles ir tikai kontroles variantā. Agrotehniskās kopšanas laikā mēslotie koki biežāk bojāti, jo nav pamanīti, iespējams tāpēc, ka tiem ir zaļāka skuju krāsa nekā kontroles variantā.



6.9. attēls. Mēslotajās stādīvietās augušo egļu vidējais augstums un pieaugums. Apzīmējumi: vid. – mēslošanas variantu vidējie rādītāji; K – kontrole; MM – minerāl-mēslojums; P – koksnes pelni.



6.10. attēls. Stādīto koku saglabāšanās trešās sezonas beigās. Apzīmējumi: E – egle (skaitļi norāda stādīto koku skaitu, tūkst. gab. ha<sup>-1</sup>); B – bērzs; Ma – melnalksnis; Pa – papele; vid. – vidējie rādītāji visos variantos; X/Y – mistrojumi.



6.11. attēls. Pirmajā un trešajā veģetācijas sezonā stādīto egļu saglabāšanās. Apzīmējumi: vid. – mēslošanas variantu vidējie rādītāji; K – kontrole; MM – minerāl-mēslojums; P – koksnes pelni.

Ar klonu Vesten 165 cm gariem spraudņiem veiksmīgi atjaunots neieaugušais klonu OP42 papeļu stādījums (6.12. att.).

Eksperimentālais demonstrāciju objekts tiks uzturēts turpmāku pētījumu veikšanai. 2018. gada maijā daļa neveiksmīgā Baldo stādījuma tika papildināta ar Latvijā ievāktu papeļu klonu garajiem spraudņiem; veiksmīga iznākuma gadījumā Baldo stādījums 2019. gadā tiks aizstāts ar Latvijā reģistrētu papeļu klonu garajiem spraudņiem.





Baldo, 2016. gads



Baldo, 2017. gads



Vesten, 2017. gads



Vesten, 2018. gads

6.12. attēls. Papeļu kloni Baldo un Vesten – “garo spraudēnu” priekšrocības  
auglīgā meža tipā.

/Foto: Dagnija Lazdiņa un Toms Artūrs Štāls/

## Atziņas

1. Izveidotajā eksperimentālajā demonstrācijas stādījumā vislabākās meža atjaunošanas sekmes novērotas, stādot bērzu, – stabili ikgadējie pieaugumi, laba koku saglabāšanās.
2. 4 gadus pēc sanitārās cirtes stādot egli, egles saglabājas labāk nekā tika novērots otrajā gadā pēc bojā gājušās egļu audzes atjaunošanas.
3. Salīdzinoši labākas egles atjaunošanas sekmes novērotas, ierīkojot sabiezinātu egļu stādījumu vai veidojot egļu-papeļu, vai egļu-melnalkšņu mistraudzes.
4. Vīrišķā papeļu klonu *Baldo* stādījums saglabājies neapmierinoši, un augšanas rezultāti ir viduvēji. Sekmīgi ieaudzēts klons *Vesten*, izmantojot 1,65 m spraudņus. Papeļu ieaudzēšanai kūdras augsnēs, ar prognozējamu strauju aizzelšanu, izmantojami tikai par 1 m garāki spraudņi.
5. Ierīkotais stādījums izmantojams turpmāku pētījumu veikšanai, tas ir piemērots meža atjaunošanas paņēmieni demonstrēšanas objekts mācību-izglītojošiem pasākumiem.

## Pateicības

LVMI Silava zinātnieki pateicas Meža pētīšanas stacijas darbiniekiem par atbalstu eksperimentālā objekta apsaimniekošanas darbos, kā arī SIA “BIOPOPLAR” par *Baldo* un *Vesten* stādmateriālu izmēģinājumu veikšanai.

## Literatūra

- Baldo Clone Identity Card* [WWW document] – URL <http://www.biopoplar.com/cgi-bin/schede/SCHEDA%20BALDO%20eng.pdf> (viewed 15.01.2018.).
- Hybrid poplar clone 'Vesten' Identity Card* [WWW document] – URL <http://www.biopoplar.com/cgi-bin/schede/SCHEDA%20VESTEN%20eng.pdf> (viewed 15.01.2018.).
- Meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumi*, 2012. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 308, pieņemti 02.05.2012. [WWW dokuments] – URL <https://likumi.lv/doc.php?id=247349> (skatīts 12.12.2017.).
- Lazdiņa, D., Bebre, I., Dūmiņš, K., Skranda, I., Lazdiņš, A., Jansons, J. and Celma, S., 2017. Wood ash – Green energy production side product as fertilizer for vigorous forest plantations. *Agronomy Research* 15(2), 468–477.



# SAKŅU TRUPE EGLŪ AUDZĒS – SAIMNIECISKIE ZAUDĒJUMI, TRUPI IZRAISOŠO SĒŅU BIOLOĢIJA UN IZPLATĪBAS IEROBEŽOŠANA

**Tālis Gaitnieks, Lauma Brūna, Natālija Burņeviča,  
Kristīne Kenīgsvalde, Dārta Kļaviņa un Astrā Zaļuma**

Sēnēm ir nozīmīga loma meža ekosistēmā, jo tās nodrošina vielu aprites procesus – kokaugu minerālo barošanu, kā arī noārda atmirušo koksni. Tomēr ne visas sēnes noārda nedzīvu koksni – daļa sēņu inficē dzīvus kokus, un tieši šīs sēnes arī izraisa mežsaimnieciskos zaudējumus, kas saistīti ar audzes novājināšanos, stumbra-sakņu trupi, koku kalšanu, koksnes pieauguma un sortimentu kvalitātes samazināšanos. Īpaši bīstama ir sakņu trupe, kas apdraud daudzas skuju koku sugas, tajā skaitā parasto egli *Picea abies* (L.) Karst. Sakņu trupi egļu audzēs visbiežāk izraisa sakņu piepe *Heterobasidion* spp. un celmene *Armillaria* spp.

Sakņu piepe *Heterobasidion* spp. ir bazidiomicēte, kas bieži sastopama Ziemeļu puslodes mežos. Līdz pat 20. gadsimta 70. gadu beigām uzskatīja, ka sakņu piepe ir viena sēņu suga – *Heterobasidion annosum* Fr. Bref., bet somu zinātnieka K. Korhonen un citu autoru pētījumi ļāva secināt, ka sakņu piepe ir vairāku sēņu sugu komplekss (Korhonen, 1978; Piri, 2003b; Korhonen & Holdenrieder, 2005). Latvijā sastopamas divas *Heterobasidion* kompleksa sugas: *H. annosum* (Fr.) Bref. un *H. parviporum* (Niemalä & Korhonen) (7.1. un 7.2. att.). *H. annosum* ir agresīvāka suga, kas inficē priedi, egli, kā arī daudzas lapu koku sugas, bet *H. parviporum* pamatā inficē egli (Garbelotto & Gonthier, 2013).

Ar *Heterobasidion* inficētām eglēm (īpaši, ja koks ir bijis inficēts jau ilgāku laiku) raksturīga skuju dzeltēšana un vainaga izretināšanās (Greig, 1998).



7.1. attēls. *Heterobasidion annosum* uz trupējuša egles celma saknēm.



7.2. attēls. *Heterobasidion parviporum* augļķermeņi uz izgāztas egles stumbra.

Tomēr šādas pazīmes var izraisīt arī citi patogēni, piemēram, celmene. Dažkārt celma augstumā ir vērojams stumbra paresninājums (Laine, 1976). Inficētiem kokiem raksturīgi sveķu izdalījumi uz sakņu kakla vai sveķainas brūces uz saknēm, bet sīkas sveķu ailes – pat vairāku metru augstumā uz stumbra. Zem koka mizas sakņu kakla rajonā, kā arī zem sakņu mizas, redzams *Heterobasidion* micēlijs. Trupējušām eglēm uz celma var novērot koksnes krāsas izmaiņas, kas atšķiras atkarībā no trupes intensitātes pakāpes. Īpaša pazīme, kas raksturo sakņu piepes izraisīto trupi, ir “reakcijas zona” – robeža starp veselā aplievu un ar *Heterobasidion* inficēto kodolkoksni (Oliva et al., 2010).

Svaigiem celmiem reakcijas zona ir sarkanīgi-violetā krāsā, bet vēlāk tā kļūst tumšāka (7.3. att.). Trupējušā koksne sākumā veidojas gaiši dzeltenīgi plankumi, kas parasti ir bālāki nekā veselā koksne, tos aptver tumšākas krāsas zona. Vēlāk trupējusī koksne kļūst brūngana. Izmainās koksnes struktūra – koksne kļūst mīksta, šķiedraina, sausa, un stipri trupējusās eglēs var izveidoties dobums (7.4. att.) (Greig, 1998).

Trupējušie koki parasti ir koncentrēti grupās (7.5. att.). Šādi infekcijas centri var iekļaut tikai vienu koku, bet infekcijas centru diametrs var būt



7.3. attēls. Ar *Heterobasidion* inficēts egles celms. Trupējušo kodolkoksni no veselās aplievas norobežo tumšāka reakcijas zona.



7.4. attēls. Ļoti stipri trupējis egles celms.



7.5. attēls. Ar sakņu piepi inficētas egles šaurlapju ārenī.



arī vairāki desmiti metru. Tomēr jāatzīmē, ka egļu audzēs infekcijas centri ir mazāk izteikti nekā priežu audzēs, jo, tā kā ir inficēta kodolkoksne, koki var augt bez ārējām infekcijas pazīmēm. Attālums starp šādām inficētu koku grupām var svārstīties no dažiem desmitiem līdz simts metriem.

Lai pārbaudītu, vai koks ir vai nav trupējis, izmanto dažādus mērinstrumentus, piemēram, Zviedrijā izstrādāto *Rotfinder*®, taču prakse liecina, ka dažkārt to rādījumi neatspoguļo faktisko situāciju (Gruduls et al., 2013). Visdrošākā pazīme lauka apstākļos ir sakņu piepes augļķermeņi. Eglēm augļķermeņi veidojas uz izgāztu koku stumbra apakšējās daļas vai saknēm (7.6. att.) (Pratt & Greig, 1988; Greig, 1998). Augļķermeņi ir daudzgadīgi, visbiežāk tie ir klājeniski, neregulāras formas, tomēr uz baļķu galiem vai celmu sānu virsmas un virszemes saknēm augļķermeņu mala var veidot cepurīti (7.7. att.). Raksturīga pazīme ir baltā apmale, bet cepurītes krāsa var būt ļoti mainīga – no gaiši dzeltenbrūnas līdz tumši sarkanbrūnai. Kamēr augļķermeņi aktīvi veido sporas, to himenofors (sporu veidojošais slānis augļķermeņu apakšpusē) ir baltā krāsā. Sēnei novecojot, himenofora krāsa mainās no krēmkrāsas līdz tumši brūnai (7.8. att.) (Korhonen & Stenlid, 1998). Dažkārt konstatēti izžuvuši pelēkas krāsas augļķermeņi. Mitrās vietās uz augļķermeņiem sastopamas aļģes, tādēļ tie krāsojas



7.6. attēls. Sakņu piepes augļķermeņi uz izgāztas egles saknēm.



7.7. attēls. Labvēlīgos apstākļos augļķermeņiem ir piepēm raksturīgā forma ar atliektu malu.



7.8. attēls. Sakņu piepes augļķermeņi uz izgāztas egles stumbra. Vecie augļķermeņi ir brūnā krāsā, bet uz tiem jaunais himenofora slānis (baltā krāsā).

zaļgani. Augļķermeņi parasti ir ne biezāki par 3,5 cm, līdz 40 cm gari (Korhonen & Stenlid, 1998). Tomēr Meža pētīšanas stacijas (MPS) Kalsnavas mežu novadā uz izgāztas egles platlapju kūdrenī atrasts 97 cm garš augļķermeņis. Augļķermeņos bieži ir ieauguši zari, skujas un zāle (7.9. att.) (Greig, 1998).

Sakņu piepes augļķermeņi izdala bazīdijsporas (dzimumsporas). Paaugstināta mitruma apstākļos stipri trupējušā koksne veidojas arī konīdijsporas (bezdzimumsporas), bet to loma *Heterobasidion* izplatībā ir nenozīmīga. Sporu veidošanās ir atkarīga no gadalaika, tā var būt atšķirīga dažādos meža tipos un audzēs. Pētījumi Fenoskandijas valstīs liecina, ka visvairāk sporu izdalās no aprīļa līdz oktobra beigām (Brantberg et al., 1996; citētā literatūra). Sporas visvairāk izdalās naktī. Atzīmēta pozitīva korelācija starp izdalīto sporu daudzumu un diennakts vidējo gaisa temperatūru. Sporu lāciju sekmē relatīvā gaisa mitruma paaugstināšanās – sporu daudzuma palielināšanās vērojama pēc lietus. Labvēlīgos laika apstākļos augļķermeņi izdala ievērojamu daudzumu bazīdijsporu. Dažādos pētījumos konstatēts, ka izdalīto sporu daudzums skuju koku audzēs no viena cm<sup>2</sup> sēnes augļķermeņa ir 35 000 līdz pat 2 miljoniem sporu stundā (Rosnev, 1976; Möykkynen



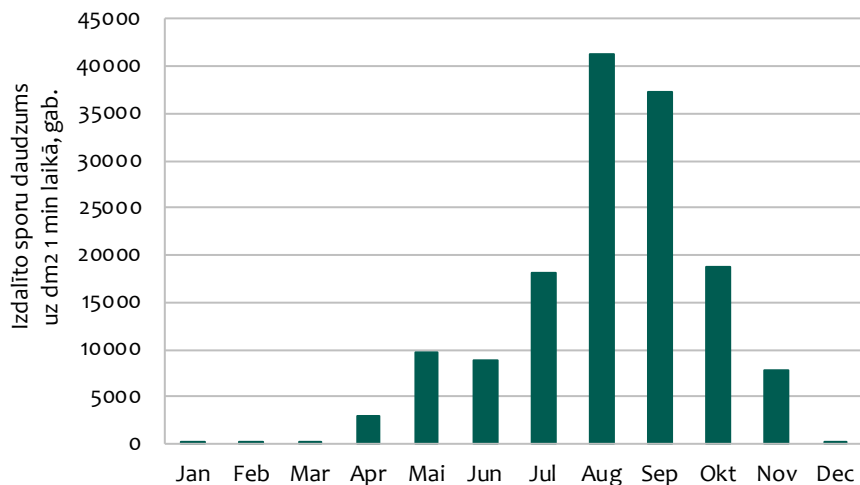
7.9. attēls. *Heterobasidion* spp. uz egles celma – labi izceļas sēnes augļķermeņa baltā apmale.

et al., 1997). LVMI Silava iegūtie dati liecina, ka oktobra sākumā zem *Heterobasidion* augļķermeņa uz vienu dm<sup>2</sup> 24 stundās izdalās 8,8 milj. sporu; 10 m attālumā uz vienu dm<sup>2</sup> konstatētas 1818 sporas, bet 100 m attālumā tikai 22 sporas. Arī citu autoru pētījumi pierāda, ka vairums sporu izplatās 100 m attālumā no augļķermeņiem (Kallio, 1970; Stenlid, 1994). Tomēr tas nekādi nesamazina *Heterobasidion* infekcijas risku, jo sporas ar vēja palīdzību var tikt aiznestas pat 300–500 km attālumā (Redfern & Stenlid, 1998).

Sakņu piepes augļķermeņu sporulācijas dinamikas pētījumi trīs gadu laikā liecina, ka Latvijā svaigi celmi visvairāk ir pakļauti riskam inficēties ar *Heterobasidion* sporām no jūlija līdz oktobrim (7.10. att.).

Tātad, veicot mežizstrādi veģetācijas perioda laikā, jānodrošina celmu aizsardzība pret *Heterobasidion* sporu infekciju. Latvijā valsts mežos no 2008. gada celmu apstrādei tiek izmantots Somijā ražotais bioloģiskais preparāts “Rotstop” (Kenigsvalde u.c., 2011).

Egles var inficēt gan *H. parviorum*, gan *H. annosum*. Somijā egļu audzēs šo sugu attiecība ir vidēji 9:1 (Korhonen & Piri, 2003). Latvijā, nosakot *Heterobasidion* sugu 227 izgāztām vai nolauztām eglēm, secināts, ka 200 kokiem



7.10. attēls. *Heterobasidion* sporulācijas dinamika (vidējās vērtības 2012.–2014. gadā).



(88 %) infekciju bija izraisījis *H. parviporum*, bet 27 (12 %) – *H. annosum*. Atšķirības starp abu sugu veidotajiem augļķermeņiem uz egles koksnes nevar kalpot patogēna diagnosticēšanai, jo vairumā gadījumu salīdzināmie rādītāji (augļķermeņu dimensijas, himenofora poru diametrs) pārklājas (Garbelotto & Gonthier, 2013).

Vairākos pētījumos atzīmēts, ka eglēm *Heterobasidion* augļķermeņi atrodami uz izgāzto koku un celmu saknēm (Laine, 1976; Berglund & Rönnerberg, 2004), tomēr mūsu iegūtie dati (apsekoti 226 inficēti koki) liecina, ka uz stumbra daļas veidojas apmēram divas reizes vairāk augļķermeņu, salīdzinot ar saknēm (7.11. att.). Vidējais kopējais (vecu un aktīvi sporulējošo – jauno) augļķermeņu laukums uz izgāztas egles ir 1013 cm<sup>2</sup>, bet uz koka saknēm 442 cm<sup>2</sup>.

Ļoti daudz augļķermeņu veidojas uz mežā atstātām lielu dimensiju mežizstrādes atliekām. LVMI Silava pētījumi liecina, ka 3–4 gadu laikā uz vienu kubikmetru trupējušas, ar sakņu piepi inficētas egles koksnes izveidojušos sēnes augļķermeņu laukums var pārsniegt 7000 cm<sup>2</sup>. Turklāt sēnes augļķermeņi sastopami pat uz ļoti stipri sadalījušās, vairāk nekā



7.11. attēls. *Heterobasidion* augļķermeņi uz izgāztas egles stumbra – sēne attīstās uz stumbra daļas, kas vērsta pret zemi. Labākai ekspozīcijai sazāģētais stumbrs apvelts otrādi.



7.12. attēls. *Heterobasidion* attīstība uz ļoti stipri trupējušas izgāztas egles stumbra.

10 gadus vecas egles koksnes (7.12. att.). Iegūtie rezultāti liecina, ka rūpējoties par meža veselību, ar sakņu piepi inficētu egles koksni mežā atstāt nedrīkst. Ja vien cilvēku darbības mērķis ir augošas, veselīgas kokaudzes.

Pētījumi Lietuvā, Igaunijā, kā arī citās valstīs, liecina, ka dažādu reģionu mežaudzēs dominē *H. parviporum* vai *H. annosum* sporas (Korhonen et al., 1992). Sporu sastopamību ietekmē konkrētajā vietā pārstāvētās koku sugas un attiecīgās *Heterobasidion* sugas auglķermeņi (Gonthier et al., 2001).

*Heterobasidion* sporas nosēžas uz koku zariem un skujiņām, pēc tam tās noskaloti lietūs. Daļa sporu nonāk zemesdabā, tiek ieskalotas augsnē un spēj saglabāt dzīvotspēju vairākus mēnešus (Korhonen & Stenlid, 1998; citētā literatūra). Šīs sporas sakņu bojājumu vietās var inficēt veselu koku saknes. Sporas inficē arī augošus kokus mizas bojājumu vietā, ja bojājumi ir sakņu kakla rajonā. Piemēram, pētījumā Polijā secināts, ka 60 % trupējušu egļu bija inficētas ar *Heterobasidion* mizas bojājumu vietās pie stumbra pamatnes (Łakomy et al., 2013). Tomēr galvenokārt *Heterobasidion* inficē svaigus skuju koku celmus mežizstrādes laikā. Pētījumos Zviedrijā noskaidrots, ka, veicot atjaunošanas cirti, 54 % celmu (vidēji sešās analizētajās audzēs) inficējas ar *Heterobasidion* sporām no zāģējuma virsmas, bet 19 % – sakņu bojājumu vietās (Rönnberg, 2000). Ja *Heterobasidion* inficē augošu koku, tad micēlijs attīstās kodolkoksnē, jo aplievā ir vielas, kas kavē micēlija attīstību. Savukārt celmos sēne pamatā inficē aplievu (Swedjemark & Stenlid, 1993; Johansson et al., 2002; Berglund & Rönnberg, 2004). Tomēr jaunākos pēti-

jumos pierādīta arī kodolkoksnes loma *Heterobasidion* infekcijas izplatībā egļu celmos (Oliva et al., 2013). Uzskata, ka svaigi celmi var būt uzņēmīgi pret *Heterobasidion* vienu līdz divas nedēļas (parasti ne ilgāk kā vienu mēnesi) (Yde-Andersen, 1962; Brandtberg et al., 1996; Johansson et al., 2002). Tomēr vislielākā infekcijas iespēja ir līdz 4 dienām pēc koku nozāģēšanas.

Labvēlīgos apstākļos var inficēties liela daļa svaigi zāģētu celmu. Zviedrijā, analizējot 12–36 nedēļas vecu egļu celmu inficētību ar *Heterobasidion*, secināts, ka dažādās audzēs sakņu piepes inficēto celmu īpatsvars bija 20–100 % (Berglund & Rönning, 2004; Berglund et al., 2005). Arī Latvijā uz vasarā zāģētiem egļu celmiem, blakus *Heterobasidion* inficētai audzei, divos parauglaukumos pēc četriem mēnešiem sakņu piepes sporas atrastas uz 81–85 % analizēto celmu (Kenigsvalde et al., 2016). Protams, ne visos gadījumos celmu inficēšanās ar sporām var izraisīt konkrētā celma sakņu infekciju, jo *Heterobasidion* micēlijs var iet bojā citu – antagonistisko – sēņu ietekmē. Vācijā noskaidrots, ka 3 mēnešus pēc koku nozāģēšanas aptuveni 70 % egļu celmu bija inficēti ar *Heterobasidion*, bet pēc 6 mēnešiem sēnes micēlijs atrasts vairs tikai 20 % celmu (Dimitri et al., 1971).

Celmu kolonizāciju ar *Heterobasidion* sporām ietekmē arī gaisa temperatūra un mitrums, vēja virziens, veģetācijas blīvums, mitruma saturs koksnē, uz celma virsmas nonākošo sporu daudzums (to ietekmē attālums no sporu avota – augļķermeņiem) un sporu dīdžība (Redfern & Stenlid, 1998). Egļu celmu inficētību ar *Heterobasidion* sporām ietekmē celma diametrs – pieaugot celma diametram, palielinās inficēto celmu skaits (Paludan, 1966; Solheim, 1994; Bendz-Hellgren & Stenlid, 1998). Lai samazinātu celmu inficētību ar *Heterobasidion* sporām, tiek rekomendēts jaunaudžu kopšanu veikt līdz 15 gadu vecumam, nocērtot kokus, kuru diametrs ir mazāks par 10 cm. Minētās atziņas iegūtas, pārbaudot dažādu skuju koku sugu (tajā skaitā duglāzijas un Sitkas egles) inficētību 3–5 gadus pēc kopšanas cirtes (Morrison & Johnson, 1999). Tomēr pētījumi Latvijā un Zviedrijā pierāda, ka 25–55 % maza diametra egļu celmu kopšanas cirtēs ir inficēti ar sakņu piepes sporām (Gunulf et al., 2012; Gaitnieks et al., 2018). Arī Vācijā veiktos pētījumos noskaidrots, ka 8–15 gadus vecās audzēs 12 gadus pēc mežizstrādes 12 % egļu ir inficētas ar *Heterobasidion* (Metzler & Kublin, 2003).

Sporām nonākot uz svaigu celmu virsmas, tās dīgst, un izveidojies micēlijs pakāpeniski nokļūst saknēs. Patiesībā šis process ir daudz komplicētāks: uz celma virsmas nonāk liels daudzums sporu, un no uzdīgušajām sporām var izveidoties ģenētiski atšķirīgi micēliji (genotipi). Taču no vienas

atsevišķas bazīdijsporas izaugušais micēlijs parasti ar laiku iet bojā, un koksnē sekmīgi var izaugt micēlijs, ko izveido divas dažādas bazīdijsporas (Möykkynen & Kontiokari, 2001). Daudziem ģenētiski atšķirīgiem micēlijiem augot dziļāk, notiek sarežģīts “selekcijas” process, kura rezultātā paliek tikai viens homogēns micēlijs, kurš ir vislabāk adaptējies konkrētiem augšanas apstākļiem, respektīvi, viskonkurētspējīgākais. Šis sēnes micēlijs-genotips arī sasniedz celma saknes un vēlāk var inficēt blakus augošos kokus (Korhonen & Holdenrieder, 2005). Dažus mēnešus pēc celmu inficēšanās no viena celma var izdalīt pat 13 ģenētiski atšķirīgus sēnes izolātus (sēnes micēlijs, kas izdalīts tīrkultūrā), bet no vecākiem celmiem parasti var izdalīt vienu ģenētiski viendabīgu izolātu (Swedjemark & Stenlid, 1993). Šis atziņas plaši pielieto *Heterobasidion* populāciju pētījumos, nosakot sēnes genotipa izplatības robežas inficētās audzēs, kā arī dažādu koksnes paraugu salīdzināšanai (piemēram, pārbaudot, vai divus blakus augošos kokus ir inficējis viens *Heterobasidion* genotips utt.).

Ja patogēns ir attīstījies koka saknēs, tad blakus augošie veselie koki var inficēties sakņu kontaktu vai saaugumu vietās (7.13. att.).



7.13. attēls. Ar *Heterobasidion* inficēti egļu celmi 45 gadus vecā audzē šaurlapju kūdrenī – sēnes micēlijs izplatījies sakņu kontaktu ceļā, jo no celmiem izdalīts ģenētiski viendabīgs micēlijs.

Vairāki autori (J. Stenlid, Z. Sierota, R. Vasaitis – viedokļu apmaiņa) norāda, ka *Heterobasidion* micēlijs var inficēt blakus augošo egļu saknes, ja sakņu diametrs saskares vietā ir vismaz 4–5 mm. Literatūrā sastopamas norādes, ka egļu saknēm jābūt 2–3 cm diametrā, lai tiktu nodrošināta *Heterobasidion* micēlija “pārnese” no inficētajām uz veselajām saknēm (Korhonen & Stenlid, 1998). Pētījumi Zviedrijā un Somijā liecina, ka 65–92 % egļu ir inficējušās, sēnes micēlijam kolonizējot veselo koku saknes (Stenlid, 1987; Piri, 2003a; Piri & Valkonen, 2013). Ja koki ir stādīti tuvu viens otram, tad ar *Heterobasidion* inficētie koki var vieglāk inficēt blakus augošos kokus sakņu kontaktu vietās. Jo vairāk izcirtumos trupējušu celmu, jo lielāka iespēja, ka stādītie kociņi tiks inficēti. Protams, veselu koku inficēšanos no trupējušo celmu vai koku saknēm ietekmē koku atšķirīgā rezistence, vecums, vitalitāte un arī patogēna īpašības – cik ilgi un kādā apjomā sakņu piepes micēlijs ir attīstījies koksne, micēlija virulence (daži genotipi ir agresīvāki). Arī augsnes īpašības un citu antagonistisku mikroorganismu klātbūtne ietekmē patogēna micēlija attīstību saknēs. *Heterobasidion* izplatību ar sporām raksturo kā primāro infekciju, bet izplatību ar micēliju, ja micēlijs ir inficējis koku saknes, – kā sekundāro infekciju. Sporu izplatība nosaka jaunu infekcijas centru veidošanos veselās audzēs, savukārt micēlija attīstība saknēs nodrošina infekcijas centru paplašināšanos jau inficētā audzē (Redfern & Stenlid, 1998; Stenlid & Redfern, 1998).

Vācijā iegūtie dati liecina, ka egļu audzēs sakņu kontaktiem ir mazāka loma infekcijas izplatībā, bet izšķiroša nozīme ir sakņu bojājumiem – šādas saknes var vieglāk inficēt augsne sastopamās *Heterobasidion* sporas (Dimitri et al., 1971). Ja *Heterobasidion* sporas inficē celmu, paiet laiks, pat vairāki mēneši, kamēr sēnes micēlijs nonāk dziļāk saknēs, jo micēlija attīstību koksne var ietekmēt dažādi faktori. Savukārt, ja tiek inficētas saknes, tad *Heterobasidion* infekcija attīstās daudz ātrāk. Turklāt šajā gadījumā arī celmu aizsardzība ar ķīmiskiem vai bioloģiskiem preparātiem mežizstrādes laikā neļauj kontrolēt infekcijas izplatību (Hodges, 1969).

Egļu sakņu trupi izraisa arī celmene *Armillaria* spp. (7.14. att.). Celmenes pārsvarā ir sekundāri parazīti, kas inficē novājinātus kokus, bet, kā liecina mūsu pētījumi, egļu audzēs meliorētās kūdras augsnes celmene var būt arī primārais koku kalšanas iemesls (7.15. att.). Norvēģijā ir atrastas egļu audzes, kur 68 % celmu ir konstatēta *Armillaria* izraisītā trupe (Heggertveit & Solheim, 1998). Celmene izplatās ar sporām vai micēliju, bet pamatā izplatību nodrošina rizomorfas – cieti micēlija pinumi (7.16. att.). Rizomorfas





7.14. attēls. *Armillaria* spp. augļķermeņi; ļoti bieži sēni var atrast uz trupējušas egles un bērza koksnes.



7.15. attēls. *Celmenes* augļķermeņi uz kalnu eglēm šaurlapju kūdrenī sastopami vairāku metru augstumā.



7.16. attēls. *Armillaria* spp. rizomorfas.

Ļoti bieži ir sastopamas arī augsnē. Eiropā sešas celmeņu sugas atzīmētas kā patogēnas. Tomēr, kā liecina pētījumi, tikai divas no tām – parastā celmene *A. mellea* un tumšā celmene *A. ostoyae* (pēc jaunākās klasifikācijas – *A. solidipes*) – ir bīstamas un var izraisīt koku bojāeju. Somijā 10 % trupējušo egļu konstatētas 2 sugas: ziemeļu celmene *A. borealis* un bumbuļkāta celmene *A. cepistipes* (Piri et al., 1990). Vēl bez minētajām sugām jāatzīmē *A. tabescens* un *A. gallica*, kas arī tiek uzskatīti kā vāji patogēni (Lygis, 2005; citētā literatūra). Latvijā līdz šim atrasta tumšā celmene, ziemeļu celmene un bumbuļkāta celmene.

Trupējušā egles koksnē samērā bieži var atrast gan sakņu piepi, gan celmeni (Schönhar, 1988, 1995; Piri, 2003a) (7.17. att.). MPS Kalsnavas meža novadā uz trupējušiem lielu dimensiju egles stumbra nogriežņiem (visi nogriežņi reprezentēja ar *Heterobasidion* spp. inficētus kokus) platlapju kūdrenī un damaksnī *Armillaria* spp. rizomorfas pēc četriem gadiem konstatētas attiecīgi uz 100 % un 19 % analizēto nogriežņu. Celmenes var izraisīt gan jaunu (7.18. att.), gan pieaugušu egļu kalšanu. Pētījumos Vācijā noskaidrots, ka 5–11 gadus vecas egles *Armillaria* ģints sēnes inficē biežāk salīdzinājumā ar *Heterobasidion* (Dimitri, 1969). Ar celmeni inficētiem kokiem



7.17. attēls. Sakņu piepes augļķermenis un celmenes rizomorfas uz trupējušas egles koksnes.



7.18. attēls. *Armillaria* spp. augļķermeņi uz egles celma.

zem mizas bieži var atrast sēnes micēliju. Analizējot vairāk nekā 400 trupējušu egļu stumbru, secināts, ka sēnes micēlija vidējais izplatības augstums ir 1,7 m atšķirībā no *Heterobasidion* – 4,3 m (Tamminen, 1985). Domājams, ka celmenes īpatsvars egļu audzēs Latvijā ir ne mazāks kā Somijā (10%), bet, iespējams, pat lielāks. Ir atrastas egļu audzes, kurās liela daļa celmu bija ar dobumiem, un, ja dobuma malas izteikti norobežo veselā koksne, visbiežāk primārais trupes izraisītājs ir celmene (7.19. att.).

Dažādu autoru pētījumu rezultāti (Vasaitis et al., 2008) liecina, ka skuju koku celmiem ir ļoti svarīga loma sakņu trupi izraisīto patogēnu *Armillaria* spp. un īpaši *Heterobasidion* spp. dzīves ciklā: 1) svaigi celmi inficējas ar sēņu sporām; 2) sēņu micēlijs kolonizē celmus un inficē arī blakus augošos kokus sakņu kontaktu vietās (*Heterobasidion*) vai sēne izplatās ar rizomorfām (*Armillaria*); 3) celmos un to sakņu sistēmā *Heterobasidion* saglabā dzīvotspēju vairākus desmitus gadu, inficējot jaunus, iestādītos kociņus; 4) infekcija audzē “uzkrājas” un trupes sastopamība palielinās ar katru nākošo koku paaudzi; 5) uz inficētajiem celmiem attīstās sakņu piepes augļķermeņi, kas veicina patogēna izplatību ar sporām (7.20. att.). Vecāki celmi ir vairāk sadalījušies, tāpēc tie rada mazāku risku *Heterobasidion* izplatībai (Rönnberg & Jørgensen, 2000; Rönnberg et al., 2007). Somijā iegūtie dati liecina, ka





7.19. attēls. Trupējušos egļu celmos gar dobuma malām bieži var atrast celmenes rizomorfas.



7.20. attēls. *Heterobasidion* augļķermeņi uz trupējuša egles celma sānu virsmas.

40 gadus vecos egļu celmos *Heterobasidion* micēlijs pārsvarā sastopams tikai lielo celmu centrālajā daļā, un tāpēc blakus augošo koku inficēšanās risks ar micēliju ir samērā niecīgs. Tomēr minētajā pētījumā dzīvotspējīgs *Heterobasidion* micēlijs atrasts 46 gadus vecā egles celmā, un T. Piri uzskata, ka patogēns var sekmīgi attīstīties egļu celmos, kas vecāki par 50 gadiem (Piri, 1996). Sēnes augļķermeņi Serbijā ir atrasti uz 27 gadus veciem egļu celmiem, bet Somijā L. Laine ir konstatējis sporulējošus augļķermeņus ļoti stipri sadalījušos egles celma dobumos, un autors uzskata, ka šādu celmu vecums var pārsniegt 35 gadus (Laine, 1976; Keča & Keča, 2013). Latvijā sakņu piepes augļķermeņi ir atrasti uz 45 gadus veca egles celma (7.21. att.), un no celma arī tika izdalīts sēnes micēlijs. Ļoti daudz sakņu piepes augļķermeņu attīstās uz celmiem, ja tie ir izcilāti vai daļēji izgāzti (7.22. att.).

Apsekojot 262 ar *Heterobasidion* inficētus egļu celmus (81 no tiem izgāzts), secināts, ka vidējais *Heterobasidion* augļķermeņu laukums uz celmiem ar izlauztām un neizlauztām saknēm ir attiecīgi 492 cm<sup>2</sup> un 253 cm<sup>2</sup>.

Uz lielāka diametra celmiem veidojas vairāk sēnes augļķermeņu, bet sēnes attīstībai labvēlīgos apstākļos (mitrums, bagātīga veģetācija) augļķermeņi atrasti arī uz egļu celmiem, kuru diametrs ir tikai 7–8 cm.



7.21. attēls. 45 gadus vecs egles celms šaurlapju ārenī – uz trupējušā celma atrasti *H. parviporum* augļķermeņi.



(a)

(b)

7.22. attēls. *Heterobasidion* augļķermeņi (a) ar kopējo virsmas laukumu 1328 cm<sup>2</sup> zem daļēji izgāzta egles celma (b); sēnes attīstību veicina aerācija, tāpēc labvēlīga vide augļķermeņu attīstībai ir izcilātas, izlauztas saknes.



7.23. attēls. Divu gadu laikā izveidojušies *H. parviporum* augļķermeņi uz egles celma virszemes saknēm platlapju kūdrēnī.



Kūdras augsnēs daudz augļķermeņu konstatēts uz egļu celmu virszemes saknēm (7.23. att.). Vairāku autoru darbos atzīmēts, ka augļķermeņu klātbūtne blakus esošajās audzēs ir izšķirošs faktors primārās infekcijas nodrošināšanā (Greig, 1962; Yde-Andersen, 1962; Stenlid, 1994). Celmu izstrāde stipri inficētās platībās ir visefektīvākā sakņu trapes ierobežošanas metode (Vasaitis et al., 2008; Cleary et al., 2013) (7.24. att.). Tomēr, izstrādājot celmus, ir jārēķinās ar ietekmi uz augsni, veģetāciju, kā arī bezmugurkaulnieku un sēņu populācijām. Izstrādājot celmus, augsnē vienmēr paliek inficētu sakņu fragmenti, kas var nodrošināt infekcijas “pārnesi” nākošās paaudzes skuju koku saknēs. T. Piri un L. Hambergas pētījumā Somijā pierādīts, ka *Heterobasidion* micēlijs saglabā dzīvotspēju 6 gadus vecos inficētos egļu sakņu fragmentos. Šādu sakņu fragmentu (kas var nodrošināt patogēna veģetatīvo izplatību) īpatsvars minētajā pētījumā bija 18 %. Turklāt konstatēta arī blakus inficētajiem sakņu gabaliem augošo egļu stādu inficēšanās ar *Heterobasidion*. Infekcija atrasta 4,5 gadus pēc sakņu fragmentu ekspozīcijas augsnē. Pētījumā arī noskaidrots, ka uz izlauztajiem celmiem, tos ilgāku laiku atstājot atcelmotajā platībā, veidojas *Heterobasidion* augļķermeņi, kas savukārt veicina primāro infekciju ar sporām (Piri & Hamberg, 2015). Latvijā, analizējot trupi izraisošo sēņu sastopamību pēc celmu izstrādes, secināts, ka at-



7.24. attēls. Celmu izstrāde a/s “Latvijas valsts meži” apsaimniekotajos mežos.

celmotājās platībās *Heterobasidion* sastopams 11 % augsnē palikušajās egļu celmu saknēs. Savukārt ar *Armillaria* spp. bija inficēti 29 % no analizētajiem sakņu fragmentiem. Iegūtie dati liecina, ka izcirtumā atstātie egļu celmi palielina abu trupi izraisošo sēņu – *Heterobasidion* un *Armillaria* – infekcijas risku.

Egļu audzēs sakņu trupe ir ļoti izplatīta. Trupējušo koku daudzumu aprites perioda beigās ietekmē sākotnējā *Heterobasidion* infekcijas pakāpe (Möykkynen et al., 2000), gan sporu infekcija, gan iepriekšējā koku paaudzē “uzkrātā” infekcija – pamatā celmu veidā. Vācijā un Polijā trupējušo egļu īpatsvars ir 42–87 % (Zycha et al., 1970; Pechmann et al., 1973; Chomicz, 2013). Anglijā pat 33 gadus vecā egļu stādījumā bijušajās lauksaimniecības zemēs atrasti 73 % trupējušo koku (Pratt & Greig, 1988). Somijā inficētā platībā konstatēti 22–75 % (vidēji 52 %) trupējušu I stāva egļu un 2–68 % (vidēji 21 %) trupējušu II stāva un paaugas egļu (Piri & Korhonen, 2001). Zviedrijā, analizējot, kā dažādas intensitātes krājas kopšanas cirtes ietekmē *Heterobasidion* izraisītās trupes sastopamību egļu audzēs galvenās cirtes laikā, noskaidrots, ka trupējušo celmu īpatsvars bija 30–47 % (Rönning et al., 2013).

Lietuvā 81–120 gadus vecās egļu audzēs trupējušo koku īpatsvars ir 16–48 % (Василяускас, 1989). Jaunākos pētījumos Lietuvā, analizējot gandrīz 4000 egļu celmus, secināts, ka ar sakņu piepi (primārais trupes izraisītājs ir *Heterobasidion* spp.) inficēti 9,8–68,8 % celmu (vidēji 27,6 %) (Vasiliauskas et al., 2002). Minētajā pētījumā trupi izraisošā sēne identificēta, novērtējot auglķermeņu attīstību, taču, ja micēlija attīstībai nav labvēlīgu apstākļu, auglķermeņi var arī neveidoties. Iespējams, ka ar *Heterobasidion* inficēto celmu īpatsvars bijis pat lielāks. Vācijā, Somijā un Zviedrijā veiktos pētījumos konstatēts, ka 63–85 % gadījumu egļu sakņu-stumbra trupi izraisa *Heterobasidion* spp. (Pechmann et al., 1973; Korhonen & Piri, 2003; Rönning et al., 2013).

Lai novērtētu sakņu trupi izraisošo sēņu izplatību egļu audzēs Latvijā, 2005.–2006. gadā apsekoti 319 nogabali, kur veiktas atjaunošanas (162 audzes) vai kopšanas cirtes (157 audzes). Katrā nogabalā, izmantojot transektu metodi, uzņēmīti vidēji 80 egļu celmi. Pavisam analizēti 25 117 celmi, un no tiem 21,8 % bija trupējuši (Arhipova et al., 2011). Trupējušo celmu daudzums analizētajos parauglaukumos bija ļoti atšķirīgs: 0–83 %. No apsekotajiem nogabaliem 203 bija sausieņu, 63 – āreņu, 28 – slapjainu un 25 – kūdreņu mežos. Sausieņu mežos trupējušo koku īpatsvars bija vidēji 26 %,

tajā skaitā damaksnī (86 nogabali) un vērī (102 nogabali) – 26 %. Pārmitrajos mežos (slapjajā damaksnī, slapjajā vērī, niedrājā) trupējušo koku īpatsvars bija 19 %, bet āreņos un kūdreņos – 16 %. Nosakot koksni kolonizējošo sēņu sugu sastāvu vairāk nekā 1000 celmos un 114 trupējušās eglēs, noskaidrots, ka dominējošā bazīdijsēne ir *H. parviporum* – 11 % trupējušos celmos un 55 % augošos kokos (Arhipova et al., 2011). Līdzīgi arī Zviedrijā konstatētas ļoti lielas atšķirības trapes izplatībā dažādās egļu audzēs (bijušajās lauksaimniecības zemēs, meža zemēs vai mistraudzēs ar priedi) (Thor et al., 2006). Minētajā pētījumā atrasti 2–90 % inficētu egļu, un autori uzskata, ka egļu inficētību ietekmē arī audzē pārstāvētās *Heterobasidion* sugas: *H. annosum* vai *H. parviporum*.

Latvijā analizētajās audzēs mazāk trupējušu celmu atrasts kūdras augsnēs, kas arī saskan ar literatūras datiem (Redfern, 1998; Redfern et al., 2001). Kūdras augsnes raksturo skāba reakcija, kas kavē *Heterobasidion* attīstību. Tomēr LVMI Silava pētījumos secināts, ka *Heterobasidion* inficē egles kūdras augsnēs ar ļoti zemu pH – tikai 2,6 (Gaitnieks et al., 2016). Turklāt Latvijā vismaz 80 % meliorēto platību kūdras augsnēs konstatēta bāzisku un barības vielām bagātu pazemes ūdeņu pieplūde augsnes virsējos horizontos (Zālītis, 2006), kas nodrošina pH paaugstināšanos. Mūsu pētījumos ir atrastas stipri inficētas egļu audzes kūdras augsnēs, kur pH ir vidēji 4,4 – šādas pH vērtības raksturo zemā un pārejas purva kūdras augsnes. Šādās audzēs ir novērota ļoti ekspansīva *Heterobasidion* augļķermeņu attīstība uz izcilātiem egļu celmiem un lielu dimensiju mežizstrādes atliekām (7.25. un 7.26. att.).

Novērtējot *Heterobasidion* genotipu sastopamību 11 parauglaukumos egļu mežos ar kūdras augsnēm, secināts, ka patogēna izplatībai raksturīga gan primārā – sporu infekcija, par ko liecina genotipi, kas iekļauj tikai vienu koku vai celmu (75 % konstatēto genotipu), gan sekundārā – sakņu infekcija, micēlijam inficējot veselo koku saknes – 25 % izdalīto genotipu. Piemēram, stipri inficētā egļu audzē platlapju kūdrenī no 26 genotipiem 88 % iekļāva 2–6 trupējušus kokus vai celmus, bet 12 % izdalīti no viena trupējuša koka/celma. Tātad konkrētajā audzē dominē sekundārā infekcija (7.27. att.).

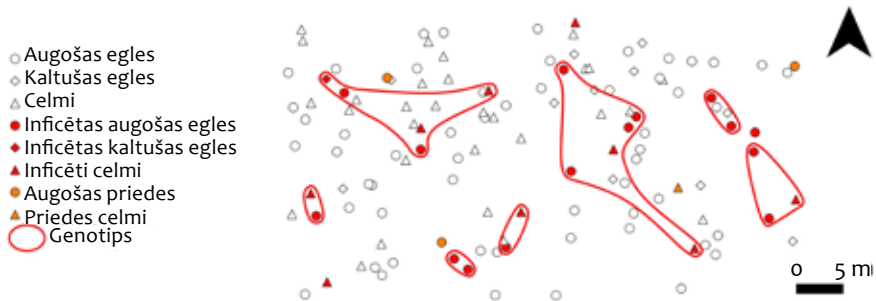
Egļu audzēs Somijā, novērtējot *Heterobasidion* izplatību minerālaugsnēs, pierādīts, ka 83 % izdalīto genotipu raksturo patogēna sekundāro infekciju, respektīvi, sēnes micēlija ieaugšanu veselo koku saknēs no inficētajiem kokiem vai celmiem (Piri & Korhonen, 2007). Mūsu iegūtie rezultāti liecina, ka kūdras augsnēs, salīdzinājumā ar minerālaugsnēm, ir iespējama tikpat intensīva vai pat intensīvāka *Heterobasidion* veģetatīvā attīstība starp inficēto un veselo egļu saknēm.



7.25. attēls. *Heterobasidion* augļķermeņi uz izgāzta egles celma platlapju kūdrenī.



7.26. attēls. *Heterobasidion* augļķermeņu attīstība uz 3 m gara egles baļķa platlapju kūdrenī.



7.27. attēls. *Heterobasidion* spp. izplatība platlapju kūdrenī.

Uzskata, ka *Heterobasidion* micēlijs nevar izplatīties augsnē, jo sakņu piepes attīstībai ir nepieciešams koksnes substrāts (Василяускас, 1989), turklāt micēlija augšanu ierobežo antagonistiskā mikroflora kā, piemēram, meža augsnēs sastopamās *Penicillium* un *Trichoderma* ģints sēnes (Arhipova u.c., 2008; Gaitnieks u.c., 2009). Taču, neskatoties uz to, augsne ir nozīmīgs *Heterobasidion* attīstību ietekmējošs faktors. Īpaši apdraudēti ir skuju koku stādījumi bijušajās lauksaimniecības zemēs (Korhonen & Stenlid, 1998). Dažādos pētījumos, modelējot trupes attīstību egļu audzēs, kopā ar citiem parametriem modelī tiek iekļauta arī bonitāte (*site index*, angļu val.), kas rāda, cik augsti koki izaugs noteiktā laikā (Vollbrecht & Agestam, 1995; Lindén & Vollbrecht, 2002; Pukkala *et al.*, 2005; Thor *et al.*, 2005; Rönnerberg *et al.*, 2007). Lai gan daudzi autori (Korhonen & Stenlid 1998; citētā literatūra) secina, ka *Heterobasidion* attīstību stimulē smilšainas augsnes ar zemu organisko vielu saturu, tomēr Latvijas apstākļos mežos, ar aptuveni 20 cm humusa slāni, atsevišķos nogabalos 30–60 % egļu ir inficētas ar sakņu piepi. Bijušajās lauksaimniecības zemēs bieži ir sablīvēta augsnes struktūra, un koku saknes izvietotas ļoti sekli, kas veicina kontaktus ar blakus augošajiem kokiem (Korhonen & Stenlid, 1998; citētā literatūra). Ja egļu stādījumi ierīkoti bijušajās lauksaimniecības zemēs, tad parasti kokiem ir platākas gadskārtas, ko veicina paaugstināts barības vielu saturs augsnē. Pētījumi liecina, ka sēnes micēlijs stumbrā attīstās straujāk, ja kokiem ir platākas gadskārtas (Isomäki & Kallio, 1974). Tomēr lauksaimniecības zemēs *Heterobasidion* attīstību pamatā veicina antagonistiskas mikrofloras salīdzinošs trūkums augsnē un sakņu rizosfērā. Analizējot 10–20 gadus vecu egļu sakņu rizosfēras mikrofloras antagonismu pret *Heterobasidion*, secināts, ka



meža zemēs 69 % no izdalītajām mikroskopiskajām sēnēm uzrāda stipru vai ļoti stipru antagonismu pret *H. parviporum* un 62 % – pret *H. annosum*. Savukārt lauksaimniecības zemēs stiprs vai ļoti stiprs antagonisms pret *H. parviporum* ir 31 % izdalīto sēņu, bet pret *H. annosum* – tikai 13 % (Gaitnieks u.c., 2009). Turklāt lauksaimniecības zemēs, kuras raksturo paaugstināts pH, konstatēta pastiprināta sēnes augļķermeņu veidošanās – uz kalnu egļu virszemes saknēm un stumbra līdz pat 3 m augstumam, uz trupējušām lielu dimensiju mežizstrādes atliekām un zāģējuma virsmas (7.28. un 7.29. att.). Arī L. Dimitri un autoru kolektīva (1971) pētījumos atzīmēts, ka kaļķainās augsnēs (lauksaimniecības zemēs ir paaugstināts kalcija saturs) uz trupējušas egles koksnes sastopams vairāk *Heterobasidion* augļķermeņu.

Kā viens no iemesliem skuju koku pastiprinātai uzņēmībai pret *Heterobasidion* lauksaimniecības zemēs varētu būt arī sakņu mikorizācijas atšķirības, jo lauksaimniecības zemēs nav sastopamas meža zemēm raksturīgās mikorizas sēnes, vai arī tās ir pārstāvētas mazākā daudzumā (Bücking, 1979; Gaitnieks u.c., 2008). Mikoriza ne tikai aizsargā saknes pret augsnes patogēnajām sēnēm, bet labi mikorizētas saknes (daudzveidīga mikorizas tipoloģiskā struktūra, augsts mikorizēto sakņu īpatsvars) bez mizas



7.28. attēls. Uz 3 m gara egles baļķa labvēlīgos apstākļos 3–4 gadu laikā var izveidoties 400 *Heterobasidion* augļķermeņu ar kopējo laukumu – 2200 cm<sup>2</sup>.



7.29. attēls. Sakņu piepes attīstība uz pārzāgēta trupējušas egles stumbra.

bojājumiem paaugstina kokaugu vitalitāti, veicinot to rezistenci pret *Heterobasidion*. Somijā veiktie pētījumi liecina, ka skuju koku sīksakņu un mikorizas bojājumi, ko izraisa kaļķošana, paaugstina inficēšanās risku ar sakņu piepi. Arī vides piesārņojums var paaugstināt egļu uzņēmību pret *Heterobasidion*, turklāt vides piesārņojums negatīvi ietekmē rizosfēras mikrofloru (Piri, 2003b; citētā literatūra).

*Heterobasidion* izraisītie zaudējumi Eiropas Savienības (ES) valstīs ir vismaz 500 milj. eiro gadā (Korhonen & Holdenrieder, 2005), taču citi autori secina, ka sakņu trapes radītie zaudējumi Eiropas Savienībā gada laikā sasniedz pat 790 milj. eiro (Woodward et al., 1998). Somijā un Zviedrijā ekonomiskie zaudējumi ir 120 milj. eiro gadā (Thor et al., 2006), bet Vācijā aptuveni 35 milj. eiro (Korhonen & Holdenrieder, 2005). Zaudējumus, kas saistīti ar *Heterobasidion* sakņu trupi, pieņemts klasificēt kā primāros (koksnes vērtības samazināšanās, jo trupe pamatā bojā vērtīgākos zāģbaļķus, mazāk vērtīgo sortimentu īpatsvara palielināšanās, radiālā pieauguma samazināšanās, jaunaudžu bojāeja, atsevišķu koku kalšana pieaugušās audzēs utt.) un sekundāros – inficētajiem kokiem vispirms tiek bojātas saknes, tāpēc audzes vairāk cieš vējgāzēs, pazeminās audžu vitalitāte, tajās savairojas kaitēkļi, pieaug mežsaimniecisko pasākumu izmaksas trapes ierobežošanai,

kā arī nepieciešams ieguldīt līdzekļus pētnieciskajā darbā trapes izplatību veicinošo faktoru apzināšanai utt. (7.30. un 7.31. att.).

Pētījumos Somijā secināts, ka 18,5 % no kopējās egļu krājas (146 izcirtumu dati) veido trupējusi koksne (Tamminen, 1985). Polijā, novērtējot trapes izplatību 50 egļu stumbros (vecums 80 gadi), aprēķināts, ka trupējušās koksnes daļa ir vairāk nekā 20 m<sup>3</sup> jeb 30 % no kopējās krājas (Łakomy *et al.*, 2013). Lietuvā veiktie aprēķini liecina, ka 81–120 gadus vecās egļu audzēs trapes izraisītie zaudējumi ir 7–23 % no krājas (Василяускас, 1989). Kā jau iepriekš minēts, starp aplievu un inficēto kodolkoksni trupējušām eglēm veidojas reakcijas zona. Tā ir koka aizsargreakcija, lai ierobežotu sēnes izplatību, kas saistīta ar papildus enerģijas patēriņu, kā rezultātā koksnes pieaugums samazinās par aptuveni 20 % (Bendz-Hellgren & Stenlid, 1997). Zviedrijā konstatēts, ka inficētām eglēm samazinās radiālais pieaugums, kādēļ 5 gadu laikā audzes kopējais šķērslaukums samazinās par 9,6 %. Pieauguma samazināšanās dēļ Zviedrija ik gadu zaudē aptuveni 620 000 m<sup>3</sup> koksnes (Bendz-Hellgren & Stenlid, 1995). Zaudējumi saistīti arī ar papildu darbu cīsmā, sagatavojot no bojātās stumbra resgaļa daļas zemākas kvalitātes sortimentus. Mūsu aprēķini liecina, ka Latvijā egļu audzēs ar krāju 100–400 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, atkarībā no audzes vecuma, trapes izraisītie saimnieciskie



7.30. attēls. *Heterobasidion* un *Armillaria* izraisītā trupe egles koksnē.



7.31. attēls. Ar sakņu piepi inficēta egļu audze šaurlapju ārenī.

zaudējumi galvenās cirtes aprites laikā var pārsniegt  $4000 \text{ EUR ha}^{-1}$  (vidēji  $1070 \text{ EUR ha}^{-1}$ ) (Gaitnieks *et al.*, 2008).

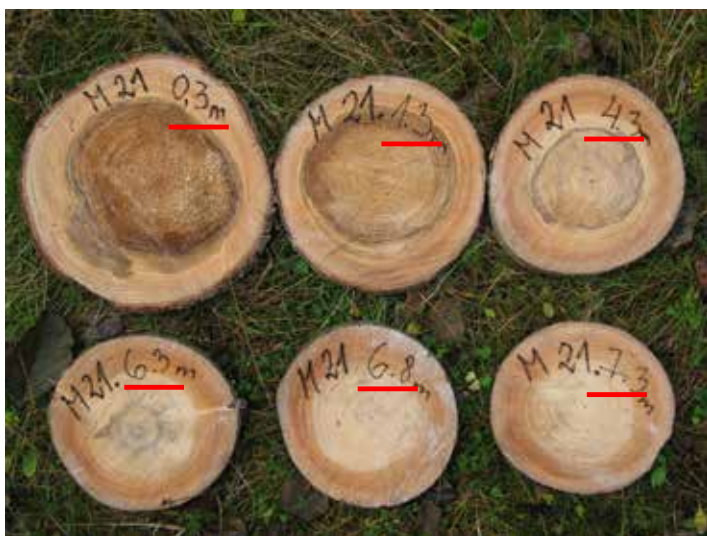
Skuju kokiem ar augstu sveķu saturu kodolkoksnē (priedēm un lap-eglēm) sēne pamatā izraisa sakņu trupi (Korhonen & Holdenrieder, 2005). Eglēm veidojas izteikta stumbra-sakņu trupe (7.32. att.), un *Heterobasidion* micēlijs stumbrā var izplatīties vairāku metru augstumā. LVMI Silava veiktajos pētījumos noskaidrots, ka Latvijā 80–100 gadus vecās egļu audzēs *Heterobasidion* izraisa trupi koka stumbrā vidēji līdz 6,9 m augstumam (7.33. att.).

Daudzos pētījumos trupes izplatība egļu audzēs tiek saistīta ar audzes vecumu (Нергуцкий, 1986; Piri *et al.*, 1990; Swedjemark & Stenlid, 1993; Piri & Korhonen, 2001; Chomicz, 2013). Somijā, novērtējot infekcijas centros stādīto egļu uzņēmību pret *Heterobasidion*, konstatēts, ka pēc 10 gadiem ar sakņu piepi inficēti 7 % egļu, bet pēc 20 gadiem 23 % (Piri, 2003a). Citā pētījumā Somijā, analizējot dažāda vecuma egļu inficētību ar *Heterobasidion*, 9–15 gadus vecās audzēs atrasti 7,6 % trupējušu egļu, bet 26–46 gadus vecās audzēs 21,7 % trupējušu koku (Piri, 1996). Pētījumos Latvijā noskaidrots, ka egļu audzēs, palielinoties audzes vecumam, trupējušo koku īpatsvars pieaug visos mežos – sausienos, slapjajinos, ārenos un kūdreņos (7.34. att.).

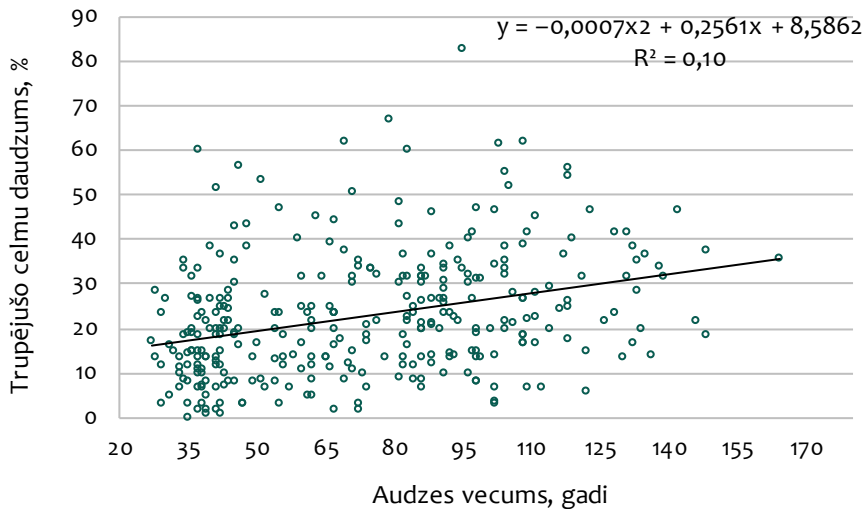




7.32. attēls. Ar sakņu piepi inficēta egle.



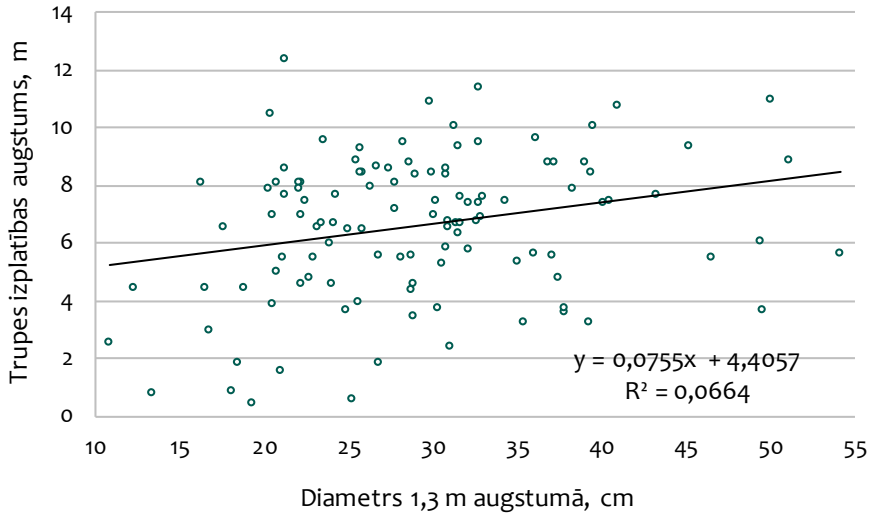
7.33. attēls. Heterobasidion micēlija izplatība egles stumbrā dažādos augstumos (0,3–7,3 m).



7.34. attēls. Trupējušo koku sastopamība dažāda vecuma egļu audzēs. (Arhipova et al., 2011)

*Heterobasidion* vertikālais augšanas ātrums egles koksne ir vidēji 18–40 cm gadā. Atsevišķos pētījumos pierādīta *Heterobasidion* izplatība egles stumbrā gada laikā līdz pat 1–1,25 m augstumam (Huse & Venn, 1994; Pettersson et al., 2003; Piri, 2003b; citētā literatūra). Palielinoties egļu stumbra diametram, pieaug arī trupējušās daļas diametrs (Zycha et al., 1970). Lietuvā, analizējot *Heterobasidion* micēlija izplatību egļu stumbros, secināts, ka trupes izplatības augstums stumbrā apmēram 20 reizes pārsniedz celma trupējušās daļas diametru (Vasiliauskas & Stenlid, 1998; citētā literatūra). Iepriekš minētās atziņas ļauj secināt, ka egļu audzēs, palielinoties audzes vecumam, pieaug arī stumbra trupējušā daļa (trupes kolonna) gan horizontālā, gan vertikālā virzienā, izraisot koksnes vērtības pazemināšanos. LVMI Silva pētījumi liecina par korelāciju starp stumbra diametru 1,3 m augstumā un trupes izplatību egļu stumbrā (7.35. att.).

Novērtējot trupes izplatību dažāda vecuma eglēs kūdrenos, secināts, ka 41, 62 un 111 gadus vecās audzēs *Heterobasidion* izraisītā trupe stumbrā vidēji sasniedz attiecīgi 4,4 m, 4,8 m un 7,6 m augstumu. Turklāt maksimālais trupes izplatības augstums kūdras augsnēs 111 gadus vecā egļu audzē bija 12,6 m. Jāatzīmē, ka literatūrā minētais maksimālais trupes kolonnas



7.35. attēls. *Heterobasidion* izraisītās trupes attīstība egļu stumbros – trupējušās koksnes kolonnas augstums atkarībā no stumbra diametra. (Arhipova et al., 2011)

augstums 90 gadus vecas egles stumbrā ir 11,8 m (Stenlid & Wästerlund, 1986). Pieaugot audzes vecumam, palielinās ne tikai trupes izplatības augstums egles stumbrā, bet tiek veicināta arī micēlija attīstība saknēs, inficējot arvien vairāk blakus augošo koku sakņu. T. Piri noskaidrojusi, ka 2–9 gadus vecos egļu stādījumos no viena iepriekšējās paaudzes trupējuša celma inficētas vidēji 0,2 egles, bet 11–15 gadus vecās audzēs inficēti 0,8 koki. Savukārt 20–23 gadus vecās egļu jaunaudzēs no viena trupējuša celma inficēto koku skaits jau sasniedz 1,8 (Piri, 2003a). Lielāki koki veido arī lielākas sakņu sistēmas, tāpēc ir vairāk iespēju izveidoties kontaktiem ar blakus augošajiem kokiem, sekmējot infekcijas pārnesi (Swedjemark & Stenlid, 1993). Dažādos pētījumos konstatētais sēnes micēlija augšanas ātrums egļu saknēs variē no 8 līdz 30 cm gadā (Bendz-Hellgren et al., 1999; Pettersson et al., 2003).

Pētījumi vienvecuma egļu audzēs Fenoskandijas valstīs un Lietuvā liecina, ka viens *Heterobasidion* genotips vidēji iekļauj 1–3,6 kokus, bet dažāda vecuma egļu audzēs viens genotips iekļauj 3–6,3 kokus (Piri & Valkonen, 2013; citētā literatūra). Tomēr atsevišķās egļu audzēs viens genotips var

inficēt pat 31 koku (Piri, 1996). *Heterobasidion* genotipu dinamikas pētījumi liecina, ka sēnes micēlijs var inficēt trīs nākamās koku paaudzes (Piri & Korhonen, 2007). Somijā atrasti 56 gadus veci genotipi (Piri & Korhonen, 2007), tomēr citi autori uzskata, ka *Heterobasidion* genotipu vecums varētu būt ievērojami lielāks: 100–200 gadi (Stenlid & Redfern 1998; Korhonen & Holdenrieder, 2005).

Krājas kopšanas cirtes egļu audzēs sekmē gan trupi izraisīto sēņu primāro, gan sekundāro infekciju. Ja mežizstrādi veic veģetācijas perioda laikā, pamatā tiek inficēti svaigi celmi (Paludan, 1966; Vollbrecht & Agestam, 1995; Vollbrecht & Jørgensen, 1995; Møykkynen & Pukkala, 2010). Tāpēc kopšanas cirtes egļu audzēs iesaka veikt ziemā (Korhonen & Piri, 2003; Rönningberg et al., 2013). Kaut arī vasaras laikā, veicot mežizstrādi, svaigi celmi tiek apstrādāti ar bioloģiskajiem preparātiem, kas egļu audzēs Latvijā nodrošina vidēji 89 % celmu virsmas aizsardzību (Kenigsvalde et al., 2016), tomēr nevar izslēgt stumbra bojājumus. Mežsaimnieciskās darbības, it īpaši, ja mežizstrāde veikta ar konkrētai vietai un sezonai nepiemērotu tehniku, izraisa arī sakņu bojājumus. Ja tiek bojātas veselo koku saknes, tās var vieglāk inficēt *Heterobasidion* sporas, kas var arī tikt ieskalotas augsnē (Siepmann, 1974, 1976). Ar *Heterobasidion* inficēto sakņu bojājumi un atsegšana stimulē sēnes auglīkmeņu attīstību, palielinot primārās infekcijas risku (7.36. un 7.37. att.).

No meža aizsardzības viedokļa ne mazāk bīstama ir krājas kopšanas ciršu ietekme uz *Heterobasidion* sekundāro izplatību, jo celmu saknēs *Heterobasidion* attīstās ātrāk nekā augošu koku saknēs. Zviedrijā noskaidrots, ka lauksaimniecības zemēs, pēc sakņu mākslīgās infekcijas, *Heterobasidion* micēlija augšanas ātrums egļu saknēs ir 9 cm, bet celmu saknēs – 25 cm gadā (Bendz-Hellgren et al., 1999). Vairākos pētījumos ir konstatēts, ka pēc trupējušo koku izvākšanas no audzes būtībā tiek “stimulēta” *Heterobasidion* izplatība audzē (Pettersson et al., 2003; Piri & Korhonen, 2007). T. Piri un K. Korhonenā iegūtie dati liecina, ka krājas kopšanas cirtes egļu audzēs veicina genotipu izplatību un tiek aktivizēta iepriekšējā paaudzē trupējušajos kokos akumulētā infekcija. Autori secina, ka audzēs, kur veikta mežizstrāde, viens genotips vidēji iekļauj 12,2 kokus, savukārt audzēs, kur nav veikta krājas kopšanas cirte, – 6,7 kokus (Piri & Korhonen, 2008). Apkopojot iepriekš minētās atziņas, varam secināt, ka egļu audzēs *Heterobasidion* infekcija tiek ne tikai uzkrāta, bet, izstrādājot trupējušos kokus, arī veicināta patogēna straujāka attīstība. Pētījumi liecina, ka infekcijas potenciāls,





7.36. attēls. Trīs mēnešus veci sakņu piepes augļķermeņi uz pārzāgētām egles celma saknēm.



7.37. attēls. Sakņu piepes augļķermeņi uz atsegtām/pārzāgētām, trupējušām egles saknēm platlapju kūdrenī.  
/Nodaļā izmantoto foto autors: Tālis Gaitnieks/

respektīvi, trupējušo koku daudzums iepriekšējā paaudzē, nosaka infekcijas potenciālu nākošajā koku paaudzē (Piri & Korhonen, 2007; Honkaniemi *et al.*, 2014). Somu zinātnieki, modelējot *Heterobasidion* izplatību vienvecuma egļu audzēs, secina, ka būtiska loma ir sēnes micēlija attīstības ātrumam augošu koku saknēs. Taču minētajā pētījumā arī uzsvēta iepriekšējās paaudzes trupējušo koku nozīme infekcijas pārnesē. Izstrādātajā *Heterobasidion* izplatību raksturojošajā modeli (*Hmodel*) sēnes micēlija augšanas ātrumu raksturojošās vērtības augošu egļu un celmu saknēs (attiecīgi 0,2 m un 0,6 m gadā) aprēķinātas, izvērtējot dažādu autoru pētījumu rezultātus (Honkaniemi *et al.*, 2014; citētā literatūra). Pamatojoties uz minētajiem datiem par sakņu piepes attīstību augošu koku un celmu saknēs, kritiski jāizvērtē krājas kopšanas ciršu lietderība trupējušās egļu audzēs. Tāpēc daudzi autori iesaka samazināt kopšanas ciršu atkārtojumu skaitu (Möykkynen *et al.*, 2000; Korhonen & Piri, 2003; Piri & Korhonen, 2007), īpaši izvairoties veikt kopšanas cirtes vietās, kur pirmās krājas kopšanas laikā konstatēta sakņu trupe (Möykkynen & Miina, 2002), kā arī audzēs, kas ierīkotas ar *Heterobasidion* inficētās platībās (Möykkynen & Pukkala, 2009).

Somijā veiktie pētījumi liecina: jo lielāks ir inficēto celmu īpatsvars, jo vairāk trupējušu koku būs aprites perioda beigās. Tāpēc pētījuma autori secina – ja audzē ir konstatēti kaut vai daži *Heterobasidion* infekcijas gadījumi, aprites laiks ir jāsaīsina (Möykkynen *et al.*, 2000). Aprites periodu iesaka samazināt arī citi autori Somijā (Korhonen & Piri, 2003; Möykkynen & Pukkala, 2010), Čehijā (Mareš, 2010) un Polijā (Chomicz, 2013).

Sakņu piepe nekur nepazudīs, bet nepieciešams kontrolēt tās izplatību saimnieciskajos mežos, pamatojoties uz zināšanām par sēnes bioloģiju. Ja sakņu piepe ir inficējusi audzi, tad mežkopju uzdevums ir 1) samazināt trapes izraisītos zaudējumus, 2) ierobežot trapes izplatīšanos. Pats svarīgākais – novērst jaunu infekcijas centru izveidošanos veselās audzēs. Egļu audzēs, kur nav konstatēta *Heterobasidion* infekcija, ir jānovērš primārā infekcija ar sporām, apstrādājot svaigus celmus, un jāizvērtē krājas kopšanas ciršu lietderība. Savukārt inficētās platībās ir jāsaīsina cirtes aprites laiks un, ja iespējams, inficēto egļu vietā jāstāda lapu koki vai jāizrauj trupējušo koku celmi.

## Pateicības

Šajā nodaļā aprakstīto pētījumu rezultātu iegūšanā piedalījušies LVMI Silava darbinieki Barbara Daugaviete, Jānis Donis, Kristaps Gruduls, Agrita Keniģsalde, Liene Dārta Lukstiņa, Dina Nitiša, Guntars Šņepsts un Leonīds Zdors. Par sniegto atbalstu izsakām pateicību akciju sabiedrībai “Latvijas valsts meži” un Meža pētišanas stacijai. Īpašu pateicību vēlamies izteikt Ligonim Bambem, Indulim Brauneram, Modrim Kalvānam, Kari Korhonen (Somija), Skaidrītei Mālakai, Audrius Menkis (Zviedrija), Tuula Piri (Somija) un Rimvydas Vasaitis (Zviedrija).

## Literatūra

- Arhipova, N., Gaitnieks, T., Donis, J., Stenlid, J. and Vasaitis, R., 2011. Butt rot incidence, causal fungi, and related yield loss in *Picea abies* stands of Latvia. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 2337–2345.
- Arhipova, N., Gaitnieks, T., Nikolajeva, V., Vulfa, L. un Mihailova, A., 2008. Baltalkšņa ietekme uz egļu sakņu rizosfēras mikrofloru un tās antagonismu pret *Heterobasidion annosum*. *Mežzinātne* 17, 9–21.
- Bendz-Hellgren, M., Brandtberg, P.-O., Johansson, M., Swedjemark, G. and Stenlid, J., 1999. Growth rate of *Heterobasidion annosum* in *Picea abies* established on forest land and arable land. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14, 402–407.
- Bendz-Hellgren, M. and Stenlid, J., 1995. Long-term reduction in the diameter growth of butt rot affected Norway spruce, *Picea abies*. *Forest Ecology and Management* 74, 239–243.
- Bendz-Hellgren, M. and Stenlid, J., 1997. Decreased volume growth of *Picea abies* in response to *Heterobasidion annosum* infection. *Canadian Journal of Forest Research* 27, 1519–1524.
- Bendz-Hellgren, M. and Stenlid, J., 1998. Effects of clear-cutting, thinning, and wood moisture content on the susceptibility of Norway spruce stumps to *Heterobasidion annosum*. *Canadian Journal of Forest Research* 28, 759–765.
- Berglund, M. and Rönnerberg, J., 2004. Effectiveness of treatment of Norway spruce stumps with *Phlebiopsis gigantea* at different rates of coverage for the control of *Heterobasidion*. *Forest Pathology* 34(4), 233–243.
- Berglund, M., Rönnerberg, J., Holmer, L. and Stenlid, J., 2005. Comparison of five strains of *Phlebiopsis gigantea* and two *Trichoderma* formulations for treatment against natural *Heterobasidion* spore infections on Norway spruce stumps. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20, 12–17.
- Brandtberg, P.-O., Johansson, M. and Seeger, P., 1996. Effects of season and urea treatment on infection of stumps of *Picea abies* by *Heterobasidion annosum* in stands on former arable land. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11, 261–268.

- Bücking, E., 1979. Fichten-Mykorrhizen auf Standorten der Schwäbischen Alb und ihre Beziehungen zum Befall durch *Fomes annosus*. *European Journal of Forest Pathology* 9(1), 19–35.
- Chomicz, E., 2013. Incidence of butt rot in Norway spruce seed stands in Poland's mountain regions assessed with sonic tomography. *Folia Forestalia Polonica Series A – Forestry* 55(4), 174–180.
- Cleary, M., Arhipova, N., Morrison, D.J., Thomsen, I.M., Sturrock, R.N., Vasaitis, R., Gaitnieks, T. and Stenlid, J., 2013. Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long-term trials. *Forest Ecology and Management* 290, 5–14.
- Dimitri, L., 1969. Untersuchungen über die unterirdischen Eintrittspforten der wichtigsten Rotfäuleerreger bei der Fichte (*Picea abies* Karst.). *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 88, 281–308.
- Dimitri, L., Zycha, H. and Kliefoth, R., 1971. Untersuchungen über die Bedeutung der Stubbeninfektion durch *Fomes annosus* für die Ausbreitung der Rotfäule der Fichte. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 90, 104–117.
- Gaitnieks, T., Arhipova, N., Donis, J., Stenlid, J. and Vasaitis, R., 2008. Butt rot incidence and related losses in Latvian *Picea abies* (L.) Karst. stands. In: Garbelotto, M. and Gonthier, P. (eds.) *Proceedings of 12<sup>th</sup> International Conference on Root and Butt Rots of Forest Trees, Berkley, California Medford, Oregon, August 2007*. Berkeley: University of California, pp. 177–179.
- Gaitnieks, T., Arhipova, N., Nikolajeva, V., Vulfa, L. un Balašova, I., 2009. Egļu sakņu rizosfēras mikrofloras antagonisms pret *Heterobasidion annosum*. *Mežzinātne* 19, 91–108.
- Gaitnieks, T., Arhipova, N., Nikolajeva, V., Vulfa, L. un Kļaviņa, D., 2008. *Heterobasidion annosum* izraisītā egļu sakņu trupe lauksaimniecības zemēs. *Mežzinātne* 17, 22–37.
- Gaitnieks, T., Brauners, I., Kenigsvalde, K., Zaļuma, A., Brūna, L., Jansons, J., Burņeviča, N., Lazdiņš, A. and Vasaitis, R., 2018. Infection of pre-commercially cut stumps of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* by *Heterobasidion* spp. – a comparative study. *Silva Fennica* 52(1), 1–7.
- Gaitnieks, T., Klavina, D., Muiznieks, I., Pennanen, T., Velmala, S., Vasaitis, R. and Menkis, A., 2016. Impact of *Heterobasidion* root-rot on fine root morphology and associated fungi in *Picea abies* stands on peat soils. *Mycorrhiza* 26(5), 465–473.
- Garbelotto, M. and Gonthier, P., 2013. Biology, epidemiology and control of *Heterobasidion* species worldwide. *Annual Review of Phytopathology* 51, 39–59.
- Gonthier, P., Garbelotto, M., Varese, G.C. and Nocolotti, G., 2001. Relative abundance and potential dispersal range of intersterility groups of *Heterobasidion annosum* in pure and mixed forests. *Canadian Journal of Botany* 79, 1057–1065.
- Greig, B.J.W., 1962. *Fomes annosus* (Fr.) Cke. and other root-rotting fungi in conifers on ex-hardwood sites. *Forestry* 35, 164–182.
- Greig, B.J.W., 1998. Field recognition and diagnosis of *Heterobasidion annosum*. In: Woodward, S., Stenlid, J., Karjalainen, R. and Hütermann, A. (eds.) *Heterobasidion annosum: Biology, Ecology, Impact and Control*. Wallingford: CAB International, pp. 35–41.

- Gruduls, K., Donis, J. and Gaitnieks, T., 2013. Comparison of different electronic devices for detecting *Heterobasidion* root rot. In: *Proceedings of Annual 19<sup>th</sup> International Scientific Conference "Research of Rural Development"*, Jelgava, Latvia, May 2013. Jelgava: Latvia University of Agriculture, Vol. 2, pp. 55–58.
- Gunulf, A., Mc Carthy, R. and Rönnerberg, J., 2012. Control efficacy of stump treatment and influence of stump height on natural spore infection by *Heterobasidion* spp. of precommercial thinning stumps of Norway spruce and birch. *Silva Fennica* 46(5), 655–665.
- Heggertveit, J. and Solheim, H., 1998. Inventory of decay on Norway spruce stumps after felling in the communes of Molde, Nesset and Rauma. *Skogforsk, Rapport fra skogforskningen* 16.
- Hodges, C.S., 1969. Modes of infection and spread of *Fomes annosus*. *Annual Review of Phytopathology* 7, 247–266.
- Honkaniemi, J., Ojansuu, R., Piri, T., Kasanen, R., Lehtonen, K., Salminen, H., Kalliokoski, T. and Mäkinen, H., 2014. Hmodel, a *Heterobasidion annosum* model for even-aged Norway spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research* 44, 796–809.
- Huse, K.J. and Venn, K., 1994. Vertical spread of *Heterobasidion annosum* in stems of Norway spruce. In: Johansson, M. and Stenlid, J. (eds.). *Proceedings of the 8<sup>th</sup> IUFRO Conference on Root and Butt Rots, Sweden/Finland, August 1993*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, pp. 208–212.
- Isomäki, A. and Kallio, T., 1974. Consequences of injury caused by timber harvesting machines on the growth and decay of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Acta Forestalia Fennica* 136, 1–25.
- Johansson, S.M., Pratt, J.E. and Asiegbu, F.O., 2002. Treatment of Norway spruce and Scott pine stumps with urea against the root and butt fungus *Heterobasidion annosum* – possible modes of action. *Forest Ecology and Management* 157(1–3), 87–100.
- Kallio, T., 1970. Aerial distribution of the root-rot fungus *Fomes annosus* (Fr.) Cooke in Finland. *Acta Forestalia Fennica* 107, 55 p.
- Keča, N. and Keča, L., 2013. Distribution of *Heterobasidion parviporum* genets in Norway spruce forests in Serbia. In: Capretti, P., Comparini, C., Garbelotto, M., La Porta, N. and Santini, A. (eds.) *Proceedings of the XIII International Conference on Root and Butt Rot of Forest Trees. Firenze (FI) – S. Martiono di Castrozza (TN), Italy, September 2012*. Firenze: Firenze University Press, pp. 155–158.
- Kenigsvalde, K., Brauners, I., Korhonen, K., Zaļuma, A., Mihailova, A. and Gaitnieks, T., 2016. Evaluation of the biological control agent Rotstop in controlling the infection of spruce and pine stumps by *Heterobasidion* in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 31(3), 254–261.
- Kenigsvalde, K., Donis, J., Korhonen, K. un Gaitnieks, T., 2011. *Phlebiopsis gigantea* skujkoku celmu bioloģiskajā aizsardzībā pret *Heterobasidion annosum* s.l. izraisīto sakņu trupi – literatūras apskats. *Mežzinātne* 23, 25–40.
- Korhonen, K., 1978. Intersterility groups of *Heterobasidion annosum*. *Metsäntutkimuslaitoksen julkaisu* 94(6), 1–25.
- Korhonen, K., Bobko, I., Hanso, S., Piri, T. and Vasiliauskas, A., 1992. Intersterility groups of *Heterobasidion annosum* in some spruce and pine stands in Byelorussia, Lithuania and Estonia. *European Journal of Forest Pathology* 22(6–7), 384–391.



- Korhonen, K. and Holdenrieder, O., 2005. Neue Erkenntnisse über den Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum* s.l.). *Forst und Holz* 5, 206–211.
- Korhonen, K. and Piri, T., 2003. How to cultivate Norway spruce on sites infected by *Heterobasidion*? In: Thomsen, I.M. (ed.) *Forest health problems in older forest stands. Proceedings of the Nordic/Baltic Forest Pathology Meeting, Copenhagen, Denmark, September 2002*. Copenhagen: Skov & Landskab Reports, pp. 21–29.
- Korhonen, K. and Stenlid, J., 1998. Biology of *Heterobasidion annosum*. In: Woodward, S., Stenlid, J., Karjalainen, R. and Hütermann, A. (eds.) *Heterobasidion annosum: Biology, Ecology, Impact and Control*. Wallingford: CAB International, pp. 43–70.
- Laine, L., 1976. The occurrence of *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. in woody plants in Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 90(3), 1–53.
- Łakomy, P., Flis, K. and Glura-Molińska, M., 2013. The length of decay column in Norway spruce stems infected by *Heterobasidion parviporum*. In: Capretti, P., Comparini, C., Garbelotto, M., La Porta, N. and Santini, A. (eds.) *Proceedings of the XIII International Conference on Root and Butt Rot of Forest Trees. Firenze (FI) – S. Martiono di Castrozza (TN), Italy, September 2012*. Firenze: Firenze University Press, pp. 165–168.
- Lygis, V., 2005. *Root rot in north-temperate forest stands: biology, management and communities of associated fungi*. Doctor's dissertation, Sveriges lantbruksuniv., *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 4, 39 p.
- Lindén, M. and Vollbrecht, G., 2002. Sensitivity of *Picea abies* to butt rot in pure stands and in mixed stands with *Pinus sylvestris* in Southern Sweden. *Silva Fennica* 36, 767–778.
- Mareš, R., 2010. The extent of root rot damage in Norway spruce stands established on fertile sites of former agricultural land. *Journal of Forest Science* 56(1), 1–6.
- Metzler, B. and Kublin, E., 2003. Langzeitwirkung von Stubbenbehandlungen auf das Stockfäulerisiko in Fichten-Erstaufforstungen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174(5–6), 81–84.
- Morrison, D.J. and Johnson, A.L.S., 1999. Incidence of *Heterobasidion annosum* in pre-commercial thinning stumps in coastal British Columbia. *European Journal of Forest Pathology* 29, 1–16.
- Möykkynen, T. and Kontiokari, J., 2001. Spore deposition of *Heterobasidion annosum* coll. in *Picea abies* stands of North Karelia, eastern Finland. *Forest Pathology* 31, 107–114.
- Möykkynen, T. and Miina, J., 2002. Optimizing the management of a butt-rotted *Picea abies* stand infected by *Heterobasidion annosum* from the previous rotation. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17, 47–52.
- Möykkynen, T., Miina, J. and Pukkala, T., 2000. Optimizing the management of a *Picea abies* stand under risk of butt rot. *Forest Pathology* 30, 65–76.
- Möykkynen, T. and Pukkala, T., 2009. Optimizing the management of a Norway spruce stand of a Norway spruce stand on a site infected by *Heterobasidion* coll. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24, 149–159.
- Möykkynen, T. and Pukkala, T., 2010. Optimizing the management of Norway spruce and Scots pine mixtures on a site infected by *Heterobasidion* coll. *Scandinavian Journal of Forest Research* 40, 347–356.
- Möykkynen, T., von Weissenberg, K. and Pappinen, A., 1997. Estimation of dispersal

- gradients of S- and P-type basidiospores of *Heterobasidion annosum*. *European Journal of Forest Pathology* 27, 291–300.
- Oliva, J., Bernat, M. and Stenlid, J., 2013. Heartwood stump colonization by *Heterobasidion parviporum* and *H. annosum* s.s. in Norway spruce (*Picea abies*) stands. *Forest Ecology and Management* 295, 1–10.
- Oliva, J., Thor, M. and Stenlid, J., 2010. Reaction zone and increment decrease in *Picea abies* trees infected by *Heterobasidion annosum* s.l. *Forest Ecology and Management* 260, 692–698.
- Paludan, F., 1966. Infektion og spredning af *Fomes annosus* i ung rødgran [Infection and spread of *Fomes annosus* in young Norway spruce]. *Det forstlige førsøksvæsen i Danmark* 30, 19–47.
- Pechmann, H.v., Aufsess, H.v. und Rehfuess, K.E., 1973. Ursachen und Ausmaß von Stammfäulen in Fichtenbeständen auf verschiedenen Standorten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 92(1), 68–89.
- Petterson, M., Rönnerberg, J., Vollbrecht, G. and Gemmel, P., 2003. Effect of thinning and *Phlebiopsis gigantea* stump treatment on the growth of *Heterobasidion parviporum* inoculated in *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18, 362–367.
- Piri, T., 1996. The spreading of the S type of *Heterobasidion annosum* from Norway spruce stumps to the subsequent tree stand. *European Journal of Forest Pathology* 26, 193–204.
- Piri, T., 2003a. Early development of root rot in young Norway spruce planted on sites infected by *Heterobasidion* in southern Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 604–611.
- Piri, T., 2003b. Silvicultural control of *Heterobasidion* root rot in Norway spruce forests in southern Finland. Regeneration and vitality fertilization of infected stands. *The Finnish Forest Research Institute Research Papers* 898, 64 p.
- Piri, T. and Hamberg, L., 2015. Persistence and infectivity of *Heterobasidion parviporum* in Norway spruce root residuals following stump harvesting. *Forest Ecology and Management* 353, 49–58.
- Piri, T. and Korhonen, K., 2001. Infection of advance regeneration of Norway spruce by *Heterobasidion parviporum*. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 937–942.
- Piri, T. and Korhonen, K., 2007. Spatial distribution and persistence of *Heterobasidion parviporum* genets on a Norway spruce site. *Forest Pathology* 37, 1–8.
- Piri, T. and Korhonen, K., 2008. The effect of winter thinning on the spread of *Heterobasidion parviporum* in Norway spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 2589–2595.
- Piri, T., Korhonen, K. and Sairanen, A., 1990. Occurrence of *Heterobasidion annosum* in pure and mixed spruce stands in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 5, 113–125.
- Piri, T. and Valkonen, S., 2013. Incidence and spread of *Heterobasidion* root rot in uneven-aged Norway spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 872–877.
- Pratt, J.E. and Greig, J.W., 1988. *Heterobasidion annosum*: development of butt rot following thinning in two young first rotation stands of Norway spruce. *Forestry* 61(4), 339–347.

- Pukkala, T., Möykkynen, T., Thor, M., Rönnerberg, J. and Stenlid, J., 2005. Modeling infection and spread of *Heterobasidion annosum* in even-aged Fennoscandian conifer stands. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 74–84.
- Redfern, D.B., 1998. The effect of soil on root infection and spread by *Heterobasidion annosum*. In: Delatour, C., Guillaumin, J.-J., Lung-Escarmant, B. and Marçais, B. (eds.). *Root and Butt Rots of Forest Trees. 9<sup>th</sup> International Conference on Root and Butt Rots, Carcans-Maubuisson, France, September 1997*. Paris: Institut National de la Recherche Agronomique, INRA Editions, Les Colloques, No. 89., pp. 267–274.
- Redfern, D.B., Pratt, J.E., Gregory, S.C. and MacAskill, G.A., 2001. Natural infection of Sitka spruce thinning stumps in Britain by spores of *Heterobasidion annosum* and long-term survival of the fungus. *Forestry* 74(1), 53–71.
- Redfern, D.B. and Stenlid, J., 1998. Spore dispersal and infection. In: Woodward, S., Stenlid, J., Karjalainen, R. and Hütermann, A. (eds.) *Heterobasidion annosum: Biology, Ecology, Impact and Control*. Wallingford: CAB International, pp. 105–113.
- Rönnerberg, J., 2000. Logging operation damage to roots of clear-felled *Picea abies* and subsequent spore infection by *Heterobasidion annosum*. *Silva Fennica* 34(1), 29–36.
- Rönnerberg, J., Berglund, M. and Johansson, U., 2007. Incidence of butt rot at final felling and at first thinning of the subsequent rotation of Norway spruce stands in south-western Sweden. *Silva Fennica* 41(4), 639–647.
- Rönnerberg, J., Berglund, M., Johansson, U. and Cleary, M., 2013. Incidence of *Heterobasidion* spp. following different thinning regimes in Norway spruce in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 289, 409–415.
- Rönnerberg, J. and Jørgensen, B.B., 2000. Incidence of root and butt rot in consecutive rotations of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15, 210–217.
- Rosnev, B., 1976. The dynamics of sporulation of *Fomes annosus* (Fr.) Cke in Bulgaria. *Gorskostopanska Nauka* 13, 70–76.
- Schönhar, S., 1988. Zur Ausbreitung von *Heterobasidion annosum* in Fichtenbeständen. *Forst und Holz* 7, 156–158.
- Schönhar, S., 1995. Untersuchungen über die Infektion der Fichte (*Picea abies* Karst.) durch *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 166, 14–17.
- Siepmann Von, R., 1974. Zum Vorkommen von *Fomes annosus* (Fr.) Karst. im Boden von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.). *European Journal of Forest Pathology* 4(2), 74–88.
- Siepmann Von, R., 1976. Über die Infektion von Fichtenwurzeln (*Picea abies* Karst.) durch *Fomes annosus* (Fr.) Cke. *European Journal of Forest Pathology* 6(6), 342–347.
- Solheim, H., 1994. Infeksjon av rotkjuke på granstubber til ulike årstider og effekten av ureabehandling [Seasonal infection of *Heterobasidion annosum* on stumps of Norway spruce coating with urea]. *Rapp. Skogforsk* 3(94), 1–10.
- Stenlid, J., 1987. Controlling and predicting the spread of *Heterobasidion annosum* from infected stumps and trees of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2, 187–198.
- Stenlid, J., 1994. Regional differentiation in *Heterobasidion annosum*. In: Johansson, M. and Stenlid, J. (eds.). *Root and butt rots. Proceedings of the IUFRO Working Party*



- S2.06.01, Wik, Sweden and Haikko, Finland, August 1993. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, pp. 243–248.
- Stenlid, J. and Redfern, D.B., 1998. Spread within the tree and stand. In: Woodward, S., Stenlid, J., Karjalainen, R. and Hütermann, A. (eds.) *Heterobasidion annosum: Biology, Ecology, Impact and Control*. Wallingford: CAB International, pp. 125–141.
- Stenlid, J. and Wåsterlund, I., 1986. Estimating the frequency of stem rot in *Picea abies* using an increment borer. *Scandinavian Journal of Forest Research* 1, 303–308.
- Swedjemark, G. and Stenlid, J., 1993. Population dynamics of the root rot fungus *Heterobasidion annosum* following thinning of *Picea abies*. *Oikos* 66(2), 247–254.
- Tamminen, P., 1985. Butt-rot in Norway spruce in southern Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 127, 52 p.
- Thor, M., Arlinger, J.D. and Stenlid, J., 2006. *Heterobasidion annosum* root rot in *Picea abies*: Modelling economic outcomes of stump treatment in Scandinavian coniferous forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21(5), 414–423.
- Thor, M., Ståhl, G. and Stenlid, J., 2005. Modelling root rot incidence in Sweden using tree, site and stand variables. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20, 165–176.
- Vasaitis, R., Stenlid, J., Thomsen, I.M., Barklund, P. and Dahlberg, A., 2008. Stump removal to control root rot in forest stands. A literature study. *Silva Fennica* 42(3), 457–483.
- Vasiliauskas, R., Juška, E., Vasiliauskas, A. and Stenlid, J., 2002. Community of Aphyllophorales and root rot in stumps of *Picea abies* on clear-felled forest sites in Lithuania. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17, 398–407.
- Vasiliauskas, R. and Stenlid, J., 1998. Spread of S and P group isolates of *Heterobasidion annosum* within and among *Picea abies* trees in central Lithuania. *Canadian Journal of Forest Research* 28, 961–966.
- Vollbrecht, G. and Agestam, E., 1995. Modelling incidence of root rot in *Picea abies* plantations in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10, 74–81.
- Vollbrecht, G. and Jørgensen, B.B., 1995. The effect of stump treatment on the spread rate of butt rot in *Picea abies* in Danish permanent forest yield research plots. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10, 271–277.
- Woodward, S., Stenlid, J., Karjalainen, R. and Hütermann, A., 1998. *Heterobasidion annosum: Biology, Ecology, Impact and Control*. Wallingford: CAB International, 589 p.
- Yde-Andersen, A., 1962. Seasonal incidence of stump infection in Norway spruce by air-borne *Fomes annosus* spores. *Forest Science* 8(2), 98–103.
- Zālītis, P., 2006. *Mežkopības priekšnosacījumi*. Rīga: LVMI Silva, et cetera.
- Zycha, H., Dimitri, L. und Kliefoth, R., 1970. Ergebnis objektiver Messungen der durch *Fomes annosus* verursachten Rotfäule in Fichtenbeständen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 141, 66–73.
- Василяускас, А., 1989. Корневая губка и устойчивость экосистем хвойных лесов. Вильнюс: Мокслас, 175 с.
- Негруцкий, С.Ф., 1986. Корневая губка. Москва: Агропромиздат, 196 с.



# EVEN-AGED SPRUCE STANDS IN LATVIA – KNOWLEDGE AT THE END OF THE SECOND DECADE OF THE 21<sup>ST</sup> CENTURY

## *Summary*

Norway spruce is the second most widespread conifer tree species in Latvia. According to Latvian National Forest Inventory data (2013–2017), spruce stands comprise 597 thousand ha ( $\pm 2.47\%$ ) or 18.5 % of the total forest area ([www.silava.lv](http://www.silava.lv); according to forest definition – at least 0.1 ha large area with at least 1000 trees ha<sup>-1</sup>, able to reach the height of 5 m). The importance of spruce timber has been high during the recent past. Therefore, during the seventies and eighties of the previous century the establishment of spruce plantations was intensified in mesotrophic and eutrophic forests of Latvia. Spruce stands established by foresters differed significantly from the stands formed naturally in Latvia (in the southern part of the boreal zone). Even-aged spruce monocultures with fast juvenile growth rate are never formed naturally – for a prolonged time, spruce develops in the undergrowth, and afterwards – in the second layer, and only in the result of succession, it replaces the broadleaves as the dominant tree species of the stand.

Questions concerning the most rational management regime of initially highly productive but afterwards declining spruce stands have been raised repeatedly. Current Latvian legislation permits the final felling in Norway spruce stands where the trees of the dominant stand have reached the mean age of 81 years or the mean diameter of 31 cm. In cases of severe tree damage, the removal of the stand is possible in sanitary fellings, following certain procedures and criteria. In the beginning of this century, forest

scientists Pēteris Zālītis and Zane Lībiete developed and validated a methodology for the determination of the growth potential of Norway spruce, in order to identify problematic stands and enable their removal before the formal compliance with the sanitary felling criteria, thus facilitating efficient utilization of forest land and timber. This methodology was successfully integrated in the legislation.

When the proposal for 2014–2017 State Research Programme was prepared, the Latvian State Forest Research institute “Silava” (LSFRI Silava) offered to proceed with the development and clarification of knowledge concerning a topic still important for forest management – challenges and opportunities of even-aged spruce stand management. The proposal was supported by the forest sector, and a study within the of State Research Programme on even-aged spruce forests was started.

Within the scope of this study, we have attempted to clarify how the growth potential of Norway spruce has changed during 12 years, since the initial survey in the beginning of the century, and whether in 30–60 year old, initially overstocked spruce forests thinning may improve the growth of the residual stand.

The results of the repeated survey confirm further decline of the growth potential in young and middle-aged spruce monocultures. This decline is more pronounced in forests on dry mineral soils. In the Eastern part of Latvia the share of unpromising stands is considerably higher than in the western part of Latvia. The analysed compartments are mainly formed from overstocked young stands with overdue thinning, resulting in individual trees that are weakened by mutual competition for light, water and nutrients. In forests with this kind of management history the application of the current rotation age (81 years) will likely be a grave mistake; and the existing management regime should be altered, considering the ecological demands of Norway spruce as a shade tolerant tree species.

Historically, the technologies for establishment of even-aged spruce forests and their production forecasts were based on several assumptions. One of these was related to the prospect of obtaining additional wood resources from thinnings, and it was foreseen that thinning would improve the growth of the residual stand. Therefore, spruce stands were regenerated with high initial density – even 5–6 thousand trees ha<sup>-1</sup>. In part of the area, mainly on drained sites, pulpwood plantations with especially high initial density were established, with a goal to supply raw material

for the pulp industry, at that time operational in Latvia. Following the political changes as well as changes in the forest sector at the end of the 20<sup>th</sup> century, the code denoting compliance of the stand to the status of pulpwood plantation disappeared from the forest information systems, and these forests were included in the general management scheme.

Research on the structure of even-aged spruce stands and changes following thinning present evidence that a considerable part of the standing volume is contained within the suppressed stand – it is, on average, 16 %, and may reach even 70 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. To characterize the trees of thinned and unthinned stands across diameter classes, different parameter distributions were studied, and the *Weibul* 3-parameter distribution proved to be the most accurate. Also the normal distribution was found to sufficiently describe the actual distribution of trees in the diameter classes. In stands with overdue thinning, in cases when thinning intensity is below 25 %, no additional diameter increment is formed. Establishment of strip roads alone requires the thinning intensity of 20 %. Ten years after a high intensity thinning (more than 45 % of the standing volume), the stands have not yet reached the level of the previous standing volume, but their mean diameter is larger, thus ensuring the formation of additional increment in highly valuable individuals. In “risk free” environments, it is therefore possible to establish highly productive spruce forest even when performing overdue thinning in initially overstocked stands.

Currently, when economic principles are increasingly taken into account in forest planning, Norway spruce may be considered a cost-effective species for forest regeneration. Knowledge of the establishment of spruce stands is especially important in the light of the concept of the target diameter, included in Latvian forestry legislation and motivating forest owners to intensify management in order to gain profits earlier. Thus, the forest owner theoretically has an opportunity to plant spruce, grow valuable timber and perform the final felling in his stand within his lifetime, which is impossible if only the rotation age is considered. As Norway spruce is a fast-growing tree species in its youth, provided that it has optimal environmental parameters, currently in mesotrophic site types (*Myrtillosa*, *Hylocomiosa*, *Myrtillosa* mel. and *Myrtillosa* turf. mel.), forest regeneration with Norway spruce should be considered a better option than regeneration with Scots pine. Private forest owners, including forest management companies with

foreign investors, increasingly prefer forest regeneration with Norway spruce.

Regardless of the advantages that cultivation of even-aged Norway spruce stands presents for contemporary forestry, there are certain associated risks as well. In scientific research forests, long-term sample plots have been established in the previous century, and these plots historically have served a dual purpose. Initially, they were used to demonstrate the outstanding growth and productivity of spruce plantations, including the effects of various thinning regimes. Currently, forest phytopathologists are occupied, striving to explain the loss of vitality and decline of these stands. In practical forest management, the question of the most suitable tree species for forest regeneration after sanitary clearfelling of even-aged spruce stands is increasingly pertinent.

Economic analysis of management alternatives for initially overstocked, even-aged Norway spruce forests has demonstrated that it is possible to establish productive stands if thinning is carried out, even though it is overdue. In “risk free” environments, both the standing volume of valuable timber and the financial indicators are higher in the case of thinning. Even in the case of root rot infection, even if the stand has to be removed in a sanitary felling later, thinning once or twice is a better alternative than no thinning at all.

In higher risk conditions, recommendations are less explicit, as the decision also depends on the risk perception of the decision maker. Moreover, owners of small forest areas have the opportunity to adapt to seasonal and yearly changes in prices, selling the timber when the prices are higher than the long-term average value.

Results of tree breeding experiments prove that the mean tree diameter and also the share of valuable timber is considerably higher in stands with very low initial density (400 trees ha<sup>-1</sup>), compared to plantations with high initial density (3300 trees ha<sup>-1</sup>) and mean values from the forest inventory data. Heredity (or clonal identity) has a statistically significant influence on radial growth, and individual stands may already reach target felling diameter at the age of 42 years. At the same time, the total standing volume in low-density plantations was considerably (by 34 %) lower than in dense plantations at the age of 50 years. Net present value in both plantations was similar if a 5 % interest rate was used for investments in regeneration and tending. The results of the study suggest

that the currently recommended planting density could be reduced, and its optimal value calculated, based on developed growth models and risk forecasts. Resources should be allocated to the wider use of vegetatively propagated high quality genotypes of Norway spruce.

Historically, the planting of even-aged Norway spruce stands was promoted by the excessive population size of large herbivores, mainly elk. Damage to young spruce stands was lower, therefore pure spruce stands were established also in mesotrophic sites, where pure pine stands or at least mixed pine-spruce stands should have been planted.

After massive windthrows at the end of 1960's, large forest areas needed to be renewed, and there is a possibility that due to the lack of local spruce reproductive material some areas may have been regenerated using Norway spruce material, imported from the southern regions of the former USSR. Genetic analyses were applied to test whether this possible "import" influenced the low growth potential of spruce stands. It was, however, confirmed that imported genetic material has not been used in the stands that now are considered unpromising. We found that on average 7.2–7.8% individuals originate from the refugia of Eastern Carpathians both in naturally regenerated (Moricsala and Rēzekne forest genetic resource stands) and in planted Norway spruce stands. There are no significant differences in genetic diversity between promising and unpromising stands, these differences comprise only 3% and are related to the geographic location of the stands, rather than their vitality. Future use of spruce planting material from seed orchards for regeneration of even-aged stands will ensure high genetic diversity, and no differences in genetic diversity between seed or mast years were detected.

Within the scope of this study, an experimental plantation with different tree species and their combinations was established in an area where an even-aged Norway spruce stand was removed in sanitary felling, to serve as a research site and demonstration object for the challenges of forest regeneration in the future. The first evaluation and measurements have been carried out in this plantation. To provide the knowledge necessary for intensified forest management in the future and for promotion of Norway spruce in forest regeneration, a study on the growth of initially sparse stands was carried out, where the effects of tree breeding and genetics were also analysed. The best regeneration success



was that of birch – high survival rates and stable height increments were observed during the first years of growth. The survival rate of Norway spruce was higher, when planted four years after felling, compared to the comparatively lower regeneration success if planting was carried out in the second year after felling.

Scientists at the LSFRI Silava continue to accumulate knowledge pertaining to the distribution of root rot in even-aged spruce forests on peat soils. The obtained information on the biology of the fungus will help to understand and to control root rot in the commercial forests. In case of infection, it is the duty of foresters to reduce the economic losses and to limit the spread of the infection and, most importantly, to prevent the development of new infection centres in previously healthy stands. In spruce stands with no *Heterobasidion* infection, it is necessary to prevent the primary infection via spores, treating fresh stems and also critically assessing the need for thinning. In already infected stands, the rotation age should be reduced, and regeneration with broadleaf species or removal of infected stumps should be considered.

The coordinator of the State Research Programme study “Growth potential of even-aged spruce stands in fertile forest ecosystems” is personally grateful to research topic leaders Zane Lībiete, Dagnija Lazdiņa, Jānis Donis, Tālis Gaitnieks, Āris Jansons and Dainis Ruņģis and to all colleagues involved in the practical implementation of the study during these four years. We offer our most sincere gratitude to the leader of the research programme Bruno Andersons for his patience, as well as to the Administration of Studies and Research, for granting the scientists and research administrators the opportunity of productive and tireless work, unburdened by excessive and meaningless bureaucratic procedures. This kind of attitude is a pleasant exception in present circumstances. In the name of project participants, we wish the Administration to continue to work in this manner, thus promoting the advance of free scientific thought in Latvia.

*Jurģis Jansons,*  
*Doctor of Forest Science, research coordinator*



Latvijas Valsts mežzinātnes institūts “Silava”

Rīgas iela 111, Salaspils, Salaspils novads

Tālr.: 67942555

E-pasts: [inst@silava.lv](mailto:inst@silava.lv)

[www.silava.lv](http://www.silava.lv)

Vāka dizains: SIA “Latgales druka”

Iespiests: SIA “Latgales druka”

Baznīcas iela 28, Rēzekne

Tālr./fakss: 64625938