

AKCIJU SABIEDRĪBAS „LATVIJAS VALSTS MEŽI” UN
LATVIJAS VALSTS MEŽZINĀTNES INSTITŪTA „SILAVA”

ZINĀTŅIETILPĪGĀ
LĪGUMDARBA

**SAKŅU TRUPES IZPLATĪBU IEROBEŽOJOŠO
FAKTORU IZPĒTE**

STARPATSKAITE

IZPILDĪTĀJS: LATVIJAS VALSTS MEŽZINĀTNES INSTITŪTS „SILAVA”

PROJEKTA VADĪTĀJS: TĀLIS GAITNIEKS, VADOŠAIS PĒTNIEKS, MEŽZINĀTŅU DOKTORS

T. Gaitnieks

2012

SATURS

KOPSAVILKUMS	5
Darba uzdevumi	7
Celmu izstrāde	9
1. Celmu izstrādes izmēģinājumi	10
1.1. Ievads.....	10
1.2. Izmēģinājumu objekti un darba metodika	15
1.2.1. Izmēģinājumu objekti.....	15
1.2.2. Koksnes paraugu ievākšana	16
1.2.3. Augsnes raksturošana un augsnes paraugu ievākšana turpmākajām analīzēm izvēlētajos parauglaukumos	17
1.2.4. Izmantotā tehnika	18
1.2.5. Celmu izstrādes metodes raksturojums	21
1.2.6. Darba laika uzskaitē	23
1.2.7. Datu apstrāde.....	25
1.3. Rezultāti un to analīze	29
1.3.1. Pētījumu objektu raksturojums.....	29
1.3.2. Celmu izstrādes darba ražīgums.....	39
1.3.3. Celmu izstrādes izmaksas.....	45
1.4. Ieteikumi darba metožu pilnveidošanai.....	48
1.5. Secinājumi par celmu izstrādes izmēģinājumu rezultātiem	50
1.6. Objektu kartes.....	52
1.7. Augsnes agroķīmisko analīžu rezultāti.....	57
2. Sakņu trupi izraisošo sēņu noteikšana celmu izstrādes eksperimentā	62
2.1. Pētījuma objekti.....	62
2.2. Koksnes paraugu ievākšana un analīze	62
Sakņu trapes izplatību ierobežojošo faktoru izpēte	64
3. <i>Heterobasidion annosum</i> s.l. infekcijas novērtējums klinškalnu priedes stādījumos	65
3.1. Materiāls un metodes.....	65
3.1.1. Empīriskā materiāla raksturojums.....	65
3.1.2. Lauku darbu metodika.....	66
3.1.3. Kamerālo darbu metodika	66

3.2.	Rezultāti.....	67
3.2.1.	<i>H. annosum</i> genotipu analīze Vidusdaugavas mežsaimniecībā ierīkotajā parauglaukumā.....	67
3.2.2.	<i>H. annosum</i> augļķermeņu sastopamības novērtējums.....	72
	2012.....	72
3.2.3.	<i>P. contorta</i> eksperimentālais stādījums Ziemeļkurzemes mežsaimniecībā, Usmas iecirknī.....	72
3.3.	Secinājumi.....	73
4.	<i>H. annosum</i> s.l. micēlija augšanas ātruma novērtējums pēc bazīdijsporu (S un P grupa) un konīdijsporu infekcijas.....	75
4.1.	Metodika.....	75
4.2.	Rezultāti.....	76
4.3.	Secinājumi.....	78
5.	Mazo dimensiju celmu uzņēmība pret <i>H. annosum</i> s.l. bazīdijsporu infekciju ..	79
5.1.	Metodika.....	79
5.2.	Rezultāti.....	80
5.3.	Secinājumi.....	81
6.	Sakņu piepes <i>Heterobasidion annosum</i> s.l. augļķermeņu attīstības dinamika uz lielu dimensiju mežizstrādes atliekām ..	82
6.1.	Metodika.....	82
6.2.	Rezultāti.....	83
6.2.1.	<i>H. annosum</i> augļķermeņu attīstība dažādos meža tipos.....	83
6.2.2.	<i>H. annosum</i> augļķermeņu veidošanās atkarībā no mizas bojājumiem.....	88
6.2.3.	Augļķermeņu veidošanās uz trupējušiem celmiem.....	92
6.2.4.	Sēņu daudzveidība uz mežā atstātām trupējušām lielu dimensiju mežizstrādes atliekām ..	94
6.3.	Secinājumi.....	96
7.	Sakņu trupi izraisīto sēņu sastopamība mākslīgi atjaunotās priežu jaunaudzēs ..	98
7.1.	Secinājumi.....	102
8.	<i>H. annosum</i> izplatība dažāda vecuma egļu audzēs nosusinātos āreņos un kūdreņos ..	103
8.1.	Empīriskā materiāla raksturojums.....	103
8.2.	Lauku darbu metodika.....	106

8.3.	Kamerālo darbu metodika	107
8.4.	Rezultāti.....	108
9.	<i>Phlebiopsis gigantea</i> augļķermeņu sastopamības novērtējums.....	109
9.1.	Metodika.....	109
9.2.	Rezultāti.....	110
9.3.	Secinājumi	113
10.	Egļu un priežu stādu mākslīgā inficēšana ar sakņu piepi.....	114
10.1.	Metodika.....	114
10.1.1.	Stādiņu sagatavošana mikorizas morfotipu noteikšanai.....	116
10.1.2.	<i>H. annosum</i> s.l. sugas noteikšana.....	117
10.1.3.	Genotipu noteikšana.....	117
10.2.	Rezultāti.....	118
10.2.1.	<i>H.annosum</i> s.l. attīstība <i>P.abies</i> koksņē.....	120
10.2.2.	<i>H.annosum</i> s.l. attīstība <i>P.sylvestris</i> koksņē.....	121
10.2.3.	Stādmateriāla izcelsmes reģiona ietekme uz <i>Heterebasidion annosum</i> s.l. attīstību	122
10.3.	Secinājumi	124
11.	Secinājumi	125
12.	Literatūras saraksts	127
13.	Pielikumi	131
1.1	pielikums. Zemsegas augu sastāva raksturojums atcelmošanai paredzētajās platībās.....	132
1.2.	pielikums. Pētījumu metodikas aprobācija par celmu izvākšanas nozīmi bezmugurkaulniekiem.....	135
1.3.	pielikums.....	191
1.4.	pielikums.....	192
1.5.	pielikums.....	194
1.6.	pielikums.....	196

KOPSAVILKUMS

Celmu mērījumu rezultāti liecina, ka nepastāv sakarība starp celmu caurmēru un celmu skaitu vizuāli identificējamiem trupes radītiem bojājumiem. Celmu raušana bija apgrūtināta platībās ar augstu gruntsūdens līmeni, kur būtiski vairāk laika patērēja celmu atbrīvošanai no augsnes. Šādās platībās celmu izstrādi lietderīgi veikt ziemā, kad augsnes virskārta ir sasalusi.

Celmu izstrādes darba ražīgums ar abiem pētījumā izmantotajiem agregātiem būtiski neatšķīrās (vidēji 0,37 stundas produktīvā darba laika uz 1 tonnu biomasas sausnas). Darba ražīgumu ietekmē operatora pieredze agregāta pozicionēšanā celmu izstrādes procesā. Celmu raušanas kausam MCR-500 ir darba ražīguma paaugstināšanas potenciāls, nodrošinot normālu darba spiedienu pretņa cilindrā. Dažādu dimensiju celmu izstrādes darba ražīguma rezultāti liecina, ka visām koku sugām palielinās darba laika patēriņš, pārrēķinot uz biomasas vienību, ja celma diametrs ir mazāks par 20 cm, tāpēc šādus celmus turpmāk ieteicams atstāt cismā, ja netiek gūti pierādījumi, ka tie veicina sakņu trupī izraisīto sēņu izplatību. Raujot trupējušus celmus, īpaši lielus celmus, darba ražīgums palielinājās (vidēji par 14 %), taču jāņem vērā, ka trupējušiem celmiem nereti ir tukši vidi, bet saknes notrūkst augstāk, tāpēc faktiskais iegūtās biomasas daudzums var būt mazāks. Pretēji agrāk Latvijā veiktajiem pētījumiem par celmu izstrādi, izmēģinājumos konstatēts, ka vairāku celmu vienlaicīga raušana, izvēloties raušanai celmu grupas visresnāko celmu, samazina darba ražīgumu.

P. contorta eksperimentālajos stādījumos Vidusdaugavas mežsaimniecībā inficētība 2 gadu laikā pieaugusi no 7,9% līdz 9,1%. *Pinus contorta* var. *latifolia* provenienci Summit Lake raksturo lielākas rezistences spējas pret *H. annosum* izraisīto sakņu trupī. Analizējot *H. annosum* s.l. attīstību *P. sylvestris* un *P. contorta* koksnē, secināts, ka *H. annosum* s.l. augšanas ātrums (gan micēlija attīstība no konīdijsporām, gan bazīdijsporām) vertikālā virzienā *P. contorta* koksnē ir lielāks, salīdzinot ar *P. sylvestris* koksnī.

Divus gadus pēc trupējušu *Picea abies* mežizstrādes atlieku atstāšanas mežā, Kp meža tipā konstatēts vislielākais jauno, aktīvi sporulējošo augļķermeņu daudzums ($1242 \text{ cm}^2/\text{m}^3$), pēc trīs gadiem jauno augļķermeņu daudzums Kp meža tipā samazinās ($914 \text{ cm}^2/\text{m}^3$). Dm savukārt vislielākais augļķermeņu daudzums novērots 3. gadā – $1197 \text{ cm}^2/\text{m}^3$ koksnes. Atliekām ar mizas bojājumiem trīs gadu laikā veidojušies vidēji 1,7 reizes vairāk augļķermeņu nekā uz atliekām bez mizas bojājumiem. Visbiežāk konstatētās sēņu sugas uz trupējušām lielu dimensiju atliekām un celmiem bez *H. annosum* s.l. ir *Armillaria* spp. un *P. gigantea*.

Izvērtējot maza diametra skujkoku celmu nozīmi sakņu piepes izplatībā, secināts, ka no ievāktajām 394 priežu ripām inficētas bija 53 (13,6%), bet no 160 egļu – 43 (26,9%). Apsekotajās 10 priežu jaunaudzēs konstatēti 2-12 ar *H. annosum* s.l. inficēti koki, sakņu piepes augļķermeņi atrasti sešās jaunaudzēs. Liels kaltsušo koku īpatsvars novērots audzēs, kur 2010. gadā konstatēti *Armillaria* sp. augļķermeņi. Visos apsekotajos novērots parauglaukumos konstatēta *Lophodermium* sp.

Lai būtu iespējams veikt krājas papildus pieauguma izmaiņu novērtējumu ar *H. annosum* s.l. inficētiem kokiem līdz šim apsekoti 16 parauglaukumi, kuros konstatēta *H. annosum* s.l. infekcija. Urbumu skaidiņas ievāktas no 2068 augošiem un 257 kaltsušiem kokiem Kp, Ks un As meža tipos. *H. annosum* infekcija konstatēta 228 augošiem un 98 kaltsušiem kokiem.

Novērtējot *Phlebiopsis gigantea* augļķermeņu sastopamību 6 objektos (katrā apsekojot 100 celmus), kur 2010. gadā atzīmēta kvalitatīva celmu apstrāde ar bioloģisko preparātu „Rotstop”, secināts, ka tikai 2 -10% apsekoto celmu izveidojušies sēnes augļķermeņi un dabiskā *P. gigantea* aizstāj preparāta „Rotstop” sastāvā esošo *P. gigantea* otrajā gadā pēc celmu apstrādes.

Piecus gadus vecas egles ir uzņēmīgākas pret sakņu trapes izraisītāju – sakņu piepi (inficējušās 98 - 100% no inokulētajām eglēm), salīdzinot ar četrus gadus vecām priedēm (infekcija attīstījusies 78 - 97% no analizētajiem priežu stādiem). Salīdzinot 5 analizētās priežu proveniencas, Sāvienas sēklu plantācijas stādmateriāls atzīmējams kā rezistentākais. No darbā analizētajām 6 egļu proveniencēm Jēkabpils un Zaubes sēklu mežniecībā ievāktais stādmateriāls uzrādīja augstāko rezistenci pret *H.annosum* s.l.

DARBA UZDEVUMI

Saskaņā ar projekta uzdevumiem 2012. gadā (Vienošanās pie 2011.gada 13. aprīļa līguma Nr. 5.5.-5.1/000s/101/11/12 Par pētniecības pakalpojumu sniegšanu) 2. etapā no 2012. gada septembra līdz 2012. gada 30. decembrim bija paredzēti sekojoši darba uzdevumi:

1. Piecos objektos uzmērīt visus par 20 cm resnākus celmus.
2. Analizēt datus par celmu virszemes daļas biomasu (celma H un D) celmu izstrādei paredzētajās platībās.
3. Izstrādāt metodiku celmu izstrādes darba ražīguma noteikšanai.
4. Veikt darba ražības hronometrāžu celmu izstrādes eksperimentālajās platībās.
5. Novērtēt darba ražīgumu, veicot izstrādāto celmu pievešanu uz augšgala krautuvi.
6. Veikt darba ražības hronometrāžas celmu aizvākšanas un pievešanas (līdz uzglabāšanas vietai) procesā.
7. Novērtēt augsnē palikušo sakņu daudzumu un uzmērīt to diametru pēc celmu izraušanas.
8. Salīdzināt augsnē palikušo sakņu dimensijas atkarībā no celma diametra, celma trupējuma pakāpes un augsnes parametriem.
9. Izstrādāt metodiku augsnes sagatavošanas kvalitātes noteikšanai.
10. Raksturot augsnes sagatavošanas kvalitāti 5 objektos 2 atkārtojumos, izmantojot meža arklu (atcelmotajā un kontroles daļā).
11. Izstrādāt metodiku lizimetru un nokrišņu savācēju uzstādīšanai atcelmotajās platībās.
12. Uzstādīt 30 vakuuma lizimetrus un 15 nokrišņu ūdens savācējus.
13. Ievākt papildus koksnes paraugus klinškalnu priedes provenienču stādījumos Zvirgzdē (1 objekts, 3 proveniences).
14. Salīdzināt genotipu izplatību robežas, analizējot 2010./11. gadā ievākto empīrisko materiālu.
15. Ierīkot eksperimentu *H.annosum* augšanas ātruma novērtēšanai klinškalnu priedes koksnē (45 blukšīši).
16. Salīdzināt *H.annosum* micēlija augšanas ātrumu pēc bazīdijsporu (S un P grupa) un konīdijsporu infekcijas; izvērtēt iegūtos rezultātus salīdzinājumā ar eksperimentālajos stādījumos iegūtajiem rezultātiem.
17. Pārbaudīt mazo dimensiju celmu ($\varnothing < 10$ cm) uzņēmību pret *H.annosum* bazīdijsporu infekciju. Katrā objektā vismaz 40 koki; ripas no katra celma tiek analizētas 2 reizes – pirms eksperimenta uzsākšanas un 2 mēnešus pēc eksperimenta ierīkošanas.

18. Ierīkot eksperimentu egļu un priežu jaunaudzēs, salīdzinot *H.annosum* infekcijas izplatības dinamiku (8 objekti, vismaz 800 ripas).
19. Analizēt *H.annosum* augļķermeņu attīstības dinamiku saistībā ar citu koksni noārdošo sēņu klātbūtni.
20. Atkārtoti uzmērīt *H.annosum* augļķermeņus uz mežā atstātām lielu dimensiju mežizstrādes atliekām – 39 atliekas Dm meža tipā un 119 Kp meža tipā.
21. Identificēt *Lophodermium* ģints sēnes, kā arī analizēt *Heterobasidion* sp. bioloģiju priežu jaunaudzēs.
22. Pārbaudīt *Heterobasidion annosum*, *Armillaria* sp. kā arī *Lophodermium* sp. sastopamību atjaunotajās priežu jaunaudzēs (vismaz 10 objektos).
23. Ievākt koksnes urbumu skaidiņas pirms eksperimenta ierīkošanas, lai varētu izdalīt inficētos un veselos kokus, kā arī, veicot koku kartēšanu, iezīmēt sēnes genotipu robežas; salīdzināt krājas papildus pieauguma izmaiņas ar *H.annosum* inficētiem kokiem.
24. Ievākt empīrisku materiālu dažāda vecuma egļu audzēs Dm, Ap, As, Kp, Ks meža tipos no veseliem un ar *H.annosum* inficētiem kokiem vismaz 10 objektos. Katram kokam 4 urbumu skaidiņas, katrā audzē vismaz 30 veseli un 30 inficētie koki.
25. Pamatojoties uz iepriekšējos gados iegūtajiem rezultātiem (analizējot celmu apstrādes kvalitāti), novērtēt sēnes *Phlebiopsis gigantea* augļķermeņu attīstību un noteikt izdalīto sēnes izolātu piederību Rotstop genotipam.
26. Pārbaudīt *Phlebiopsis gigantea* augļķermeņu sastopamību un ievākt koksnes paraugus no celmiem ar *P.gigantea* augļķermeņiem kopšanas cirtēs, kurās pielietots bioloģiskais augu aizsardzības līdzeklis Rotstop (vismaz 6 objektos, katrā no izvēlētajiem objektiem apsekojot 100 celmus).
27. Analizēt iegūtos rezultātus par *H. annosum* micēlija attīstību dažādas izcelsmes egļu un priežu stādos – 2011. gada eksperiments, lai novērtētu stādmateriāla rezistenci pret sakņu piepi¹.
28. Veikt zemsegas ķērpju sastāva raksturojumu 5 izmēģinājumu objektos².
29. Veikt pētījumu metodikas aprobāciju par celmu izvākšanas nozīmi bezmugurkaulniekiem³.

¹ darba uzdevums, kas nebija iekļauts 2011. gada atskaitē.

² papildu darba uzdevumi 2012. gadā.

³ papildu darba uzdevumi 2012. gadā

CELMU IZSTRĀDE

1. CELMU IZSTRĀDES IZMĒĢINĀJUMI

1.1. Ievads

Pirmie zinātniskie pētījumi par celmu izmantošanu biokurināmā sagatavošanai un par celmu izstrādes ietekmi uz meža atjaunošanos Latvijā veikti 19. gadsimta otrajā pusē (Bode 1840). Pēc neatkarības iegūšanas 20. gadsimta aktualizējās energoneatkarības jautājumi un mežsaimnieki atgriezās pie celmu izstrādes un ar to saistīto meža atjaunošanas problēmu risināšanas. Tāpat kā tagad, arī toreiz pastāvēja pretēji viedokļi; piemēram, O. Ceichners uzskatīja, ka celmu spridzināšana sekmē barības vielu izskalošanos un augsnes eroziju, tāpēc ieteica valsts mežos neveikt celmu izstrādi (Ceichners 1929). Tajā pat laikā viņš un citi pētnieki atzina, ka celmu izstrāde sekmē dabisko atjaunošanos priežu mežos un neatstāj negatīvu ietekmi uz nākamās aprites augiem (Vasiļevskis 2007). K. Lange bija viens no aktīvākajiem celmu izmantošanas aizstāvjiem un uzskatīja celmu atstāšanu cirsmās satrūdēšanai mazmežainos rajonos par nepareizu (Lange 1925). Pirms 2. Pasaules kara neatkarīgajā Latvijā gada laikā sagatavoja 7-30 tūkst. m³ celmu malkas gadā. 1939. gadā celmu malkas gatavošanai ieteica izmantot visas kailcirtes. Tajā laikā celmus ieguva ar spridzināšanas metodi, vai, izmantojot šim nolūkam konstruētas sviras. Vidējā celmu izstrādes norma bija 2-2,5 steri vai 1,6-2 m³ dienā (Vasiļevskis 2007).

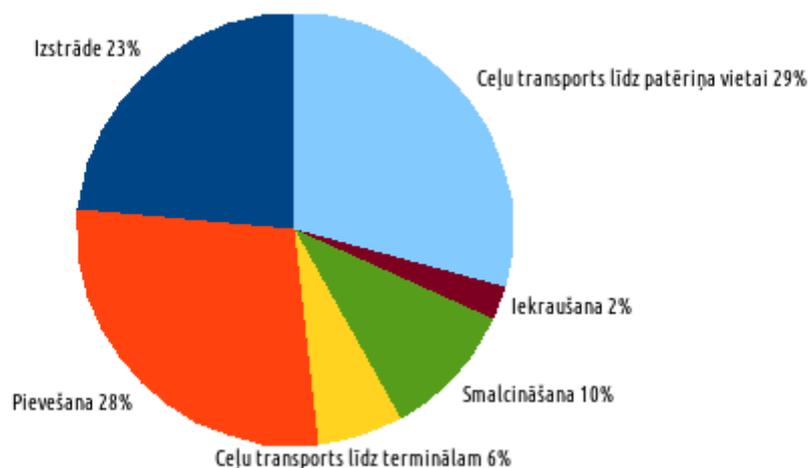
Pēc neatkarības atgūšanas celmu koksne ilgstoši nenonāca mežsaimniecības praktiķu interešu lokā, jo bija pieejami lētāki koksnes resursi (malka, kokrūpniecības atliekas, mežizstrādes atliekas), taču, pieaugot pieprasījumam un palielinoties kurināmā cenai, interese par celmu koksni kā vērtīgāko biokurināmā veidu alternatīvu pieauga (Lazdiņš 2006). Pētījumi par celmu izstrādes iespējām galvenajā cirtē veikti 2006. gadā sadarbībā Zviedrijas mežzinātnes institūtu Skogforsk. Šajos pētījumos celmu izstrādei izmantoja kāpurķēžu ekskavatoru ar specializētu kausu. Celmu izstrādes darba ražīgums bija 10,4 m³ stundā, attiecīgi, 40 reizes lielāks, nekā pirms 60 gadiem (Andis Lazdiņš and Magnus Thor 2009), tomēr joprojām saglabāja aktualitāti jautājums par celmu izstrādes ietekmi uz meža atjaunošanas gaitu.

Saskaņā ar pētījumu rezultātiem teorētiskais ikgadējais celmu kurināmā potenciāls Latvijā ir 1 606,6 tūkst. tonnas, tajā skaitā 958,3 tūkst. tonnas pieejamas tehnoloģiski. Saglabājoties mežizstrādes apjomam vidēji 10 milj. m³ gadā un patreizējam galvenās cirtes īpatsvaram, katru gadu celmu izstrādi var veikt līdz 35,8 tūkst. ha lielā platībā. Vidējā celmu koksnes krāja ir 26,7 tonnas ha-1 (Adamovičs et al. 2009). Celmu īpatsvars mežizstrādē un meža kopšanā tehnoloģiski pieejamajā biokurināmā ir 33 % (Att. 1).



Att. 1: Celmu biomasa, salīdzinot ar pārējiem meža biokurināmā veidiem (Adamovičs et al. 2009).

Saskaņā ar 2008. gadā veikta darba ražīguma pētījuma rezultātiem (Lazdinš, Henrik Von Hofsten, Lazdiņa, and Valentīns Lazdāns 2009) darba laika patēriņš visu tehnoloģiski pieejamo celmu koksnes resursu ieguvei un piegādei būtu 787 tūkst. stundas produktīvā darba laika (Att. 2). Pieņemot, ka darba laika izmantošanas lietderīguma koeficients ir 80 %, visu tehnoloģiski pieejamo celmu resursu apguvei gadā nepieciešams gandrīz 1 milj. darba stundu. Celmu izstrāde aizņem 23 % no darba laika.



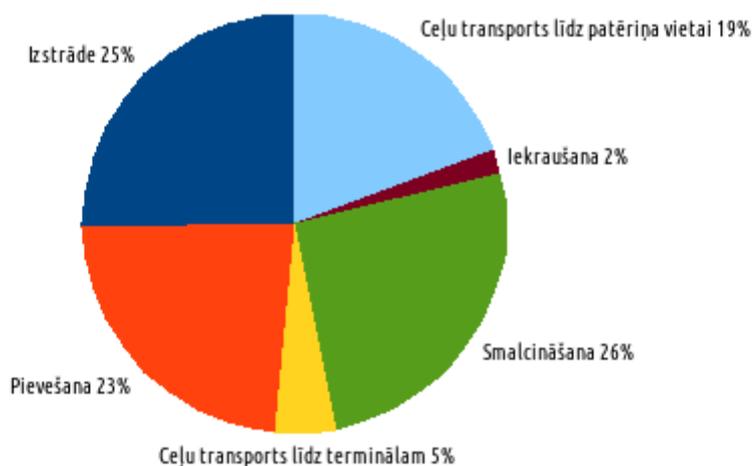
Att. 2: Darba laika patēriņa sadalījums celmu biokurināmā sagatavošanai un piegādei (Adamovičs et al. 2009).

Tehnoloģiski pieejamo celmu resursu ieguvei nepieciešamas vismaz 230 jaunas tehnikas vienības, kas būtu nodarbinātas uz pilnu slodzi celmu izstrādē, tajā skaitā vismaz 53 ekskavatori, kas aprīkoti ar specializētiem celmu izstrādes kausiem. Mašīnu apkalpošanai būtu nepieciešami vismaz 693 kvalificēti operatori (Tab. 1). Reālos darba apstākļos, kad tehnikas izmantošanas efektivitāte nav simtprocentīga, faktiskais nepieciešamās tehnikas vienību un operatoru skaits būs par 20-30 % lielāks.

Tab. 1 Celmu izstrādei nepieciešamās tehnikas un cilvēkresursu aprēķini (Adamovičs et al. 2009)

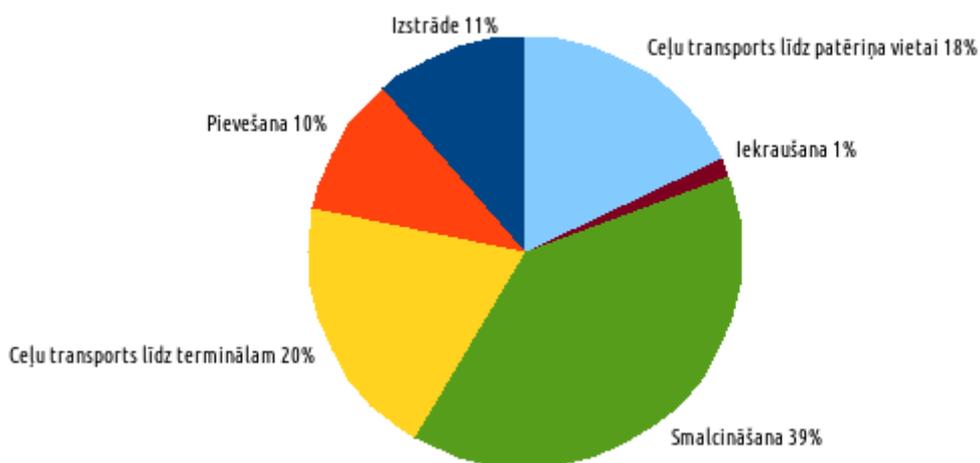
Nr.	Resursu veids	Celmi galvenajā cirtē
Tehnika		
1.	Izstrāde	53
2.	Pievešana	64
3.	Ceļu transports līdz terminālam	15
4.	Smalcināšana	25
5.	Iekraušana	6
6.	Ceļu transports līdz patēriņa vietai	67
Operatori		
1.	Izstrāde	160
2.	Pievešana	193
3.	Ceļu transports līdz terminālam	45
4.	Smalcināšana	74
5.	Iekraušana	19
6.	Ceļu transports līdz patēriņa vietai	202
	Operatoru skaits kopā:	693

Kopējās tehnoloģiski pieejamo celmu resursu ražošanas un piegādes izmaksas būtu 27,6 milj. LVL gadā, neskaitot peļņu, vadības izmaksas un citus pieskaitāmos izdevumus (Adamovičs et al. 2009). Celmu izstrāde saskaņā ar agrāk veiktu pētījumu rezultātiem ir 25 % no kopējām biokurināmā sagatavošanas un piegāžu izmaksām (Att. 3).



Att. 3: Celmu biokurināmā ražošanas izmaksu sadalījums (Lazdiņš, Henrik Von Hofsten, Lazdiņa, and Valentīns Lazdāns 2009).

CO₂ emisiju pieaugums ražošanas un transporta sektorā, veicot visu tehnoloģiski pieejamo celmu izstrādi un piegādi vidēji 50 km attālumā, gadā būtu 99 tūkst. tonnas CO₂ (Adamovičs et al. 2009). Tomēr šīs emisijas ir tikai nepilni 6 % no oglekļa, kas tiktu piegādāts patērētājam biokurināmā veidā (Andis Lazdiņš and Henrik Von Hofsten 2009). Visvairāk emisiju veidojas smalcināšanas procesā, tāpēc būtisku emisiju samazinājumu var panākt, aizstājot ar dīzeļdzinējiem darbināmus drupinātājus ar elektriskajiem drupinātājiem. Izstrāde rada 11 % no kopējām ražošanas procesa emisijām (Att. 4).



Att. 4: CO₂ emisiju sadalījums celmu biokurināmā ražošanas un piegāzu procesā (Andis Lazdiņš and Henrik Von Hofsten 2009).

Lai veicinātu meža atjaunošanās procesu atcelmotās platībās, LVMI Silava sadarbībā ar eksperimentālo iekārtu ražošanas uzņēmumu SIA Orvi 2011. gadā izstrādāja celmu raušanas kausu MCR-500, kas vienlaicīgi spēja gan izraut un saplēst celmu, gan sagatavot stādvietas nākamajai meža paaudzei. Meža atjaunošanas izmēģinājumi ar MCR-500 kausu ierīkoti 2011. gada rudenī Ogres novadā SIA "Rīgas meži" apsaimniekotajos mežos.

1.2. Izmēģinājumu objekti un darba metodika

1.2.1. Izmēģinājumu objekti

Pētījuma ietvaros identificēti 5 pētījumu objekti (Tab. 1) Rietumvidzemes, Ziemeļkurzemes, Zemgales un Vidusdaugavas mežsaimniecībās. Pētījumu objektu izvēlei apsekotas 36 egļu cirsmas visā Latvijas teritorijā. Parauglaukumu ierīkošanai izraudzīti nogabali, kuros pēc sākotnējā novērtējuma vismaz 50 % no celmiem ir trupējuši un nav izveidojies apšu atvasājs, kas vēlāk traucētu izmēģinājumu rezultātu uzskaiti. Katrā izmēģinājumu objektā ierīkoti 2 parauglaukumi atcelmošanas izmēģinājumu veikšanai, tajā skaitā 1 kontroles parauglaukums un 1 parauglaukums atcelmošanai. Katra parauglaukuma platība ir vismaz 0,5 ha. Fiziskās parauglaukumu robežas nav nospraustas, pieņemot, ka atcelmošanu plānos atbilstoši nogabala konfigurācijai, neņemot vērā parauglaukumu robežas. Starp atcelmoto un kontroles parauglaukumu meža atjaunošanas izmēģinājumiem atstās buferjoslu, ko veido vismaz 10 m plata atcelmota un 10 m plata neatcelmota josla. Atcelmoto parauglaukumu uzskaites veikšanai ierīkos tā, lai tam visās pusēs būtu vismaz 10 m plata atcelmota josla.

Tab. 2 Identificētie pētījumu objekti

Atslēga	Platība	Saimniecība	SUG kods	AAT saīsinājums	NRI vecuma desmitgade	NRI formula
65-03-07-410-58-34	1.7	Vēru I R-Vidzemes MS	3	Dm	11	8E103 1B83 1P83
82-04-07-714-188-9	2	Abavas I Z-Kurzemes MS	3	Vr		
82-05-07-712-437-8	3.4	Mērsraga I Z-Kurzemes MS	3	Dm	10	6E4P 97
83-05-07-603-326-8 ⁴	1.7	Tukuma I Zemgales MS	3	Vr	9	6E3B1P 87
83-05-07-603-326-7	1.4	Tukuma I Zemgales MS	4	Vr	9	5B4E1P 87
80-29-07-501-360-9	3	Valsts mežs	3	Dm	10	6E3P1B 98

Objektu kartes dotas nodaļas noslēgumā.

⁴ Iezīmētie nogabali veido 1 izmēģinājumu objektu.

1.2.2. Koksnes paraugu ievākšana

Visos izmēģinājumu objektos 2011. gadā un, atkārtoti, 2012. gadā 2 atkārtojumos ar Preslera svārpstu ievākti koksnes paraugi patogēno sēņu laboratoriskai identificēšanai. Vienlaicīgi iezīmētas visu, potenciāli, trupējušo celmu ģeogrāfiskās koordinātes un veikta celmu marķēšana (numurēšana). Ņemot koksnes paraugus, noteiktas arī celmu dimensijas (augstums, caurmērs) un koku suga. Uzskaitē ietverti visi celmi, kas resnāki par 10 cm un kuriem konstatētas trupes pazīmes. Potenciāli veselos celmus atcelmošanai paredzētajos parauglaukumos mērīti tieši pirms celmu izstrādes. Kopā no 1208 celmiem ievākti 4832 koksnes paraugi, tajā skaitā puse 2012. gadā. Trupes bojāto celmu raksturojums, no kuriem ievākti paraugi, dots Tab. 3.

Tab. 3 Mērījumu kopsavilkums⁵

Objekts	PL	Rādītājs	Lapkoks	E	P	Kopā
80-29-07-501-360-9	1	Skaitis		152		152
		Caurmērs (D), cm		35		35
		Augstums (H), cm		29		29
	2	Skaitis	30	65	16	111
		Caurmērs (D), cm	41	38	44	40
		Augstums (H), cm	32	29	32	31
65-03-07-410-58-34	1	Skaitis		77		77
		Caurmērs (D), cm		43		43
		Augstums (H), cm		29		29
	2	Skaitis		81		81
		Caurmērs (D), cm		36		36
		Augstums (H), cm		31		31
82-04-07-714-188-9	1	Skaitis		93	13	106
		Caurmērs (D), cm		26	28	26
		Augstums (H), cm		34	30	33
	2	Skaitis		99	56	155
		Caurmērs (D), cm		24	28	26
		Augstums (H), cm		35	36	36
83-05-07-603-326-7	1	Skaitis		125	8	133
		Caurmērs (D), cm		38	40	38
		Augstums (H), cm		27	21	27
83-05-07-603-326-8	2	Skaitis		186	4	190

⁵ Ar pelēko krāsu iezīmēti parauglaukumi, kuros veikta atcelmošana.

Objekts	PL	Rādītājs	Lapkoks	E	P	Kopā
		Caurmērs (D), cm		35	39	36
		Augstums (H), cm		24	19	24
82-05-07-712-437-8	1	Skaitis		69	51	120
		Caurmērs (D), cm		33	40	36
		Augstums (H), cm		30	30	30
	2	Skaitis		87	27	114
		Caurmērs (D), cm		34	41	36
		Augstums (H), cm		30	28	30
Skaitis			30	1003	175	1208
Caurmērs (D), cm			41	34	36	35
Augstums (H), cm			32	29	31	29

1.2.3. Augsnes raksturošana un augsnes paraugu ievākšana turpmākajām analīzēm izvēlētajos parauglaukumos

Visos parauglaukumos (kopā 10) ievākti nedzīvās zemsegas un augsnes paraugi no 0-10, 10-20, 20-40 un 40-80 cm dziļuma, 2 paraugu sērijas katrā objektā (15-20 m attālumā uz Z un D no parauglaukuma centra), kopā 200 augsnes paraugi un 40 zemsegas paraugi. Augsnes analīzes ievāktajiem paraugiem tiek veiktas LVMI Silava Meža vides laboratorijā. 2012. gada pirmajā pusgadā visiem paraugiem noteikts Nkop., Ckop., Ckarb., pHCaCl₂, apmaiņas bāzu kapacitāte, piesātinājums ar apmaiņas bāzēm, saistīto apmaiņas bāzu summa un hidrolītiskais skābums, kā arī noteikts granulometriskais sastāvs, granulometriskā sastāva grupa atbilstoši starptautiskajai klasifikācijai un augsnes blīvums. Analīžu rezultāti doti Tab. 12 un Tab. 13. 2013. gada 1. pusgadā plānots pabeigt karaļūdenī ekstrahējamo katjonu K, Mg, Ca, Mn un Zn, kā arī Pkop. analīzes. Analīžu veikšana aizkavējusies sakarā ar augsnes paraugu mineralizācijas iekārtu neremontējamu defektu. Jaunas iekārtas iegādei vajadzēja rīkot iepirkumu, kas kopā ar piegādi aizņēma 4 mēnešus.

Tā kā celmu izstrāde tika uzsākta 30. novembrī, augsnes sagatavošanas kvalitāte tiks novērtēta 2013. gada pavasarī. Kopā ar šo darba uzdevumu paredzēts precizēt metodiku augsnes sagatavošanas kvalitātes noteikšanai. 2013. gada pavasarī arī tiks precizēta metodika lizimetru un nokrišņu savācēju uzstādīšanai atcelmotajās platībās, kā arī uzstādīti 30 vakuuma lizimetri un 15 nokrišņu ūdens savācēji.

1.2.4. Izmantotā tehnika

Izmēģinājumos izmantotas 2 galvenās tehnikas vienības – kāpurķēžu ekskavatori Komatsu PC210LC ar CBI celmu izstrādes kausu un New Holland E215B ar celmu rāvēja MCR-500 prototipu.

Abu ekskavatoru masa ir ap 23 tonnas, dzinēja jauda 110 kW, strēles izlice bez papildus slodzes 8 m, ķēžu platums 60 cm, hidrodzinējs nodrošina vismaz 37 MPa spiedienu augstās plūsmas hidrolīnijās, maksimālā eļļas padeve – vismaz 200 L min.⁻¹, ekskavatoru pārvietošanās ātrums ir līdz 6 km h⁻¹, faktiski ekskavators ārpus cirmsas pārvietojās ar 2-3 km h⁻¹ ātrumu, ekskavatoru platums ar standarta ķēdēm – 2,6 m. New Holland ekskavatoram faktiski maksimālo spiedienu nodrošināja tikai viena līnija, tāpēc celmu rāvēja nazi varēja izmantot tikai uz nepilnu jaudu (līnijas spiediens 20 MPa); nepietiekošais spiediens un eļļas caurplūde pretnaža cilindrā būtiski ietekmēja darba ražīgumu un celmu izstrādes kvalitāti, jo ekskavators nespēja pārplēst lielākus celmus. Ekskavatora degvielas patēriņš darba režīmā ir vidēji 12 L h⁻¹. New Holland ekskavators un tam uzmontētais kauss parādīts Att. 5 un Att. 6; Komatsu ekskavators un tam uzmontētais kauss - Att. 7 un Att. 8.

Ekskavatoram tieši pie strēles piemontēja celmu izstrādes kausa MCR-500 prototipu (Att. 9), kas izmēģinājumiem sagatavotajā variantā svēra 1,6 tonnas. Pretnaža cilindru montēja pie zemspiediena līnijas, pārējās kausa manipulācijas nodrošināja augstspiediena āmurlīnija.

New Holland ekskavatoru vadīja operators bez iepriekšējas pieredzes celmu izstrādē un ar vairāku gadu pieredzi ekskavatora vadīšanā, Komatsu ekskavatoru vadīja operators ar vairāku gadu pieredzi celmu izstrādē.



Att. 5: Izmēģinājumos izmantotais ekskavators New Holland E215B.



Att. 6: Celmu izstrādes kauss MCR-500.



Att. 7: Izmēģinājumos izmantotais Komatsu PC210LC ekskavators.

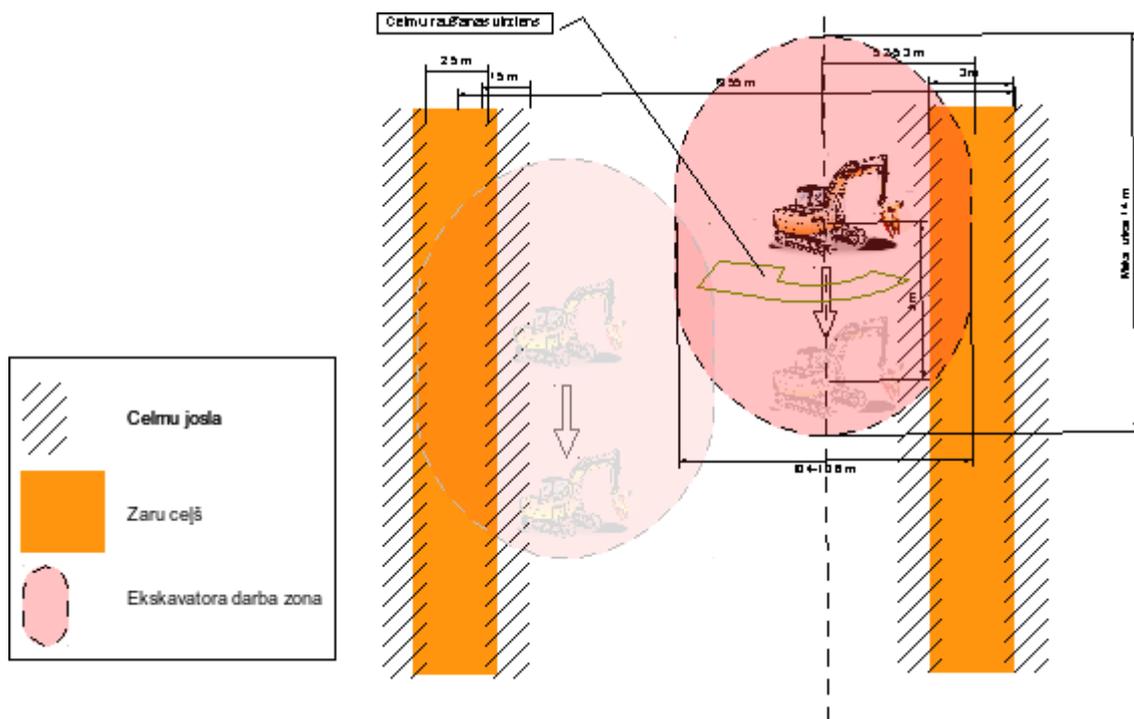


Att. 8: CBI celmu izstrādes kauss.

1.2.5. Celmu izstrādes metodes raksturojums

Celmu rāvēja darba uzdevums bija izraut visus celmus, kuru caurmērs ir 10-50 cm. Par 50 cm resnāku celmu gadījumā operatoram bija jāpieņem lēmums, vai šo celmu ir lietderīgi izraut vai atstāt. Ņemot vērā iepriekšējo pieredzi ar egļu celmu izstrādi, operatoram ieteica raut ārā visus egļu celmus (neatkarīgi no caurmēra) un atstāt resnākos priedes celmus, izņemot vietas ar augstu gruntsūdens līmeni, kur priedei neveidojas mietsakne, un var mēģināt izraut arī resnākos priedes celmus. Attiecībā uz bērzu un apsi šādas iepriekšējas pieredzes nebija, tāpēc darba metodi pilnveidoja darba gaitā – tika atstāti par 50 cm resnākie bērza celmi, bet tika rautas ārā visas apses, neatkarīgi no caurmēra. Precizējot darba metodi, operatoram ieteica atstāt visus melnalkšņa, liepas un citu lapkoku sugu celmus, izņemot bērzu un apsi. Tāpat, netika rauti celmi 4 m rādiusā ap ekoloģiskajiem kokiem. Operatoram bija uzdots raut celmus arī no pievešanas ceļiem.

Celmu krautnes sākotnēji bija plānots kraut tehnoloģisko koridoru malās, bet beigās celmus daļēji krāva arī uz tehnoloģiskajiem koridoriem, lai saglabātu aptuveni 3 m platu neapkrautu brauktuvi pievedējtraktoram (Att. 9). Celmus, no kuriem ievāca sakņu paraugus, krāva aiz ekskavatora, lai tie būtu viegli atšķirami no pārējiem celmiem (Att. 10).



Att. 9: Sākotnējā darba metode, ja attālums starp tehnoloģiskajiem koridoriem ir 20 m.



Att. 10: Paraugu ņemšanai atlikti celmi.

Ņemot vērā, ka ekskavatora maksimālā izlice, raujot celmus, ir 2 reizes mazāka, nekā pievedējtraktoram un harvesteram, attiecīgi, zaru ceļi var būt līdz 2 reizes retāk izvietoti, nekā tas nepieciešams ekskavatoram. Sākotnēji bija plānots, ka ekskavators brauks pa zaru ceļiem un nepieciešamības gadījumā veidos vēl vienu ceļu pa vidu starp pievešanas ceļiem (spoku ceļu), kraujot celmus pievešanas ceļu malās. Praksē izrādījās, ka ekskavators, manevrējot un raujot lielākos celmus, sabojā zaru ceļus un pievedējtraktora pārvietošanos pa tiem var būt apgrūtināta. Tajā pat laikā ekskavatora pārvietošanās pa spoku ceļu neradīja būtisku, paliekošu ietekmi uz augsni (bedres, plašas mineralizētas joslas vai risas), tāpēc izmēģinājumu perioda beigās ekskavators brauca starp pievešanas ceļiem, veidojot 1 vai 2 spoku ceļus (ja attālums starp zaru ceļiem ir līdz 15 m, tad pietiek ar 1 spoku ceļu, ja vairāk – nepieciešami 2 spoku ceļi). Pilnveidotā darba metode, tajā skaitā shematiski, aprakstīta nodaļā [Ieteikumi darba metožu pilnveidošanai](#).

Strādājot ziemā pa sasalušu augsni, celmu izstrāde uz pievešanas ceļiem neradītu problēmas pievešanas laikā, tāpēc darba metode jāizvēlas katrā gadījumā individuāli, ņemot vērā faktiskos darba apstākļus.

Lai atbrīvotos no liekās zemes, operatoram bija ieteikts izmantot nomešanas paņēmieni, t.i. celmu paceļ maksimāli augstu un met zemē, vēlams pret citu, neizrautu celmu. Ņemot vērā problēmas ar hidrauliku, pretnaža kustības ātrums bija ļoti mazs, t.i. būtiski palielinās laika patēriņš celma atkārtotai satveršanai, operators vairāk, it īpaši izmēģinājumu pēdējās dienās, izmantoja purināšanas paņēmieni, kas ļauj celmu neatlaist no satvērēja no izraušanas brīža līdz tam mirklim,

kad celmu nosviež kaudzītē pie tehnoloģiskā koridora. Purināšana ir efektīvs paņēmieni, bet atstāj negatīvu ietekmi uz mašīnu un operatora veselību, jo būtiski palielinās vibrācijas līmenis darba laikā. Komatsu operators izmantoja gan purināšanas, gan nomešanas paņēmieni. Īpatnēji, ka mitrās augsnēs bija daudz grūtāk atdalīt augsni no celmiem. Iespējams, ka šādās augsnēs celmu izstrādi jācenšas veikt ziemā, kad augsne ir sasalusi.

Lai celmi būtu viegli transportējami un smalcināmi, ekskavatora operatoram bija uzdots lielākos celmus plēst līdz 4 daļās (pēc galvenajām saknēm), bet vidējos celmus – uz pusēm, mazākos celmus un celmus ar šauru sakņu sistēmu nevajadzēja plēst. Plēšanu vajadzēja darīt vienlaicīgi ar nomešanu, paceļot celmu augstu gaisā un pārkniebnot tā, lai abas puses nokrīt zemē. New Holland ekskavatoram nomešanas paņēmiena pielietošanu apgrūtināja tas, ka griezējnaža cilindrā bija nepietiekošs spiediens.

1.2.6. Darba laika uzskaitē

1.2.6.1. Aprīkojums un sagatavošanās darbam

Darba laika uzskaitē veikta ar specializētu triecienu un mitruma izturīgu laukdatoru Allegro CX (Att. 11), kas aprīkots ar darba laika hronometrāžas programmu SDI.



Att. 11: Hronometrāžā izmantotais laukdators Allegro CX.

Pirms celmu izstrādes izmēģinājumu objektos uzmērīja visus celmus, nosakot to vidējo augstumu⁶ no zemes, vidējo caurmēru⁷ un koku sugu. Visiem celmiem, kuru vidējais caurmērs

⁶ Vidējā augstuma noteikšanai uzmērīja celma augstumu 2 vietās – kur tā augstums ir vislielākais un vismazākais, un

bija lielāks par 20 cm, ar stepleru piesprauda 10 x 15 cm lielas ūdensizturīga papīra zīmītes ar celma numuru (Att. 12). Ar tādu pašu identifikatoru celmu pierēģistrēja datubāzē, lai vēlāk varētu novērtēt darba ražīgumu atkarībā no celma dimensijām un koku sugas, kā arī identificētu celmus, kas netika izrauti. Tā kā novembra beigās uzsniga sniegs, visi celmi pirms izstrādes tika atrakti



Att. 12: Celmu marķējums.

Zīmītes izmantoja arī, lai palīdzētu ekskavatora operatoram izvēlēties atstājamos celmus – tiem zīmītes pirms darba sākšanas noņēma. Saglabājamo koku kategorijā ietilpa melnalkšņu un liepu celmi, kā arī celmi, kas atradās ekoloģisko koku tiešā tuvumā un to izraušana varētu apdraudēt saglabājamus kokus.

1.2.6.2. Darba laika elementi

Darba laika hronometrāža veikta ekskavatoram. Šķīvju irdinātāja un pievedējtraktora darba laika uzskaiti plānots veikt 2013. gadā. Turpmākajos pētījuma etapos hronometrēs arī meža stādīšanas un agrotehniskās kopšanas darba ražīgumu. Hronometrāžas programmas SDI darbības princips pamatojas uz katras pētāmās darbu operācijas beigu fiksēšanu; attiecīgi, hronometrētājs, darbu uzsākot, palaiž laika uzskaiti un piefiksē katras darbu operācijas pabeigšanu, nepieciešamības gadījumā izdarot piezīmes vai apturot darba laika uzskaiti ilgāku pārtraukumu gadījumā.

aprēķināja aritmētisko vidējo.

- 7 Vidējā caurmēra noteikšanai celmu uzņēmēja Z / D un R / A virzienā un izrēķināja vidējo aritmētisko caurmēru. Mērījumu veica zāģējuma vietā.

Celmu izstrādes hronometrāžas programmā hronometrētājs vispirms pierakstīja celma (vai vairāku celmu, ja tos izrāva vienlaicīgi) numuru un tad fiksēja katras darba operācijas ilgumu (fiksēja brīdi, kad operācija beidzās). Darba cikla beigās ir celma nomešana kaudzē tehnoloģiskā koridora malā, attiecīgi, 1 darba ciklam atbilst 1 celma izraušana, izņemot gadījumus, kad 1 reizē izrauj vairākus celmus. Darba cikla beigās hronometrētājs pieraksta aptuvenu darba ciklā sagatavoto pacilu skaitu. Atsevišķi uzskaita laiku, kas patērēts, iebraucot cirmsā, un laiku izbroukšanai no cirsma, kā arī izbroukšanu un nobroukšanu no treilera. Pārvietošanās ātruma noteikšanai fiksēts laiks, kādā ekskavators nobrauc 1 km (pārbroucieni starp izmēģinājumu objektiem).

Celmu raušanas darba cikla elementi, izņemot iebraukšanu un izbroukšanu no cirsma, parādīti Tab. 4. Produktīvajā darba laikā iekļauti visi darba cikla elementi, izņemot pārējās darbības un zinātne.

Tab. 4: Celmu izstrādes darba laika elementi

Darba laika elements	Paskaidrojums
Pagrieziens	Torņa griešanās (lai veiktu augsnes gatavošanu vai citas operācijas)
Pārbrouciens	Pārvietošanās pa cirsmu darba laikā
Sniegšanās	Sniegšanās līdz celmam, darbības ar krānu
Satveršana	Celma satveršana, mehānisma iespiešana augsnē
Izcelšana	Celmu raušana
Saplēšana	Celmu sadalīšana sīkas daļās
Purināšana	Augsnes atdalīšana no celma
Nomešana	Celmu pacelšana un nomešana
Zinātne	Pārtraukumi celmu numuru precizēšanai un celmu pārlikšanai
Citas operācijas	Citas ar darbu saistītas operācijas
Pārējās darbības	Citas ar darbu nesaistītas operācijas

2013. gadā tiks novērtēts darba ražīgums, veicot izstrādāto celmu pievešanu uz augšgala krautuvi.

1.2.7. Datu apstrāde

1.2.7.1. Biomasa vienādojumi

Vienādojumi celma biomasas aprēķināšanai izmanto krūšaugstuma caurmēru (D1,3), tāpēc celmu uzmērījumu dati vispirms pārrēķināti uz krūšaugstuma caurmēru. Egļei, kas visos

izmēģinājumu objektos ir valdošā suga, izmantots 1. vienādojums, priedei – 2. vienādojums, bērnam – 3. vienādojums. Pārējām sugām, kurām nav šādu pārrēķinu vienādojumu, izmantots valdošās sugas (egles) krūšaugstuma caurmēra aprēķinu vienādojums. Pirms tam šie paši vienādojumi izmantoti AS “Latvijas valsts meži” pētījumā par enerģētiskās koksnes iegūvi galvenajā cirtē no celmiem, kopšanas cirtēs un no infrastruktūras objektiem (M. Thor et al. 2008).

$$D_{1,3} = 0,7 + 0,74 * D_0; \text{ kur} \quad (1)$$

$D_{1,3}$ – caurmērs krūšu augstumā, cm,
 D_0 – vidējais celma caurmērs.

$$D_{1,3} = -1,89 + 0,87 * D_0; \text{ kur} \quad (2)$$

$D_{1,3}$ – caurmērs krūšu augstumā, cm,
 D_0 – vidējais celma caurmērs.

$$D_{1,3} = -6,7 + 0,916 * D_0 + \frac{50,5}{D_0}; \text{ kur} \quad (3)$$

$D_{1,3}$ – caurmērs krūšu augstumā,
 D_0 – vidējais celma caurmērs.

Celma biomasu rēķina, izmantojot eksponenciālās līknes vienādojumus; eglei – 4. vienādojumu, priedei – 5. vienādojumu (Marklund 1988), bērnam – 6. vienādojumu (Repola, Ojansuu, and Kukkola 2007). Bērza biomasas vienādojums ietver arī lielās saknes. Pārējām sugām celma un sakņu biomasas noteikšanai izmanto valdošās koku sugas biomasas vienādojumus.

$$M_s = \exp(-3,36 + 10,67 * \frac{D_{1,3}}{D_{1,3} + 17}); \text{ kur} \quad (4)$$

M_s – biomasas sausna, kg.

$$M_s = \exp(-3,97 + 11,05 * \frac{D_{1,3}}{D_{1,3} + 15}); \text{ kur} \quad (5)$$

M_s – biomasas sausna, kg.

$$M_s = \exp(-3,68 + 11,54 * (\frac{2 + 1,25 * D_{1,3}}{2 + 1,25 * D_{1,3} + 26} + 0,02 + 0,05)); \text{ kur} \quad (6)$$

M_s – biomasas sausna, kg.

Lielāko egļu un priežu sakņu ($D > 5$ cm) biomasu rēķina, izmantojot citus eksponenciālās līknes vienādojumus; eglei – 7. vienādojums, priedei – 8. vienādojums (Marklund 1988).

$$M_s = \exp(-6,39 + 13,37 * \frac{D_{1,3}}{D_{1,3} + 8}); \text{ kur} \quad (7)$$

M_s – biomasas sausna, kg.

$$M_s = \exp(-6,34 + 13,29 * \frac{D_{1,3}}{D_{1,3} + 9}); \text{ kur} \quad (8)$$

M_s – biomasas sausna, kg.

Mazāko sakņu ($D < 5$ cm) biomasu rēķina atsevišķi, izmantojot eksponenciālās līknes vienādojumus; eglei – 9. vienādojums, priedei – 10. vienādojums (Marklund 1988).

$$M_s = \exp(-2,57 + 7,63 * \frac{D_{1,3}}{D_{1,3} + 12}); \text{ kur} \quad (9)$$

M_s – biomasas sausna, kg.

$$M_s = \exp(-3,84 + 8,88 * \frac{D_{1,3}}{D_{1,3} + 10}); \text{ kur} \quad (10)$$

M_s – biomasas sausna, kg.

Papildus celma biomasu virs sakņu kakla rēķina, vispirms nosakot celma tilpumu ar cilindra tilpuma noteikšanas formulu (11. vienādojums), tad aprēķina biomasas sausnu ar 12. vienādojumu (Hakkila 1975).

$$V_c = \frac{(\frac{D_0}{100})^2}{4} * \pi * H; \text{ kur} \quad (11)$$

V_c – celma tilpums, m^3 ,

D_0 – celma caurmērs,

H – celma augstums, m .

$$M_s = V_c * B_k; \text{ kur} \quad (12)$$

M_s – celma biomasas sausna, kg,

V_c – celma tilpums, m^3 ,

B_k – koksnes relatīvais blīvums

(eglei – 394 kg m^{-3} , priedei – 476 kg m^{-3} , bērzam – 510 kg m^{-3}).

Iegūstamajā biomasā uzskaita tikai celmu pazemes un virszemes daļu, kā arī lielākās saknes. Jāņem vērā, ka šāda veida biomasas aprēķini var būt neprecīzi, jo balstās uz Latvijā nepārbaudītiem vienādojumiem, bez tam darbā ir mērīts celma diametrs zāģējuma vietā, kas parasti atrodas virs sakņu kakla, tāpēc visos aprēķinos, iespējams, ir sistemātiska kļūda. To nevar pārbaudīt, jo taksācijas tabulās, no kurām ņemti koeficienti celma caurmēra pārrēķiniem un krūšaugstuma caurmēru nav norādīts, kādā augstumā mērīti celmi. Visticamāk, ka vienādojumi

nepilnīgi novērtē celmu un sakņu biomasu, tāpēc visobjektīvākie rādītāji par iegūstamo koksnes apjomi būs iegūstami pēc materiāla drupināšanas, sverot šķeldu vedēju kravas un nosakot šķeldu mitruma un pelnu saturu.

1.3. Rezultāti un to analīze

1.3.1. Pētījumu objektu raksturojums

Pētījumu objektu, kur veikta celmu izstrāde, vispārīgs raksturojums dots Tab. 5, pētījumu objektu atrašanās vietas kartes dotas 2. pielikumā. Visos pētījumu objektos valdošā suga pirms izstrādes bija egļe, izstrāde veikta 2011. gada sākumā vai 2010. gada beigās.

Tab. 5 Pētījumu objekti

Atslēga	Kadastra numurs	Parauglaukuma apzīmējums	Nogabala platība	Saimniecība	Meža tips	Vecuma desmitgade	Audzes formula
65-03-07-410-58-34	42680030051	Nītaure	1,7	Vēru I R-Vidzemes MS	Dm	11	8E103 1B83 1P83
82-04-07-714-188-9	88420030042	Stende	2	Abavas I Z-Kurzemes MS	Vr	-	-
82-05-07-712-437-8	88460050024	Dursupe	3,4	Mērsraga I Z-Kurzemes MS	Dm	10	6E4P 97
83-05-07-603-326-7	90900020195	Jaunpils	1,4	Tukuma I Zemgales MS	Vr	9	5B4E1P 87
80-29-07-501-360-9	74800060236	Ogre	3	Valsts mežs	Dm	10	6E3P1B 98

Tab. 6 dots detalizēts celmu raksturojums sadalījumā pa sugām visos izmēģinājumu objektos. Raksturojums sagatavots, balstoties uz mērījumiem, kas veikti pirms celmu izstrādes. Kopā visos objektos ir 1796 celmi, lielāko daļu iegūstamās biomasas (83 %) veido egļu celmi (Att. 13). Visvairāk celmu ir Ogres objektā (799 gab.). Vidējā celma caurmērs ir 34 cm, celma augstums 29 cm, aprēķinātais nozāģēto koku krūšaugstuma caurmērs – 26 cm.

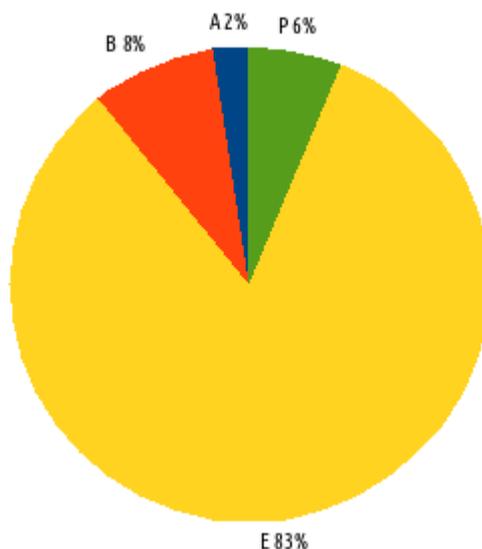
Resnākie celmi bija Nītaures un Jaunpils objektos (vidēji 38 cm). Salīdzinot dažādu koku sugu celmus, resnākie ir apses un priedes celmi. Apses celmi konstatēti tikai Nītaures un Ogres izmēģinājumu objektos.

Tab. 6: Izmēģinājumu objektu raksturojums – celmi sadalījumā pa sugām

Parauglauku ms	Rādītājs	Koku suga				Vidēji
		A	B	E	P	
Dursupe	Celmu skaits		5	125	30	160

Parauglauku ms	Rādītājs	Koku suga				Vidēji
		A	B	E	P	
	Celmu D, cm		36	35	40	36
	Celmu H, cm		35	30	28	30
	D _{1,3} , cm		28	27	33	28
	Celma virszemes daļas biomasa, kg		11	10	12	10
	Celma pazemes daļas biomasa, kg		46	32	40	34
	Lielo sakņu biomasa, kg			61	63	61
	Mazo sakņu biomasa, kg			16	20	16
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg		57	118	135	119
	Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg		57	103	115	103
Jaunpils	Celmu skaits		69	279	9	357
	Celmu D, cm		39	38	41	38
	Celmu H, cm		25	29	20	28
	D _{1,3} , cm		30	29	34	29
	Celma virszemes daļas biomasa, kg		11	9	9	9
	Celma pazemes daļas biomasa, kg		66	33	42	40
	Lielo sakņu biomasa, kg			65	66	65
	Mazo sakņu biomasa, kg			17	20	17
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg		77	124	137	115
Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg		77	107	117	101	
Nītaure	Celmu skaits	2	5	207	1	215
	Celmu D, cm	13	59	37	24	38
	Celmu H, cm	18	38	33	23	33
	D _{1,3} , cm	9	48	28	19	29
	Celma virszemes daļas biomasa, kg	1	38	10	3	11
	Celma pazemes daļas biomasa, kg	3	197	32	9	35
	Lielo sakņu biomasa, kg			63	15	62
	Mazo sakņu biomasa, kg			17	7	17
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg	3	235	121	34	123
Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg	3	235	105	27	107	
Ogre	Celmu skaits	33	89	639	38	799
	Celmu D, cm	44	33	32	37	33
	Celmu H, cm	35	25	28	20	27

Parauglauku ms	Rādītājs	Koku suga				Vidēji
		A	B	E	P	
	D _{1,3} , cm	35	25	25	31	25
	Celma virszemes daļas biomasa, kg	20	7	7	8	8
	Celma pazemes daļas biomasa, kg	93	43	23	36	29
	Lielo sakņu biomasa, kg			47	56	47
	Mazo sakņu biomasa, kg			13	18	14
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg	112	50	91	117	88
	Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg	112	50	77	99	77
Stende	Celmu skaits		30	215	20	265
	Celmu D, cm		30	26	29	27
	Celmu H, cm		32	31	29	31
	D _{1,3} , cm		22	20	23	20
	Celma virszemes daļas biomasa, kg		7	5	6	5
	Celma pazemes daļas biomasa, kg		34	14	18	16
	Lielo sakņu biomasa, kg			28	29	28
	Mazo sakņu biomasa, kg			9	11	10
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg		41	56	64	55
	Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg		41	47	53	46
Visi objekti	Celmu skaits	35	198	1465	98	1796
	Celmu D, cm	42	35	34	37	34
	Celmu H, cm	34	27	29	24	29
	D_{1,3}, cm	34	27	26	30	26
	Celma virszemes daļas biomasa, kg	19	9	8	9	8
	Celma pazemes daļas biomasa, kg	88	54	26	34	30
	Lielo sakņu biomasa, kg			51	53	51
	Mazo sakņu biomasa, kg			14	17	14
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg	106	63	99	113	96
	Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg	106	63	84	95	83



Att. 13: Iegūstamā biomasa sadalījumā pasugām.

Kopējā celmu un sakņu biomasa atbilstoši celmu uzmērījumu datiem izstrādājamās platībās ir 171 tonna, iegūstamā biomasa – 149 tonnas (vidēji 87 %, Tab. 7). Aptuveni 42 % iegūstamās biomasas ir Ogres izmēģinājumu objektā, kur atcelmošana veikta salīdzinoši vislielākajā platībā.

Tab. 7: Kopējā celmu biomasa sadalījumā pa sugām

Parauglaukums	Rādītājs	Koku suga				Kopā	Izstrādājamās biomasas īpatsvars
		A	B	E	P		
Dursupe	Kopējā celmu un sakņu biomasa, kg		284	14775	4043	19103	86%
	Kopējā izstrādājamā biomasa, kg		284	12820	3446	16550	
Jaunpils	Kopējā celmu un sakņu biomasa, kg		5311	34530	1235	41077	88%
	Kopējā izstrādājamā biomasa, kg		5311	29749	1052	36112	
Nītaure	Kopējā celmu un sakņu biomasa, kg	7	1173	25135	34	26349	87%
	Kopējā izstrādājamā biomasa, kg	7	1173	21695	27	22901	
Ogre	Kopējā celmu un sakņu biomasa, kg	3707	4481	58022	4441	70651	87%

Parauglaukums	Rādītājs	Koku suga				Kopā	Izstrādājamās biomasas īpatsvars
		A	B	E	P		
	Kopējā izstrādājamā biomasā, kg	3707	4481	49408	3768	61364	
Stende	Kopējā celmu un sakņu biomasā, kg		1233	12033	1280	14547	85%
	Kopējā izstrādājamā biomasā, kg		1233	10011	1058	12302	
Visi objekti	Kopējā celmu un sakņu biomasā, kg	3714	12482	144496	11033	171725	87%
	Kopējā izstrādājamā biomasā, kg	3714	12482	123681	9351	149228	

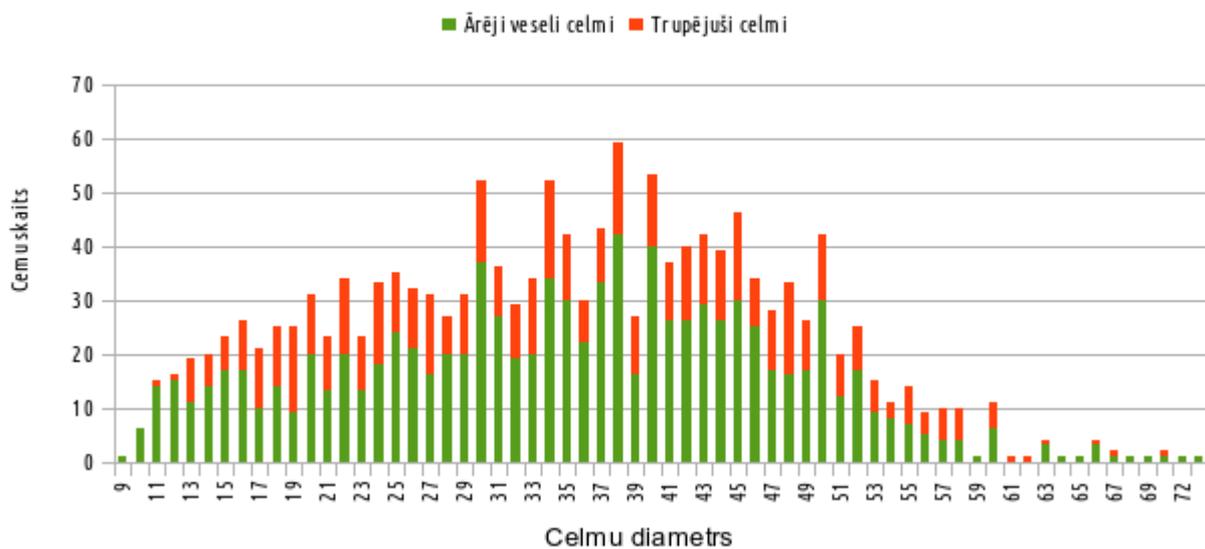
Salīdzinot celmus, kuriem konstatētas trupes bojājumu pazīmes (34 % no celmu kopskaita) un ārēji veselus celmus, nav konstatētas atšķirības vidējā diametrā (Tab. 8). Tas nozīmē, ka vienādi tiek bojāti dažāda lieluma koku celmi. To apstiprina arī Att. 14 redzamais trupējušo un ārēji veselo celmu skaita sadalījums caurmēra pakāpēs. Atšķirības ārēji veselo un trupējušo celmu diametrā nav konstatētas nevienā parauglaukumā.

Tab. 8: Izmēģinājumu objektu raksturojums – ārēji veseli celmi un celmi ar vizuāli nosakāmām trupes pazīmēm

Parauglaukums	Rādītājs	Trupējuši celmi	Celmi bez vizuālām bojājumu pazīmēm	Vidēji
Dursupe	Celmu skaits	114	46	160
	Celmu D, cm	36	37	36
	Celmu H, cm	30	29	30
	D _{1,3} , cm	28	29	28
	Celma virszemes daļas biomasā, kg	10	11	10
	Celma pazemes daļas biomasā, kg	32	39	34
	Lielo sakņu biomasā, kg	58	70	61
	Mazo sakņu biomasā, kg	16	17	16
	Kopējā celma un sakņu biomasā, kg	115	129	119
	Kopējā izstrādājamā celma biomasā, kg	99	114	103
Jaunpils	Celmu skaits	133	224	357
	Celmu D, cm	38	39	38
	Celmu H, cm	27	28	28

Parauglauku ms	Rādītājs	Trupējuši celmi	Celmi bez vizuālām bojājumu pazīmēm	Vidēji
	D _{1,3} , cm	29	30	29
	Celma virszemes daļas biomasa, kg	9	10	9
	Celma pazemes daļas biomasa, kg	33	44	40
	Lielo sakņu biomasa, kg	63	66	65
	Mazo sakņu biomasa, kg	17	17	17
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg	122	111	115
	Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg	105	99	101
Nītaure	Celmu skaits	81	134	215
	Celmu D, cm	36	38	38
	Celmu H, cm	32	33	33
	D _{1,3} , cm	28	29	29
	Celma virszemes daļas biomasa, kg	9	12	11
	Celma pazemes daļas biomasa, kg	30	39	35
	Lielo sakņu biomasa, kg	59	64	62
	Mazo sakņu biomasa, kg	16	17	17
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg	115	127	123
	Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg	99	111	107
Ogre	Celmu skaits	181	618	799
	Celmu D, cm	35	33	33
	Celmu H, cm	29	27	27
	D _{1,3} , cm	27	25	25
	Celma virszemes daļas biomasa, kg	8	7	8
	Celma pazemes daļas biomasa, kg	28	29	29
	Lielo sakņu biomasa, kg	55	45	47
	Mazo sakņu biomasa, kg	15	13	14
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg	105	84	88
	Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg	90	73	77
Stende	Celmu skaits	106	159	265
	Celmu D, cm	26	27	27
	Celmu H, cm	33	30	31
	D _{1,3} , cm	20	20	20
	Celma virszemes daļas biomasa, kg	5	5	5
	Celma pazemes daļas biomasa, kg	13	18	16

Parauglauku ms	Rādītājs	Trupējuši celmi	Celmi bez vizuālām bojājumu pazīmēm	Vidēji
	Lielo sakņu biomasa, kg	27	29	28
	Mazo sakņu biomasa, kg	9	10	10
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg	55	55	55
	Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg	45	47	46
Visi objekti	Celmu skaits	615	1181	1796
	Celmu D, cm	34	34	34
	Celmu H, cm	30	28	29
	D_{1,3}, cm	26	26	26
	Celma virszemes daļas biomasa, kg	8	8	8
	Celma pazemes daļas biomasa, kg	28	32	30
	Lielo sakņu biomasa, kg	53	50	51
	Mazo sakņu biomasa, kg	15	14	14
	Kopējā celma un sakņu biomasa, kg	103	92	96
	Kopējā izstrādājamā celma biomasa, kg	88	80	83



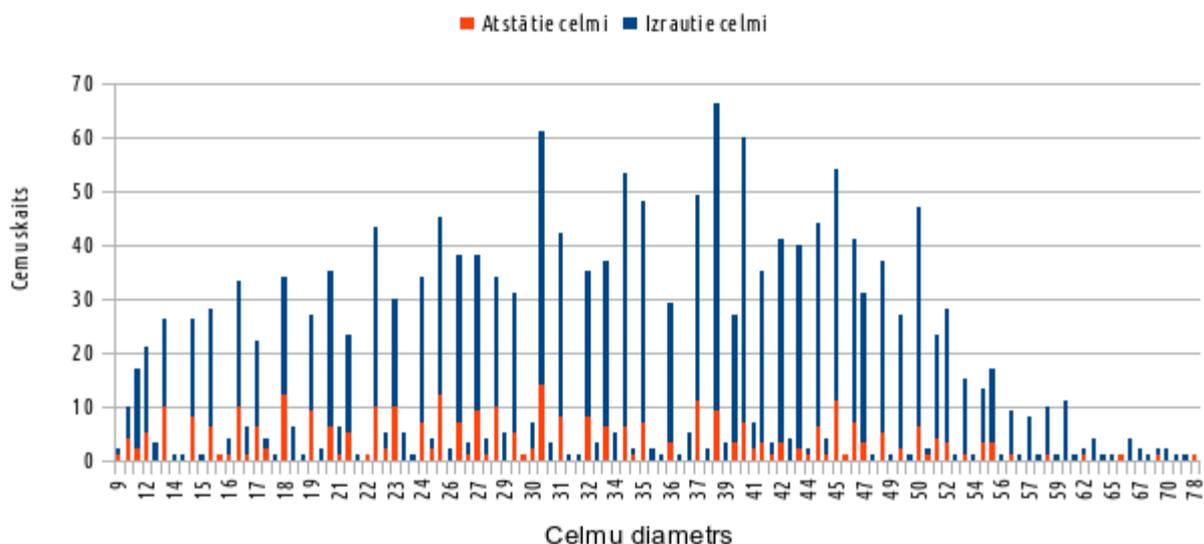
Att. 14: Trupējušo un ārēji veselo celmu skaita sadalījums.

Atkārtots celmu raksturojums pētījumu objektos veikts pēc celmu izstrādes, balstoties uz darba laika uzskaites datiem. Izmantojot hronometrāžas datus, atlasīti celmi, kas netika izrauti (atradās par tuvu ekoloģiskajiem kokiem vai netika pamanīti), kā arī celmi, kas pirms tam, veicot celmu marķēšanu, netika pamanīti. Saskaņā ar darba laika uzskaites datiem izrauti 1568 celmi, tajā skaitā 82 % no marķētajiem celmiem. Papildus, nepamanītie celmi ir 6 % no sākotnēji marķēto celmu skaita. Mežā atstāti, lielākoties, mazo dimensiju celmi (Att. 15). Sakarā ar to, ka mežā vairāk atstāti mazo dimensiju celmi, nedaudz palielinājies vidējā izstrādājamā celma diametrs un iegūstamā biomasa (Tab. 9). Salīdzinot vidējā celmu caurmēru objektos, kur atcelmošana veikta ar CBI un MCR-500 kausiem, statistiski būtiska atšķirība nav konstatēta.

Tab. 9: Ar abām tehnoloģiskajām iekārtām izrauto celmu raksturojums, darba laika uzskaites rezultāti

Iekārta	Parauglaukums	Rādītājs	Celma suga					Vidēji
			Nav noteikta	A	B	E	P	
CBI	Dursupe	Celma D, cm			36	36	40	37
		Celma H, cm			35	30	28	30
		Kopējā biomasa, kg	119		57	122	135	122
		Izrauto celmu skaits	18		5	117	29	169
		Iegūstamā biomasa, kg	103		57	106	115	106
	Jaunpils	Celma D, cm			39	39	39	39
		Celma H, cm			24	30	23	29
		Kopējā biomasa, kg	115		75	131	130	120
		Izrauto celmu skaits	31		58	221	5	315
		Iegūstamā biomasa, kg	101		75	114	111	105
	Stende	Celma D, cm			31	26	30	27
		Celma H, cm			32	31	31	31
		Kopējā biomasa, kg	55		44	57	71	56
		Izrauto celmu skaits	9		26	190	16	241
		Iegūstamā biomasa, kg	46		44	47	59	48
Visi objekti	Celma D, cm			36	34	37	34	
	Celma H, cm			27	31	28	30	
	Kopējā biomasa, kg	107		65	103	114	99	

Iekārta	Parauglaukums	Rādītājs	Celma suga					Vidēji
			Nav noteikta	A	B	E	P	
		Izrauto celmu skaits	58		89	528	50	725
		Iegūstamā biomasa, kg	93		65	88	96	86
MCR-500	Nītaure	Celma D, cm		13	54	38	24	38
		Celma H, cm		18	39	33	23	33
		Kopējā biomasa, kg	123	3	188	124	34	123
		Izrauto celmu skaits	7	2	4	186	1	200
		Iegūstamā biomasa, kg	107	3	188	107	27	107
	Ogre	Celma D, cm		45	34	34	38	34
		Celma H, cm		35	27	29	20	29
		Kopējā biomasa, kg	88	116	56	96	122	94
		Izrauto celmu skaits	36	31	64	486	26	643
		Iegūstamā biomasa, kg	77	116	56	82	103	82
	Visi objekti	Celma D, cm		43	35	35	38	35
		Celma H, cm		34	27	30	20	30
		Kopējā biomasa, kg	94	110	64	104	118	101
		Izrauto celmu skaits	43	33	68	672	27	843
		Iegūstamā biomasa, kg	82	110	64	89	101	88
Abas iekārtas	Visi objekti	Celma D, cm		43	36	34	37	35
		Celma H, cm		34	27	31	25	30
		Kopējā biomasa, kg	102	110	65	103	115	100
		Izrauto celmu skaits	101	33	157	1200	77	1568
		Iegūstamā biomasa, kg	88	110	65	89	98	87



Att. 15: Izrauto un atstāto celmu skaita caurmēra sadalījums.

Saskaņā ar darba laika uzskaites datiem faktiski izrauto celmu pieejamā biomasa ir 92 % no marķēto celmu pieejamās biomasas. Kopā visos objektos izrautas 137 tonnas iegūstamās celmu biomasas, tajā skaitā ar CBI iekārtu izrautas 63 tonnas, bet ar MCR-500 – 74 tonnas iegūstamās celmu biomasas (Tab. 10). Lielākā daļa (78 %) no faktiski izstrādāto celmu iegūstamās biomasas ir egļu celmi.

Tab. 10: Ar abām tehnoloģiskajām iekārtām izrauto celmu kopējā un izstrādājamā biomasa

Iekārta	Perauglaukums	Rādītājs	Suga					Kopā
			Nav noteikta	A	B	E	P	
CBI	Dursupe	Kopējā biomasa, kg	2149		284	14290	3905	20628
		Iegūstamā biomasa, kg	1862		284	12411	3329	17887
	Jaunpils	Kopējā biomasa, kg	3567		4376	29053	651	37648
		Iegūstamā biomasa, kg	3136		4376	25089	556	33156
	Stende	Kopējā biomasa, kg	494		1152	10818	1130	13594
		Iegūstamā biomasa, kg	418		1152	9005	939	11514
	Visi objekti	Kopējā biomasa, kg	6210		5813	54161	5686	71870

Iekārta	Parauglaukums	Rādītājs	Suga					Kopā
			Nav noteikta	A	B	E	P	
		Iegūstamā biomasa, kg	5415		5813	46505	4823	62557
MCR-500	Nītaure	Kopējā biomasa, kg	858	7	753	23013	34	24665
		Iegūstamā biomasa, kg	746	7	753	19874	27	21407
	Ogre	Kopējā biomasa, kg	3183	3608	3612	46856	3163	60421
		Iegūstamā biomasa, kg	2765	3608	3612	39971	2687	52643
	Visi objekti	Kopējā biomasa, kg	4041	3614	4365	69869	3197	85086
		Iegūstamā biomasa, kg	3510	3614	4365	59845	2714	74049
Abas iekārtas	Visi objekti	Kopējā biomasa, kg	10251	3614	10178	124030	8882	156956
		Iegūstamā biomasa, kg	8926	3614	10178	106351	7537	136606

1.3.2. Celmu izstrādes darba ražīgums

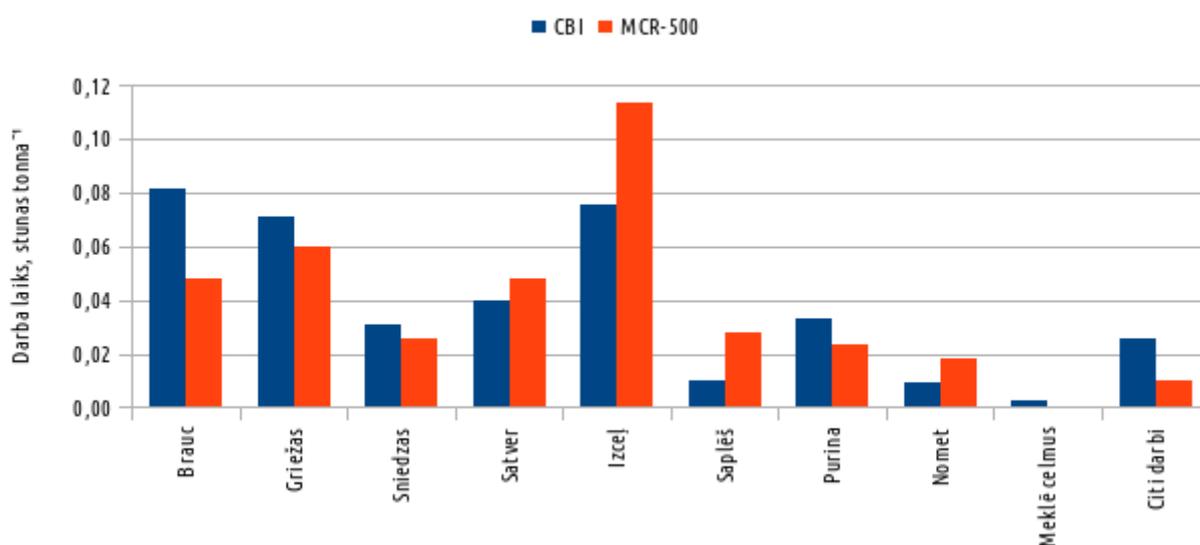
Pētījumā kopā izstrādātas 137 tonnas iegūstamās celmu biomasas. Precīzākus datus par faktisko iegūtās koksnes daudzumu dos šķeldu kravu svēršanas dati. Ar CBI kausu 3 cirmās izstrādātas 63 tonnas celmu biomasas, ar MCR-500 2 cirmās izstrādātas 74 tonnas koksnes. Vidējais darba laika patēriņš motorstundu izteiksmē, neskaitot garākus pārtraukumus, ir 0,42 stundas tonna-1, bet produktīvo darba stundu izteiksmē – 0,37 stundas tonna-1. Nepastāv statistiski būtiska atšķirība starp abām iekārtām, taču pastāv darba ražīguma atšķirība, salīdzinot dažādus pētījumu objektus. Visvairāk darba laika patērēts platībās ar augstu gruntsūdens līmeni (parauglaukumi Ogrē, Dursupē un Stendē, Tab. 11). Produktīvā darba laika īpatsvars ir augsts abām iekārtām, vidēji 96 %.

Tab. 11: Darba laika uzskaites kopsavilkums

Iekārta	Parauglaukums	Iegūstamā biomasa, kg	Darba stundas, h tonna-1	Produktīvais laiks, h tonna-1	Produktīvais laiks
CBI	Dursupe	17887	0,58	0,43	94,4%
	Jaunpils	33156	0,29	0,27	96,9%
	Stende	11514	0,50	0,44	98,1%
	Visi parauglaukumi	62557	0,43	0,37	96,7%
MCR-500	Nītaure	21407	0,37	0,34	98,2%
	Ogre	52643	0,42	0,40	95,2%

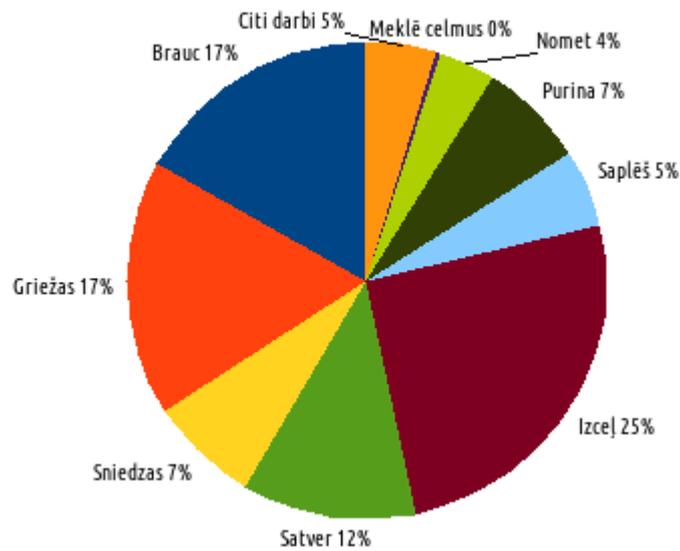
	Visi parauglaukumi	74049	0,41	0,38	95,9%
Abas iekārtas	Visi parauglaukumi	136606	0,42	0,37	96,2%

MCR-500 un CBI kausi tehnoloģiski atšķiras; MCR-500 kausam izmēģinājumos faktiski nedarbojās pretnazis, tāpēc pasliktinājās sagatavotā biokurināmā kvalitāte un tika adaptēta darba metode. Att. 16 redzams, ka MCR-500 vairāk laika patērēja celmu izcelšanai un saplēšanai (galvenokārt, tāpēc, ka pretnaža atvēršana un aizvēršana prasīja vairākas reizes ilgāku laiku, nekā CBI kausam), taču papildus darba laika patēriņš šajās operācijās atgūts, efektīvāk manevrējot un patērējot mazāk laika pārbraucieniem. Tas liecina, ka normālā situācijā (nodrošinot nepieciešamo darba spiedienu abās līnijās) MCR-500 strādātu ātrāk par CBI kausu. Korekcijas darba ražīgumā ieviestu arī cita operatora izvēle; piemēram, harvesteru operatori ir pieraduši vairāk izmantot manipulatoru un gandrīz nekad nepiebrauc kokam tuvāk, lai to būtu ērtāk nozāgēt; turpretim, celmu izstrādē pozīcijas izvēlei ir būtiska loma – pagriežot ekskavatoru celma virzienā, var būtiski palielināt darba rādus.



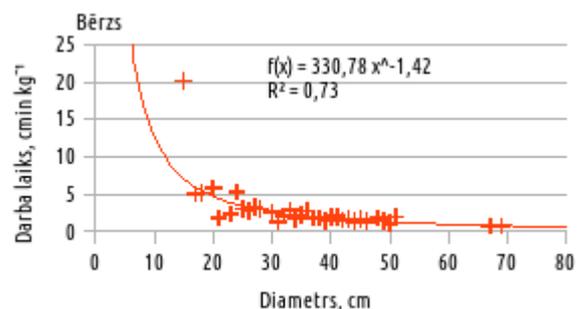
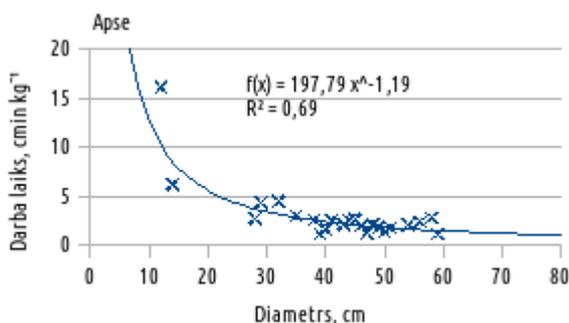
Att. 16: Darba laika patēriņa struktūras salīdzinājums.

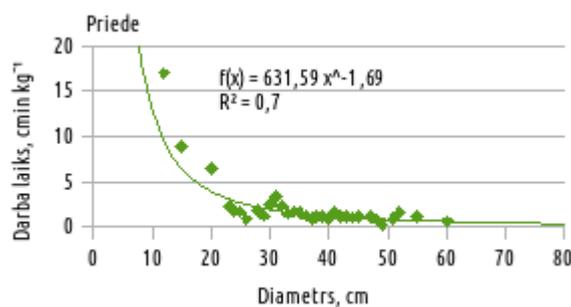
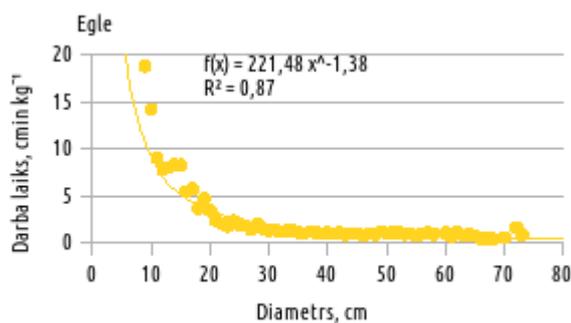
Visvairāk laika patērēts celmu izcelšanai (25 % produktīvā darba laika), otrajā vietā ir pārbraucieni un torņa manevri (katra operācija 17 % no produktīvā darba laika, Att. 17).



Att. 17: Produktīvā darba laika patēriņa struktūra celmu izstrādē.

Iepriekšējos pētījumos konstatēts, ka celmu izstrādes darba ražīgumu dažādam sugām atšķirīgi ietekmē celma caurmērs. Darba laika patēriņš minūtes simtdaļās (cmin.) uz 1 kg iegūstamās biomasas apsei, bērzam, eglei un priedei pētījuma ietvaros veiktajos izmēģinājumos parādīts Att. 18. Grafikos redzams, ka visām sugām darba ražības palielināšanos, pieaugot celma diametram, raksturo pakāpes vienādojumi. Visām sugām darba ražīgums krasi samazinās, ja celma diametrs ir mazāks par 20 cm; piemēram, lai izrautu un apstrādātu 10 cm resnu egles celmu, pārrēķinot uz iegūstamo biomasu, jāpatērē vidēji 4 reizes vairāk laika, nekā, lai izrautu 20 cm resnu egles celmu.



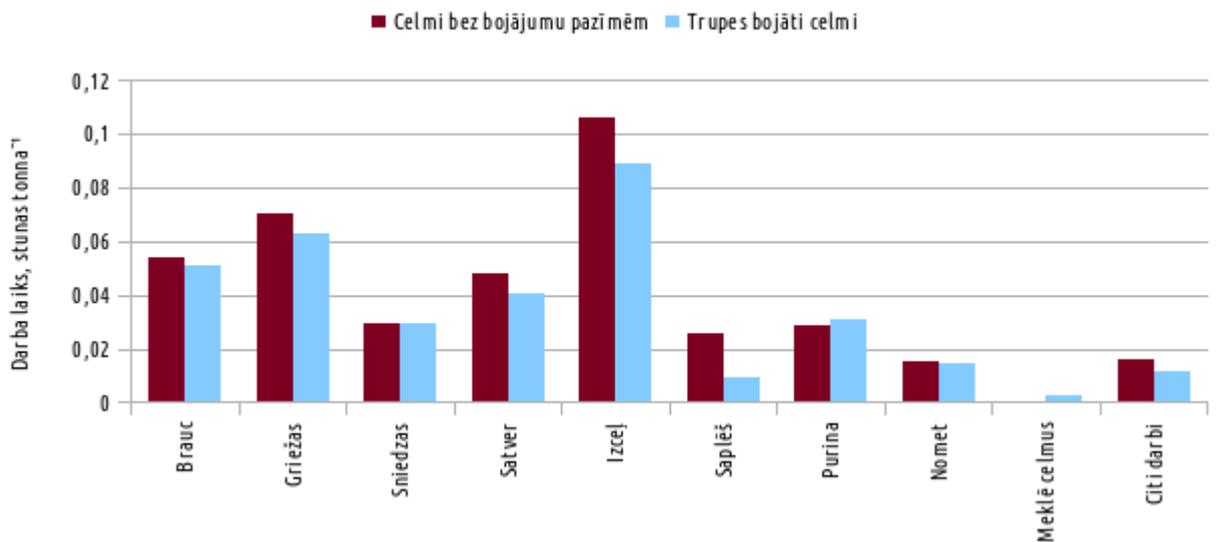


Att. 18: Produktīvā darba laika patēriņš atkarībā no celma diametra.

Pētījumā salīdzināts darba ražīgums, raujot celmus ar vizuāli identificējamiem trupes bojājumiem (celmi no kuriem ņemti koksnes paraugi 2011. un 2012. gados) un ārēji veselus celmus. Statistiski būtiska celmu izstrādei patērētā darba laika atšķirība konstatēta, strādājot ar CBI kausu, kā arī aprēķinot vidējos darba ražīguma rādītājus visās cirmsās. Iespējams, ka MCR-500 kauss ir vairāk piemērots lielu celmu izraušana, tāpēc atšķirība starp trupējušiem un veseliem celmiem, strādājot ar šo iekārtu, nebija jūtama.

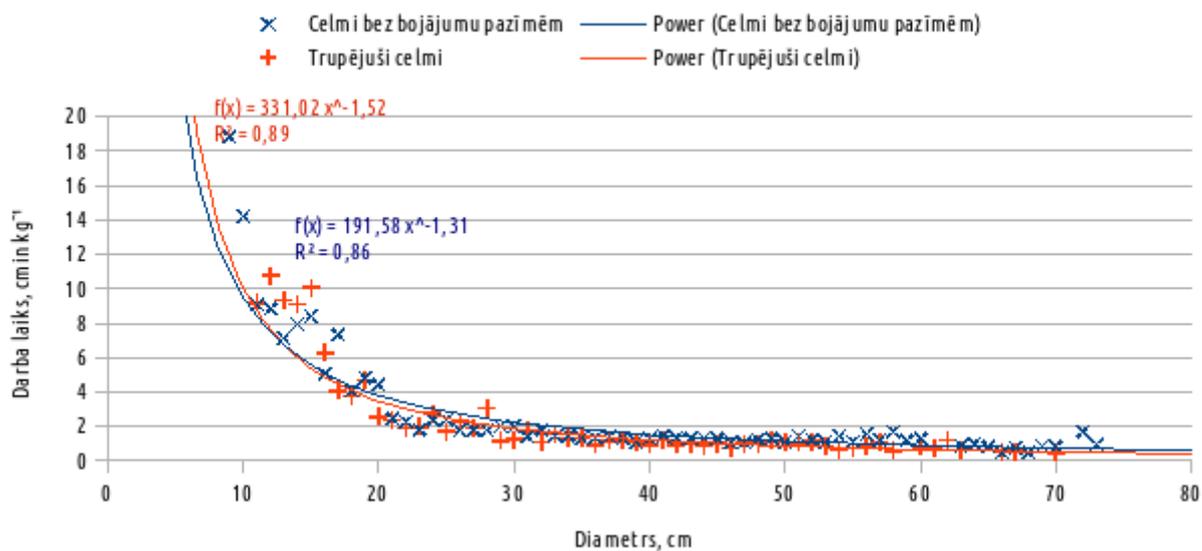
Vidēji, raujot trupējušus celmus, darba ražīgums ir par 14 % lielāks, nekā, raujot veselus celmus. Lielāko ietekmi uz darba ražīgumu atstāj celmu izraušana no zemes un saplēšana (Att. 19). Saplēšanas darba operācija trupējušiem celmiem aizņēma 3 reizes mazāk laika.

Jāņem vērā, ka trupējušiem celmiem nereti ir tukši vidi un mazāks koksnes blīvums, nekā veselai koksnei, tāpēc praksē darba ražīguma rādītāji, iespējams, izlīdzinās.

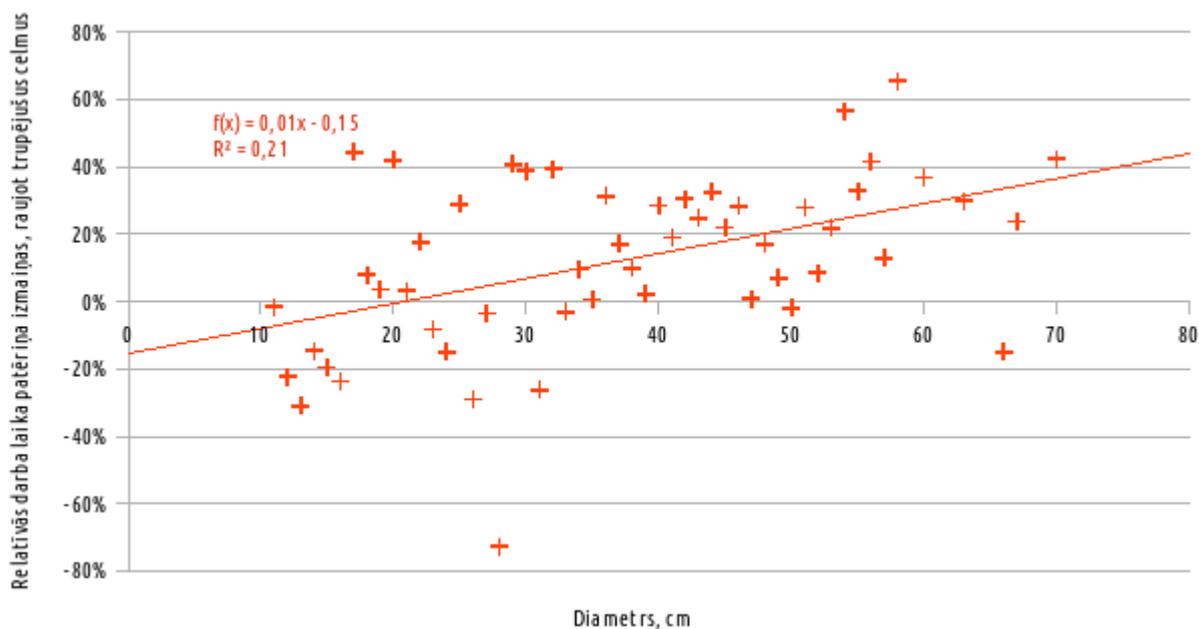


Att. 19: Produktīvā darba laika patēriņš trupējušu celmu un celmu bez ārējām bojājumu pazīmēm izstrādei.

Salīdzinot dažādu dimensiju ārēji veselu un trupējušu celmu izstrādei patērējamo laiku, Att. 20 redzams, ka tievākiem celmiem nav jūtama atšķirība darba ražīgumā, bet resnākus celmus ir grūtāk izraut, ja tiem nav ārēju bojājumu pazīmju. Vēl uzskatāmāk to var redzēt Att. 21, kur redzamas relatīvās darba ražīguma atšķirības, raujot ārēji veselus un trupes bojātus celmus. Tievāku ārēji veselu celmu izraušanai nepieciešams mazāk laika, nekā tievu trupējušu celmu izraušanai, bet, ja celmi ir resnāki par 40 cm, gandrīz visos gadījumos trupējušo celmu izraušana prasa būtiski mazāk laika (darba ražīgums uzlabojas).



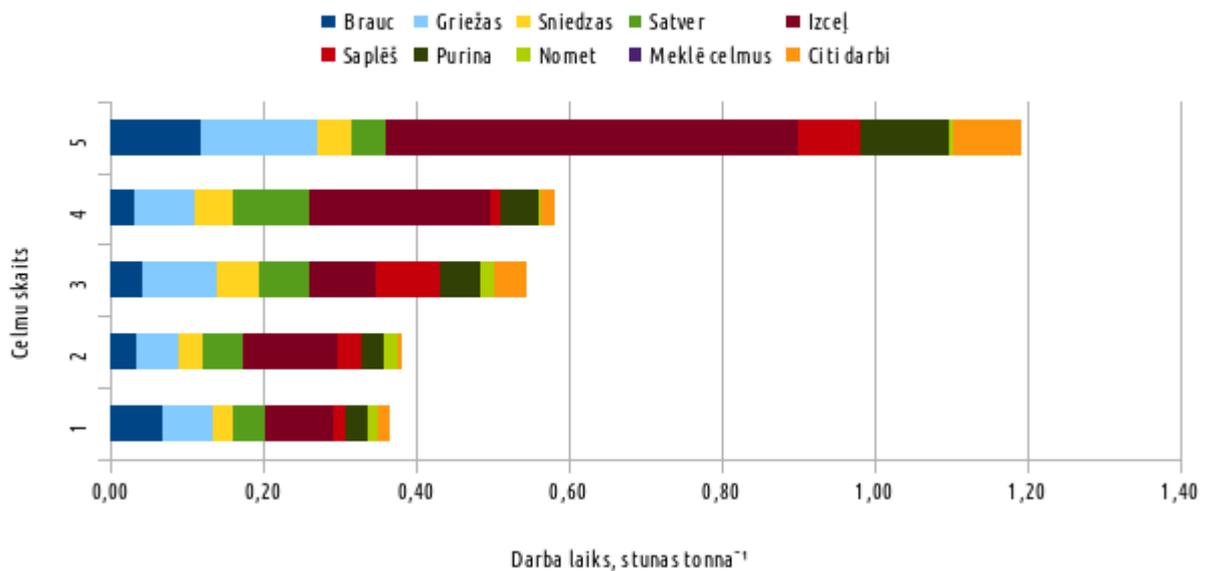
Att. 20: Produktīvā darba laika patēriņš trupējušu celmu un celmu bez ārējām bojājumu pazīmēm izstrādei.



Att. 21: Celma diametra ietekme uz trupējušu celmu izstrādes darba ražīgumu, salīdzinot ar veselu celmu izstrādi.

Iepriekšējos pētījumos par celmu izstrādi, tajā skaitā pirmajos izmēģinājumos ar MCR-500 celmu raušanas kausu, konstatēts, ka operatoram jābūt vairāki celmi vienlaicīgi, vairāku

celmu grupā vispirms izraujot lielāko celmu (Andis Lazdiņš, Agris Zimelis, and Gusarevs 2012). Šajā pētījumā ar abām iekārtām iegūti pretēji rezultāti – jo vairāk celmus vienā reizē rauj, jo lielāks darba laika patēriņš 1 celma izraušanai (Att. 22). Visvairāk pieaug darba laika patēriņš celmu izcelšanai un manevriem. Darba laika uzskaitē nesniedza atbildi, kāpēc šoreiz darba laika patēriņš, raujot vairākus celmus, pieaug. Iespējams, ka tam par iemeslu ir prasība izraut arī par 20 cm tievākos celmus, kas veido lielu daļu mazo celmu skaita. Iespējams, ka darba ražīgumu ietekmē tas, ka celmi ir 2 gadus veci.



Att. 22: Darba laika patēriņa struktūra, izceļot vienlaicīgi vairāk par 1 celmu.

Pētījumā novērtēta augsnes īpašību ietekme uz celmu izstrādes darba ražīgumu. Pozitīva lineāra korelācija ar darba laika patēriņu konstatēta C/N attiecībai ($r = 0,66$) un smilts daļiņu ($D = 2000-63 \mu\text{m}$) īpatsvaram ($r = 0,70$); negatīva korelācija – putekļu daļiņu ($D = 63-2\mu\text{m}$), īpatsvaram ($r = -0,72$). Tas nozīmē, ka celmus bija grūtāk izraut smilšainās augsnēs ar lielu organiskās vielas daudzumu augsnes virskārtā, bet vieglāk – putekļainās augsnēs. Veicot darba laika uzskaiti, secināts, ka šī korelācija vairāk saistīta ar gruntsūdens līmeni – celmus bija grūtāk izraut un attīrīt platībās ar augstu gruntsūdens līmeni.

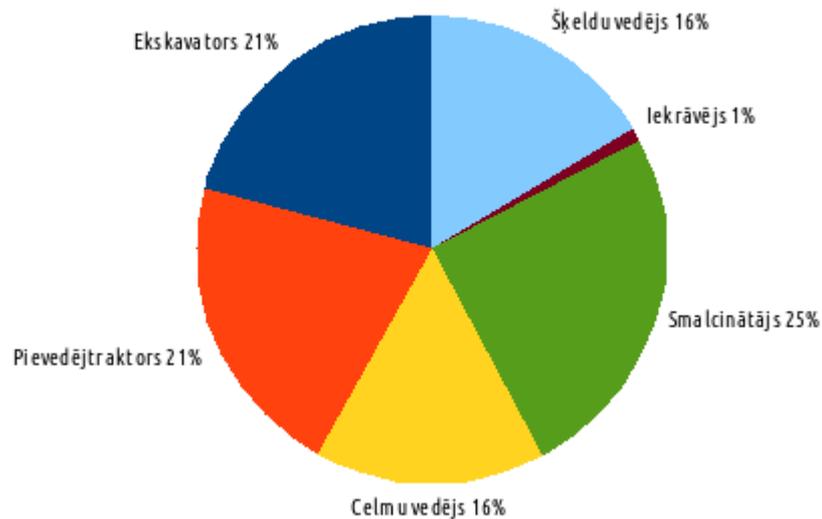
1.3.3. Celmu izstrādes izmaksas

Pētījumā iegūti dati par celmu izstrādes izmaksām. Celmu pievešanas, tālākās piegādes, smalcināšanas un šķeldu piegādes darba ražīguma un pašizmaksas aprēķiniem nepieciešamie

rādītāji ņemti no agrāk Latvijā īstenotiem pētījumiem par celmu izstrādi (M. Thor et al. 2008; Andis Lazdiņš 2012b). Izmaksu aprēķināšanai izmantots Latvijā izveidots darba stundas izmaksu aprēķinu modelis, kas balstīts uz Zviedrijā izstrādātā modeļa FLIS (Andis Lazdiņš 2012a). Aprēķinu modelī atsevišķi aprēķināta celmu izstrādes, pievešanas, piegādes pa ceļu, smalcināšanas, pārkraušanas un šķeldu piegādes izmaksas, pieņemot, ka celmu piegādes attālums līdz lejasgala krautuvei ir 5 km, šķeldu piegādes attālums – 50 km, bet celmu pievešanas attālums līdz augšgala krautuvei ir 0,3 km.

Saskaņā ar aprēķinu rezultātiem celmu biokurināmā sagatavošanas pašizmaksa, izmantojot jaunas mašīnas, ir 8,58 Ls ber. m-3. Aprēķinos izmantotais vidējais darba ražīgums motorstundās ir 2,39 tonnas h-1. Celmu izstrāde rada 21 % no pašizmaksas, bet lielākā izmaksu pozīcija ir smalcināšana (Att. 23). Būtiski ņemt vērā, ka līdz šim veiktajos izmēģinājumos veikta vismaz 20 cm resnu celmu izstrāde. Samazinot minimālo raujamā celma caurmēru līdz 10 cm un raujot celmus no pievešanas ceļiem, mainīsies gan pievedējtraktora darba ražīgums, gan augsnes apstrādes kvalitāte un darba izpildes ātrums. Šo faktoru ietekmes noskaidrošanai 2013. gadā veiks pievešanas un augsnes sagatavošanas darba laika uzskaiti pētījuma ietvaros ierīkotajos izmēģinājuma objektos.

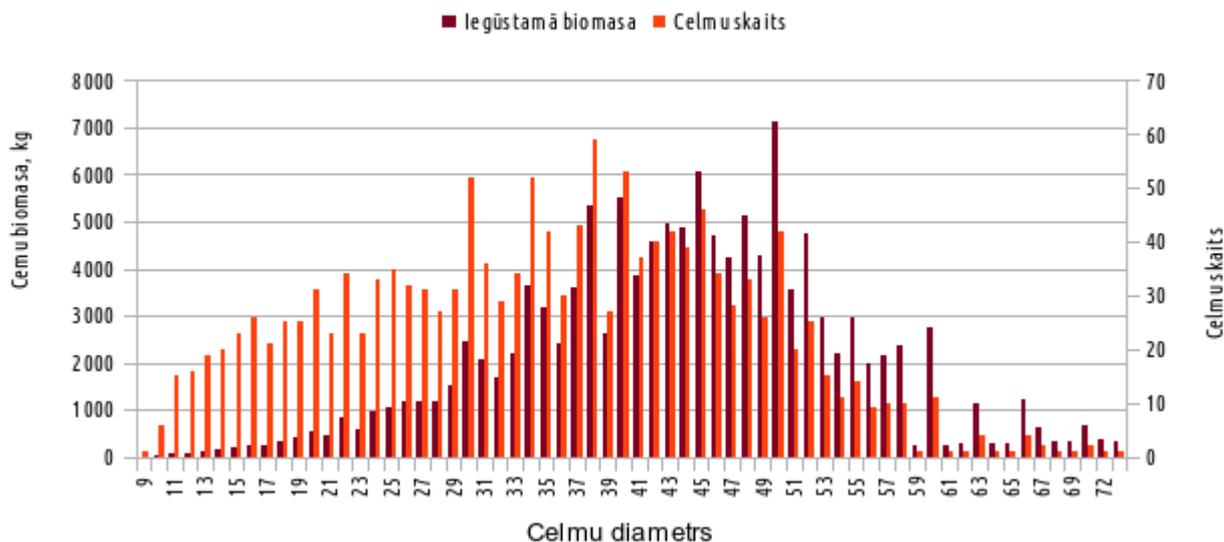
Veicot biokurināmā sagatavošanas tehnoloģiju analīzi, konstatēts, ka efektīvākais risinājums izmaksu samazināšanai atcelmošanas laikā ir augsnes sagatavošana vienlaicīgi ar celmu raušanu (tas ir iespējams, piemēram, ar MCR-500 kausu), kā arī divpakāpju celmu sasmalcināšanas ieviešana – līdz rupjiem gabaliem (D ap 20 cm) augšgala vai lejasgala krautuvē, atsijājot pie reizes lielāko daļu augsnes, un tad līdz sadedzināšanai piemērota izmēra lejasgala krautuvē vai pie patērētāja. Otrai smalcināšanai izmantojami drupinātāji ar elektropiedziņu (Andis Lazdiņš, Valentīns Lazdāns, and Agris Zimelis 2012).



Att. 23: Celmu šķeldu prognozējamā pašizmaksas struktūra.

Raujot tikai tos celmus, kas resnāki par 20 cm, darba ražīgums pieaugtu līdz 3,71 tonnām h⁻¹, bet celmu biokurināmā pašizmaksa samazinātos līdz 7,84 Ls ber. m⁻³ (par 10 %), bet izstrādei pieejamā celmu biomasa samazinātos par 2,5 %. Tas nozīmē, ka minimālo izstrādājamo celmu dimensiju izvēlei ir būtiska nozīme kurināmā pašizmaksas noteikšanā. Lai izdarītu pareizu izvēli par minimālo izstrādājamo celma diametru cirmsmās, kur celmu izstrādes mērķis ir trupes ierobežošana, ir būtiski noskaidrot mazo dimensiju celmu lomu trupes izplatīšanā.

Att. 24 parādīta celmu iegūstamā biomasa (celms un lielās saknes) un celmu skaits attiecīgajā caurmēra pakāpē visās pētījuma ietvaros atcelmotajās platībās kopā. Par 20 cm tievāko celmu skaits ir 5 % no celmu kopskaita, bet iegūstamās biomasas izteiksmē tie ir tikai 0,3 % no kopējās iegūstamās biomasas.

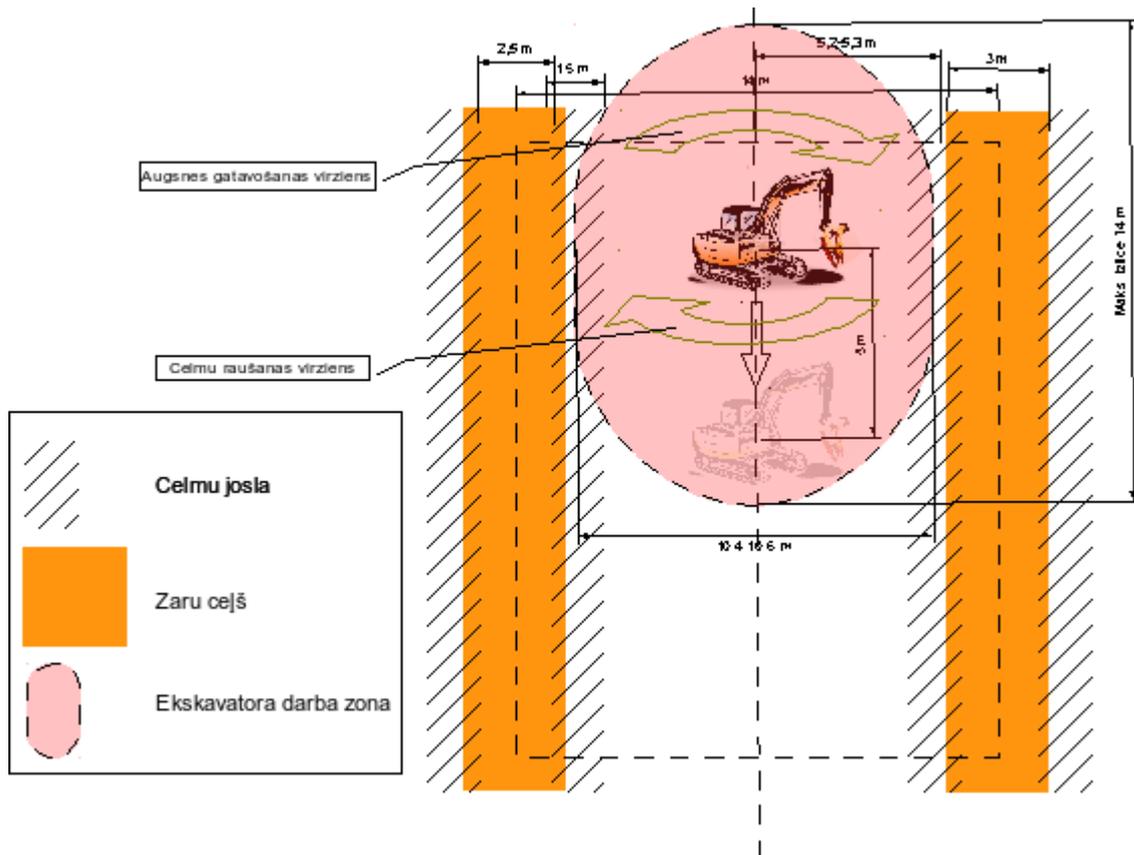


Att. 24: Iegūstamās celmu biomasas sadalījums caurmēra pakāpēs.

Oglekļa emisijas celmu izstrādes procesā ir $0,6 \text{ kg C ber. m}^{-3}$ šķeldu; attiecība starp oglekli biokurināmajā un patērētajā dīzeļdegvielā ir 139:1. Kopā visā ražošanas un piegāžu procesā patērē $2,28 \text{ kg C ber. m}^{-3}$ šķeldu; attiecība starp oglekli celmu šķeldās un patērētajā degvielā ir 29:1. Lielākās emisijas (25 %) rada celmu drupināšana, ja to veic ar dīzeļdegvielu darbināmos drupinātājos.

1.4. Ieteikumi darba metožu pilnveidošanai

Pilnveidotā darba metode parādīta Att. 25. Būtiskākā atšķirība ir tajā apstākļi, ka ekskavators vairs nebrauc pa zaru ceļu, nodrošinot, ka netiek pasliktināti pievešanas apstākļi. Apstrādājamās joslas, kas netiek apkrauta ar celmiem, platums pie attāluma starp zaru ceļiem 14 m ar jauno metodi ir 8,5 m, neatkarīgi no zaru ceļa platuma. Celmu rāvējs nebojā zaru ceļu, nepieciešamības gadījumā izraujot un apgriežot vai novācot lielākos celmus, kas traucē pievešanu.



Att. 25: Pilnveidotās darba metodes shēma.

Pārējie ieteikumi darba metodes pilnveidošanai:

- slapjainu, purvainu, āreņu un kūdreņu meža tipos operators atstāj celmus uz zaru ceļiem, kā arī celmus, kas pieguļ zaru ceļiem (līdz 1 m attālumā no zaru ceļa) vai arī nokniebj saknes gar zaru ceļa malu (izņēmums ir garākie celmi, kas traucē pievešanu, šādus celmus ir jāizrauj);
- sausieņu meža tipos operators rīkojas pēc apstākļiem – ja zaru ceļi ir nepieciešami, operators atstāj celmus uz ceļiem, ja nē – rauj ārā arī tos celmus, kas atrodas uz zaru ceļiem, cenšoties neveidot lielas bedres. Tāpēc uz zaru ceļiem arī sausieņu meža tipos nav ieteicams raut priežu celmus;
- pārējā cirsmas daļā, kas nav zem tehnoloģiskajiem koridoriem, raujami visi egļu un apses celmi, kas resnāki par 20 cm, priežu celmi ar caurmēru līdz 45 cm un bērza celmi ar caurmēru līdz 50 cm;

- lai novērtētu darba apstākļus cirmā, operatoram jāmēģina, darbu uzsākot, izraut arī resnāki priedes un bērza celmi un ja tie nāk ārā viegli (uz dziļām kūdras augsnēm, piemēram) caurmēra ierobežojums nav jāņem vērā;
- vairāku celmu grupā vispirms jāmēģina izraut resnākais celms, lai būtu vieglāk izcelt blakus esošos mazākos celmus;
- skujkoku cirmās atstāj lapkoku sugu (melnalksnis, liepa, kļava u.c.) celmus, it īpaši pārmitros reljefa pazeminājumos, kur saimnieciski vērtīgāko koku sugu izaugšanās var būt problemātiska;
- ekskavatoram nav jāmēģina strādāt ar pilnu izlici un, lai izrautu resnākos celmus, jāpagriežas pret tiem ar priekšpusi, lai nodrošinātu maksimālu atbalstu raušanas laikā.

Pievešanas etapā jāizvērtē iespēja atstāt celmus cirmā apžūšanai uz dažiem mēnešiem. Tas ļautu būtiski samazināt pārvadājamā balasta (augšnes) apjomu un uzlabos kurināmā kvalitāti.

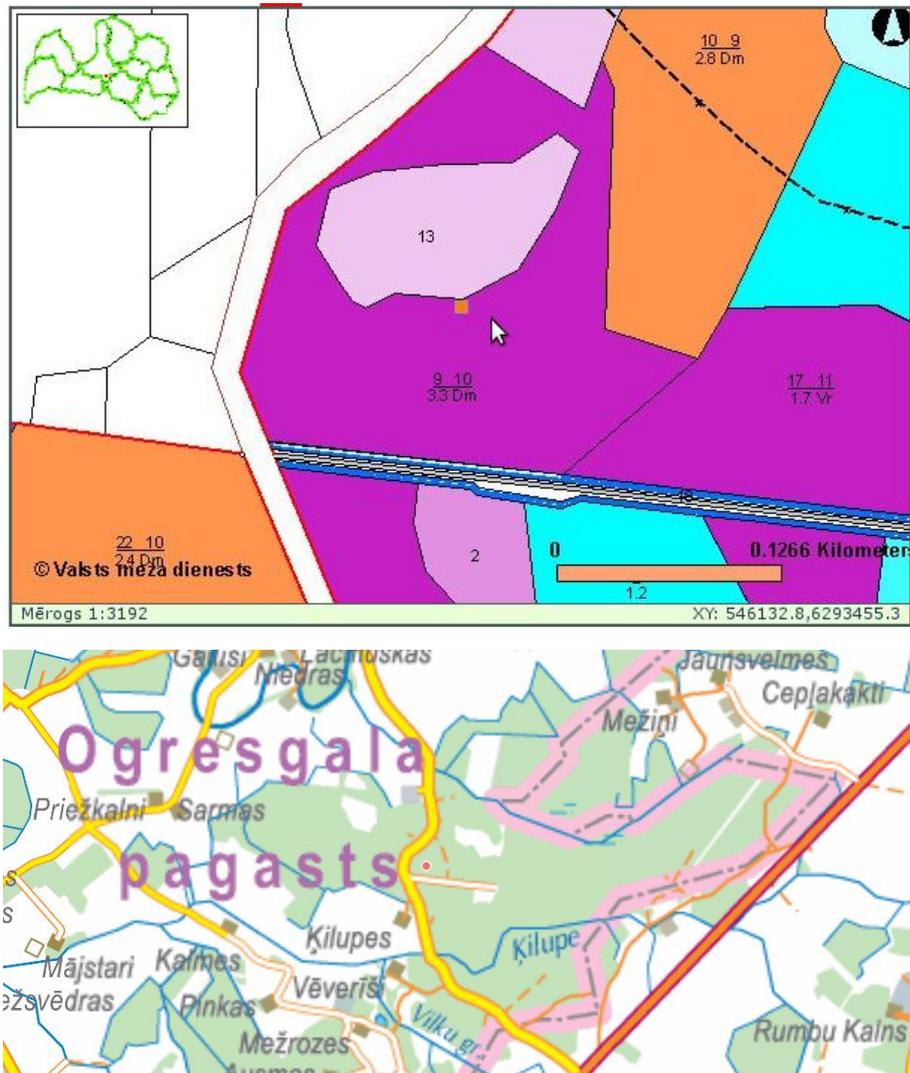
1.5. Secinājumi par celmu izstrādes izmēģinājumu rezultātiem

1. Mērījumi rezultāti liecina, ka nepastāv sakarība starp celmu caurmēru un celmu skaitu ar vizuāli identificējamiem trupes radītiem bojājumiem. Tas nozīmē, ka izraujamo vai atstājamo celmu dimensiju izvēli nevar balstīt uz pieņēmumu par to, ka, piemēram, resnāki celmi rada lielāku inficēšanās risku nākamās aprites kokiem. Tas nozīmē arī, ka mazāko celmu ($D < 20$ cm) atstāšana cirmā nerada lielāku risku kā lielāko celmu atstāšana.
2. Izstrādes laikā operatori pamanīja un izrāva 82 % no marķētajiem celmiem, kā arī atrada vairākus celmu (6 % no sākotnēji marķēto celmu), kas netika pamanīti, veicot celmu uzskaiti pirms izstrādes. Celmu raušanu apgrūtināja sniegunis, kas ar pārtraukumiem turpinājās visu celmu izstrādes laiku, izņemot pirmo darba dienu. Celmu raušana bija apgrūtināta platībās ar augstu gruntsūdens līmeni, kur būtiski vairāk laika patērēja celmu atbrīvošanai no augsnes. Šādās platībās celmu izstrādi lietderīgi veikt ziemā, kad augsnes virskārta ir sasalusi.
3. Celmu izstrādes darba ražīgums ar abiem pētījumā izmantotajiem agregātiem būtiski neatšķīrās (vidēji 0,37 stundas produktīvā darba laika uz 1 tonnu biomasas sausnas), taču atšķīrās darba laika sadalījums – pieredzējušais operators, kas strādāja uz Komatsu ekskavatora, vairāk laika pavadīja manevrējot, lai ieņemtu celmu izstrādei

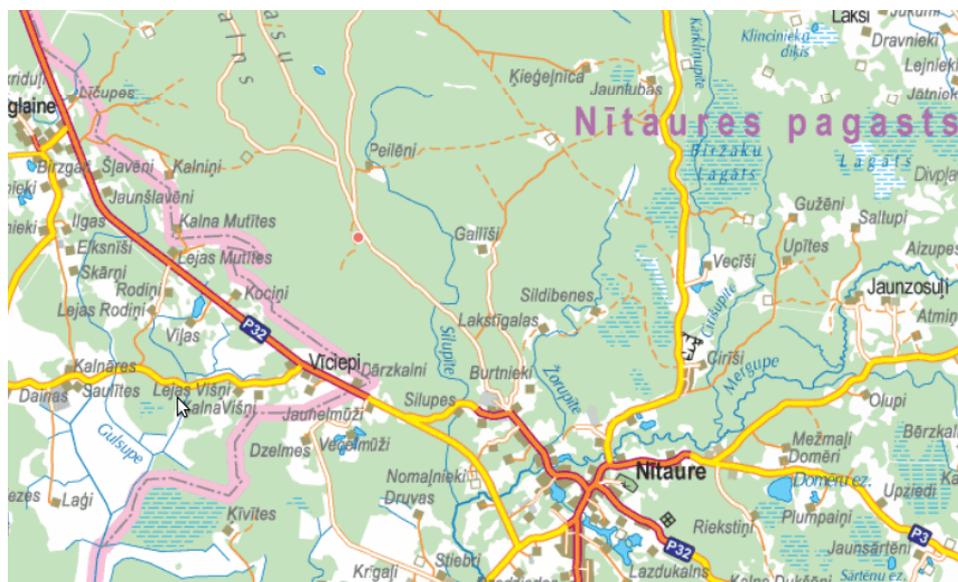
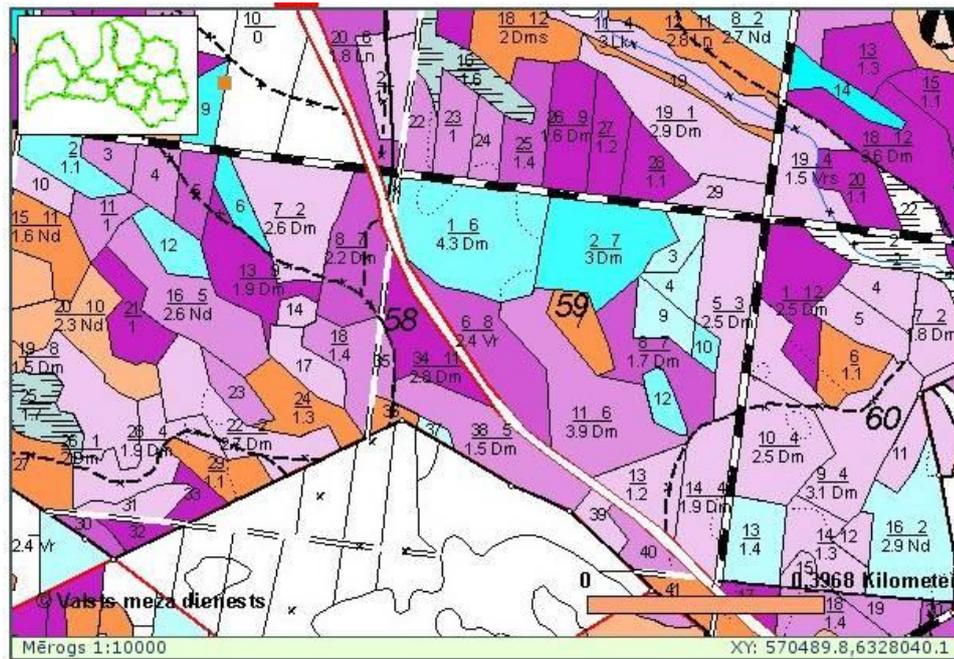
piemērotāku pozīciju, bet New Holland operators vairāk laika patērēja celmu izraušanai un saplēšanai. MCR-500 celmu raušanas kausam ir būtisks darba ražīguma paaugstināšanas potenciāls, nodrošinot normālu darba spiedienu pretnaža cilindrā. Vērtējot darba ražīguma rādītājus, jāņem vērā, ka Zviedrijā izstrādātie pazemes biomasas allometriskie vienādojumi Latvijā nav pārbaudīti un saskaņā ar iepriekš veiktiem pētījumiem par celmu izstrādi, tie uzrāda būtiski mazāku biomasas daudzumu, nekā ir faktiski. Tas nozīmē, ka reālais darba ražīgums ir lielāks.

4. Dažādu dimensiju celmu izstrādes darba ražīguma rezultāti liecina, ka visām koku sugām būtiski palielinās darba laika patēriņš, pārrēķinot uz biomasas vienību, ja celma diametrs ir mazāks par 20 cm, tāpēc šādus celmus turpmāk ieteicams atstāt cirsmā, ja netiek gūti pierādījumi, ka tie palielina nākamās aprites koku inficēšanās ar trupi risku. Nevienai no koku sugām nav konstatēts būtisks darba ražības samazinājums, raujot par 50 cm resnākus celmus. Iespējams, tas saistīts ar to, ka galvenā cirte veikta pirms 2 gadiem un saknes vieglāk atdalās no augsnes; iespējams, ka darba ražīguma rādītājus ietekmēja sākotnējais uzstādījums, ka operatoriem nav jācenšas izraut resnākie celmi.
5. Raujot trupējušus celmus, it īpaši lielus celmus, darba ražīgums palielinājās (vidēji par 14 %), taču jāņem vērā, ka trupējušiem celmiem nereti ir tukši vidi, bet saknes notrūkst augstāk, tāpēc faktiskais iegūtās biomasas daudzums ir mazāks.
6. Pretēji agrāk Latvijā veiktajiem pētījumiem par celmu izstrādi, izmēģinājumos konstatēts, ka vairāku celmu vienlaicīga raušana, izvēloties raušanai celmu grupas visresnāko celmu, samazina darba ražīgumu. Darba laika uzskaites rezultāti nedod skaidrojumu šādam rezultātam; iespējams, ka vainojams sākotnējais uzstādījums raut visus celmus (tajā skaitā tievākus par 20 cm) vai arī tas, ka galvenā cirte izmēģinājumu platībās veikta pirms 2 gadiem (līdzšinējie izmēģinājumi veikti svaigās cirsmās).

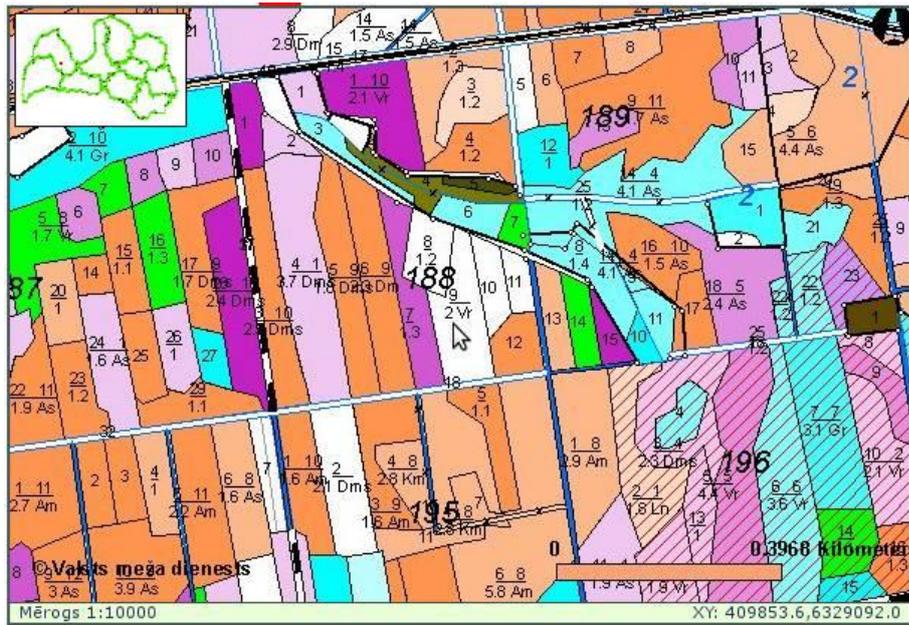
1.6. Objektu kartes



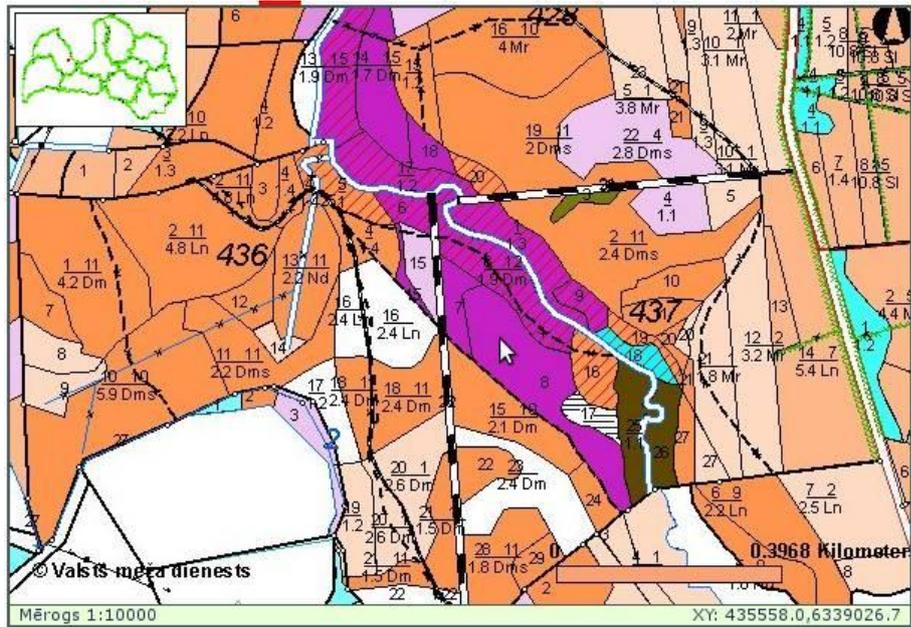
Att. 26: Pētījumu objekts Ogre, mežaudzes atslēga Meža fonda datubāzē 80-29-07-501-360-9.



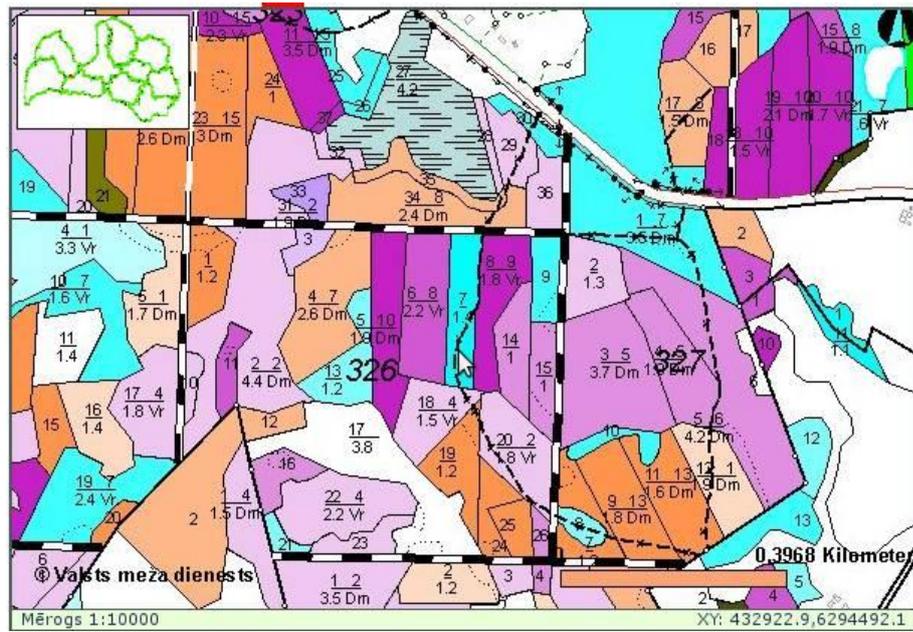
Att. 27: Pētījumu objekts Nītaure, mežaudzes atslēga Meža fonda datubāzē 65-03-07-410-58-34.



Att. 28: Pētījumu objekts Stende, mežaudzes atslēga Meža fonda datubāzē 82-04-07-714-188-9.



Att. 29: Pētījumu objekts Dursupe, mežaudzē atslēga Meža fonda datubāzē 82-05-07-712-437-8.



Att. 30: Pētījumu objekts Jaunpils, mežaudzes atslēga Meža fonda datubāzē 83-05-07-603-326-7.

1.7. Augsnes agroķīmisko analīžu rezultāti

Tab. 12 Augsnes ķīmiskās īpašības

Objekts	Parauga dziļums, cm	Augsnes pHCaCl ₂	Nkop., g kg ⁻¹	CaCO ₃ , g kg ⁻¹	Ckarb., g kg ⁻¹	Corg., g kg ⁻¹	Ckop., g kg ⁻¹	C/N	Apm.bāzu kapacitāte, cmol kg ⁻¹	Piesātinājums ar bāzēm, %	Apm.bāzes, cmol kg ⁻¹	Hidrolītiskais skābums, mgekv 100 g ⁻¹	
1 PL	501-360-9	O	3,2	16,66	0,0	0,0	483,3	483,3	29	153,1	21,2	32,5	120,6
1 PL	501-360-9	0-10	2,8	5,64	0,0	0,0	179,3	179,3	32	49,4	7,2	3,5	45,9
1 PL	501-360-9	10-20	3,2	1,86	0,0	0,0	45,6	45,6	25	11,2	1,5	0,2	11,0
1 PL	501-360-9	20-40	3,7	0,44	0,0	0,0	15,7	15,7	36	11,3	0,6	0,1	11,3
1 PL	501-360-9	40-80	3,8	0,16	0,0	0,0	6,9	6,9	43	7,7	14,4	1,1	6,6
2 PL	360-9	O	3,2	12,92	0,0	0,0	274,5	274,5	21	99,6	17,0	16,9	82,7
2 PL	360-9	0-10	2,9	3,07	0,0	0,0	80,5	80,5	26	28,8	3,3	1,0	27,8
2 PL	360-9	10-20	3,5	0,65	0,0	0,0	14,1	14,1	22	10,1	0,7	0,1	10,1
2 PL	360-9	20-40	4,2	0,21	0,0	0,0	4,8	4,8	23	5,8	21,8	1,3	4,6
2 PL	360-9	40-80	4,0	0,18	0,0	0,0	3,0	3,0	17	6,8	18,8	1,3	5,5
1 PL	188-9	O	3,2	13,11	0,0	0,0	383,7	383,7	29	120,6	23,3	28,1	92,5
1 PL	188-9	0-10	3,1	1,32	0,0	0,0	37,1	37,1	28	15,3	7,7	1,2	14,1
1 PL	188-9	10-20	3,8	0,85	0,0	0,0	22,0	22,0	26	10,4	26,0	2,7	7,7
1 PL	188-9	20-40	4,8	0,47	0,0	0,0	13,7	13,7	29	9,8	60,9	6,0	3,8
1 PL	188-9	40-80	6,6	0,20	92,3	11,1	6,8	17,9	33	50,0	99,4	49,7	0,3
2 PL	188-9	O	3,7	14,60	0,0	0,0	398,4	398,4	27	126,0	33,1	41,7	84,3
2 PL	188-9	0-10	4,8	2,16	0,0	0,0	37,8	37,8	17	14,2	50,4	7,2	7,1
2 PL	188-9	10-20	4,9	0,62	0,0	0,0	18,3	18,3	29	5,8	44,1	2,6	3,2
2 PL	188-9	20-40	5,4	0,26	0,0	0,0	6,2	6,2	24	7,0	80,7	5,7	1,4
2 PL	188-9	40-80	6,4	0,11	0,0	0,0	5,8	5,8	54	30,8	98,9	30,4	0,4
1 PL	47-8	O	3,1	8,44	0,0	0,0	304,3	304,3	36	84,1	23,1	19,4	64,7
1 PL	47-8	0-10	3,2	0,32	0,0	0,0	14,8	14,8	45	4,3	11,0	0,5	3,8

Objekts		Parauga dziļums, cm	Augsnes pHCaCl ₂	Nkop., g kg ⁻¹	CaCO ₃ , g kg ⁻¹	Ckarb., g kg ⁻¹	Corg., g kg ⁻¹	Ckop., g kg ⁻¹	C/N	Apm.bāzu kapacitāte, cmol kg ⁻¹	Piesātinājums ar bāzēm, %	Apm.bāzes, cmol kg ⁻¹	Hidrolītiskais skābums, mgekv 100 g ⁻¹
1 PL	47-8	10-20	3,8	0,45	0,0	0,0	7,0	7,0	15	3,5	10,6	0,4	3,1
1 PL	47-8	20-40	4,1	0,32	0,0	0,0	10,9	10,9	34	5,0	0,7	0,0	4,9
1 PL	47-8	40-80	4,4	0,18	0,0	0,0	7,6	7,6	44	3,8	31,9	1,2	2,6
2 PL	47-8	O	3,1	10,73	0,0	0,0	336,5	336,5	31	105,1	18,2	19,2	85,9
2 PL	47-8	0-10	3,2	0,27	0,0	0,0	9,1	9,1	34	4,0	3,3	0,1	3,9
2 PL	47-8	10-20	3,7	0,25	0,0	0,0	7,7	7,7	30	4,4	0,8	0,0	4,3
2 PL	47-8	20-40	4,0	0,21	0,0	0,0	7,2	7,2	34	6,4	31,4	2,0	4,4
2 PL	47-8	40-80	4,4	0,08	0,0	0,0	3,5	3,5	42	2,6	45,5	1,2	1,4
1 PL	326-7;8	O	4,2	2,74	0,0	0,0	71,7	71,7	26	23,6	40,9	9,7	14,0
1 PL	326-7;8	0-10	4,3	1,05	0,0	0,0	19,6	19,6	19	10,3	33,3	3,4	6,9
1 PL	326-7;8	10-20	4,2	0,57	0,0	0,0	10,3	10,3	18	7,9	38,3	3,0	4,9
1 PL	326-7;8	20-40	4,3	0,30	0,0	0,0	5,6	5,6	19	8,8	52,3	4,6	4,2
1 PL	326-7;8	40-80	6,2	0,25	45,6	5,5	3,8	9,3	15	47,5	96,4	45,8	1,7
2 PL	326-7;8	O	4,6	5,23	0,0	0,0	189,6	189,6	36	48,2	59,7	28,8	19,5
2 PL	326-7;8	0-10	3,8	1,48	0,0	0,0	35,7	35,7	24	12,1	25,0	3,0	9,1
2 PL	326-7;8	10-20	3,9	0,64	0,0	0,0	12,0	12,0	19	7,7	0,9	0,1	7,6
2 PL	326-7;8	20-40	4,0	0,23	0,0	0,0	5,9	5,9	26	5,0	2,7	0,1	4,8
2 PL	326-7;8	40-80	4,4	0,09	0,0	0,0	2,5	2,5	28	4,9	48,5	2,4	2,5
2 PL	58-34	O	3,8	15,24	0,0	0,0	488,5	488,5	32	115,8	33,0	38,3	77,6
2 PL	58-34	0-10	3,5	0,77	0,0	0,0	18,8	18,8	24	10,7	0,6	0,1	10,6
2 PL	58-34	10-20	3,9	0,49	0,0	0,0	11,7	11,7	24	5,7	7,1	0,4	5,3
2 PL	58-34	20-40	4,3	0,24	0,0	0,0	7,4	7,4	30	4,3	14,9	0,6	3,7
2 PL	58-34	40-80	4,5	0,15	0,0	0,0	4,6	4,6	32	5,0	52,1	2,6	2,4
1 PL	58-34	O	4,5	14,35	0,0	0,0	415,4	415,4	29	83,6	48,2	40,3	43,3
1 PL	58-34	0-10	4,0	0,95	0,0	0,0	21,9	21,9	23	9,8	3,1	0,3	9,5
1 PL	58-34	10-20	4,0	0,45	0,0	0,0	15,4	15,4	34	7,0	2,2	0,2	6,8
1 PL	58-34	20-40	4,3	0,21	0,0	0,0	8,0	8,0	38	4,5	3,7	0,2	4,3

Objekts		Parauga dziļums, cm	Augsnes pHCaCl ₂	Nkop., g kg ⁻¹	CaCO ₃ , g kg ⁻¹	Ckarb., g kg ⁻¹	Corg., g kg ⁻¹	Ckop., g kg ⁻¹	C/N	Apm.bāzu kapacitāte, cmol kg ⁻¹	Piesātinājums ar bāzēm, %	Apm.bāzes, cmol kg ⁻¹	Hidrolītiskais skābums, mgekv 100 g ⁻¹
1 PL	58-34	40-80	4,5	0,03	0,0	0,0	5,8	5,8	171	3,3	9,2	0,3	3,0

Tab. 13 Augsnes granulometriskais sastāvs

Objekts		Parauga dziļums, cm	2mm – 63 μm, %	63-2μm, %	< 2μm, %
1 PL	360-9	O	-	-	-
1 PL	360-9	0-10	67,8	27,0	5,2
1 PL	360-9	10-20	76,8	20,9	2,3
1 PL	360-9	20-40	77,7	17,9	4,4
1 PL	360-9	40-80	75,5	17,2	7,3
2 PL	360-9	O	-	-	-
2 PL	360-9	0-10	65,4	30,8	3,8
2 PL	360-9	10-20	66,5	29,0	4,5
2 PL	360-9	20-40	58,4	36,4	5,2
2 PL	360-9	40-80	47,8	38,7	13,5
1 PL	188-9	O	-	-	-
1 PL	188-9	0-10	80,1	16,6	3,3
1 PL	188-9	10-20	79,8	11,6	8,7
1 PL	188-9	20-40	66,4	17,4	16,2
1 PL	188-9	40-80	66,3	18,9	14,8
2 PL	188-9	O	-	-	-
2 PL	188-9	0-10	84,1	9,6	6,3
2 PL	188-9	10-20	87,9	6,9	5,2
2 PL	188-9	20-40	86,0	6,5	7,5
2 PL	188-9	40-80	74,1	17,4	8,5
1 PL	47-8	O	-	-	-
1 PL	47-8	0-10	89,4	9,1	1,5
1 PL	47-8	10-20	86,9	10,2	2,9
1 PL	47-8	20-40	87,6	10,0	2,4
1 PL	47-8	40-80	92,0	6,3	1,8
2 PL	47-8	O	-	-	-
2 PL	47-8	0-10	86,1	13,6	0,3
2 PL	47-8	10-20	83,1	13,5	3,4
2 PL	47-8	20-40	90,0	8,4	1,6
2 PL	47-8	40-80	93,0	6,1	1,0
1 PL	326-7;8	O	-	-	-
1 PL	326-7;8	0-10	63,7	25,7	10,6
1 PL	326-7;8	10-20	57,6	25,6	16,8
1 PL	326-7;8	20-40	54,9	23,9	21,2
1 PL	326-7;8	40-80	51,7	25,4	22,9
2 PL	326-7;8	O	-	-	-
2 PL	326-7;8	0-10	71,9	23,0	5,1
2 PL	326-7;8	10-20	72,5	21,6	5,9
2 PL	326-7;8	20-40	75,1	16,9	8,0
2 PL	326-7;8	40-80	66,0	21,3	12,7
2 PL	58-34	O	-	-	-
2 PL	58-34	0-10	76,2	19,8	4,1
2 PL	58-34	10-20	77,2	18,3	4,5
2 PL	58-34	20-40	76,2	18,7	5,0
2 PL	58-34	40-80	77,9	17,8	4,4
Nītaure, 1 PL	58-34	O	-	-	-
Nītaure, 1 PL	58-34	0-10	82,1	13,0	4,9

Objekts		Parauga dziļums, cm	2mm – 63 μm, %	63-2μm, %	< 2μm, %
Nītaure, 1 PL	58-34	10-20	81,7	13,7	4,6
Nītaure, 1 PL	58-34	20-40	82,6	14,1	3,3
Nītaure, 1 PL	58-34	40-80	84,2	12,4	3,4

2. SAKŅU TRUPI IZRAISOŠO SĒŅU NOTEIKŠANA CELMU IZSTRĀDES EKSPERIMENTĀ

2.1. Pētījuma objekti

2012. gada novembrī - decembrī 5 pētījumu objektos (2.1.1. tabula), kas tika izvēlēti 2011. gadā Rietumvidzemes, Ziemeļkurzemes, Zemgales un Vidusdaugavas mežsaimniecībās veica atcelmošanu platībās, kuās pirms diviem gadiem tika veikta kailcirte.

2.1.1. tabula. Pētījumu objekti

Kods	Platība	Mežsaimniecība/ iecirknis	Meža tips	Audzes sastāva formula/ vecums
80-29-07-501-360-9	3	Vidusdaugavas/Ogres	Dm	6E3P1B ₉₈
65-03-07-410-58-34	1.7	Rietumvidzemes /Vēru	Dm	8E ₁₀₃ 1B ₈₃ 1P ₈₃
82-04-07-714-188-9	2	Ziemeļkurzemes/Vanemas	Vr	
83-05-07-603-326-7	1.4, 1.7	Zemgales /Kandavas	Vr	5B4E1P ₈₇ , 6E3B1P ₈₇
82-05-07-712-437-8	3.4	Ziemeļkurzemes/Mērsraga	Dm	6E4P ₉₇

2.2. Koksnes paraugu ievākšana un analīze

Izmēģinājumu objektos pēc atcelmošanas (2.2.1. attēls) tika ievākti koksnes paraugi no egļu un priežu saknēm patogēno sēņu identificēšanai laboratorijas apstākļos. Katrā objektā izvēlēti 20 trupējuši celmi, kā arī 20 blakus esoši netrupējuši celmi. No katra celma lūzuma vietās ievāca 5 resnākās saknes (2.2.2. attēls), lai noteiktu, cik daudz no augsnē palikušajām saknēm varētu būt inficētas ar trupī izraisošām sēnēm. Piecos parauglaukumos pavisam tika ievāktas ~1000 saknes. Koksnes paraugi atkarībā no sakņu diametra tika ievākti trijos dažādos veidos: ar dārza šķērēm, ar cirvi vai ar motorzāģi. Saknes no katra celma tika ievietotas plastikāta maisā ar celma numuru un nogādātas laboratorijā. Pirms apstrādes saknes tika uzglabātas aukstumkamerā +4 oC temperatūrā.



2.2.1. attēls. Atcelmošana



2.2.2. attēls. Sakņu paraugi

Laboratorijā katra sakne tika mazgāta ar tekošu ūdeni un žāvēta istabas temperatūrā vienu diennakti. Pēc tam katrai saknei tika izmērīts diametrs, piešķirts kārtas numurs no 1 līdz 5, un no saknes vidusdaļas, izmantojot cirvi, izcirsti koksnes paraugi. Vienlaicīgi tika novērtēts arī saknes stāvoklis: vesela koksne, trupējusi koksne vai koksne ar krāsojumu. No katras saknes paņemtais koksnes paraugs laboratorijā sadalīts divās daļās, sterilizēts uz liesmas un ievietots Petri platē ar iesala agara barotni. Petri plātes inkubētas istabas temperatūrā un regulāri pārbaudītas, izmantojot mikroskopu Leica DM400B, lai konstatētu *H. annosum* s.l. un citu sēņu sastopamību. Iegūto rezultātu apstrāde vēl turpinās. Turpmākajā darba gaitā tiks novērtētas augsnē palikušo sakņu dimensijas atkarībā no celma diametra.

**SAKŅU TRUPES IZPLATĪBU IEROBEŽOJOŠO
FAKTORU IZPĒTE**

3. HETEROBASIDION ANNOSUM S.L. INFEKCIJAS NOVĒRTĒJUMS KLINŠKALNU PRIEDES STĀDĪJUMOS

2010. - 2012. gadā apsekoti četri parauglaukumi, kuros novērtēta dažādu *Pinus contorta* provenienču rezistence, kā arī savstarpēji salīdzināta *P. contorta* un *Pinus sylvestris* rezistence pret *Heterobasidion annosum* s.l. Parauglaukumos – *P. contorta* un *P. sylvestris* stādījumos veikts *Heterobasidion* spp. infekcijas novērtējums, kā arī izdalītas rezistentākās proveniences, pamatojoties uz *Heterobasidion* spp. genotipu analīzi.

Apsekojot parauglaukumu, kas ierīkots Vidusdaugavas mežsaimniecībā, Vecumnieku iecirknī 2010. gadā, tika noskaidrots, ka lielāku rezistenci pret *H. annosum* uzrāda *P. sylvestris*, salīdzinājumā ar *P. contorta*. Secināts, ka klinškalnu priedes provenienci Summit Lake raksturo lielāka rezistence, salīdzinājumā ar proveniencēm Pink Mountain un Fort Nelson. 2012. gadā apsekots 1986. gadā ierīkotais *P. contorta* eksperimentālais stādījums Ziemeļkurzemes mežsaimniecībā, kas reprezentē *P. contorta* stādījumus ar barības vielām bagātās augsnēs (bijušajā kokaudzētavas teritorijā). Minētajā stādījumā no trupējušiem kokiem tika ievākti koksnes paraugi. Atkārtoti apsekots parauglaukums, kas ierīkots Vidusdaugavas mežsaimniecībā, Vecumnieku iecirknī, lai salīdzinātu *H. annosum* genotipu izplatības robežas un noteiktu sakņu piepes attīstības dinamiku.

3.1. Materiāls un metodes

3.1.1. Empīriskā materiāla raksturojums

P. contorta eksperimentālais stādījums Vidusdaugavas mežsaimniecībā Vecumnieku iecirknī (196. kv., 12. nog.) ierīkots 1985. gadā. Objekta koordinātes - 56⁰41'6 Z.pl. un 24⁰27'43 A.g. Audzes sastāvs: 10 Citas P,+P, meža tips – mētrājs. Stādījumos analizētas trīs *Pinus contorta* var. *latifolia* proveniences - Pink Mountain, Fort Nelson, Summit Lake un viens *P. sylvestris* (nezināmas izcelsmes) variants. Iepriekšējās audzes koki (*P. sylvestris*) izcirsti 1983. / 1984. gadā. Iepriekš atsevišķu koku ciršana veikta 2009./2010. gada ziemā, kad nocirsti paraugkoki to biomasas noteikšanai un 2010. gadā, kad no 258 kaltošiem kokiem tika ievāktas ripas (ripas ievāktas no 43 parcelām), lai pārbaudītu audzes inficētību ar *H.annosum* s.l. Vidusdaugavas mežsaimniecībā eksperimentālo stādījumu parauglaukuma

(turpmāk 1. parauglaukums) katrā parcelā sākotnēji ir bijuši 60 koki, attālums starp kokiem 1 metrs, starp rindām – 2 metri. Pārbaudītas 64 parcelas, 2272 koki, no tiem 109 *P. sylvestris*.

Lai pārbaudītu provenienču (Pink Mountain, Fort Nelson un Summit Lake) rezistenci pret *H. annosum* lauksaimniecības zemēs, apsekots 1986. gadā ierīkotais *P. contorta* eksperimentālais stādījums Ziemeļkurzemes mežsaimniecībā, Usmas iecirknī - 245.kv., 6.,7. nogabali; audzes sastāvs 10 Citas P, meža tips – vēris. Stādījums reprezentē trīs *Pinus contorta* var. *latifolia* proveniencas - Pink Mountain, Fort Nelson, Summit Lake. Kopšanas cirte veikta 2007. gada ziemā. Ziemeļkurzemes mežsaimniecībā eksperimentālo stādījumu parauglaukuma katrā parcelā ir 50 koki, attālums starp kokiem 1 metrs, starp rindām – 2 metri. Pārbaudītas 54 parcelas, 2700 koki. Analizētais parauglaukums turpmāk tekstā tiks apzīmēts kā - 2. parauglaukums.

Lauka un kamerālo darbu metodes aprakstītas projekta "Sakņu trupes izplatību ierobežojošo faktoru izpēte" 2012. gada starpatskaitē.

3.1.2. Lauku darbu metodika

Iespējamā *Heterobasidion annosum* klātbūtne 1.parauglaukumā noteikta, novērtējot koku vainagu stāvokli un konstatējot *H. annosum* auglķermeņus uz sakņu kakla un saknēm. Apsekoti un uzskaitīti visi kaltsie, izgāzti un nolauzti koki.

Visi kaltsie koki un koki, kuriem konstatēti auglķermeņi, tika nozāģēti, un no tiem, pēc iespējas tuvāk sakņu kaklam, paņemtas apmēram divus līdz trīs cm biezas ripas. Ripas ievāktas no 34 kokiem 18 parcelās. Atrastie *H. annosum* auglķermeņi tika nolasīti no kokiem un ievietoti polietilēna maisiņos. Auglķermeņi un ripas uzreiz tika nogādātas LVMI „Silava”, kur paraugi uzglabāti + 4⁰C temperatūrā un veikta paraugu turpmākā analīze.

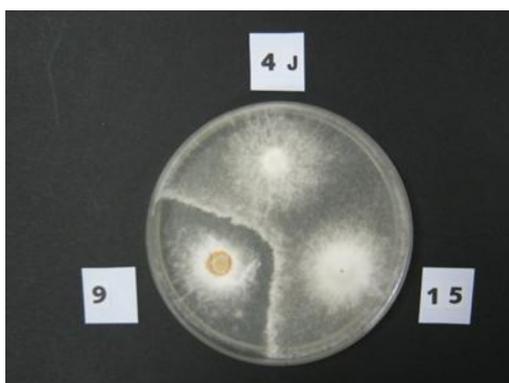
3.1.3. Kamerālo darbu metodika

Ievāktās *P. contorta* ripas laboratorijā tika nomizotas un zem tekoša krāna ūdens ar birsti nomazgātas, pēc tam no ripām notecināja lieko ūdeni. Tās ievietoja polietilēna maisos, atstājot maisu galus vaļā, lai nodrošinātu tajos gaisa cirkulāciju. Maisus ar ripām stāvus ievietoja kastēs un inkubēja 5 - 7 dienas istabas temperatūrā.

Pēc ripu inkubācijas, izmantojot Leica stereomikroskopu MZ 7.5 (pal. 10 x 1,25 – 10 x 4,0) un 0,7 cm x 0,7cm plastmasas režģi, tika pārbaudīts katrs ripas cm², lai konstatētu *H. annosum* konīdijnesējus. Atrodot *H. annosum* konīdijnesējus (atsevišķus vai grupās), tie ar smalku pinceti pārnesti uz Petri platēm un uzsēti uz iesala agara barotnes. No katras ripas

konīdijnesēji tika uzsēti 10 atkārtojumos (2 platēs pa pieciem uz katras). Pēc 3 un 7 dienām plates mikroskopētas, lai iegūtu *H.annosum* tīrkultūras.

Lai noskaidrotu, vai no koksnes ripām iegūtie izolāti pieder vienam genotipam, katra *H. annosum* izolāta tīrkultūras gabaliņu ar liesmā nosterilizētu adatu pārnesa Petri platē uz iesala agara barotnes. Pēc tam uz šīs pašas Petri plates pārnesa divus agara gabaliņus ar citiem *H. annosum* izolātiem un novietoja 1,5 - 2,5 cm attālumā no uzliktās kultūras. Kultūras piederība konkrētam genotipam tika noteikta trīs nedēļu laikā, novērojot demarkācijas jeb konfrontācijas līniju starp kultūrām (3.1.3.1., 3.1.3.2.attēls).



3.1.3.1. attēls. *H. annosum* izolāti 4J, 15 pieder vienam genotipam, izolāts 9 – citam genotipam.



3.1.3.2. attēls. *H. annosum* izolāti 25J, 133, 140 reprezentē atšķirīgus genotipus.

Pēc *H. annosum* genotipu izdalīšanas, iespējama to kartēšana un genotipu robežu noteikšana stādījumu shēmā.

Lai noteiktu auglķermeņu laukumu, tie laboratorijā tika pārzīmēti uz caurspīdīgas A4 formāta plēves. Auglķermeņu laukums tika aprēķināts, izmantojot neregulāru formu priekšmetu laukumu aprēķināšanai paredzēto planimetru PLANIX S10 „Marble”. Ierīce tika noregulēta liektas līnijas garuma mērīšanai (funkcija Stream Area).

3.2. Rezultāti

3.2.1. *H. annosum* genotipu analīze Vidusdaugavas mežsaimniecībā ierīkotajā parauglaukumā

Atkārtoti 2012. gadā apsekojot 1. parauglaukumu, *H. annosum* izraisītā infekcija konstatēta 13 *P. contorta* parcelās 29 kociem, izdalīti 28 *H.annosum* izolāti. *P. contorta* stādījumos inficētība 2 gadu laikā pieaugusi no 7,93% līdz 9,1% (2010. gadā konstatēti 192 ar

H.annosum inficēti koki, 2012. gadā 211 inficēti koki). Atkārtoti apsekojot *P. sylvestris* stādījumus, *H. annosum* infekcijas pazīmes netika konstatētas, tāpēc arī ripas netika ievāktas. Veicot *H. annosum* genotipu salīdzināšanu, konstatēts, ka *P. contorta* stādījumos 2 gadu laikā attīstījušies 6 jauni *H. annosum* genotipi, kas iekļauj tikai vienu ar *H. annosum* inficētu koku (3.2.1.1. attēls). Mūsu iegūtie dati liecina, ka infekcija varētu būt izplatījusies gan ar bazīdijsporām (pēc audzē veiktajām mežsaimnieciskajām darbībām), gan ar sakņu piepes micēliju (no inficētiem iepriekšējās ģenerācijas celmiem). Zviedrijā veiktā pētījumā konstatēts, ka *P. contorta* celmi, divus gadus pēc audzes kopšanas, nav inficējušies ar *H. annosum*, kas liecina par vāju uzņēmību pret bazīdijsporu infekciju (Svensson 2011). Tomēr būtisks aspekts ir mežizstrādes veikšanas laiks - Zviedrijā kopšana veikta pavasarī, bet *H. annosum* sporu veidošanās maksimums novērojams rudenī (Gonthier *et al.* 2003). Ļoti iespējams, ka sakņu piepes micēlijs, kas inficējis kokus 2012. gadā, saglabājies un izplatījies no iepriekšējās ģenerācijas priežu celmiem. Literatūrā minēts, ka dzīvotspējīgs sēnes micēlijs lielākoties saglabājas inficētajā materiālā, kas jaunāks par 20 gadiem (Stenlid 1987). Lielbritānijā konstatēts, ka aktīvs *H. annosum* micēlijs saglabājies pat 68 gadus vecā lapegles celmā (Greig, Pratt 1976 cit. pēc Piri 1996). Infekcijas avota noskaidrošanai, Vidusdaugavas mežsaimniecībā ierīkotajā parauglaukumā nepieciešams atkārtoti pārbaudīt iepriekšējās ģenerācijas celmus, lai varētu noteikt, vai tie ir bijuši inficēti ar *H. annosum*.

Kopējais *H. annosum* genotipu skaits 2012. gadā – 42 un to robežas variē no 1-31 m (3.2.1.1. attēls). Divdesmit divi 2012. gadā iegūtie izolāti (79%) iekļaujas kādā no 2010. gadā konstatētajiem *H. annosum* genotipiem. Arī Somijā veiktajos eksperimentos noskaidrots, ka *P. contorta* audzēs raksturīga infekcijas izplatīšanās sakņu kontaktu ceļā (Piri 1996). Mazākie genotipi iekļauj tikai vienu augošu koku. Lielākais genotips 2010. gadā iekļāva 29 kokus, bet 2012. gadā šis genotips iekļauj jau 34 kokus. Piemēram, augošu egļu (*Picea abies*) saknēs infekcijas izplatība nav lielāka par 0,09 m gadā, bet celmu saknēs - 0,25 m gadā (Bendz-Hellergen 1999). Literatūrā minēts, ka 35 gadus vecās *Pinus* ģints audzēs (un jaunākās) infekcija izplatās ekspansīvi; palielinoties audzes vecumam, infekcijas izplatīšanās ātrums stabilizējas (Hodges 1969). Tā kā mūsu analizētajā audzē koku vecums ir 29 gadi, nepieciešami turpmāki pētījumi – jāveic monitorings, lai novērtētu *H. annosum* infekcijas izplatības dinamiku. Apsekojot audzi 2012. gadā, konstatēts, ka samazinājies samērā sīku (2-3 koki) genotipu skaits. Ja 2010. gadā minēto genotipu skaits bija 12 jeb 33% no kopējā genotipu skaita, tad 2012. gadā vairs tika konstatēti tikai 8 (19%) šādi genotipi. 2012. gadā konstatēti 6 jauni genotipi, kas iekļauj vienu *H.annosum* inficētu koku, bet neviens no 2010. gadā konstatētajiem *H.annosum* genotipiem, kas iekļauj tikai vienu inficētu koku, nav

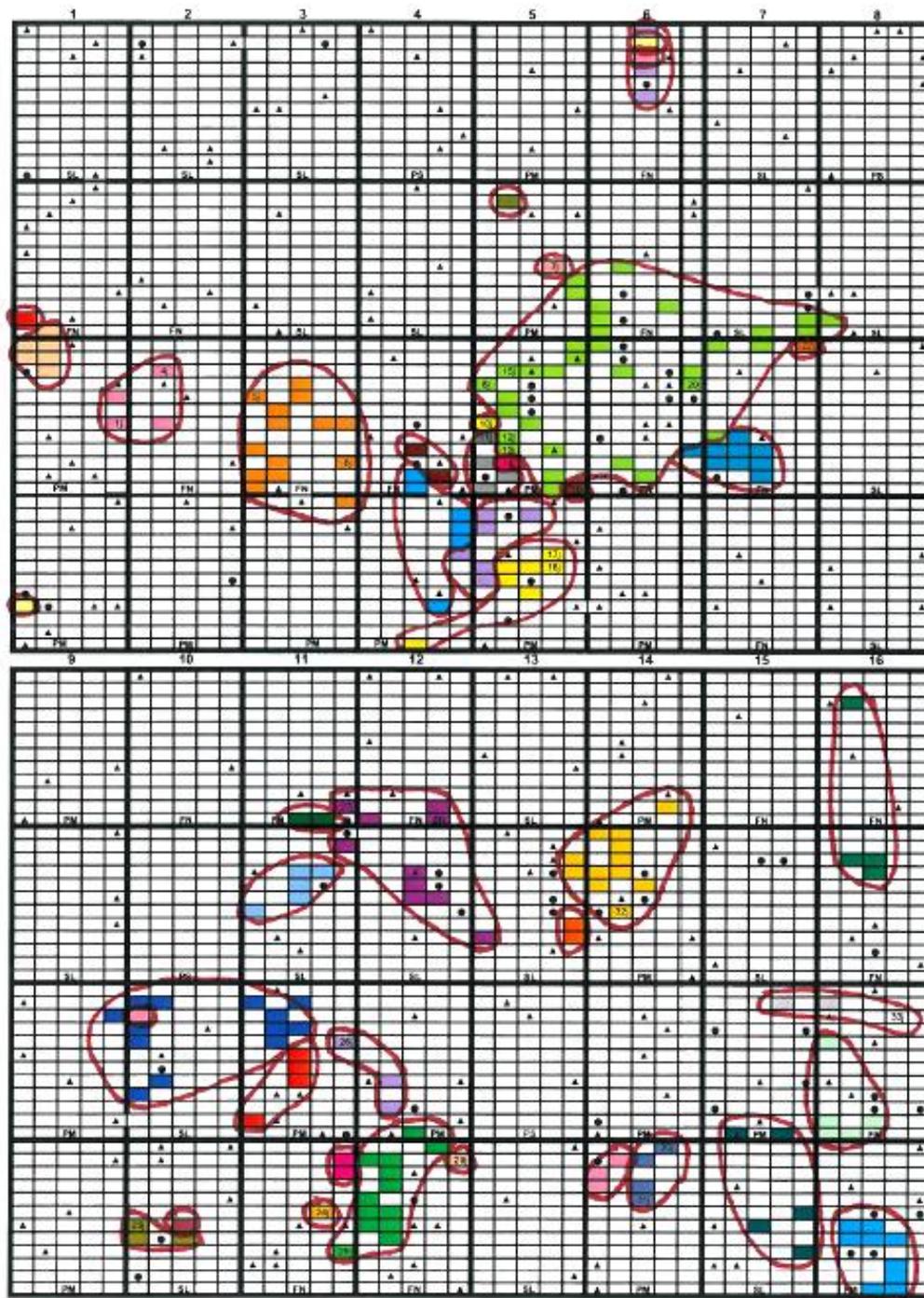
paplašinājis genotipa robežas. Pavisam (2010. un 2012. gadā) analizētajā platībā izdalīti 13 šādi genotipi - (31%). Genotipi, kurus reprezentē 10 un vairāk koki sastāda 14%. 15 genotipi (36%) iekļauj 4 - 10 kokus. *P.sylvestris* stādījumos *H.annosum* micēlija izplatības ātrums saknēs vidēji sasniedz 0,2 metrus gadā, bet genotipa robežas (diametrs) var palielināties pat par 1 metru gadā, nereti viena genotipa diametrs var sasniegt 50 metrus (Redfern, Stenlid, 1998). Tomēr lauka apstākļos ir ļoti grūti novērtēt konkrēta *H.annosum* genotipa agresivitāti, jo liela nozīme ir koka individuālajai un arī proveniences rezistencei (Swedjemark 2001), kā arī nav zināms, cik ilgā laikā patogēns audzē izplatījies, respektīvi genotipa vecums. Turpinot analizēt genotipu izplatības dinamiku tiks iegūta papildus informācija par atsevišķu provenienču rezistenci pret *H.annosum*.

Sakņu piepe izplatījusies sakņu kontaktu ceļā 94% no 211 analizētajiem inficētajiem kokiem, kas uzskaitīti 2010. un 2012. gadā. Vidēji vienā genotipā konstatēti 5,02 koki. Somijā veiktā pētījumā 8 – 14 gadus vecos *P. contorta* stādījumos vidēji vienā genotipā ir 2,0 koki (Piri, 1996). Atšķirības iespējams saistītas ar minēto audžu koku vecumu (29 gadi mūsu eksperimentā), kā arī ar to, ka Somijā stādījumi ierīkoti platībās, kur iepriekš augušas ar *H. annosum* inficētas egles un tikai 1,1% *H. annosum* izolātu, kas izdalīti no iepriekšējās ģenerācijas celmiem pārstāvēja S grupu. Vecumnieku iecirkņa eksperimentālajos stādījumos iepriekš bija augušas ar *H. annosum* inficētas priedes. Turklāt Somijā veiktajā pētījumā noskaidrots, ka analizētajās *P. contorta* audzēs *H. annosum* pamatā izplatījies ar bazīdijsporām.

1. parauglaukumā konstatēti 56,93 *H. annosum* genotipi uz hektāru un salīdzinot ar 2010. gadu, genotipu skaits uz hektāru ir pieaudzis par ~ 8. Tiek uzskatīts, ka vienā hektārā stādītās 30 gadīgās *P.abies* audzēs atrodami 25 - 4800 *H. annosum* genotipu (Piri 1990. cit. pēc Swedjemark, Stenlid 1993). Nelielais *H. annosum* genotipu skaits 1. parauglaukumā liecina par *H. annosum* izplatīšanos sakņu kontaktu ceļā. Kā jau minēts, pavisam Vidusdaugavas mežsaimniecības Vecumnieku iecirknī apsekotajos eksperimentālajos stādījumos tika izdalīti 42 genotipi. No tiem 29 jeb 69 % iekļauj vairāk kā vienu ar *H. annosum* inficētu koku. Tātad ≈ 70% gadījumu sakņu piepe izplatījusies sakņu kontaktu ceļā. Iepriekšējos LVMI „Silava” veiktajos pētījumos, apsekojot Latvijas izcelsmes priežu brīvapputes pēcnācēju stādījumus MPS "Kalsanava" teritorijā ierīkotajos parauglaukumos, konstatēts, ka 29 gadus vecā priežu audzē *H. annosum* izraisītā infekcija 88% gadījumu izplatījusies sakņu kontaktu ceļā (Kenigsvalde, nepublicēti dati).

Atkārtoti apsekojot audzi, vismazāk *H. annosum* inficēto koku konstatēti *Pinus contorta* var. *latifolia* Summit Lake proveniencei – izdalīts tikai viens *H. annosum* izolāts.

Proveniencei Fort Nelson – no 12 inficētiem kokiem izdalīti 11 *H. annosum* izolāti, savukārt Pink Mountain izdalīti 16 izolāti no 16 inficētiem kokiem. Kopējais inficēto koku skaits 2010. - 2012. gadā: Pink Mountain – 99 inficēti koki (95 izolāti), Fort Nelson - 87 inficēti koki (83 izolāti), Summit Lake – 35 inficēti koki (33 izolāti). Iegūtie dati apstiprina proveniences Summit Lake lielāku rezistenci, salīdzinot ar Fort Nelson un Pink Mountain.



○ *H. annosum* genotipu robežas

10 m

3.2.1.1. attēls. 1. parauglaukuma eksperimentālo stādījumu shēma. Ar dažādām krāsām atzīmēti atšķirīgi *H. annosum* genotipi. ▲ – celms, no kura nav izdalīts *H. annosum*; ● - kaltis koks. FN, PM, SL – parcelā stādītas Fort Nelson, Pink Mountain, Summit Lake proveniencas.

3.2.2. *H. annosum* augļķermeņu sastopamības novērtējums

2012. gadā 1. parauglaukumā tika ievākti 57 jaunie, jeb sporas veidojošie un 42 vecie jeb sporas neveidojošie, *H. annosum* augļķermeņi. Augļķermeņu laukums variēja no 0,04 cm² – 242,72 cm². Vidējais aktīvi sporulējoša augļķermeņa laukums bija 10,04 cm². Vidējais uz viena koka konstatētais augļķermeņu laukums - 65,7 cm². Augļķermeņi atrasti uz 14 kokiem, kas ir 48% no visiem 2012. gadā apsekotajiem inficētajiem kokiem un 0,65% no visām audzē esošajām *P. contorta*. 2010. un 2012. gadā uzskaitīti 110 jeb 4,6 % inficēti koki, kuriem konstatēti augļķermeņi (3.2.2.1. tabula). Redfern (1982) noskaidrojis, ka *P. contorta* koksne, salīdzinot ar *P. sylvestris*, bazīdijsporas dīgst labāk. Jaunu augļķermeņu veidošanās palielina bazīdijsporu koncentrāciju gaisā, kas ir viens no faktoriem, kas nodrošina jaunu infekcijas centru veidošanos.

3.2.2.1. tabula. Augļķermeņu sastopamība dažādām *P. contorta* proveniencēm 2010. un 2012. gadā

Provenience	Inficēto koku skaits		Koku skaits, kuriem konstatēti augļķermeņi		Kopējais augļķermeņu laukums, ±0,005 cm ²	
	2010.gads	2012.gads	2010.gads	2012.gads	2010.gads	2012.gads
Summit Lake	34	1	20	0	789,1	0
Fort Nelson	75	12	37	5	3486,2	440,4
Pink Mountain	83	16	39	9	4579,2	479,5

Proveniences Pink Mountain gan 2010., gan 2012. gadā raksturoja vislielākais koku skaits, kuriem konstatēti augļķermeņi, kā arī lielākais kopējais augļķermeņu laukums. Proveniencei Pink Mountain 2012. gadā konstatēts arī lielākais augļķermeņu veidošanās potenciāls – 56% no inficētajiem kokiem veido augļķermeņus. Savukārt proveniencei Summit Lake 2012. gadā netika konstatēti *H. annosum* augļķermeņi.

3.2.3. *P. contorta* eksperimentālais stādījums Ziemeļkurzemes mežsaimniecībā, Usmas iecirknī

Metodika un daļa rezultātu aprakstīti 2012. gada starpatskaitē. Desmit inficētie koki pārstāv provenienci Summit Lake, trīs - Pink Mountain. Iegūtas 13 tūrkultūras.

Izdalītie genotipi pieder *Heterobasidion annosum* s.s. Audzē konstatēti 5 nelieli genotipi (3.2.3.1. attēls), no kuriem lielākais iekļāva 4 kokus. Infekcijas avots tikai 1

gadījumā iekļāva vairāk kā vienu provenienci. Tā kā inficētie koki lokalizēti vienkopus blakus inficētai *P.sylvestris* audzei, tad infekcijas avots varētu būt inficētas *P.sylvestris*. Tika novērots, ka palielināts inficēto koku īpatsvars ir audzes malā - ceļu tuvumā, iemesls varētu būt arī grāvju malu tīrīšana pavasara, vasaras sezonā, kad, nopļaujot sīko dimensiju lapu kokus, tiek bojāta stādīto skujkoku miza celma augstumā.

PM		PM		PM								
FN	PM	PM	PM	PM	PM							
FN	FN	FN	FN	FN	PM	PM						
PM	SL	SL	SL	FN	FN	FN	FN	<i>P.sylvestris</i>				
PM	PM	PM	PM	PM	SL	SL	SL					
FN	FN	FN	FN	FN	FN	PM	PM	PM				
SL	SL	SL	FN	SL	SL	FN	FN	FN	FN	PM	SL	SL

○ *H. annosum* genotipu robežas.

3.2.3.1.attēls. parauglaukuma eksperimentālo stādījumu shēma. Ar dažādām krāsām atzīmēti atšķirīgi *H. annosum* genotipi. FN, PM, SL – parcelā stādītas Fort Nelson, Pink Mountain, Summit Lake proveniences.

3.3. Secinājumi

1. *P. contorta* stādījumos Vidusdaugavas mežsaimniecībā inficētība 2 gadu laikā pieaugusi no 7,93% līdz 9,1% (2010. gadā 192 ar *H.annosum* inficētas *P. contorta*, 2012. gadā 211 ar *H.annosum* inficētas *P. contorta*).
2. Vidusdaugavas mežsaimniecībā ierīkotajā parauglaukumā divdesmit divi 2012. gadā iegūtie *H.annosum* izolāti (79%) iekļaujas kādā no 2010. gadā konstatētajiem *H. annosum* genotipiem, 6 iegūtie izolāti veido jaunus, atšķirīgus genotipus. Kopējais *H. annosum* genotipu skaits 2012. gadā – 42 un to robežas variē no 1-31 m. Lielākais genotips iekļauj 34 kokus.
3. Vidusdaugavas mežsaimniecībā ierīkotajā parauglaukumā *Pinus contorta* var. *latifolia* provenienci Summit Lake raksturo lielākas rezistences spējas pret *H. annosum* izraisīto sakņu trupi (mazāks inficēto koku skaits 2010. un 2012. gadā), salīdzinot ar proveniencēm Pink Mountain un Fort Nelson.

4. Ziemeļkurzemes mežsaimniecībā lauksaimniecības zemēs stādītajā *P.contorta* audzē novērota zema inficētība ar *H.annosum s.l.* - tikai 0,5% no audzē apsekotajiem kokiem; konstatēti 5 nelieli genotipi, lielākais no tiem iekļauj 4 kokus.

4. *H. ANNOSUM* S.L. MICĒLIJA AUGŠANAS ĀTRUMA NOVĒRTĒJUMS PĒC BAZĪDIJSPORU (S UN P GRUPA) UN KONĪDIJSPORU INFEKCIJAS

4.1. Metodika

Eksperimentālajos parastās priedes (*Pinus sylvestris*) un klinškalnu priedes (*Pinus contorta*) stādījumos. Ziemeļkurzemes mežsaimniecības Usmas iecirknī nozāģētas divas parastās priedes un 2 klinškalnu priedes, kas sazāģētas 3 metru garos nogriežņos un nogādātas uz eksperimenta ierīkošanas vietu Meža pētīšanas stacijas Kalsnavas mežu novadā. Eksperiments ierīkots 2012. gada 28. augustā.

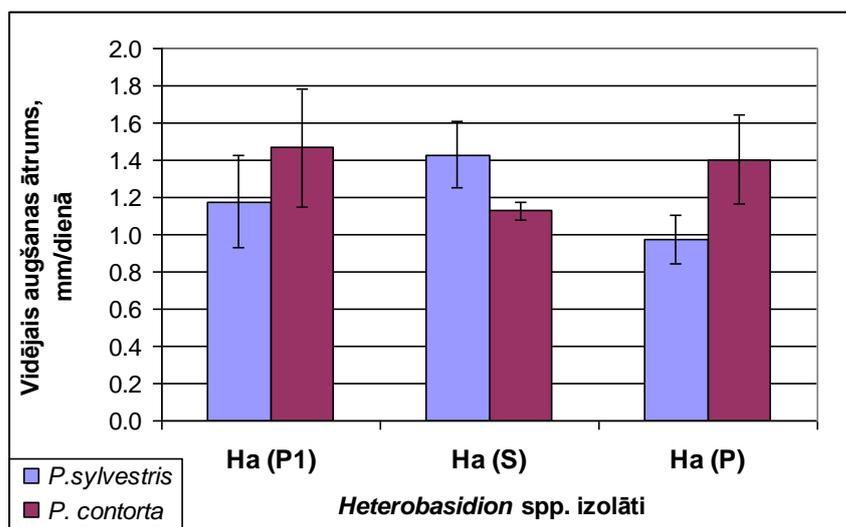
Koksnes nogriežņi sazāģēti 20 – 30 cm lielos bluķīšos, uz kuru virsmas iestrādātas 6 bedrītes 1,5 cm diametrā. Katrā bedrītē ar automātiskās pipetes palīdzību iepilināti 400 mikrolitri atbilstošās *H. annosum* s.l. vai *Phlebiopsis gigantea* sporu suspensijas. Eksperimentā izmantoti trīs *H. annosum* s.l. izolāti: Ha(S), kas izdalīts no *Picea abies* koksnes, Ha(P) (izdalīts no *P. sylvestris* koksnes) un Ha(P1), kas iegūts no *P. contorta* koksnes. *H. annosum* s.l. konīdijsporu suspensijas ar sporu koncentrāciju 500 sporas mililitrā sagatavotas laboratorijā tajā pašā dienā pirms eksperimenta ierīkošanas. Katram *H. annosum* s.l. izolātam bija 16 atkārtojumi – 8 *P. sylvestris* un 8 *P. contorta* koksne). *P. gigantea* izolātu attīstība tiks analizēta turpmākajā darbā cita eksperimenta ietvaros.

Pēc suspensijas iepilināšanas bluķīši novietoti nojumē un regulāri laistīti, lai notiktu koksnes pārmērīga izžūšana. Bluķīši inkubēti lauka apstākļos 3 nedēļas. Pēc inkubācijas no katra bluķīša nozāģētas 4 (biezums 2 – 3 cm) ripas, kas nogādātas tālākai analīzei laboratorijā. Laboratorijā ripas nomizotas, nomazgātas un ievietotas polietilēna maisos, kas tālāk novietoti kastē, atstājot maisa galu brīvi vaļā, tādējādi nodrošinot gaisa cirkulāciju. Pēc 5 – 7 dienām veikta ripu apskate izmantojot stereomikroskopu, lai novērtētu *Heterobasidion* spp. konīdijnesēju sastopamību uz koksnes virsmas.

Pēc pārbaudes atzīmēts *H. annosum* s.l. izolātu aizņemtais laukums un, izmērot ripas biežumu, aprēķināts izolāta izaugšanas dziļums (augšanas ātrums).

4.2. Rezultāti

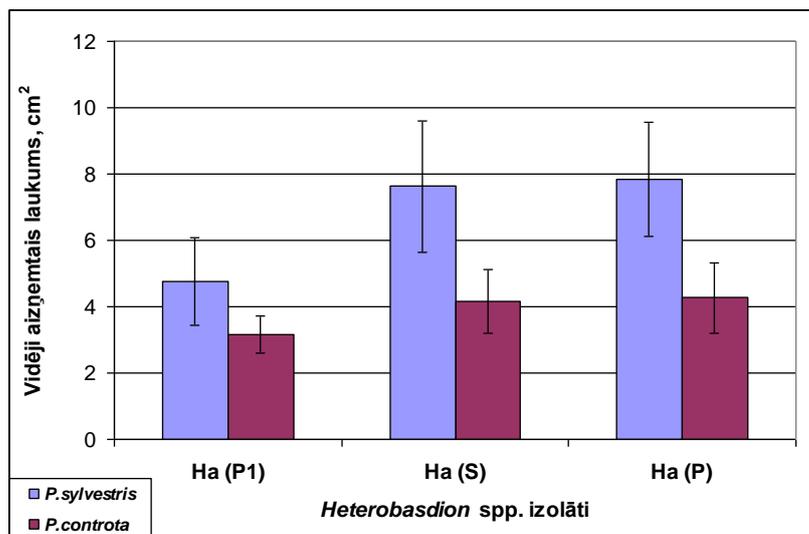
Novērtējot konīdijsporu attīstību, secināts, ka *Heterobasidion annosum* P grupas izolāti Ha (P) un Ha (P1) uzrāda lielāku augšanas ātrumu *P. contorta* koksne (attiecīgi: $1,40 \pm 0,24$ mm/dienā un $1,47 \pm 0,32$ mm/dienā) salīdzinot ar *H. annosum* S grupas izolātu Ha (S) – $1,13 \pm 0,05$ mm/dienā (4.2.1. attēls).



4.2.1. attēls. *Heterobasidion* spp. vidējais augšanas ātrums *P. sylvestris* un *P. contorta* koksne.

Vislielāko augšanas ātrumu *P. contorta* koksne uzrāda *H. annosum* izolāts Ha (P1), šis ir arī izolāts, kas iegūts no *P. contorta* koksnes. Šie rezultāti liecina par P grupas izolātu spēju adaptēties konkrētajam saimniekaugam. Savukārt novērtējot augšanas ātrumus *P. sylvestris* koksne konstatēts, ka vislabāk attīstījies *H. annosum* izolāts Ha (S) ($1,43 \pm 0,18$ mm/dienā), neskatoties uz to, ka teorētiski labāk pielāgotiem attīstībai *P. sylvestris* un *P. contorta* koksne vajadzētu būt P grupas izolātiem, salīdzinot ar S grupas izolātu, kas iegūts no egles koksnes. Somijā veiktajos pētījumos atzīmēts, ka jaunās *P. contorta* (vecums 8 – 14 gadi) ir uzņēmīgākas pret *H. parviporum* (S grupa) salīdzinājumā ar *P. sylvestris* (Piri, 1996). Atšķirības ar mūsu iegūtajiem rezultātiem varētu būt skaidrojamas ar to, ka Somijā veiktajā pētījumā novērtēta *H. annosum* s.l. micēlija veģetatīvā izplatīšanās inficējot veselo koku saknes. Tomēr domājams, ka atšķirības nosaka augtene – stādījumi veikti bijušajā kokaudzētavas teritorijā – tātad augsne ir daudz barības vielu, kas, protams, ietekmē koksnes struktūru un arī micēlija attīstību.

Vislielāko laukumu *P. sylvestris* un *P. contorta* koksne aizņēmis izolāts Ha (P) – attiecīgi $7,84 \pm 1,73\%$ un $4,27 \pm 1,06\%$ (4.2.2. attēls).



4.2.2. attēls. *Heterobasidion* spp. vidēji aizņemtais laukums *P. sylvestris* un *P. contorta* koksne 3 cm dziļumā.

Tomēr aizņemtais laukums katrā no analizētajām koku sugām starp izmantotajiem izolātiem būtiski neatšķiras. *H. annosum* izolātu Ha (S) un Ha (P) aizņemtais laukums *P. sylvestris* koksne ir būtiski lielāks, salīdzinot ar *P. contorta* koksni ($p < 0,05$).

P grupas izolāti (Ha (P) un Ha (P1)) uzrāda lielāku augšanas ātrumu *P. contorta* koksne, savukārt lielāko uz virsmas aizņemto laukumu *P. sylvestris* koksne. Šis rezultāts ir interesants ar to, ka izolāts Ha(P1) *P. contorta* koksne uzrāda vismazāko aizņemto laukumu, lai gan augšanas ātruma ziņā šis izolāts uzrādījis visaugstāko vērtību: $1,47 \pm 0,32$ mm/dienā.

Salīdzinot šajā projekta etapā iegūtos rezultātus par *H. annosum* s.l. micēlija attīstību no konīdijsporām ar iepriekšējā gadā analizēto *H. annosum* s.l. micēlija attīstību no bazīdijsporām *P. sylvestris* un *P. contorta* koksne (rezultāti iegūti projekta 1. etapā 2011. gadā) var secināt, ka abos gadījumos gan S grupas, gan P grupas *H. annosum* s.l. micēlijs lielāko virsmas laukumu 3 cm dziļumā aizņēmis *P. sylvestris* koksne. Savukārt dziļāk koksne (novērtējot bazīdijsporu infekciju) *H. annosum* s.l. micēlija aizņemtais laukums bijis lielāks tieši *P. contorta* koksne ($10,92 \pm 3,70\%$ S grupas izolātam un $1,89 \pm 0,66\%$ P grupas izolātam), salīdzinot ar *P. sylvestris* (attiecīgi $5,89 \pm 2,32\%$ S grupas izolātam un $0,65 \pm 0,36\%$ P grupas izolātam) (1.3.pielikums). Tomēr konstatētās atšķirības starp S un P grupu aizņemto laukumu katrā konkrētajā koku sugā nav statistiski būtiskas pie $\alpha = 0,05$.

Iegūtie rezultāti parāda to, ka *H. annosum* s.l. augšanas ātrums (gan micēlija attīstība no konīdijsporām, gan bazīdijsporām) vertikālā virzienā *P. contorta* koksne ir lielāks, salīdzinot ar *P. sylvestris* koksni.

2012. gada starpatskaitē „Sakņu trupes ierobežojošo faktoru izpēte” analizētajos *P. sylvestris* un *P. contorta* eksperimentālajos stādījumos, kur noteikta *H. annosum* s.l. genotipu izplatība, tika izvērtēta abu sugu uzņēmība pret *H. annosum* s.l. Iegūtie dati liecināja, ka *P. sylvestris* ir mazāk uzņēmīga pret *H. annosum* s.l., salīdzinot ar *P. contorta*. Šie iegūtie rezultāti eksperimentālajos stādījumos par *H. annosum* s.l. veģetatīvā micēlija izplatību saskan ar rezultātiem, kas iegūti analizējot *H. annosum* s.l. micēlija attīstību no bazīdijsporām un konīdijsporām, ja kā svarīgākais rādītājs sekmīgākai *Heterobasidion* spp. izplatībai koksne tiek ņemts tieši augšanas ātrums koksne vertikālā virzienā – *H. annosum* s.l. infekcija spēj ātrāk izplatīties no koka uz koku caur sakņu kontaktiem.

4.3. Secinājumi

H. annosum s.l. augšanas ātrums (gan micēlija attīstība no konīdijsporām, gan bazīdijsporām) vertikālā virzienā *P. contorta* koksne ir lielāks, salīdzinot ar *P. sylvestris* koksni, savukārt aizņemtais virsmas laukums ir lielāks *P. sylvestris* koksne.

5. MAZO DIMENSIJU CELMU UZŅĒMĪBA PRET *H. ANNOSUM* S.L. BAZĪDIJSPORU INFEKCIJU

5.1. Metodika

Lai izvērtētu maza diametra skujkoku celmu nozīmi *H. annosum* s.l. izplatībā, Meža pētīšanas stacijas Kalsnavas mežu novadā 2012. gada rudenī 2-3 mēnešus pēc koku nozāģēšanas apsekotas divas egļu un četras priežu jaunaudzēs (5.1.1. tabula).

5.1.1. tabula. 2012. gada rudenī apsekoto jaunaudžu raksturojums.

Apzīmējums	Kvartāls	Nogabals	Platība, ha	Vecums, gadi	Audzēs sastāva formula
P2012	193	1	1,9	14	10P
P2012a	193	3	1,8	14	10P
E2012	201	2	2,5	53	7E3B39+E53
P2012b	22	8	2,3	19	10P
E2012a	204	2	0,7		5E3P2B75
P2012c	175	1	2,6	15	10P
P2008*	179	1,11	4,7	15	10P

Audzē P2008 veikta atkārtota paraugu ievākšana 4 gadus pēc koku nozāģēšanas. Minētajā audzē *H. annosum* s.l. sastopamība pirmo reizi pārbaudīta 2010. gada rudenī, atkārtoti 2011. gada rudenī.

Izvēlētajās audzēs no celmiem nozāģētas divas virsējās ripas (biezums trīs centimetri). Nozāģēto celmu diametrs bija 1,5 – 12,65 cm. Visas celmu virsējās ripas tika aizmestas, un apakšējās ripas nogādātas LVMI „Silava”. Celmi un atbilstošās ripas tika numurētas. Ripas tika laboratorijā nomizotas un nomazgātas zem tekoša ūdens. Pēc tam ievietotas daļēji atvērtos polietilēna maisiņos un inkubētas 7 dienas istabas temperatūrā. Pēc inkubācijas ripas analizētas, izmantojot stereomikroskopu LEICA MZ 16 ar 25 reizu palielinājumu. Uz katras ripas tika novietots un nostiprināts plastikāta režģis. Ja režģa rūtiņā tika konstatēts kaut viens *H. annosum* s.l. konīdijnesējs, tā tika atzīmēta uz ripas virsmas ar ūdensizturīgas krāsas marķieri. Par kopējo ar *H. annosum* s.l. inficēto laukumu uz vienas ripas tika uzskatīta visu atzīmēto rūtiņu laukumu summa (vienas rūtiņas laukums bija 0.49 cm²). Relatīvais inficētais laukums bija *H. annosum* s.l. inficētā laukuma un kopējā ripas virsmas laukuma daļījums, kas

izteikts procentos. Ja uz ripas bija atzīmēts kaut viens punkts, tā tika uzskatīta par inficētu. Inficētība tika izteikta procentos kā visu inficēto ripu skaita un kopējā ripu skaita dalījums.

5.2. Rezultāti

No 554 ievāktajām skujkoku ripām (analizētas audzes, kuras zāģētas 2012. gada vasarā) 96 jeb 17,3% bija inficētas ar *H. annosum* s.l. No ievāktajām 394 priežu ripām inficētas bija 53 (13,6%), bet no 160 egļu – 43 (26,9%). Līdzīga tendence, ka priežu celmos sakņu piepes izraisītā infekcija attīstījies salīdzinoši mazāk kā egļu celmos, novērota arī analizējot 2010., 2011. gadā iegūtos datus, respektīvi, inficētas bija 13,5% analizēto priežu ripas un 19,4% egļu ripas (2011. gada atskaite "Sakņu trupes izplatību ierobežojošo faktoru izpēte").

2012. gadā ierīkotajās un apsekotajās audzēs konstatēts, ka audžu inficētība (*H. annosum* s.l. bazīdijsporu infekcija) svārstās no 5 – 40 %. Salīdzinoši zemāka inficētība novērota audzēs P2012c un P2012b, inficēti attiecīgi 5% un 6% no audzē atstātajiem priežu celmiem. Savukārt audzē E2012a konstatēts, ka 40% no atstātajiem veselajiem egļu celmiem pēc koku nozāģēšanas inficējušies ar sakņu piepes bazīdijsporām.

Inficētais laukums uz vienas ripas dažādās audzēs svārstās no 0,8 – 66%. Mazākais *H. annosum* s.l. vidēji aizņemtais laukums (no visām inficētajām ripām katrā parauglaukumā) konstatēts audzē P2012c – 2%, turpretī lielākais audzē P2012b - 16% (5.2.1. tabula).

5.2.1. tabula. 2012. gadā atkārtoti zāģēto audžu inficētība ar *H. annosum* s.l.

Apzīmējums	Analizēto ripu skaits	Inficēto ripu īpatsvars, %	<i>H. annosum</i> s.l. aizņemtais laukums uz vienas ripas, %	Vidējais <i>H. annosum</i> s.l. aizņemtais laukums no visām inficētajām ripām, %
P2012	100	31	0,8 - 45	15
P2012a	99	11	0,8 - 66	15
E2012	100	19	0,8 – 31,18	6,8
P2012b	95	6	0,8 - 49	16
E2012a	60	40	2,6-50,3	13
P2012c	100	5	0,8 – 3,7%	2

2012. gadā atkārtoti apsekotajā audzē P2008 konstatētas 35 ar *H. annosum* s.l. inficētas ripas no 100 ievāktajām (35%). Inficētība šajā audzē, salīdzinot ar 2010. gadu bija par 2% mazāka. Tas sakrīt ar citos pētījumos secināto, ka *H. annosum* s.l. izdzīvošanas iespējas samazinās ilgstošā laika posmā (Greig, Pratt, 1976 cit. pēc Piri, 1996), un *H. annosum* s.l. bojāeja var būt novērojama divu gadu laikā pēc koka nociršanas (Risbeth, 1957).

Savukārt vācu zinātnieki noskaidrojuši, ka 200 dienas pēc koka nociršanas, *H. annosum* s.l. infekcija saglabājas tikai 20% no sākotnēji inficētajiem celmiem (Dimitri u. a., 1971). *H. annosum* s.l. micēlija attīstību celmā varētu kavēt arī konkurējošo sēņu klātbūtne (Morrison and Johnson, 1978; Piri, 2003).

Turpmākajā darbā paredzēts apsekot 2008., 2009., 2010. un 2011. gadā ierīkotos parauglaukumus, kā arī veikt atkārtotu paraugu ievākšanu 2012. gadā ierīkotajos parauglaukumos, lai noskaidrotu *H. annosum* s.l. micēlija attīstības dinamiku mazo dimensiju egļu un priežu celmos.

5.3. Secinājumi

Mazo dimensiju priežu celmos sakņu piepes izraisītā infekcija attīstījusies salīdzinoši mazāk (inficēti 13,6%) kā egļu celmos (inficēti 26,9%). Iegūtie rezultāti sakrīt ar 2010. un 2011. gadā konstatēto.

6. SAKŅU PIEPES *HETEROBASIDION ANNOSUM* S.L. AUGĻĶERMEŅU ATTĪSTĪBAS DINAMIKA UZ LIELU DIMENSIJU MEŽIZSTRĀDES ATLIEKĀM

6.1. Metodika

2009. gada augustā Zinātnisko mežu Kalsnavas mežu novadā ierīkots eksperiments, divos meža tipos izvietojot ar *H. annosum* inficētas lielu dimensiju ciršanas atliekas. Tas veikts, lai analizētu *H. annosum* augļķermeņu attīstības dinamiku uz trupējušas egles koksnes.

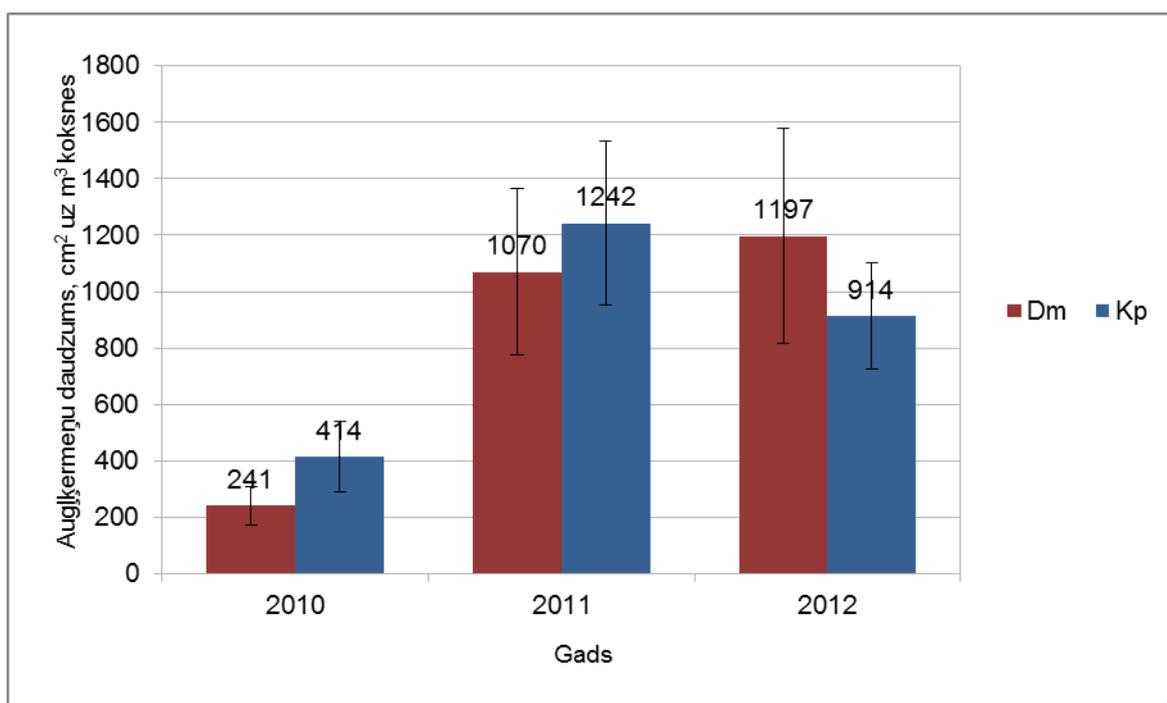
Darba mērķis bija novērtēt *H. annosum* augļķermeņu attīstību ietekmējošos faktoros uz lielu dimensiju mežizstrādes atliekām, kas inficētas ar sakņu piepi.

Zinātnisko mežu Kalsnavas mežu novadā 139. kv. 1. nog. (kokaudzes sastāva formula: 8E 2B 65 +P, Ma 65, nosusināta kūdras augsne, platlapju kūdrenis (Kp)) 2009. gadā tika nozāģēti 40 trupējuši koki un sadalīti dažāda izmēra nogriežņos. 199 atliekas atstātas Kp meža tipā, bet 39 atliekas pārvietotas uz 139. kv., 2. nog. (kokaudzes sastāva formula: 7E 2B 1P 65 + La, Ap 65, minerālaugsne, damaksnis (Dm)). Lai analizētu augļķermeņu attīstības dinamiku dažādos meža tipos, izvēlētas atliekas no kokiem ar līdzīgu trupes intensitātes pakāpi uz celma un trupes izplatību kokā. Trupes intensitātes pakāpe uz celma noteikta subjektīvi, vizuāli novērtējot celmu sadalīšanās pakāpi. Pēc trupes intensitātes pakāpes uz celma, atliekas iedalītas trīs grupās, ņemot vērā gan celma trupējušās daļas iekrāsojumu un aizņemto virsmas laukumu, gan struktūru. Pirmās trupes intensitātes pakāpes celmiem koksne konstatēta tikai krāsas maiņā. Otrās trupes intensitātes pakāpes celmiem trupējušās daļas aizņemtais laukums ir tāds pats vai lielāks, konstatētas arī koksnes struktūras izmaiņas. Trešās trupes intensitātes pakāpes celmiem trupe aizņēma gandrīz visu celma laukumu un koksnes struktūra bija pilnībā sagrauta. Katrs koks sazāģēts dažāda garuma nogriežņos. Daļai no atliekām Kp meža tipā veikti mizas bojājumi. Atkārtota *H. annosum* augļķermeņu uzmērīšana veikta laika posmā no 2010. līdz 2012. gadam. Visām atliekām un celmiem 2011. un 2012. gada oktobrī vizuāli, pēc augļķermeņu sastopamības un rizomorfām, novērtēta arī citu koksni kolonizējošo sēņu sugu klātbūtne. Darba metodika detalizēti aprakstīta 2010. gada 6. etapa atskaitē „Sakņu trupes uzraudzība un ierobežošana skujkoku mežos”.

6.2. Rezultāti

6.2.1. *H. annosum* augļķermeņu attīstība dažādos meža tipos

Datu analīzē iekļautas attiecīgi 39 Dm un 40 atliekas Kp meža tipā. Analizējot augļķermeņu attīstību, konstatēts, ka 2012. gadā, salīdzinot ar iepriekšējiem diviem gadiem, Dm meža tipā uz atliekām izveidojušies 1,3 reizes vairāk jauno, aktīvi sporulējošo augļķermeņu nekā Kp meža tipā (laukums noteikts cm^2 uz m^3 koksnes) (6.2.1.1. attēls). Salīdzinoši, 2011. gadā Kp meža tipā bija 1,2 reizes vairāk jauno augļķermeņu nekā Dm meža tipā. Salīdzinot ar iepriekšējiem gadiem, Dm meža tipā 2012. gadā ir 1,1 reizi vairāk jauno augļķermeņu nekā 2011. un 5 reizes vairāk augļķermeņu nekā 2010. gadā. Savukārt Kp meža tipā lielākais jauno sporulējošo augļķermeņu laukums ir bijis 2011. gadā jeb divus gadus pēc trupējušo atlieku atstāšanas mežā attiecīgi $414 \text{ cm}^2/\text{m}^3$ 2010. gadā, $1242 \text{ cm}^2/\text{m}^3$ 2011. gadā un $914 \text{ cm}^2/\text{m}^3$ 2012. gadā.

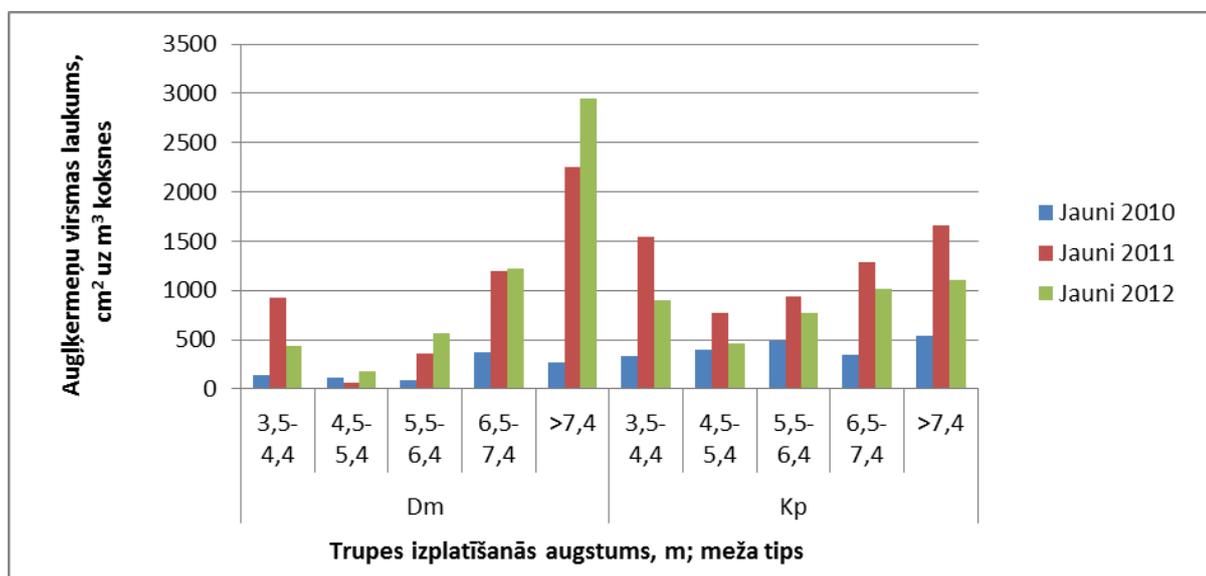


6.2.1.1. attēls. Augļķermeņu laukums (cm^2) uz 1m^3 atlieku tilpuma 2010., 2011. un 2012. gadā Dm un Kp meža tipos.

Vācijā veiktā pētījumā (P. Schütt un H. J. Schuck 1979) konstatēts, ka uz vienu atliekas garuma metru pirmā gada laikā izveidojušies vidēji $91,1 \text{ cm}^2$, otrajā – $49,5 \text{ cm}^2$ augļķermeņu, bet trešajā $96,0 \text{ cm}^2$. Vācu zinātnieku pētījums veikts uz akmeņainām gala

morēnas augsnēm, turpretī mūsu pētījums – Dm un Kp meža tipos uz minerālaugsnes un kūdras augsnes. Mūsu iegūtie dati liecina, ka Dm meža tipā pirmajā gadā izveidojušies vidēji 11,4 cm² augļķermeņu uz vienu atliekas garuma metru. Otrajā gadā uz atliekām Dm meža tipā konstatēti vidēji 45,4 cm² augļķermeņu uz vienu atliekas garuma metru, kas sakrīt ar jau minētā vācu zinātnieku eksperimenta rezultātiem. Trešajā gadā (2012. gadā) savukārt Dm meža tipā konstatēts 77,8 cm² augļķermeņu uz vienu atliekas garuma metru. Datu atšķirības iespējams skaidrojamas ar dažādo trupes intensitātes pakāpi atliekām, kas izmantotas pētījumos. Vācu autoru pētījumā tika izmantotas tikai tās atliekas, kuras atstātas mežā pēc mežizstrādes darbu veikšanas. Tās vistīcāmāk bija stipri trupējušas. Mūsu pētījumā izmantotas atliekas no trupējušām eglēm līdz pat 8 m augstumam, tāpēc daļā atlieku micēlija attīstība koksne bija mazāk intensīva, kas, protams, varēja ietekmēt arī augļķermeņu veidošanos.

Salīdzinot jauno sporulējošo augļķermeņu virsmas laukumus uz 1m³ atliekas tilpuma pēc trupes izplatības augstuma kokā (6.2.1.2. attēls), konstatēts, ka Dm meža tipā visās klasēs, izņemot tos kokus, kuriem trupe izplatījies līdz 4,4m augstumam, palielinoties atlieku atstāšanas ilgumam mežā, palielinās augļķermeņu aizņemtais laukums. Atliekām Kp meža tipā savukārt lielākais jauno sporulējošo augļķermeņu daudzums ir bijis 2011. gadā.

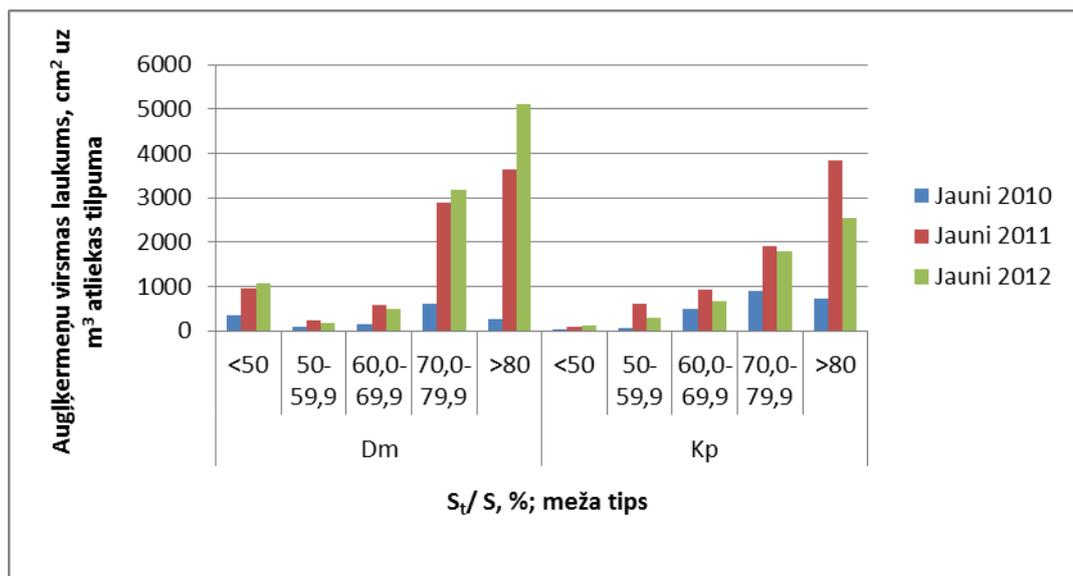


6.2.1.2. attēls. Augļķermeņu laukums (cm²) uz 1m³ atliekas tilpuma atkarībā no trupes izplatības augstuma stumbrā un meža tipa.

Izvērtējot iegūtos datus var secināt, ka, neatkarīgi no meža tipa, augļķermeņu laukums ir lielāks tām atliekām, kuras reprezentē koks ar lielāku trupes izplatības augstumu stumbrā.

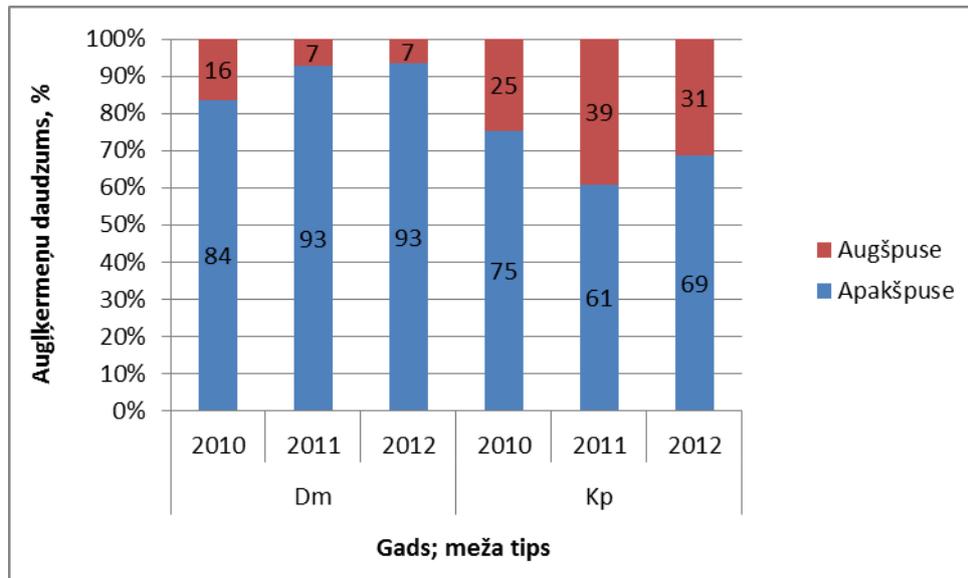
Izņēmums ir atliekas no kokiem, kuros trupējusi daļa bijusi līdz 4,4 m augstumam. Iespējams, ka šiem kokiem stumbra apakšējā daļa bijusi stipri trupējusi, tādēļ arī uz atliekām no šiem kokiem veidojušies vairāk augļķermeņu.

Salīdzinot augļķermeņu veidošanos uz atliekām, atkarībā no trupējušās daļas aizņemtā laukuma (S_t) no atliekas šķērsriezuma laukuma (S) (6.2.1.3. attēls), konstatēts, ka, palielinoties trupējušās daļas laukumam atliekā, palielinās arī jauno, aktīvi sporulējošo augļķermeņu laukums. Šāda tendence novērota atliekām gan Kp, gan Dm meža tipā.



6.2.1.3. attēls. Augļķermeņu laukums (cm^2) uz 1m^3 atliekas tilpuma atkarībā no trupējušās daļas laukuma no atliekas šķērsriezuma laukuma un meža tipa.

Neskatoties uz meža tipu, kurā atliekas izvietotas, gan 2010., gan 2011., gan 2012. gadā lielākā daļa augļķermeņu izveidojušies uz atlieku apakšējās daļas: gan uz sānu virsmas, gan nogriežņa galu apakšpusē (6.2.1.4. attēls). Visizteiktāk tas ir uz atliekām Dm meža tipā, turklāt otrajā un trešajā gadā pēc atlieku atstāšanas mežā augļķermeņu daudzums atlieku apakšpusē ir lielāks nekā pirmajā gadā, attiecīgi 84% 2010. un 93% 2011. un 2012. gadā. Iegūtie rezultāti liecina, ka gan 2011., gan 2012. gadā augļķermeņu izvietojuma attiecība uz atliekām nav mainījusies Dm meža tipā, bet Kp meža tipā 2012. gadā atliekas augšpusē ir 31% augļķermeņu, bet 2011. gadā 39%.



6.2.1.4. attēls. Augļkermeņu lokalizācija uz atliekas 2010., 2011. un 2012. gadā Dm un Kp meža tipos.

Kp un Dm meža tipa parauglaukumi atšķiras ne tikai pēc augsnes tipa, bet arī pēc veģetācijas (6.2.1.5. attēls). Kp, salīdzinājumā ar Dm, ir bagātīgāka veģetācija, kas nodrošina apēnojumu un konstantāku mitruma režīmu arī atliekās. Iespējams, ka šī iemesla dēļ Kp meža tipā vairāk augļkermeņu lokalizēti atlieku augšpusē nekā Dm meža tipā – attiecīgi trijos gados vidēji 32% Kp meža tipā un 10% augļkermeņu Dm meža tipā.



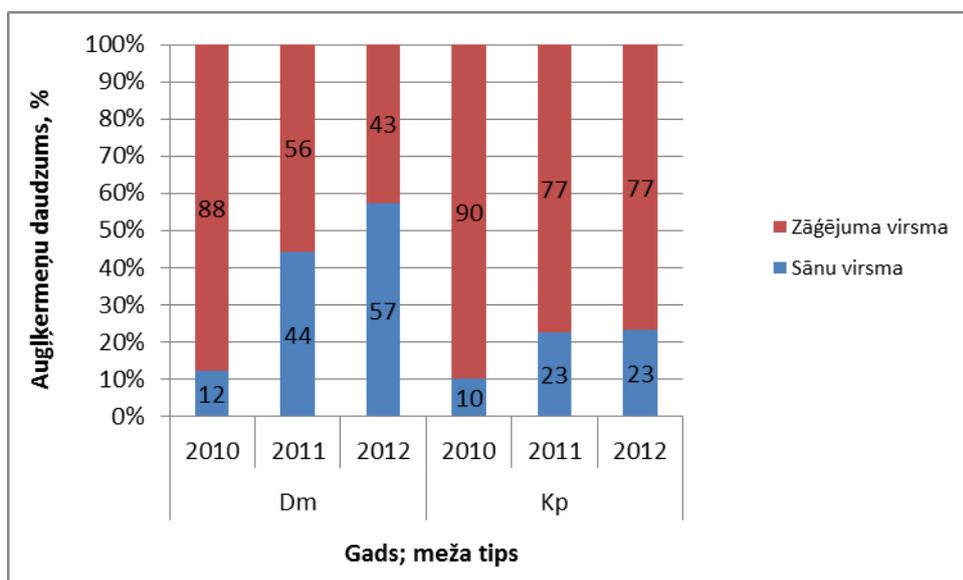
a)



b)

6.2.1.5. attēls. Atlieku izvietojums Dm (a) un Kp (b) meža tipos.

Salīdzinot augļķermeņu izvietojumu uz atliekas sānu virsmas un uz zāgējuma virsmas (6.2.1.6. attēls), konstatēts, ka, palielinoties atlieku inkubācijas ilgumam mežā, palielinās augļķermeņu daudzums uz atlieku sānu virsmas. Īpaši izteikts tas ir atliekām Dm meža tipā. Minētajā meža tipā 2010. gadā uz atlieku sānu virsmas bija lokalizēti tikai 12% augļķermeņu, bet 2012. gadā 57%. Kp meža tipā augļķermeņu daudzums divu gadu laikā palielinājies no 10% līdz 23%. Dm meža tipā laikā no 2010. līdz 2012. gadam uz atlieku sānu virsmas lokalizēti vidēji 38% augļķermeņu, bet uz zāgējuma virsmas vidēji 62% augļķermeņu. Savukārt Kp meža tipā analizētajā laika posmā un sānu un zāgējuma virsmas sastopami vidēji attiecīgi 19% un 81% *H. annosum* augļķermeņu.



6.2.1.6. attēls. Augļķermeņu izvietojums uz atlieku sānu virsmas un zāgējuma virsmas 2010., 2011. un 2012. gadā Dm un Kp meža tipos.

Salīdzinot augļķermeņu lokalizāciju uz atliekām dažādos meža tipos, konstatēts, ka Dm meža tipā lielākā daļa augļķermeņu lokalizēti uz atlieku sānu virsmas salīdzinājumā ar Kp meža tipu. Veicot mērījumus arī novērots, ka šajā meža tipā atliekas ir mazāk iespiestas zemē nekā Kp meža tipā, kas varētu būt par iemeslu atšķirībām starp šiem parauglaukumiem. Arī literatūras avotos minēts, ka augļķermeņi galvenokārt veidojas atlieku apakšpusē, bet ja kontakts starp zemsedzi un atlieku ir ciešs, augļķermeņu veidošanās tur ir apgrūtināta (Müller *et al.* 2007).

6.2.2. *H. annosum* augļķermeņu veidošanās atkarībā no mizas bojājumiem

Lai novērtētu mizas bojājumu ietekmi uz augļķermeņu attīstību, izmantotas 16 atliekas ar un 20 atliekas bez mizas bojājumiem, kas izvietotas Kp meža tipā (6.2.2.1. attēls). Konstatēts, ka uz atliekām, neskatoties uz to, ir vai nav mizas bojājumi, vislielākais jauno, sporulējošo augļķermeņu laukums bijis 2011. gadā jeb divus gadus pēc atlieku atstāšanas mežā.



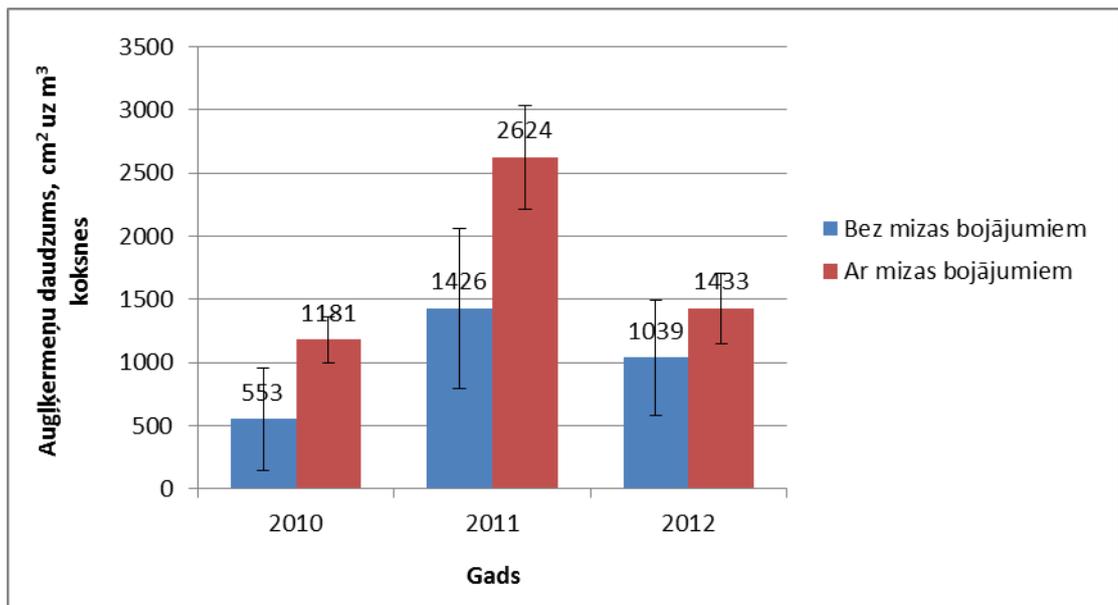
a)



b)

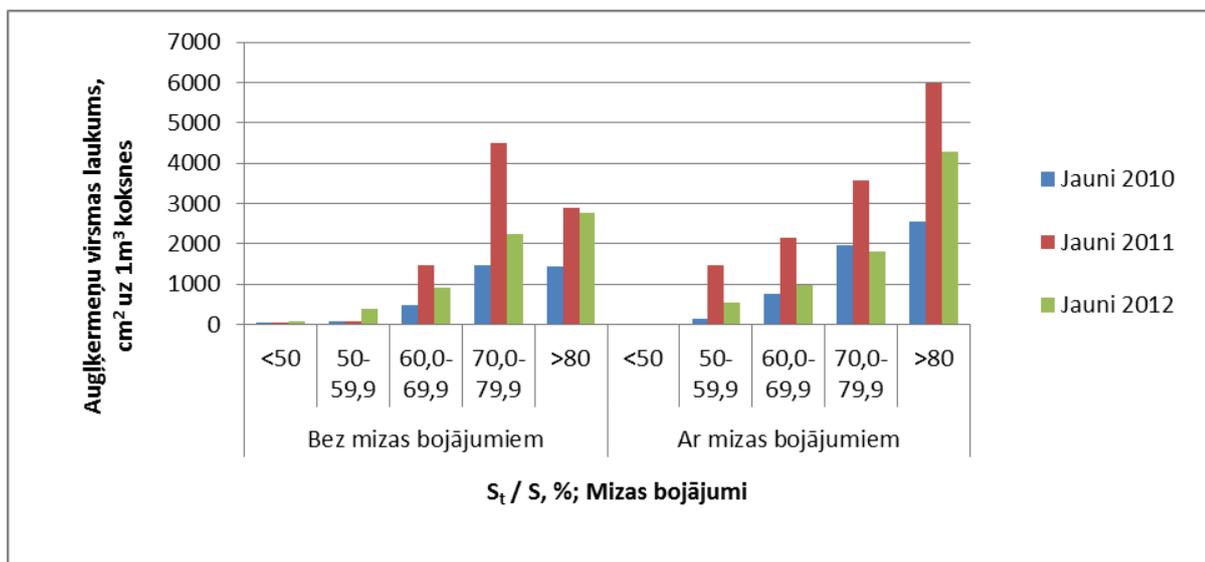
6.2.2.1. attēls. Atliekas Kp meža tipā ar mizas bojājumiem 2010. (a) un 2011. (b) gadā.

Uz atliekām ar mizas bojājumiem trīs gadu laikā veidojušies vidēji 1,7 reizes vairāk jauno augļķermeņu nekā uz atliekām bez mizas bojājumiem. Salīdzinot pa gadiem, 2010. gadā augļķermeņi uz atliekām ar mizas bojājumiem veidojušies 2,1 reizi, 2011. gadā 1,8 reizes, bet 2012. gadā – 1,3 reizes vairāk nekā uz atliekām bez mizas bojājumiem (6.2.2.2. attēls).



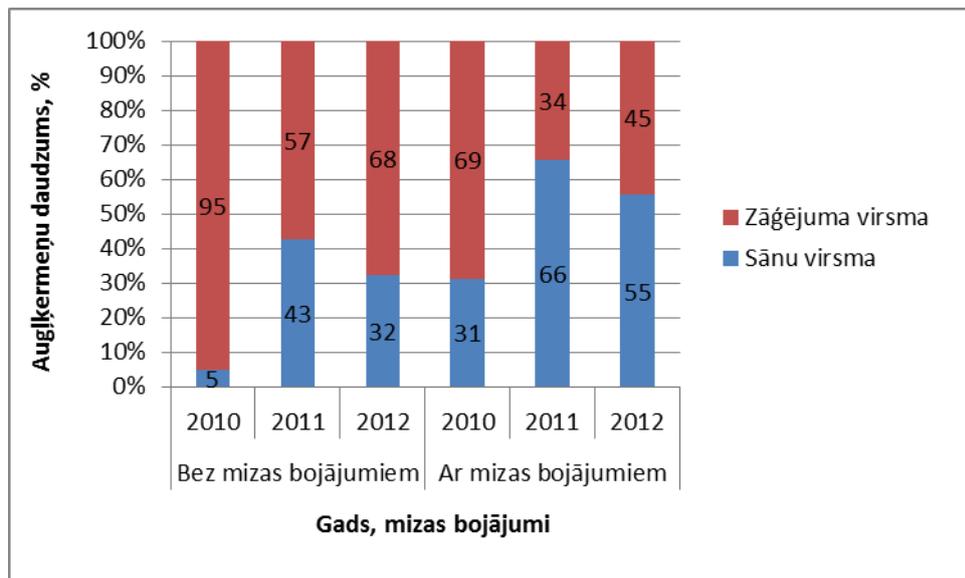
6.2.2.2. attēls. Augļķermeņu laukums (cm²) uz m³ koksnes uz atliekām ar un bez mizas bojājumiem.

Analizētajām atliekām ar un bez mizas bojājumiem, palielinoties trupējušās daļas aizņemtajam laukumam, palielinās arī augļķermeņu laukums cm² uz m³ atliekas tilpuma (6.2.2.3. attēls). Vislielākais sakņu piepes augļķermeņu laukums 2011. gadā konstatēts uz atliekām, kurām trupējušās daļas laukums ir $\geq 80\%$ no atliekas šķērsriezuma laukuma. Atliekām bez mizas bojājumiem 2011. gadā vairāk augļķermeņu veidojušies, ja trupējušās daļas laukums sastāda 70 līdz 79,9% no atliekas šķērsriezuma laukuma, bet 2012. gadā – ja atliekām trupējušās daļas laukums pārsniedz 80%. Tomēr, neskatoties uz to, vai atliekām ir mizas bojājumi vai nē, novērota tendence, ka, palielinoties trupējušās daļas laukumam no atliekas šķērsriezuma laukuma, palielinās jauno, aktīvi sporulējošo augļķermeņu laukums.



6.2.2.3. attēls. Augļķermeņu laukums (cm²) uz 1m³ atliekas tilpuma atkarībā no trupējušās daļas aizņemtā šķērsriezuma laukuma atliekām ar un bez mizas bojājumiem.

Novērtējot atliekas ar un bez mizas bojājumiem pēc tā, kur lokalizēti augļķermeņi, konstatēts, ka atliekām ar mizas bojājumiem salīdzinoši lielāks daudzums augļķermeņu izveidojušies uz sānu virsmas, salīdzinājumā ar atliekām bez mizas bojājumiem (6.2.2.4. attēls). Šīm atliekām 2010. gadā 31% augļķermeņu lokalizēti uz atlieku sānu virsmas, 2011. gadā 66%, bet 2012. gadā – 55% augļķermeņu. Atliekām bez mizas bojājumiem savukārt vairāk augļķermeņu lokalizēts uz zāģējuma virsmas, neatkarīgi no tā, cik ilgi atliekas atrodas mežā. Laika posmā no 2010. līdz 2012. gadam uz zāģējuma virsmas atliekām bez mizas bojājumiem veidojušies attiecīgi 95%, 57% un 68% augļķermeņu.

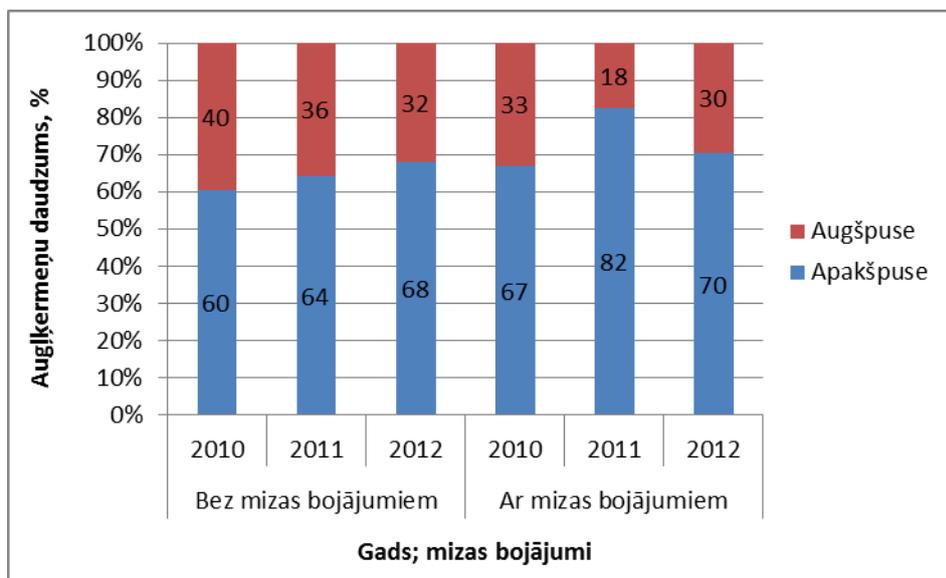


6.2.2.4. attēls. Augļķermeņu daudzums uz sānu un zāģējuma virsmām atliekām ar un bez mizas bojājumiem.

Iespējams, ka lielais augļķermeņu daudzums uz sānu virsmas atliekām ar mizas bojājumiem saistīts ar to, ka gadījumos, kad miza ir atdalījusies, sēne ātrāk veido augļķermeņus. Arī mizas padziļinājumi bojājumu vietās, kurās uzkrājas mitrums, sekmē augļķermeņu attīstību. Arī uz mežā atstātām izgāztām, trupējušām eglēm pēc 7 gadiem *H. annosum* augļķermeņi atrasti uz egles stumbra daļas, no kuras pilnīgi atdalījusies miza (T. Gaitnieks, nepubl. dati).

Salīdzinot augļķermeņu attīstību atliekas augšpusē un apakšpusē (6.2.2.5. attēls), nav konstatētas atšķirības starp atliekām ar vai bez mizas bojājumiem. Tāpat nav konstatētas būtiskas atšķirības pēc atlieku atrašanās ilguma mežā. Apmēram 30% augļķermeņu lokalizēti atliekas augšpusē, izņemot 2011. gadā uz mērītos augļķermeņus atliekām ar mizas bojājumiem.

Mūsu iegūtie dati liecina, ka abos analizētajos meža tipos ar *H. annosum* inficētas lielu dimensiju egles mežizstrādes atliekas veicina sakņu piepes augļķermeņu veidošanos. Lai samazinātu *H. annosum* izdalīto bazīdijsporu daudzumu veģetācijas perioda laikā, nav pieļaujama trupējušas egles koksnes atstāšana mežā.

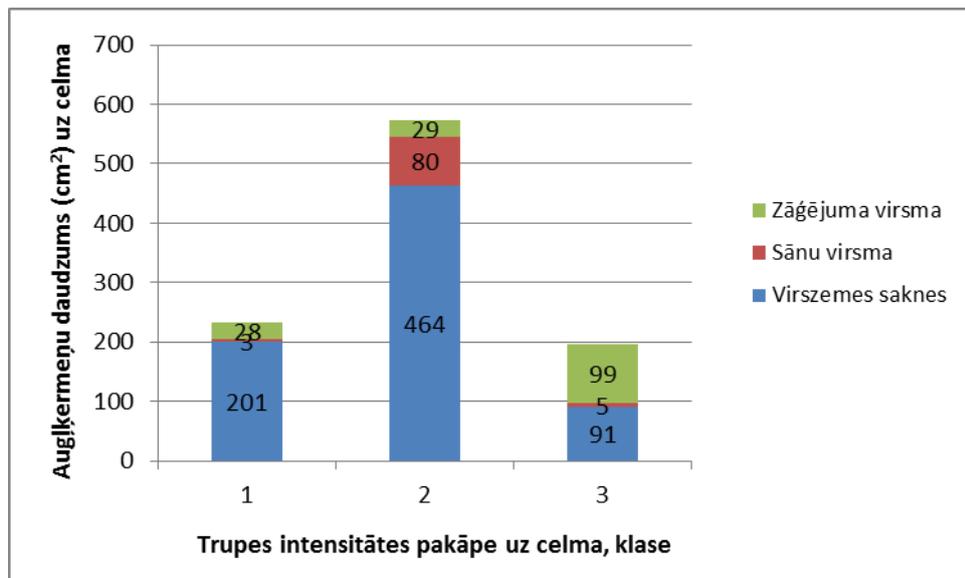


6.2.2.5. attēls. Augļķermeņu lokalizācija uz atliekas augšējās un apakšējās daļas atkarībā no mizas bojājumiem.

LVMI „Silava” līdzšinējos pētījumos noskaidrots, ka ar *H. annosum* inficētu sakņu pārzāģēšana Kp meža tipā veicina sēnes augļķermeņu attīstību zāģējumu vietās. Līdzīgi rezultāti iegūti arī novērtējot augļķermeņu sastopamību uz sazāģētiem trupējušas egles stumbriem bijušajās lauksaimniecības zemēs. (T. Gaitnieks, nepubl. dati). Krievijā veiktos eksperimentos (Павлов и др. 2008) savukārt konstatēts, ka arī sakņu atrakšana stimulē augļķermeņu attīstību. No tā var secināt, ka *H. annosum* izplatību veicina ne tikai trupējušo atlieku sazāģēšana īsākos gabalos, bet arī mežizstrādes laikā radītie mizas bojājumi. Kūdreņos nereti ir novērotas virs zemes izcilātas saknes. Ja šādas, saknes tiek mehāniski bojātas, tiek veicināta sakņu piepes izplatīšanās.

6.2.3. Augļķermeņu veidošanās uz trupējušiem celmiem

Analizējot augļķermeņu lokalizāciju uz celmiem 2012. gadā atkarībā no trupes intensitātes pakāpes uz celma virsmas (6.2.3.1. attēls), konstatēts, ka augļķermeņi pamatā ir veidojušies uz celmiem ar 2. trupes intensitātes pakāpi – tiem celmiem, kam konstatēta koksnes krāsas un struktūras izmaiņas (skat. 6.1. metodiku 81. lpp.). Vismazākais jauno sporulējošo augļķermeņu virsmas laukums bijis uz celmiem ar 3. trupes intensitātes pakāpi uz celma.



6.2.3.1. attēls. Vidējais augļķermeņu virsmas laukums, cm² uz celma 2012. gadā, atkarībā no trupes intensitātes pakāpes uz celma virsmas.

Analizējot, kur augļķermeņi ir lokalizēti uz celma, konstatēts, ka celmiem ar 1. un 2. trupes intensitātes pakāpi uz celma, augļķermeņi galvenokārt veidojušies uz virszemes saknēm (6.2.3.2. attēls), attiecīgi vidēji 201 cm² un 464 cm² augļķermeņu uz celma. Celmiem ar 3. trupes intensitātes pakāpi augļķermeņi galvenokārt veidojušies uz celma zāģējuma virsmas (vidēji 99 cm² uz viena celma). Tomēr, veicot mērījumus 2012. gadā, konstatēts, ka uz 3. trupes intensitātes pakāpes celmu virsmas arī bagātīgi attīstījies sūnu slānis, kas iespējams veicinājis augļķermeņu veidošanos.



6.2.3.2. attēls. Augļķermeņi uz virszemes saknēm Kp meža tipā.

Kopumā uz 31 no 40 eksperimentā izmantotajiem celmiem Kp meža tipā 3 gadus pēc eksperimenta ierīkošanas konstatēti 7398 cm² augļķermeņu jeb vidēji 239 cm² *H. annosum* augļķermeņu uz viena celma. Pusei no analizētajiem 40 celmiem Kp meža tipā augļķermeņi konstatēti uz celma virsmas (6.2.3.1. tabula), bet vislielākais jauno augļķermeņu laukums 2012. gadā bijis uz celmu virszemes saknēm – kopā 5255.62 cm². Uz 10 celmiem 2012. gadā augļķermeņi konstatēti uz vairākām celma daļām: uz zāgējuma virsmas un virszemes saknēm – 5 celmiem; uz sānu virsmas un virszemes saknēm – 3 celmiem; uz zāgējuma virsmas un sānu virsmas – 1 celmam; uz zāgējuma virsmas, sānu virsmas un virszemes saknēm – 1 celmam. Tikai 5 celmiem augļķermeņi bijuši uz sānu virsmas.

6.2.3.1. tabula. Kopējais augļķermeņu virsmas laukums (cm²) uz dažādām celma daļām Kp meža tipā 2012. gadā.

	Zāgējuma virsma	Sānu virsma	Virszemes saknes
Celmu skaits	20 (7*)	5 (5*)	16 (9*)
Jauno augļķermeņu laukums 2012. gadā, cm ²	718.57	249.77	5255.62
Kopējais augļķermeņu laukums 2012. gadā, cm ²	1388.20	338.20	5671.73

* Analizēto celmu skaits, kuriem augļķermeņi konstatēti uz vairākām celma daļām.

Mūsu iegūtie dati liecina, ka nosusinātās kūdras augsnes ir ļoti labvēlīga vide *H. annosum* attīstībai. Sakņu piepe izplatās ne tikai ar veģetatīvo micēliju sakņu kontaktu ceļā, saskaroties inficēto koku vai celmu un veselo koku saknēm. Atšķirībā no nosusinātām minerālaugsnēm, Kp meža tipā uz celmiem konstatēts ļoti daudz *H. annosum* augļķermeņu, kuru attīstību veicina veģetācija un izcilātās saknes. Pamatojoties uz iegūtajiem rezultātiem, turpmākajos pētījumos jāizvērtē celmu izstrādes iespējas kūdras augsnēs. Minētajos pētījumos jānoskaidro arī atcelmošanas pasākumu ietekme uz augsnes īpašībām un stādmateriāla attīstību (sakņu inficēšanās ar *H. annosum* un *Armillaria* spp.).

6.2.4. Sēņu daudzveidība uz mežā atstātām trupējušām lielu dimensiju mežizstrādes atliekām

Sēņu daudzveidības novērtējums veikts 2011. un 2012. gadā. Kopumā vizuāli izdalītas 53 sēņu sugas 2011. gadā un 45 – 2012. gadā. Salīdzinot sēņu daudzveidību dažādos meža tipos, Kp 2011. gadā konstatētas 49 sēņu sugas, 2012. – 44 sēņu sugas, savukārt Dm meža

tipā gan 2011., gan 2012. gadā konstatētas 24 sēņu sugas, neskaitot sakņu piepi. Visbiežāk konstatētā sēņu suga Kp ir *Armillaria* sp. (uz 93% atlieku) bet Dm – *Phlebiopsis gigantea* (uz 28 atliekām jeb 74% atlieku) un *Armillaria* sp. (uz 13% atlieku) (1.4. pielikums). Zviedrijā veiktā pētījumā (Vasiliauska et al. 2005) konstatēts, ka sēņu sugu daudzveidība ir atkarīga no gadalaika, kurā atliekas izvietotas mežā. Minētajā pētījumā konstatēts, ka rudenī ir mazāka koksni kolonizējošo sēņu daudzveidība nekā vasarā. Kā konstatēts iepriekšējos pētījumos (Korhonen 2001), *P. gigantea* primāri kolonizē priedes koksni. Dm meža parauglaukumā ir lielāks priedes īpatsvars nekā Kp meža tipa parauglaukumā, turklāt tur ir atstāta sazāģēta, ar *P. gigantea* inficēta priedes koksne, iespējams tādēļ Dm meža tipā *P. gigantea* īpatsvars uz atliekām ir tik liels. Kā nozīmīgs faktors lielajai *P. gigantea* sastopamībai Dm meža tipā atzīmējams arī mitruma režīms. Kp meža tipā bagātīgās veģetācijas dēļ un tāpēc, ka atliekas ir daļēji iespiestas augsnē, ir pārāk liels koksnes mitruma daudzums, kas varētu kavēt *P. gigantea* augļķermeņu veidošanos šajā meža tipā.

Konstatēts, ka 2011. gadā Kp meža tipā bez sakņu piepes ir vidēji 3 sēņu sugas uz vienas atliekas, bet Dm – 2,1 sēņu suga. 2012. gadā savukārt Kp meža tipā noteiktas vidēji 2,4, bet Dm meža tipā vidēji 3,2 sēņu sugas uz vienas atliekas. Iespējams, ka iemesls šādām atšķirībām ir atšķirīgie laika apstākļi un novērojumu veikšanas laiks, jo daudzu sugu sēnēm augļķermeņi attīstās periodiski un nav konstatējami visu sezonu.

Atliekām ar mizas bojājumiem ir konstatētas vidēji 2,1 sēņu suga (2012. gads) uz vienas atliekas. Visbiežāk konstatētā suga ir *Armillaria* sp., kas konstatēta uz 94% analizē izmantoto atlieku. Bez tās tika novērotas arī *Leocarpus* sp. (31% atlieku) un *P. gigantea* (6% atlieku).

Visbiežāk konstatētā sēne uz celmiem bija *Armillaria* sp. Uz 53% celmu 2012. gadā konstatētas *Armillaria* sp. veidotās rizomorfas. 2011. gadā savukārt *Armillaria* sp. konstatēta tikai 15% celmu. Pret *H. annosum* antagoniskā *P. gigantea* konstatēta tikai 2012. gadā uz 8% celmu sānu virsmas. Sēņu augļķermeņi vai rizomorfas netika konstatētas uz 17 celmiem (43%) 2011. gadā un astoņiem celmiem (20%) 2012. gadā.

Turpmākos pētījumos paredzēts veikt augļķermeņu attīstības dinamikas novērtējumu uz sazāģētām trupējušām paaugas eglēm, lai noskaidrotu, kā sakņu piepes augļķermeņi attīstās uz mazu dimensiju (diametrs mazāks nekā 8 cm) atliekām. Trupējušu egles koksni kolonizējošo sēņu sugu daudzveidība tiks analizēta arī izmantojot molekulārās metodes. Sēņu bioloģiskā daudzveidība tiks arī salīdzināta uz veselas egles koksnes un uz koksnes, kas inficēta ar *H. annosum*.

6.3. Secinājumi

1. Divus gadus pēc trupējušu egles mežizstrādes atlieku atstāšanas mežā, Kp meža tipā ir vislielākais jauno, aktīvi sporulējošo augļķermeņu daudzums ($1242 \text{ cm}^2/\text{m}^3$). Trīs gadus pēc atlieku izvietošanas, jauno augļķermeņu daudzums Kp meža tipā samazinās ($914 \text{ cm}^2/\text{m}^3$). Dm savukārt vislielākais augļķermeņu daudzums novērots 3. gadā – 1197 cm^2 uz m^3 koksnes. Lai izstrādātu uz pētījuma rezultātiem balstītas rekomendācijas par trupējušu ciršanas atlieku atstāšanu mežā, tiks turpināts *H. annosum* augļķermeņu attīstības monitorings.
2. Palielinoties trupējušās koksnes daļas laukumam no atliekas šķērsriezuma laukuma, palielinās *H. annosum* augļķermeņu aizņemtais laukums, neatkarīgi no meža tipa vai mizas bojājumiem.
3. Dm meža tipā trīs gadu laikā vidēji 38% augļķermeņu attīstījušies uz sānu virsmas; pamatā *H. annosum* augļķermeņi lokalizēti uz atlieku apakšējās daļas. Kp savukārt uz sānu virsmas lokalizēti vidēji 19% augļķermeņu.
4. Atliekām ar mizas bojājumiem trīs gadu laikā izveidojušies vidēji 1,7 reizes vairāk augļķermeņu nekā uz atliekām bez mizas bojājumiem. Atliekām bez mizas bojājumiem, salīdzinot ar atliekām, kurām veikti mizas bojājumi, augļķermeņi galvenokārt lokalizēti uz zāģējuma virsmas un 2012. gadā 68% augļķermeņu konstatēti atlieku galos.
5. Kp meža tipā trīs gadu laikā uz 31 no 40 analizētajiem celmiem izveidojušies 7398 cm^2 *H. annosum* augļķermeņu (vidēji 239 cm^2 augļķermeņu uz viena celma). Celmiem ar 1. un 2. trupes intensitātes pakāpi Kp meža tipā augļķermeņi galvenokārt lokalizēti uz virszemes saknēm (vidēji 201 cm^2 un 464 cm^2 uz celma). Celmiem ar 3. trupes intensitātes pakāpi visvairāk augļķermeņu lokalizēti uz zāģējuma virsmas – vidēji 99 cm^2 uz viena celma. Iegūtie dati liecina, ka trupējušu celmu atstāšana Kp meža tipā veicina ne tikai *H. annosum* veģetatīvā micēlija, bet arī bazīdijsporu izplatību.
6. Visbiežāk konstatētā sēņu suga uz mežā atstātām trupējušām lielu dimensiju mežizstrādes atliekām un egļu celmiem bez *H. annosum* ir *Armillaria* spp. 2012. gadā Kp meža tipā tā konstatēta uz 93% atlieku un 53% celmu. Salīdzinot ar 2011. gadu,

2012. gadā biežāk konstatēta pret *H. annosum* antagoniskā *P. gigantea*. Īpaši izteikts tas ir atliekām Dm meža tipā, kur *P. gigantea* konstatēta uz 74% atlieku.

7. SAKŅU TRUPI IZRAISOŠO SĒŅU SASTOPAMĪBA MĀKSLĪGI ATJAUNOTĀS PRIEŽU JAUNAUDZĒS

2012. gada rudenī apsekotas 10 priežu jaunaudzes (6-14 gadus vecas; platība 1,5 – 7,5 ha) (7.1. tabula).

7.1.tabula. Objektu apraksts

Mežsaimniecība, iecirknis / Meža pētīšanas stacija	Kvartāls, nogabals	Platība, ha	Vecums, gadi	Meža tips	Audzis sastāvs	Piezīmes
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	210. kv., 12. nog.	2,3	10	Ln	10P9	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (13 kokiem); <i>Heterobasidion</i> spp. (7 kokiem); <i>Lophodermium</i> sp. 1 pārnadžu bojāts koks un 4 kaltuši.
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	195. kv., 16. nog.	2,2	9	Mr	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (7 kokiem); <i>Lophodermium</i> sp. 8 kaltuši koki - 1 blakus celmam
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	210. kv., 8. nog.	2,2	9	Mr	10P	Konstatēts <i>Heterobasidion</i> spp. (9 kokiem); <i>Lophodermium</i> sp. 3 pārnadžu bojāti un 1 kaltis koks.
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	193. kv., 12. nog.	2,4	10	Sl	10 P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (1); <i>Lophodermium</i> sp. Kaltuši 3 un 7 pārnadžu bojāti koki.
Rietumvidzemes mežsaimniecība, Ropažu meža iecirknis	194.kv., 9 nog.	7,5	11	Mr	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp. (3); <i>Heterobasidion</i> spp. (2); <i>Lophoderium</i> sp. Kaltuši 14 koki.
Meža pētīšanas stacija (MPS), Kalsnavas mežu novads	193. kv., 1.nog.	1,9	14	Ln	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp.(7) <i>Heterobasidion</i> spp. (7) <i>Lophodermium</i> sp. Kaltuši 11 koki.
Meža pētīšanas stacija (MPS), Kalsnavas mežu novads	193. kv., 3.nog.	1,8	14	Dm	10P	Konstatēta <i>Armillaria</i> sp.(1); <i>Heterobasidion</i> spp. (12); <i>Lophodermium</i> sp. 19 koki kaltuši.

Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 5. nog.	1,5	6	Ln	10P	Konstatēts <i>Lophodermium</i> sp. 46 nokaltuši koki, 139 sākuši kalst.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	295. kv., 6. nog.	1,5	11	Ln	10 P	Konstatēts <i>Lophodermium</i> sp. 185 nokaltuši koki, 79 sākuši kalst.
Dienvidkurzemes mežsaimniecība, Akmensraga iecirknis	297. kv., 5. nog.	2,4	8	Ln	10P	Konstatēts <i>Lophodermium</i> sp. 45 nokaltuši koki, 109 sākuši kalst.

Katrā objektā novērtēta nokaltušo vai kalstošo (ar dzelteni – sarkanbrūnām skuļām) koku sastopamība (7.1., 7.2. attēls). Katrs koks ar šādiem simptomiem tika apsekots pie sakņu kakla un atzīmēta *Heterobasidion annosum* s.l. un *Armillaria* sp. augļķermeņu, raksturīga balta micēlija vai rizomorfu sastopamība. Ja augļķermeņi, micēlijs vai rizomorfas kokam netika atrasti, tad tuvu pie sakņu kakla nozāģēta ripa, kura divas nedēļas inkubēta laboratorijas apstākļos. Pēc inkubācijas, izmantojot Leica stereomikroskopu MZ 7.5 (pal. 10 x 1,25 – 10 x 4,0), pārbaudīta ripas virsma un fiksēta *H. annosum* konīdijnesēju klātbūtne.



7.1.attēls. Kalstošas *P. sylvestris*.



7.2. attēls. Nokaltušas *P. sylvestris*.

Papildus tika ievākti skuju paraugi, lai noteiktu *Lophodermium* sp. sastopamību audzē (7.3. attēls); ievāktie paraugi mikroskopēti (7.4. attēls).

Atrastajiem *Heterobasidion annosum* s.l. augļķermeņiem izmērīja aktīvi sporulējošo virsmu laukumus, izmantojot planimetru PLANIX S10 „Marble”.



7.3. attēls. *Lophodermium* sp. izraisīta skuju dzeltēšana

7.4. attēls. *Lophodermium* sp. simptomi uz *P.sylvestris* skujām.

H. annosum tika konstatēts sešās no apsekotajām priežu kultūrām. Inficēto kociņu skaits bija no 2 līdz 12. Gan 2011. gadā, gan 2012. gadā tika novērots, ka daļa inficēto kociņu atrodami audzes malās, īpaši ceļmalās. Kociņu inficēšanās iemesls, kā jau tika minēts 2011. gada atskaitē „Sakņu trupi ierobežojošo faktoru izpēte”, varētu būt grāvju malu tīrīšana veģetācijas sezonā, kad mērenajā klimata joslā novērojams *H.annosum* sporu veidošanās maksimums (Kallio 1970; Hodges 1969; Gonthier *et al.* 2003). Iepriekš veiktos pētījumos ir noskaidrots, ka koks vai celms ir visuzņēmīgākie pret sakņu trapes izraisītāju *H. annosum* divu līdz četru nedēļu laikā pēc mizas bojājuma vai ciršanas. Vēlāk virsmas kolonizēšanas iespējas ar sakņu trupi izraisošās sēnes sporām samazinās - galvenokārt *Phlebiopsis gigantea* un *Trichoderma* spp. dēļ (Hodges 1969; Stenlid 1986; Redfern, Stenlid 1998).

Apsekotajos parauglaukumos konstatētas daudz kaltušas un kalstošas priedes. Ar *H. annosum* inficēti jauni koki, kas aug uz bijušajām lauksaimniecības zemēm, var nokalst vienas sezonas laikā (Lauska 1961; Greig 1998). Mūsu veiktajā pētījumā noskaidrots, ka pirmie infekcijas simptomi novērojami priedēm, kas ir jaunākas par 10 gadiem. Savukārt Lietuvā veiktos pētījumos konstatēts, ka pirmie infekcijas simptomi novērojami priežu audzēs 15-20 gadu vecumā, bet, pieaugot audzes vecumam, palielinās inficēto koku īpatsvars. Sakņu piepes bojājumu simptomi tika konstatēti 82% apsekoto 31 – 40 gadus veco priežu audžu. Lietuvas zinātnieki atzīmē, ka īpaši bīstama ir *H. annosum* izraisītās infekcijas izplatība priežu jaunaudzēs, ja audzēs veikta retināšana un tās stādītas lauksaimniecības zemēs

(Vasiliauskas 1989, Lygis *et al.* 2004). Lai izvairītos no *H. annosum* infekcijas *P. sylvestris* plantācijās, ieteikums ir pēc iespējas mazāk veikt retināšanu, stādīt mistraudzēs (ar lapukokiem) (Lygis *et al.* 2004), izvākt trupējušos celmus (literatūrā ir bieži atzīmēts, ka izcirtumā atstāti inficēti celmi ir galvenais infekcijas avots, kas apdraud jaunus iestādītos kociņus (Stenlid 1986, Piri 1996, Woodward *et al.* 1998 Piri, Korhonen 2001)).

Visos sešos objektos, kur audzē tika konstatēta sakņu piepe, daļai no inficētajiem kociņiem tika atrasti *H. annosum* augļķermeņi. Augļķermeņu aktīvi sporulējošās virsmas laukums apsekotajos objektos variēja no 0,01 – 32,58 cm², bet kopējais analizētajos parauglaukumos uzmērīto aktīvi sporulējošo augļķermeņu laukums bija 288,29 cm². Vienam kociņam vidējais augļķermeņu laukums variēja (atkarībā no parauglaukuma) no 0,22 - 36,05 cm². Iegūtie dati liecina, ka šādi, 6 – 14 gadus veci ar *H. annosum* inficētie kociņi, var ievērojami palielināt sakņu piepes bazīdijsporu daudzumu un nopietni apdraudēt arī blakus esošās audzes.

Piecos parauglaukumos 2012. gadā konstatēti *Armillaria* sp. augļķermeņi vai tās rizomorfas (7.5.attēls). Atkārtoti pārbaudot iepriekš 2010. gadā apsektos parauglaukumus Akmensraga meža iecirknī, konstatēts īpaši liels kaltušo un kalstošo koku īpatsvars, kas liecina, ka iespējams *Armillaria* sp. šajos parauglaukumos ir izplatījusies uz blakus augošajiem veselajiem kokiem. 2010. gadā šajos parauglaukumos stādītajām priedēm tika konstatētas *Armillaria* spp. rizomorfas un augļķermeņi. *Armillaria* sp. literatūrā raksturota kā viena no agresīvākajām trupi izraisošajām sēnēm, kurai raksturīgs liels izplatīšanās ātrums. Piemēram, Ziemeļamerikā 100 gadus veca *Armillaria* spp. sugu kompleksa izplatības robežas sasniedz pat 400 m (aizņemtās platības diametrs), bet 1 īpatņa genotipa robežas - līdz 100 m (aizņemtās platības diametrs). Eiropas mežos *Armillaria ostoyae* konstatēto genotipu robežas variē no 10-60 m (aizņemtās platības diametrs), bet *Armillaria gallica* un *Armillaria borealis* pat 200m. *Armillaria* sp. var izraisīt vairāk kā 50% no audzēs esošo koku bojāeju (Shaw, Kile 1991).



7.5.attēls. *Armillaria* sp. rizomorfās Akmensraga meža iecirknī apsekotajā parauglaukumā

Visās priežu jaunaudzēs konstatēta skujbiri izraisošā sēne - *Lophodermium* sp. Novērots, ka *Lophodermium* sp. infekcijas intensitāte analizētajās audzēs ir ļoti atšķirīga. Rietumvidzemes mežsaimniecības, Ropažu meža iecirkņa 210. kv. 8., 10. nogabalā novērots salīdzinoši lielāks inficēto kociņu skaits. Igaunijā skujbires epidēmijas novērojamas diezgan regulāri un reizēm pat tik bieži, ka nav iespējams nodalīt viena gada epidēmiju no nākamā gada epidēmijas (Hanso, Drenkhan 2007).

7.1. Secinājumi

1. Apsekotajās priežu jaunaudzēs konstatēti 2-12 ar *H.annosum* inficēti koki. Sakņu piepes augļķermeņi konstatēti sešās jaunaudzēs. Vienam kociņam vidējais augļķermeņu laukums variēja 0,22 - 36,05 cm².
2. Liels kaltušo koku īpatsvars novērojams audzēs, kur 2010. gadā konstatēti *Armillaria* sp. augļķermeņi. Visos apsekotajos parauglaukumos konstatēta *Lophodermium* sp.

8. H. ANNOSUM IZPLATĪBA DAŽĀDA VECUMA EĢĻU AUDZĒS NOSUSINĀTOS ĀREŅOS UN KŪDREŅOS

Heterobasidion annosum. ir viens no bīstamākajiem patogēniem Ziemeļu puslodes mežos (Bendz-Hellgren un Stenlid, 1997), kas izraisa sakņu trupi daudzām koku sugām, galvenokārt skujkoku (Asiegbu et al., 2005). Tiek lēsts, ka Eiropā kopējie ekonomiskie zaudējumi, ko izraisa *Heterobasidion* spp. pārsniedz 500 miljonus eiro gadā. Galvenokārt zaudējumi var tikt attiecināti uz kokmateriālu kvalitātes pazemināšanos (Woodward et al., 1998).

Saskaņā ar A. Василяускас (1989) datiem, Lietuvā atkarībā no vecuma 22% - 58% eģļu nosusinātās mežaudzēs ir inficētas ar *H. annosum*, bet Latvijā vidēji 22,9% (Gaitnieks et al., 2007) eģļu (*Picea abies* (L.) Karst.) ir trupējušas. Savukārt literatūrā pieejamā informācija par Somiju liecina, ka tur aptuveni 15% - 30% (Tamminen, 1985) eģļu ir inficētas ar *Heterobasidion* spp. Bet citā pētījumā pat atzīmēts, ka inficēto koku īpatsvars atsevišķās audzēs var sasniegt 22,0 – 75,0% (vidēji 52,5%) (Piri un Korhonen, 2001).

Pētījumi Zviedrijā liecina, ka stipri trupējušā eģļu audzē koku radiālais pieaugums 5 gadu periodā ir samazinājies par 9% (Bendz-Hellgren un Stenlid, 1997). Savukārt šo pašu autoru agrākā pētījumā ir minēts, ka *H. annosum* infekcija 5 līdz 35 gadu laikā parastās eģles radiālo pieaugumu var samazināt no 14 – 37% (Bendz-Hellgren un Stenlid, 1995)

8.1. Empīriskā materiāla raksturojums

Empīriskais materiāls ievākts 2012. gada vasaras un rudens periodā, kopumā ierīkojot 16 parauglaukumus parastās eģles (*Picea abies* (L.) H.Karst.) tīraudzēs un mistraudzēs, no kuriem viens atrodas Zemgales Mežsaimniecības Mīsas iecirkņa 274. kvartāla 5. nogabalā bet pārējie VMD struktūrvienības „Meža pētīšanas stacija” Kalsnavas mežu novadā. Mīsas iecirkņa parauglaukums ierīkots 111. gadus vecā šaurlapju kūdreņa (Ks) meža tipa audzē ar kopējo platību 1.6 ha, audzes sastāvs 6E4P.

Kalsnavā 7 parauglaukumi ierīkoti šaurlapju ārenī (As), 5 šaurlapju kūdrenī, 3 platlapju kūdrenī (Kp). No ierīkotajiem parauglaukumiem 3 ir 80 gadus vecās audzēs, bet pārējie atbilst 3 vecumklasei (41-60 gadi). No iepriekš minētajiem divi parauglaukumi ierīkoti vairākos blakus esošos nogabalos ar līdzīgiem augšanas apstākļiem. Viens no tiem divos nogabalos, bet otrs iekļauj trīs nogabalus no kuriem vienā vidējais audzes vecums ir 36 gadi,

bet pārējos 42 un 44 gadi. Šāds parauglaukumu dalījums izvēlēts, lai optimāli aptvertu mežaudzes, kurās konstatētas nokaltušu egļu biogrupas ar *H. annosum* s.l. auglķermeņiem uz sakņu kakla un saknēm. Parauglaukumu raksturojums apkopots 8.1.1. tabulā.

8.1.1. tabula. Parauglaukumu raksturojums un rezultātu apkopojums – *Heterobasidion* spp. un *Armillaria* spp. sastopamība.

Paraugl. Nr.	Teritorija	Kvartāls	Nogabals	Platība, ha	Meža tips	vecums	Sastāvs	Pārbaudīto koku skaits		Konstatēts Heterobasidion		Konstatēta Armillaria*	
								Augoši koki	Nokaltuši koki	Augoši koki	Nokaltuši koki	Augoši koki	Nokaltuši koki
1	Kalsnava	201	1	3,7	Ks	41	9E1B	213	100	22	57	1	
2	Kalsnava	187	15	1,7	Kp	46	10E	200		7		5	
3	Kalsnava	203	1	3,1	Ks	42	8E2B	100	100	5	6	2	2
		203	2	0,4	Ks	44	10E						
		203	6	3,8	Ks	36	9E1B						
4	Kalsnava	107	22	2,1	As	50	7P3E	50		5			
5	Kalsnava	117	5	4,2	As	44	7E3B	100		16		2	
6	Kalsnava	117	10	8,3	As	42	10E	100	56	10	34		
7	Kalsnava	108	15	2,9	As	80	5B4E1P	100		8			
8	Kalsnava	117	10	8,3	As	42	10E	100		7			
9	Kalsnava	152	4	1,6	Ks	80	7E1B2P	150		5		3	
10	Kalsnava	160	10	1,9	Kp	80	7E2B1Ma	100		4		3	
11	Kalsnava	178	22	1,0	As	49	10E	100		30			
12	Kalsnava	157	1	0,9	Kp	45	10E	100		7			
		157	2	0,3	Kp	57	6E ₅₇ 2E2B ₇₀						
13	Kalsnava	112	1	3,3	Ks	60	7E2B1P	100		12			
14	Kalsnava	124	18	1,2	Ks	46	9E1B	100		2			
15	Kalsnava	148	2	1,9	As	47	10E	269	1	64	1		
16	Misas iecirknis	274	5	1,6	Ks	111	6E4P	186		24			
Kopā								2068	257	228	98	16	2

* Tabulā atzīmēta tikai ievāktajos koksnes paraugos konstatētā *Armillaria* spp.

8.2. Lauku darbu metodika

Šī pētījuma ietvaros lauku darbu metodika ir iedalāma 2 secīgos etapos, kur pirmajā tiek iegūts empīriskais materiāls, lai noskaidrotu konkrētu koku inficētību ar *Heterobasidion* spp., bet otrajā, parauglaukumos, kuros konstatēta infekcija, tiek iegūti koku dendrometriskie (diametrs (d), augstums (H)) rādītāji, informācija par koku savstarpējo izvietojumu parauglaukumā un urbuma skaidiņas gadskārtu platumu uzmērīšanai ar mērķi veikt koku radiālā pieauguma analīzi.

Sākotnējā parauglaukumu atlase veikta konstatējot *H. annosum* s.l. klātbūtni parauglaukumā. Iespējamā *H. annosum* s.l. klātbūtne noteikta, novērtējot parastās egles koku vainagu stāvokli un konstatējot *H. annosum* s.l. augļķermeņus uz sakņu kakla un saknēm.

Lai laboratorijas apstākļos noskaidrotu *H. annosum* s.l. klātbūtni konkrētos parauglaukumu kokos darba pirmajā etapā, izmantojot Prestlera svārpstu tika veikti urbumi pie sakņu kakla un ievāktas urbumu skaidiņas. Katrā parauglaukumā tika izurbti vismaz 100 augoši koki bez, vai kur tas nebija iespējams, ar nelieliem mehāniskiem bojājumiem. Atsevišķos parauglaukumos tika izurbti arī nokaltušie koki, lai varētu iegūt informāciju par *H. annosum* s.l. infekcijas izplatību. Urbumu skaidiņas tika ievietotas numurētās plastikāta mēģenēs un uzglabātas ledusskapī līdz nogādāšanai laboratorijā (maksimums 48 stundu laikā).

Lai iegūtu ar *H. annosum* s.l. inficētu un neinficētu empīrisko materiālu parauglaukumā atlasīja vismaz 60 kokus ar vainaga stāvokļa pasliktināšanās pazīmēm, vai kokus, uz kuru sakņu kakla vai saknēm konstatēti *H. annosum* s.l. augļķermeņi. Pārējā empīriskā materiāla daļa iegūta no kokiem bez redzamām stumbra un vainaga bojājumu pazīmēm.

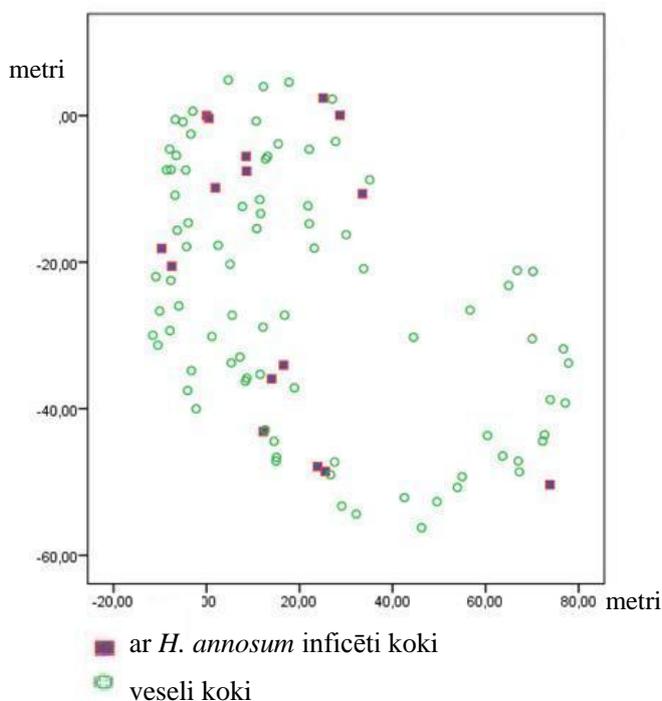
Pēc rezultātu saņemšanas no laboratorijas par *H. annosum* s.l. inficētajiem kokiem 2012. gada rudenī tika aprobēta otrā etapa izpildes metodika 5. parauglaukumā, kur visiem izurbtajiem kokiem tika uzmērīti krūšaugstuma diametri, 9 kokiem uzmērīti augstumi tālākai augstumlīknes sastādīšanai un veikta izurbto koku kartēšana. Lai iegūtu empīrisko materiālu turpmākai datu analīzei un metodikas aprobācijai 5. parauglaukumā tika veikti urbumi skaidiņu iegūšanai krūšaugstumā. Katrā kokā tika veikti 2 savstarpēji perpendikulāri urbumi tā, lai pirmais no tiem būtu orientēts pret parauglaukumā novietotu atskaites punktu, bet otrs ar 90 grādu novirzi pretēji pulksteņrādītāja virzienam attiecībā pret pirmo. Izurbtās skaidiņas ievietotas numurētās papīra caurulītēs. Pēc šīs metodikas parauglaukumā tika izurbti visi 16 ar

H. annosum s.l. inficētie koki un 30 veseli koki. Veselie koki tika izvēlēti tā, lai tie pārstāvētu visas audzē esošās caurmēra pakāpes. Koku kartēšanai tika izmantots firmas „Haglof” ražotais attālummērs DME, ar kuru tika noteikts koka attālums līdz parauglaukumā novietotam atskaites punktam un firmas SUUNTO ražotā busole azimuta noteikšanai.

8.3. Kamerālo darbu metodika

Šī pētījuma ietvaros kamerālo darbu metodika ir iedalāma 3 secīgos etapos, kur pirmajā laboratorijas apstākļos tiek pārbaudīta *H. annosum* s.l. klātbūtne paraugos, otrajā apstrādāta informācija par koku dendrometriskajiem rādītājiem, un izveidots pārbaudīto koku kartogrāfiskais materiāls, bet trešajā veikta parauglaukumā iegūto krūšaugstuma skaidiņu radiālo pieaugumu analīze.

Otrajā etapā, 5. parauglaukumā iegūtā informācija par koku dendrometriskajiem rādītājiem (d, H) un koku koordināšu aprēķiniem nepieciešamie dati tika ievadīti MS excel elektroniskajās tabulās un izrēķināts audzes augstumlīknes vienādojums pēc kura izrēķināti parauglaukumā izurbto, bet neuzmērīto koku augstumi. Izmantojot iegūto informāciju tika atlasīti 30 veseli koki, kuri ir nepieciešami 3. etapā paredzētajai pieauguma analīzei, kā kontrole.



8.3.1. attēls. 5. parauglaukumā pārbaudīto koku savstarpējs izvietojums.

Parauglaukuma lokālās koku koordinātes tika aprēķinātas izmantojot taisnleņķa koordinātu sistēmu, kā rezultātā tika izveidota analizēto koku karte (sk. 8.3.1. attēlu).

8.4. Rezultāti

No kopumā apsekotajiem 2325 kokiem 355 jeb 15% bija inficēti ar *H. annosum* s.l. Sakņu piepes konstatēta 257 no 2068 augošajiem kokiem un 98 no 257 nokaltušajiem kokiem. Tā kā no nokaltušajiem kokiem, pārbaudot urbumu skaidiņas, ne vienmēr izdodas izdalīt dzīvotspējīgu *H. annosum* s.l. micēliju, tad var uzskatīt, ka ar *H. annosum* s.l. inficēto koku procents varētu būt pat lielāks. Turpmākajā darbā paredzēts veikt apsekoto platību genotipu kartēšanu un iegūt koksnes paraugus no atsevišķu koku saknēm. Vairumā analizēto nogabalu (13) no pavisam apsekotajiem 16 nogabaliem koku vecums bija ≤ 50 gadi, tāpēc konstatētie 15% inficēto koku apstiprina mūsu iepriekšējos darbos iegūtos rezultātus. Tādējādi mūsu izvēlētie objekti ir piemēroti lai analizētu *H. annosum* s.l. ietekmi uz egļu radiālo pieaugumu atkarībā no audžu vecuma, sastāva, koku dendrometriskajiem rādītājiem un meža tipa.

9. PHLEBIOPSIS GIGANTEA AUGĻĶERMENŅU SASTOPAMĪBAS NOVĒRTĒJUMS

9.1. Metodika

Phlebiopsis gigantea augļķermeņu sastopamība pārbaudīta 6 objektos, kuros veikta kopšanas cirte (9.1.1.tabula), kur 2010. gadā konstatēta kvalitatīva celmu apstrāde ar bioloģisko preparātu „Rotstop” (tas noteikts iepriekšējās celmu apstrādes kvalitātes pārbaudēs, skatīt 1.5. pielikumu).

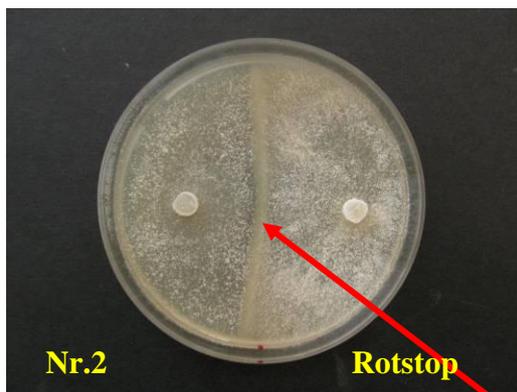
9.1.1.tabula. Analizēto objektu raksturojums.

Nr.	Mežsaimniecība	Kvartāla numurs	Nogabali	Audzes sastāva formula	Platība, ha
1.	Dienvidkurzeme	355	2	9E1P	1,4
2.	Dienvidkurzeme	375	39, 46, 47, 48	5E3B2P1A	9,4
3.	Ziemeļkurzeme	13	8, 10, 18	6E3B1P	5,8
4.	Austrumvidzeme	146	15, 20	7E2B1A+OsOz	4,0
5.	Vidusdaugava	277	13	8E1B1M	1,3
6.	Vidusdaugava	338	9, 16, 17	8E1B1P	3,9

Koksnes paraugu ievākšanas brīdī pēc celmu apstrādes ar preparātu „Rotstop” bija pagājuši divi gadi. Katrā parauglaukumā tika apsekoti 100 celmi, novērtējot *P. gigantea* augļķermeņu sastopamību. Kopā tika ievākti paraugi no 10 – 15 celmiem (parastās egles un/vai parastās priedes; diametrs ≥ 15 cm). Pirmā ripa no celma nozāģēta un aizmesta, pēc tam ņemta 4 – 5 cm bieza nākamā ripa, kura pēc tam nogādāta tālākai analīzei laboratorijā.

Laboratorijā ripas nomizotas un nomazgātas zem tekoša krāna ūdens, liekais ūdens notecināts. Ripas ievietotas polietilēna maisos un inkubētas 5 – 7 dienas istabas temperatūrā. Pēc inkubācijas uz katras ripas novērtēta *P. gigantea* sastopamība – sēnes veidotais oranži - brūnais krāsojums. No ripām, kurās konstatēta *P. gigantea*, paņemti koksnes gabaliņi vietās, kur *P. gigantea* micēlijs aizņēmis lielāko laukumu. Koksnes gabaliņu virsma sterilizēta uz liesmas un tie ievietoti Petri platēs ar iesala – agara barotni. No katras ripas tika iegūti 1 – 3 izolāti.

Pēc 2 nedēļām izaugušais *P. gigantea* micēlijs (paņemot 5x5 mm lielu agara gabaliņu) tiek pārnests jaunā Petri platē, lai noteiktu tā piederību „Rotstop” genotipam (9.1.1. attēls).



9.1.1. attēls. *P. gigantea* genotipu noteikšana.

demarkācijas līnija

P. gigantea izolāts Nr. 2 nepieder „Rotstop” genotipam (starp izolātiem veidojas demarkācijas līnija).

Katrs konstatētais *P. gigantea* laukums, atzīmēts ar ūdensizturīgu marķieri un pēc tam izmērīts, izmantojot planimetru Planix 10S „Marble”.

9.2. Rezultāti

No apsekotajiem 100 celmiem 1. objektā *P. gigantea* auglķermeņi konstatēti uz 4 egļu celmiem, 2. objektā *P. gigantea* auglķermeņi konstatēti uz viena egles celma, 3. objektā *P. gigantea* auglķermeņi konstatēti uz 8 egļu celmiem, 4. objektā *P. gigantea* auglķermeņi konstatēti uz 10 egļu celmiem, 5. objektā *P. gigantea* auglķermeņi konstatēti tikai uz 3 egļu celmiem; 6. objektā *P. gigantea* auglķermeņi bija atrodami uz 4 priežu un viena egles celma (9.2.1. tabula).

9.2.1. tabula. *P. gigantea* augļķermeņu sastopamība apsekotajos objektos.

Objekta Nr.	Celmu diametrs, cm	Celmu skaits, uz kuriem konstatēti <i>P.gigantea</i> augļķermeņi	
		Egle	Priede
1.	10 - 35	4	- *
2.	10 - 35	1	0
3.	11 - 36	8	- *
4.	11 - 28	10	- *
5.	10 - 47	3	- *
6.	12 - 47	1	4

* -objekti, kuros netika apsekoti priežu celmi

Kopumā, izvērtējot *P. gigantea* augļķermeņu sastopamības rezultātus, var secināt, ka objektos, kas kvalitatīvi apstrādāti ar preparātu „Rotstop”, *P. gigantea* augļķermeņu sastopamība uz celmiem pēc diviem gadiem sasniedz maksimums 10%.

Pavisam kopā ievākta 81 ripa – 16 no priežu celmiem un 65 no egļu celmiem. Ievāktās ripas bija diezgan sadalījušās (9.2.1. attēls). Tajās bija vērojama salīdzinoši liela dažādu koksnes sēņu daudzveidība, kas turpmākajā darba gaitā ievērojami apgrūtināja sekmīgu *P. gigantea* izdalīšanu no koksnes ripām.



9.2.1. attēls. Analīzei ievāktās priedes koksnes ripas.

Atsevišķās ripās tika konstatēts arī izteikts *H. annosum* s.l. radītais zilgani violetais koksnes iekrāsojums – iespējams, ka mežizstrādes laikā celmi jau bija inficēti ar *H. annosum* s.l.

Katrā objektā tika paņemtas 10 – 15 ripas, kas tālāk apstrādātas laboratorijā. *P. gigantea* aizņemtais laukums katrā parauglaukumā tika atsevišķi aprēķināts gan egļu, gan priežu ripās (9.2.2. tabula).

9.2.2. tabula. Sēnes *P. gigantea* sastopamība analizētajās ripās.

Nr.	Koku suga	Analizēto ripu skaits	Ripu skaits, uz kurām konstatēta <i>P.gigantea</i>	<i>P.gigantea</i> aizņemtais laukums analizētajās ripās, %
1.	Egle	10	9	0,20 - 58,24
2.	Egle	10	6	0,23 - 81,20
	Priede	6	4	0,08 - 8,71
3.	Egle	10	10	0,38 - 94,75
4.	Egle	11	10	0,94 - 89,45
5.	Egle	15	14	10,06 - 98,39
6.	Egle	10	8	15,86 - 84,71
	Priede	10	9	23,96 - 95,87

Paņemtajos koksnes paraugos konstatēta augsta *P. gigantea* sastopamība. Jāatzīmē, ka *P. gigantea* bija sekmīgi kolonizējusi arī egles celmus. *P. gigantea* uzskata kā primāro priedes koksnes kolonizējošo sēni (Korhonen, 2001), un tāpēc novērtējot bioloģisko preparātu efektivitāti īpaši tiek analizēta tieši egles koksne. Aizņemtais *P. gigantea* laukums dažādās ripās bijis ļoti atšķirīgs 0,08 – 95,87%. Turpmākajā darba gaitā izdevās iegūt 54 *P. gigantea* izolātus. Veicot genotipu salīdzināšanu konstatēts, ka tikai 5 no analizētajiem 54 izolātiem pieder „Rotstop” genotipam, pārējie 49 izolāti raksturo dabiskās *P. gigantea* sastopamību. Detalizēti visu *P. gigantea* izolātu genotipu salīdzināšanas rezultāti redzami 1.6. pielikumā. Preparāta „Rotstop” genotipa sastopamība analizētajos objektos atspoguļota 9.2.3. tabulā.

9.2.3. tabula. „Rotstop” sastopamība analizētajos objektos.

Nr.	Materiāla ievākšanas vieta			"Rotstop" genotips, %	Cits <i>P.gigantea</i> genotips, %
	Mežsaimniecība	Kvartāls	Nogabali		
1.	Dienvidkurzeme	355	2	27	73
2.	Dienvidkurzeme	375	39, 46, 47, 48		100
3.	Ziemeļkurzeme	13	8, 10, 18	25	75
4.	Austrumvidzeme	146	15, 20	6	94
5.	Vidusdaugava	277	13		100
6.	Vidusdaugava	338	9, 16, 17		100

Analizētajās objektos iegūtie rezultāti parāda, ka dabiskā *P. gigantea* aizstāj preparāta „Rotstop” sastāvā esošo *P. gigantea* jau divus gadus pēc celmu apstrādes. Tā kā pielietojot bioloģisko preparātu “Rotstop” vidē nonāk liels daudzums ģenētiski viendabīgas sēnes *P. gigantea*, tad iegūtie rezultāti pierāda, ka ilgtermiņā tas neatstāj ievērojamu ietekmi uz vietējo *P. gigantea* daudzveidību, kas noskaidrots arī Vainio et al. (2001) pētījumā. Tāpat iepriekš minētajā pētījumā secināts, ka uz viena skujkoku celma var būt sastopamas vairākas ģenētiski atšķirīgas *P. gigantea*. Šādu secinājumu var izdarīt arī no mūsu eksperimentā iegūtajiem rezultātiem, jo uz atsevišķiem celmiem bija sastopama gan dabiskā *P. gigantea*, gan preparāta „Rotstop” sastāvā esošā *P. gigantea*.

Turpmākajos pētījumos būtu nepieciešams kontrolētā eksperimentā (manuāli apstrādājot celmus) novērtēt gan preparāta „Rotstop”, gan laboratorijā izdalīto *P. gigantea* Latvijas izolātu dinamiku skujkoku celmos saistībā ar *P. gigantea* dabisko infekciju.

9.3. Secinājumi

1. *Phlebiopsis gigantea* augļķermeņi sastopami maksimums uz 10% celmu divus gadus pēc celmu apstrādes ar bioloģisko preparātu „Rotstop”.
2. Dabiskā *P. gigantea* aizstāj preparāta „Rotstop” sastāvā esošo *P. gigantea* divus gadus pēc celmu apstrādes.

10. EĢĻU UN PRIEŽU STĀDU MĀKSLĪGĀ INFICĒŠANA AR SAKŅU PIEPI

10.1. Metodika

Pamatojoties uz iepriekš veikto eksperimentu (tajos tika aprobēta stādu inficēšanas metodika) rezultātiem 2011. gada 13.-15. septembrī tika ierīkots dažādas izcelsmes *P. sylvestris* un *P. abies* stādu inokulācijas eksperiments, lai izdalītu rezistentāko stādmateriālu pret sakņu piepi. Iepriekš veikto eksperimentu rezultāti un darba metodika, kas izmantota arī šajā eksperimentā, aprakstīta 2011. gada starpatskaitē „Sakņu trupi ierobežojošo faktoru izpēte”.

2012. gada janvārī pēc 16 nedēļu ilgas inkubācijas tika izvērtēta 628 eģļu un 538 priežu mākslīgi inficēto stādiņu uzņēmība pret sakņu piepi. Eksperimentam tika izmantotas egles un priedes no 11 dažādām izcelsmes vietām (10.1.1.tabula).

Stādmateriāls izvēlēts, lai būtu iespējams salīdzināt eģļu stādu reģionālās atšķirības un priežu stādus atkarībā no sveķu satura koksne (Zlēku sēklu plantācija). Stādmateriāls arī reprezentē lielākās II kārtas sēklu plantācijas, kurām ir liels īpatsvars kokaudzētavu apgādē ar sēklām).

10.1.1.tabula. Eksperimentā izmantotie parastās priedes un parastās egles stādi.

Variants	Stādu vecums, gados	Sēklu ievākšanas vieta	Sēklu ievākšanas gads
Parastā egle			
Saldus	5	Bijušās Saldus virsmežniecības Sesiles mežniecības teritorija	1992
Zaube	5	Bijušās Cēsu virsmežniecības Zaubes mežniecības teritorija	1990
Remte	5	Remtes sēklu plantācija	1993
Ludza	5	Bijušās Ludzas virsmežniecības Ludzas mežniecības teritorija	1990
Jēkabpils	5	Bijušās Jēkabpils virsmežniecības Briežu mežniecības teritorija	1998
Suntaži	4	Suntažu sēklu plantācija	2000
Parastā priede			
Dravas	4	Dravu sēklu plantācija	2004
Zlēkas	4	Zlēku sēklu plantācija	2000
Sāviena	4	Sāvienas sēklu plantācija	2004
Andumi	4	Andumu sēklu plantācija	2004
Ezernieki	4	Ezernieku sēklu plantācija*	2000

Variants	Stādu vecums, gados	Sēklu ievākšanas vieta	Sēklu ievākšanas gads
Andumi2	4	Andumu sēklu plantācija*	2004

*2009. gada augustā pārstādītie priežu stādi (pārējiem eksperimenta variantiem pārstādīšana veikta 2009. gada maijā)

Katram stādiņam tika izmērīts garums un sakņu kakla diametrs (turpmākajā analīzē katrs stādiņš tika numurēts). Kociņus nogrieza aptuveni piecu centimetru dziļumā zem kūdras slāņa. (Katrs stādiņš tika audzēts 2 l plastmasas podos MCI 17, SIA „Laflora” sagatavotā kūdras substrātā KKS-M1 ietvarstādu audzēšanai.) Stādus nogādāja LVMI „Silava”, kur to stumbrus sterilizēja liesmā un sagrieza 20 - 26 ripās - 14 ripas (0,8 cm biezas) virzienā uz galotni no sakņu kakla un 6-12 ripas (0,5 cm biezas) virzienā uz saknēm no sakņu kakla. Ripas tika sanumurētas, sterilizētas liesmā (10.1.1. attēls) un ievietotas Petri platēs uz sterila, samitrināta (izmatots sterils dejonizēts ūdens) filtrpapīra (10.1.2. attēls).



10.1.1.attēls Ripas sterilizēšana liesmā.



10.1.2. attēls. Ripu novietojums Petri platē.

Pēc 7 dienu inkubācijas ripas mikroskopēja ar *Leica* stereomikroskopu MZ 7.5 (pal. 10 x 1,25 – 10 x 4,0), lai konstatētu *H. annosum* konīdijnesējus.

Katru ripu izmērīja ar bīdmēru un, saskaitot inficētās ripas, tika noteikta *H.annosum* s.l. micēlija izplatība analizētajos stādiņos (10.1.3. attēls).



10.1.3. attēls. Micēlija izplatība priedes koksne.

Ar vienu punktiņu atzīmēta pirmā rīpa (skaitot no inokulācijas vietas), ar diviem punktiņiem – otrā utt.

- ▲ - attiecīgā rīpa līdz kurai konstatēti *H.annosum* s.l. konīdijnesēji;
- ▲ - *H. annosum* izplatība stumbrā (no inokulācijas vietas uz augšu);
- ▲ - *H. annosum* izplatība stumbrā (no inokulācijas vietas uz leju).

10.1.1. Stādiņu sagatavošana mikorizas morfotipu noteikšanai

Sakņu mikorizācijas analīzei tika izvēlēti 50 egļu stādi no piecām sēklu izcelsmes vietām (bijušās Saldus Virsmežniecības Sesiles mežniecības teritorijas, bijušās Cēsu Virsmežniecības Zaubes mežniecības teritorijas, bijušās Ludzas Virsmežniecības Ludzas mežniecības teritorijas, bijušās Jēkabpils Virsmežniecības Briežu mežniecības teritorijas un Remtes sēklu plantācijas). 20 no izvēlētajiem stādiem bija inficēti ar *H. parviporum*, 20 – ar *H. annosum* s.s. un 10 – kontroles stādiņi - neinficēti. No katra stāda tika paņemts sakņu paraugs - aptuveni viena astotā daļa no tā sakņu sistēmas. Sakņu paraugi tika nogādāti LVMI „Silava” un līdz to tālākai apstrādei uzglabāti + 4° C temperatūrā. Laboratorijā saknes rūpīgi noskalotas un līdz to mikroskopēšanai glabātas Petri trauciņos ar ūdeni + 4°C temperatūrā. Saknes sagrieztas 1cm gabaliņos un vienmērīgi izvietotas Petri platē, zem kuras novietots plastmasas režģis (rūtiņas izmērs 7x7 mm). Uz īssaknēm sastopamo mikorizu daudzveidība noteikta, morfotipējot sakņu mikorizas. Sakņu morfotipēšana veikta balstoties uz mikorizu krāsu, formu, mantijas struktūru un biezumu, kā arī ārējā micēlija vai rizomorfu attīstību (Agerer 1986-2006). Mikorizas morfotipu sastopamība uz egļu īssaknēm noteikta, analizējot 30 režģa rūtiņās sastopamos sakņu fragmentus (uzskaite rūtiņās veikta pēc kārtas, sākot no

režģa labā stūra). Katrā rūtiņā noteikts atšķirīgus mikorizu morfotipus reprezentējošo ĩssakņu skaits. Paraugu mikroskopēšanai lietots stereomikroskops Leica MZ-7.5 5 (pal. 10 x 1,25 – 10 x 4,0).

Lai noteiktu morfotipu piederību kādai konkrētai sēņu sugai, paredzēts lietot molekulārās sugu noteikšanas metodes. Lai to veiktu, no visiem morfotipiem, kas konstatēti uz katra egļu stādu varianta, izdalģtas 3-5 atsevišķas ĩssaknģtes. Saknes ievietotas Ependorfa trauciņos un fiksētas 70% etanola šķģdumā. Sakņu paraugi tālākām DNS analizēm uzglabāti saldētavā -16° C temperatūrā.

10.1.2. *H. annosum* s.l. sugas noteikšana

Lai noteiktu vai stādiņu kolonizēģjušais *Heterobasidion annosum* s.l. atbilst sugai, ar ko stādiņš tika inficēts sākotnģji, randomizēti izvēlēģās 10 *H.annosum* s.l. tģrkģltģras, kas izolētas no 10 daģādu stādu ripām (nolasģti konģdģjnesģji). Heterokariotisku *H. annosum* kultģru intersterilitātes grupas noteiktas izmantoģot testkultģras. Pārbaudāmās kultģras pārotas ar *H.annosum* s.s. un *H.parviporum* homokariotiskiem testeriem. *H.annosum* tģrkģltģras gabaliņu - pārbaudāmo izolātu - ar nosterilizētu adatu pārnese Petri platē uz sterilas iesala - agara barotnes. Divu cm attālumā no tā pārnese agara gabaliņu ar *H. annosum* s.s. un *H. parviporum* homokariotisku testkultģru (grupas testerģ iegģti no K. Korhonen, Somija). Piederģba intersterilitātes grupai pārbaudģta ar trģs atšķģrģģām testkultģrām. Kultģras inkubģja termostatā 20 °C temperatūrā četrģ nedēģlas. Pārbaudāmās kultģras piederģbu intersterilitātes grupai noteģca pēģ četrām nedēģlām, novģroģot testera kultģras izmaiņas un demarkācijas jeb konfrontācijas lģnģju starp abām kultģrām. Ja testerģ un testģjamā kultģra pieder vienai sugai, novģrojama micēģģģju saaugģšana. Par to lieģcina „sprādzes”, kas konstatēģamas mikroskopģski, analizģģot sēnes micēģģģģju, kā arī neskaidri izteģktā demarkācijas lģnģja starp abām kultģrām, kas sastāv no savstarpģģģ savģtām abu kultģru hifām. Ja testerģ un testģjamā kultģra ĩr savstarpģģģ intersterilas, hifu sprādzģ veidoģšanās nav novģrojama un demarkācijas lģnģja ĩr izteģkta un bieģa (Korhonen 1978 cit. pēģ Stenlid 1986).

10.1.3. Genotģpu noteģkģšana

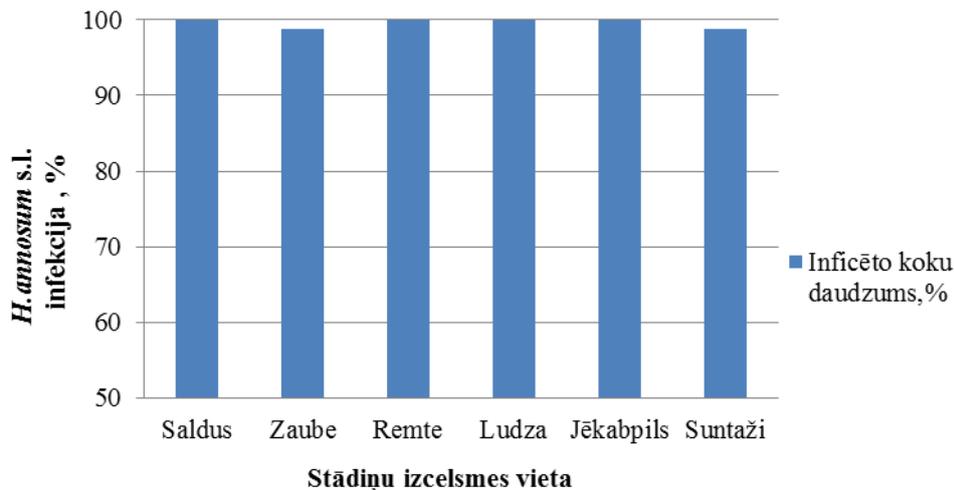
Lai noskaidrotu, vai no koksnes ripām iegģģtie izolģģti pieder *H. annosum* genotģpam, ar kuru inficēts kociņģš, randomizēti izvēlēģās 10 *H.annosum* s.l. tģrkģltģras, kas izolētas no 10 atšķģrģģģ stādu ripām (nolasģti konģdģjnesģģģ). *H. annosum* izolģģta tģrkģltģras gabaliņu ar liesmā nosterilizētu adatu pārnese Petri platē uz iesala agara barotnes. Pēģ tam uz šģģ paģas

Petri plates pārnesa *H. annosum* izolātu, ar kuru stādiņš inficēts pirms 4 mēnešiem. Paraugus novietoja 1 - 1,5 cm attālumā no uzliktās kultūras. Kultūras piederību konkrētam genotipam noteica trīs nedēļu laikā, novērojot demarkācijas jeb konfrontācijas līniju starp kultūrām (Stenlid 1986).

10.2. Rezultāti

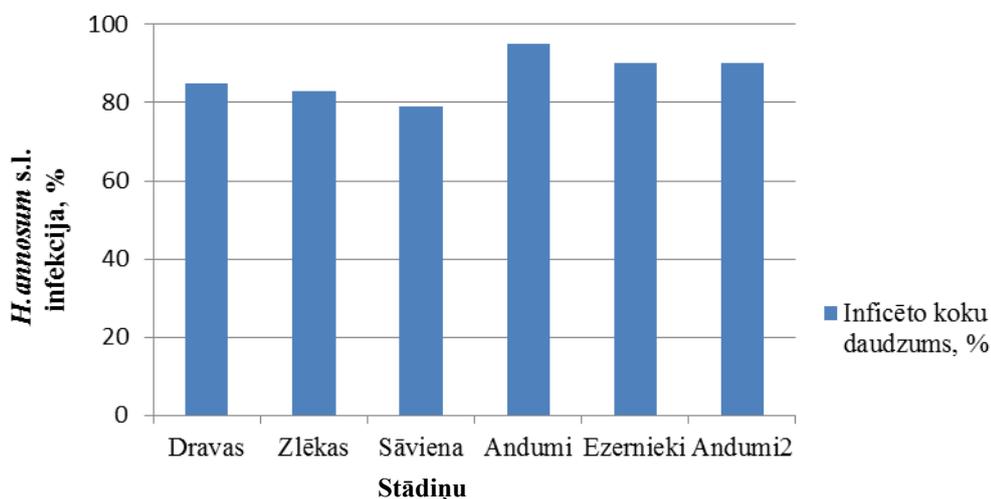
Kopumā *H.annosum* s.l. izraisītā infekcija konstatēta 830 jeb 91% kociņu no 913 ar sakņu piepi inokulētajiem stādiem. *H. annosum* konīdijnesēju attīstība netika novērota nevienā no kontroles stādiņiem. Literatūras dati liecina, ka 2 gadus vecu priežu stādu bojāeja novērota 30 - 40 dienu laikā pēc inokulācijas ar *H. annosum* (Worrall, Parmeter 1983 cit. pēc Delatour *et al.* 1998), bet eglēm stādiņu bojāeja nav raksturīga (Delatour *et al.* 1998). Mūsu veiktajā eksperimentā, 160 dienas ilgajā inkubācijas periodā, netika konstatēta egļu un priežu stādiņu bojāeja. Turpretī Swedjemark, Stenlid (1995) veiktajā eksperimentā, pēc 44 dienas ilga inkubācijas perioda, bojā gājušo priežu skaits sastāda līdz 60% no analizētajām trīs gadus vecajām priedēm, bet 4 gadus vecu egļu bojāeja novērota 20-28% no analizētā egļu stādmateriāla. Citu autoru pētījumos konstatēts, ka 8-10 gadus vecās eglēs *H.annosum* micēlijs (ar ko stādmateriāls inokulēts), kas nespēj kolonizēt dzīvo koksni, trīs mēnešu līdz divu gadu laikā pēc inokulēšanas iznīkst (Delatour *et al.* 1998). Patogēna izdzīvošanas iespējas koksnē nosaka sveķu daudzums, proliferācija polifenolu parenhīmas šūnās, fenolu un terpēnu koncentrācija un sastāvs (Karlsson, Swedjemark 2006).

Mūsu pētījumā noskaidrots, ka četrās no sešām analizētajām *Picea abies* proveniencēm dzīvotspējīgs *H. annosum* s.l. micēlijs konstatēts visos analizētajos stādiņos(100%), bet divās proveniencēs infekcija konstatēta – 98,9% stādmateriāla (10.2.1.attēls). Līdzīgi dati iegūti jau iepriekš veiktos pētījumos Zviedrijā, konstatēts, ka inficējušies 92-100% analizēto (četrus gadus veco *P.abies*) stādiņu pēc 6 nedēļu inkubācijas (Swedjemark, Stenlid 1995).



10.2.1.attēls. Ar *H. annosum* s.l. inficēto egļu daudzums, %.

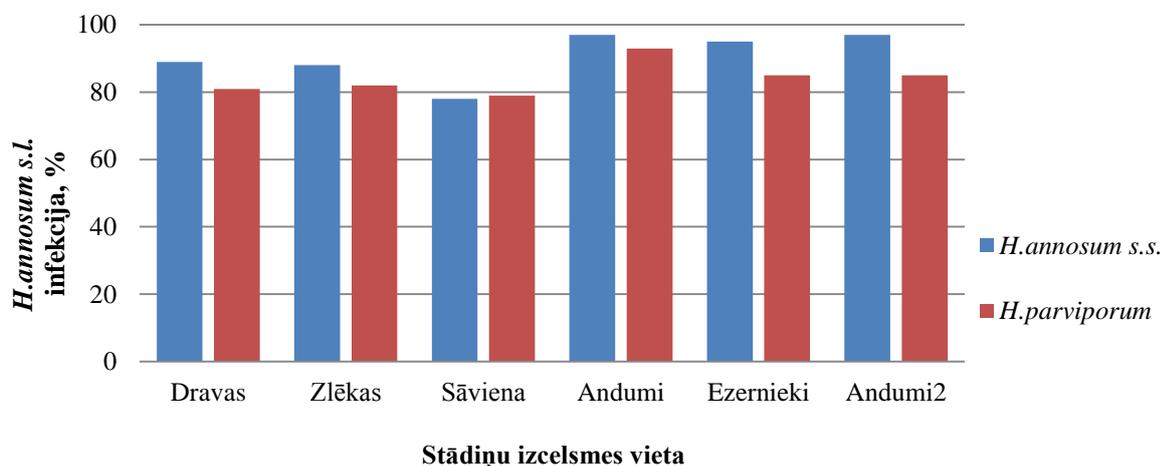
Pinus sylvestris stādiņu stumbros *H. annosum* s.l. konidijnesēji konstatēti - no 78 līdz 97% stādu (10.2.2.attēls). 22% Sāvienas sēklu plantācijas stādos netika novērota *H.annosum* s.l. – micēlija attīstība, kas liecina par augstākām koksnes rezistences spējām.



10.2.2.attēls. Ar *H.annosum* s.l inficēto priežu daudzums, %.

Stādmateriālā, kas reprezentē, Sāvienas sēklu plantāciju, uzskaitīti 78% ar *H.annosum* s.s un 79% ar *H. parviporum* inficētu stādu. Līdzīgi arī stādmateriāls, kas

reprezentē Dravu sēklu plantāciju, uzrāda salīdzinoši zemu inficētību ar vienu no analizētajām *Heterobasidion* sp. sugām - *H. parviporum* (81%). Konstatēts, ka visās priežu proveniencēs izņemot stādmateriālu, kas reprezentē Sāvienas sēklu plantāciju, *H.annosum* s.s. inficējis vairāk stādiņu kā *H. parviporum* (10.2.3. attēls).

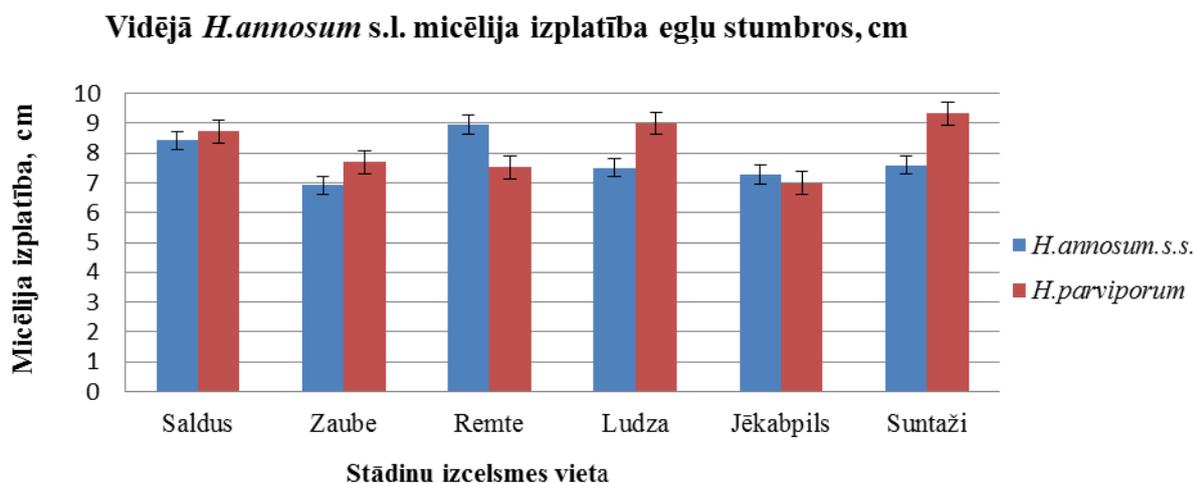


10.2.3.attēls. *H. annosum* un *H. parviporum* inficēto koku daudzums atšķirīgās priežu proveniencēs.

10.2.1. *H.annosum* s.l. attīstība *P.abies* koksnē

Stādmateriālā, ko reprezentē Suntažu sēklu plantācijā ievāktās egļu sēklas, *H. parviporum* micēlijs attīstījies vidēji $9,33 \text{ cm} \pm 0,2 \text{ cm}$, savukārt *H. parviporum* salīdzinoši lēnāk audzis Jēkabpils mežaudzi reprezentējošā stādmateriālā, vidēji sasniedzot tikai $6,98 \text{ cm} \pm 0,24 \text{ cm}$ (10.2.1.1. attēls). *H.annosum* s.s. vidējā micēlija izplatība variēja no $6,93 \pm 0,21 \text{ cm}$ (stādmateriāls reprezentē Zaubes sēklu plantācijās ievākto sēklu materiālu) līdz $9,02 \text{ cm} \pm 0,26 \text{ cm}$ (stādmateriāls reprezentē Remtes sēklu plantāciju) (10.2.1.1. attēls). Arī Swedjemark un Stenlid (1995) ierīkotajā eksperimentā *H.annosum* s.l. micēlija izplatība egļu stumbros variēja no 6,1 līdz 9,3 cm. Minētajā eksperimentā stādi tika analizēti 1,5 mēnesi pēc inficēšanas ar sakņu piepi. Salīdzinot *H.annosum* s.l. micēlija izplatību stādu stumbros, statistiski būtiski ($p < 0,05$) lēnāk sakņu piepes micēlijs attīstījies Zaubes un Jēkabpils izcelsmes stādmateriālā (analizēta *H.annosum* s.l micēlija vidējā izplatība). Remtes, Ludzas un Suntažu izcelsmes stādmateriālā konstatētas statistiski būtiskas atšķirības starp *H.annosum* un *H.parviporum* micēlija attīstību stādu stumbros. Stādmateriālā, kas reprezentē Ludzas mežaudzi un Suntažu sēklu plantāciju, konstatēta būtiski lielāka *H.parviporum* attīstība, salīdzinot ar *H.annosum* s.s., savukārt stādmateriālā, kas reprezentē Remtes sēklu plantāciju,

konstatēta lēnāka *H. parviporum* micēlija attīstība, savukārt *H.annosum* s.s. micēlijs šajā stādmateriāla izplatījies straujāk (10.2.1.1.attēls).



10.2.1.1. attēls. *H.annosum* s.l. micēlija attīstība egļu stumbros.

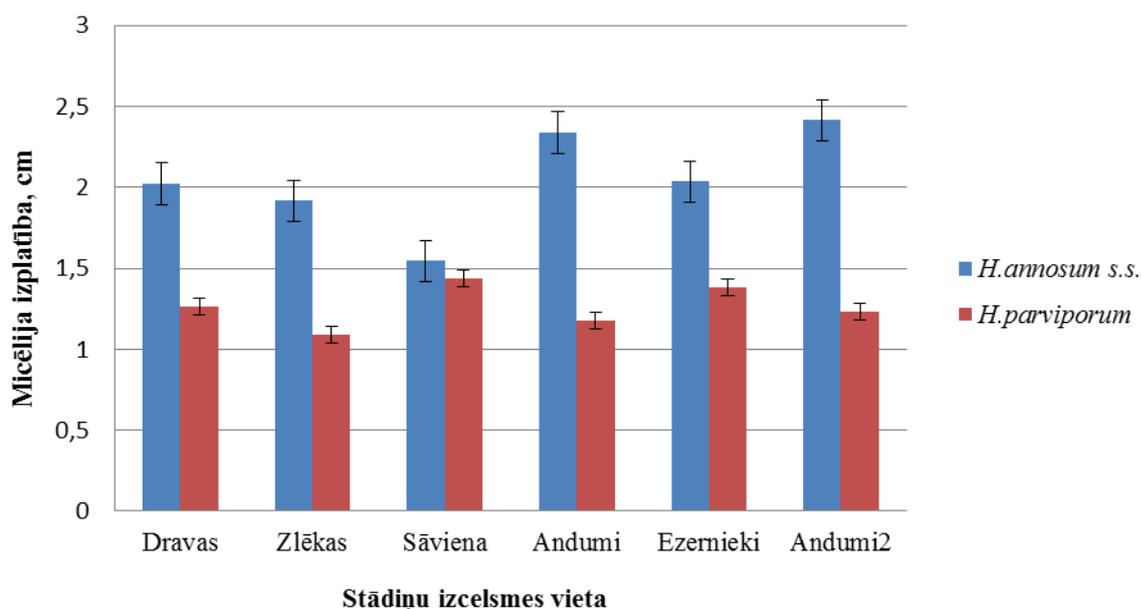
10.2.2. *H.annosum* s.l. attīstība *P.sylvestris* koksnē

H.annosum s.s. micēlija lēnāka attīstība tika novērota Sāvienas sēklu plantācijas stādmateriālā 1,55 cm \pm 0,1 cm, straujāk micēlijs attīstījies stādmateriālā, kas reprezentē Andumi2 sēklu plantāciju - 2,41 cm \pm 0,09 cm. *H. parviporum* micēlijs lēni audzis Zlēku sēklu plantācijas stādmateriālā - 1,09 cm \pm 0,06 cm, savukārt augstākas vērtības konstatētas, analizējot stādmateriālu, kas pārstāv- Ezernieku sēklu plantāciju - 1,44 cm \pm 0,07 cm (10.2.2.1. attēls). Literatūrā minēts, ka 1,5 mēnešu laikā sakņu piepes micēlijs priežu stumbros izplatās vidēji no 2 līdz 8 cm (Swedjemark, Stenlid 1995). Mūsu iegūtie dati liecina, ka pārbaudītajās proveniencēs micēlija izplatība bijusi salīdzinoši lēna. Konstatēts, ka stādmateriālā, ko reprezentē Sāvienas sēklu plantācija, *H.annosum* s.l micēlijs attīstās lēnāk, salīdzinot ar citām proveniencēm (atšķirības nav būtiskas pie $\alpha = 0.05$). Stādmateriāls, ko reprezentē Zlēku, Andumu un Andumu 2 priežu plantācijās ievāktais sēklu materiāls, uzrāda statistiski būtisku atšķirību starp *H.annosum* un *H.parviporum* micēlija attīstību stādiņu stumbros, *H.annosum* s.s. izplatījies būtiski ($p < 0.05$) augstāk kā *H.parviporum*. Līdzīgi arī citā pētījumā pierādīts, ka *H.parviporum* ir labāk adaptējies egles koksnē (Vasiliauskas, Stenlid 1998)

Tiek uzskatīts, ka paaugstināts sveķu saturs koksnē, nodrošina koka rezistenci pret sakņu piepi (Gibbs 1968), taču mūsu pētījumos mēs nenovērojām Zlākās un Ezerniekos

ievāktā sēklu materiāla stādu (ar paaugstinātu sveķu saturu) rezistenci pret sakņu piepi. Tomēr iespējams, ka 4 - 5 gadus vecos stādos sveķu daudzuma atšķirības vēl neiezīmējas.

Vidējā *H.annosum* s.l. micēlija izplatība priežu stumbros, cm



10.2.2.1.attēls. *H.annosum* s.l micēlija attīstība priežu stumbros.

10.2.3. Stādmateriāla izcelsmes reģiona ietekme uz *Heterobasidion annosum* s.l. attīstību

Analizējot sakņu piepes micēlija attīstību dažādu provenienču priežu un egļu stādos, netika konstatēta būtiska atšķirība ($p < 0.05$) starp stādmateriāla izcelsmes reģionu un *Heterobasidion annosum* s.l. micēlija attīstību. Daļai stādmateriāla, ko reprezentē Zaubes, Jēkabpils egļu mežaudzēs un Sāvienas priežu plantācijās ievāktais sēklu materiāls (Vidzemes reģions) novērota lēnāka sakņu piepes micēlija attīstība. Tā kā eksperiments tika ierīkots Meža pētīšanas stacijas (MPS) Kalsnavas mežu novadā iespējams, ka minētajās mežaudzēs ievāktais sēklu materiāls un stādi ir labāk pielāgojušies Vidzemes reģionam raksturīgajiem vides apstākļiem, kas arī sekmē rezistenci pret patogēnajām sēnēm. Konstatēts, ka, piemēram, apšu rezistenci pret patogēniem ietekmē vides apstākļi, jo gēnu, kas atbildīgi par organisma mobilizāciju aizsardzībai pret patogēniem, darbības inhibēšana/aktivēšana ir atkarīga no citu gēnu ekspresijas, ko savukārt ietekmē lokālie vides apstākļi (Thomas *et al.* 1998). Tomēr Zviedrijā veiktā pētījumā nav konstatētas atšķirības starp sakņu piepes micēlija augšanas

ātrumu un stādmateriāla izcelsmes vietu (Swedjemark *et al.* 1995). Citos pētījumos tiek uzsvērts, ka galvenokārt paaugstināta rezistence pret sakņu piepi raksturo atsevišķus kokus vai klonus, bet nav attiecināma uz provenienci (Dimitri, Kliefoth 1980 cit. pēc Delatour *et al.* 1998; Swedjemark *et al.* 1995). Zviedru zinātnieki konstatējuši, ka vairāk kā 35% no sēnes augšanas variācijām aplievā ir izskaidrojamas ar saimniekauga individuālajām ģenētiskajām īpašībām (Swedjemark 2001). Dažādiem egļu kloniem atšķiras fenolu daudzums un sastāvs, kā arī terpēnu daudzums pirms un pēc stādu inokulācijas. Tas pierāda, ka aizsargmehānismi ir ģenētiski noteikti un tāpēc var atšķirties rezistence pret sakņu piepi dažādiem egļu kloniem (Karlsson, Swedjemark 2006). Tiek uzskatīts, ka liela ietekme uz micēlija attīstību ir stādmateriāla augšanas ātrumam. Dimitri (1980 cit. pēc Delatour *et al.* 1998) konstatējis, ka micēlija augšanas ātrums 17 gadus vecās eglēs korelē ar koka augšanas ātrumu - jo ātrāk aug koks, jo augstāk izplatās micēlijs. Šāda korelācija novērota arī 4 gadus vecos egļu stādos (Swedjemark 1995).

Mūsu pētījumā netika konstatētas būtiskas atšķirības ($p < 0.05$) sakņu piepes micēlija attīstībā stādmateriālā, kas izaudzēts no mežaudzē (Saldus, Zaube, Ludza, Jēkabpils) vai sēklu plantācijās (Remtes un Suntažu egļu un visu analizēto priežu sēklu materiāls) ievāktām sēklām.

Turpmākajos pētījumos nepieciešams noskaidrot vai egļu stādmateriāls, kas reprezentē Jēkabpils un Zaubes mežniecības, saglabā savas īpašības arī pēc izstādīšanas meža platībās, kas inficētas ar *H.annosum* s.l.

Izdalīto mikorizas morfotipu noteikšana tiks veikta turpmākajā darba procesā.

10.3. Secinājumi

1. Piecus gadus vecas egles ir uzņēmīgākas pret sakņu trapes izraisītāju – sakņu piepi (inficējušās 98,9-100% no inokulētajām eglēm), salīdzinot ar četrus gadus vecām priedēm (infekcija attīstījies 78 - 97% no analizētajiem priežu stādiem).
2. Sakņu piepes micēlijs izplatās ātrāk piecus gadus vecās eglēs (vidēji sakņu piepes micēlija izplatība egļu stumbros variēja no 6,93 līdz 9,33 cm), salīdzinot ar 4 gadus vecām priedēm (vidēji sakņu piepes micēlija izplatība priežu stumbros variēja no 1,09 līdz 2,41 cm).
3. Salīdzinot egļu proveniences, Jēkabpils un Zaubes sēklu mežniecībā ievāktais stādmateriāls uzrāda būtiski augstāku rezistenci pret *H. annosum* s.l., salīdzinot ar citām analizētajām proveniencēm ($p < 0.05$).
4. Salīdzinot visas priežu proveniences, Sāvienas sēklu plantācijas stādmateriāls atzīmējams kā rezistentākais.

11. SECINĀJUMI

1. Veicot *Heterobasidion annosum* izplatības monitoringu *Pinus contorta* eksperimentālajos stādījumos Vidusdaugavas mežsaimniecībā (genotipu aizņemtā laukuma un skaita novērtējums) laikā no 2010. līdz 2012. gadam, konstatēts, ka provenienci Summit Lake raksturo lielākas rezistences spējas pret sakņu piepes infekciju sakņu kontaktu ceļā, salīdzinot ar proveniencēm Pink Mountain un Fort Nelson.
2. Klinškalnu priedes stādījumos Vidusdaugavas mežsaimniecībā, kā arī Ziemeļkurzemes mežsaimniecībā bijušās kokaudzētavas teritorijā ierīkotajā *P. contorta* audzē, jāturpina *H. annosum* infekcijas centru izplatības monitorings, lai novērtētu bioloģisko un antropogēno faktoru ietekmi uz *H. annosum* attīstību. Skujkoku audzes, kas ierīkotas ar barības vielām bagātās augsnēs, piemēram, bijušajās lauksaimniecības zemēs, ir īpaši uzņēmīgas pret sakņu piepes infekciju, tomēr mūsu analizētajos parauglaukumos, kur nav iepriekšējās ģenerācijas priežu celmu, sakņu piepe nav konstatēta.
3. Mazo dimensiju skujkoku celmi ir pakļauti *H. annosum* bazīdijsporu infekcijai. 2010./2011. gadā *H. annosum* tika konstatēts attiecīgi 19,4% analizēto egļu un 13,5% priežu celmos. 2012. gadā 6 parauglaukumos, novērtējot 554 mazo dimensiju celmus, *Heterobasidion* infekcija konstatēta 26,9% analizēto egļu un 13,6% analizēto priežu celmu. Turpmākajos pētījumos nepieciešams novērtēt *H. annosum* micēlija attīstību inficētajos celmos, respektīvi, pārbaudīt vai *H. annosum* micēlijs no mazo dimensiju skujkoku celmiem var sasniegt blakus esošo skujkoku saknes.
4. Salīdzinot *H. annosum* augļķermeņu attīstību uz trupējušām egles mežizstrādes atliekām, konstatēts, ka 3. gadā Dm meža tipā uz vienu m³ koksnes ir izveidojušies 1197 cm² sēnes augļķermeņu, bet Kp meža tipā jauno, aktīvi sporulējošo augļķermeņu daudzums ir samazinājies: 2012. gadā konstatēti 914 cm² uz 1 m³ koksnes. Uz atliekām ar mizas bojājumiem arī 3. gadā pēc atlieku atstāšanas mežā ir konstatēts vairāk augļķermeņu nekā uz atliekām bez mizas bojājumiem. Lai samazinātu svaigu celmu inficēšanās iespējas ar *H. annosum* bazīdijsporām, nav pieļaujama trupējušu, lielu dimensiju egles ciršanas atlieku atstāšana mežā.

5. Ar sakņu piepi inficēti celmi Kp meža tipā veicina *H. annosum* izplatību ne tikai sakņu kontaktu ceļā, bet arī sekmējot augļķermeņu veidošanos. Trīs gadus pēc inficēto koku nozāģēšanas sakņu piepes augļķermeņi konstatēti uz 31 no 40 analizētajiem celmiem. Uz viena celma izveidojušos *H. annosum* laukums vidēji sastāda 239 cm². Turpmākajā darbā jāierīko atcelmošanas izmēģinājumi ar *H. annosum* stipri inficētās egļu audzēs arī uz nosusinātām kūdras augsnēm, lai novērtētu celmu izstrādes ietekmi uz sakņu trupi izraisīto sēņu *H. annosum* un *Armillaria* spp. sastopamību. Nepieciešams arī analizēt celmu izstrādes ietekmi uz augsnes īpašībām un meža atjaunošanas pasākumu efektivitāti.

12. LITERATŪRAS SARAKSTS

1. Adamovičs, Aleksandrs et al. Biomasas izmantošanas ilgtspējības kritēriju pielietošana un pasākumu izstrāde (Pārskats par Vides ministrijas pasūtītā pētījuma izpildi). [Rīga]: VSIA Vides projekti, 2009.
2. Agerer, R., 1986-2006. Colour atlas of ectomycorrhizae. Einhorn-Verlag, Schwäbisch Gmünd, München, Germany.
3. Asiegbu F.O., Adomas A. and Stenlid J. (2005) Conifer root and butt rot caused by *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. *s.l. Molecular Plant Pathology*, 6, pp. 395 – 409.
4. 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, pp. 239-243.
5. Bendz-Hellgren M., Stenlid J. (1997) Decreased volume growth of *Picea abies* in response to *Heterobasidion annosum* infection. *Canadian Journal of Forest Research*, 27, pp. 1519-1524.
6. Benz-Hellgren M., Brandtberg P.O., Johansson M., Swedjemark G., Stenlid J. 1999. Growth rate of *Heterobasidion annosum* in Norway spruce stand established on forest land and arable land. -Scandinavian Journal of Forest Research, 14: 402 – 407.
7. Bode, A. Handbuch zur Bewirtschaftung der Forsten in den deutschen Ostseeprovinzen Russlands: Ein Leitfaden für Privatforstbesitzer und Forstverwalter. F. Lucas, 1840.
8. Ceichners, O. Celmu laušanas iespāids uz meža dabisko atjaunošanos. Mežsaimniecības rakstu krājums (Sammlung forstwirtschaftlicher Schriften) 7, 1929, 32–57.
9. Delatour C., Weissenberg K., Dimitri L. 1998. Host rezistence. *Heterobasidion annosum*: biology, ecology, impact and control. CAB International, Wallingford, UK:143-167.
10. Dimitri, L., Zycha, H., Kliefoth, R. 1971. Untersuchungen über die Bedeutung der Stubbeninfektion durch *Fomes annosus* für die Ausbreitung der Rotfäule der Fichte. Forstwissenschaftliches Centralblatt 90, s. 104 – 117.
11. Gaitnieks T., Arhipova N., Donis J., Stenlid J., and Vasaitis R. (2007) Butt rot incidence and related losses in Latvian *Picea abies* (L.) Karst stands. In: Garbelotto M. and Gonthier P. (eds) Root and Butt Rots of Forest Trees. *Proceedings of the 12 th IUFRO International Conference on Root and Butt Rots*, The University of California, Berkeley, California, Medford, Oregon, USA, pp. 177-179.
12. Gibbs J.N., 1968. Resin and the resistance of conifers to *Fomes annosus*. *Annals of Botany*. 32, 649-665.
13. Gonthier P., Garbelotto M., Nicolotti G. 2003. Seasonal patterns of spore deposition of *Heterobasidion* species in four forests of the western Alps. –*Phytopathology*, 95:759–767.

14. Gonthier P., Garbelotto M., Nicolotti G. 2003. Swiss stone pine trees and spruce stumps represent an important habitat for *Heterobasidion* spp. in subalpine forests. *Forest Pathology* 33: 191-203.
15. Hakkila, Pentti. Bark percentage, basic density and amount of acetone extractives in stump and root wood. *Folia forestalia* 1975, 14.
16. Hanso M., Drenkhan R. 2007. Retrospective Analysis of *Lophodermium seeditiosum* Epidemics in Estonia *Acta Silv. Lign. Hung., Spec. Edition* (2007) 31-45
17. Hodges C.S., 1969. Modes of infection and spread of *Fomes annosus*. - *Phytopathology*, 7: 247-266
18. Kallio T. 1970. Aerial distribution of the root-rot fungus *Fomes annosus* (Fr.) Cooke in Finland. - *Acta Forestalia Fennica*, 107:1-55.
19. Kenigšvalde K. 2009. Vietējo un introducēto skujkoku sugu inficēšanās ar *Heterobasidion annosum* s.l. Bakalaura darbs. 87 lpp.
20. Korhonen K. 2001. Stimulated stump treatment experiments for monitoring the efficacy of *Phlebiopsis gigantea* against *Heterobasidion annosum*. In: *Proceedings of 10th IUFRO Conference on Root and Butt Rots*. Quebec City. September 16-22, 2001. Canada: 207.
21. Lange, K. Vēl par celmu izmantošanu. *Mežsaimniecības rakstu krājums (Sammlung forstwirtschaftlicher Schriften)* 3, 1925, 31-35.
22. Lauska A. 1961. Sakņu trupe (*Fomes annosus* Fr.) priežu audzēs. *Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas vēstis*, 12: 123 - 124.
23. Lazdiņš, Andis, Henrik Von Hofsten, Dagnija Lazdiņa, and Valentīns Lazdāns. Productivity and costs of stump harvesting for bioenergy production in Latvian conditions. In *Proceedings*, 194-201, [Jelgava]: Latvia University of Agriculture Faculty of Engineering, 2009.
24. Lazdiņš, Andis, Agris Zimelis, and Igors Gusarevs. Preliminary data on productivity of stump lifting head MCR-500. In *Proceedings of the international scientific conference*, 150-155, [Jelgava]: Latvia University of Agriculture, 2012.
25. Lazdiņš, Andis, and Henrik Von Hofsten. Technical and environmental issues of stump harvesting for biofuel production in Latvia. In *Annual 15th International Scientific Conference Proceedings*, 155-162, [Jelgava]: Latvia University of Agriculture, 2009.
26. Lazdiņš, Andis, and Magnus Thor. Bioenergy from pre-commercial thinning, forest infrastructure and undergrowth - resources, productivity and costs. In *Annual 15th International Scientific Conference Proceedings*, 147-154, [Jelgava]: Latvia University of Agriculture, 2009.
27. Lazdiņš, Andis, Valentīns Lazdāns, and Agris Zimelis. Enerģētiskās koksnes sagatavošanas tehnoloģijas kopšanas cirtēs, galvenās izmantošanas cirtēs un meža infrastruktūras objektos. [Salaspils]: LVMI Silava, 2012.
28. Lazdiņš, Andis. Celmu izstrādes sistēmas pašizmaksas analīze (Pārskats par līgumpētījuma pirmajā etapā paredzēto darbu izpildi). [Salaspils]: LVMI Silava, 2012a.
29. Lazdiņš, Andis. Meža biomasas sagatavošana un izmantošana. [Rīga]: VSIA "Vides projekti, 2006.

30. Lazdiņš, Andis. Mežizstrādes tehnikas, meža kopšanas un atjaunošanas darba ražīguma pētījumi biokurināmā sagatavošanas un meža atjaunošanas izmaksu novērtēšanai (Pārskats par līgumpētījuma pirmajā etapā paredzēto darbu izpildi). [Salaspils]: LVMI Silava, 2012b.
31. Lygis V., Vasiliauskas R., Stenlid J., Vasiliauskas A. 2004. Silvicultural and pathological evaluation of Scots pine afforestations mixed with deciduous trees to reduce the infections by *Heterobasidion annosum* s.s. For Ecol Manage 201: 275–285.
32. Marklund, Lars Gunnar. Biomassafunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogstaxering, 1988.
33. Morrison, D.J.; Johnson, A.L.S. 1978. Stump colonization and spread of *Fomes annosus* 5 years after thinning. Canadian Journal of Forest Research 8:177-180.
34. Müller, M. M., Heinonen, J., Korhonen, K. 2007. Occurrence of *Heterobasidion* basidiocarps on cull pieces of Norway spruce left on cutting areas and in mature spruce stands. European Journal of Forest Pathology 37: 374-386.
35. Piri T. 1996. The spreading of S type of *Heterobasidion annosum* from Norway spruce stumps to the subsequent tree stand. -European Journal of Forest Pathology, 26:193 – 204.
36. Piri T., Korhonen K. (2001) Infection of advance regeneration of Norway spruce by *Heterobasidion parviporum*. *Canadian Journal of Forest Research*, 31, pp. 937-942.
37. Piri, T. 2003. Silvicultural control of *Heterobasidion* root rot in Norway spruce forests in southern Finland. Regeneration and vitality fertilization of infected stands (väitöskirja). Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja - The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 898: 64 pp.
38. Redfern D.B., Stenlid J. 1998. Spore Dispersal and Infection. – In: Woodward, S., J. Stenlid, K. Karjalainen, A. Hüttermann (ed.) *Heterobasidion annosum*: biology, ecology, impact and control. CAB International, Wallingford, UK: 109-116.
39. Repola, J., R. Ojansuu, and M. Kukkola. Biomass functions for Scots pine, Norway spruce and birch in Finland. 2007. [cited 14 January 2012]. Available from world wide web: <<http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2007/mwp053.htm>>.
40. Rishbeth, J. 1957. Some further observations on *Fomes annosus* Fr. Forestry 30:69-89.
41. Schütt, P., Schuck, H.J. in cooperation with Lautenschlager, K., Prestle, W., Stimm, B. 1979. *Fomes annosus* sporocarps – their abundance on decayed logs left in the forest. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. European Journal of Forest Pathology 9: 57-61.
42. Shaw, C. G., III; Kile, G. A. 1991. *Armillaria* root disease. United States Department of Agriculture Forest Service Agriculture Handbook No.691. 231 pp.
43. Stenlid J. 1986. Biochemical and ecological aspects of the infection biology of *Heterobasidion annosum*. PhD thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. 37 pp.
44. 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.

45. Svensson S. 2011. *Pinus contorta* susceptibility to *Heterobasidion* spp. Master Thesis no. 171.
46. Swedjemark G., Karlsson B., 2006. Mycelial growth and exclusion of *Heterobasidion parviporum* inoculated in branches of 15-year-old *Picea abies* clones, Vol. 36 For. Pathol., p. 209-214
47. Swedjemark G., Stenlid J. 1993. Population dynamics of the root rot fungus *Heterobasidion annosum* following thinning of *Picea abies*. *Oikos*, 66(2): 247-254.
48. Swedjemark G., Stenlid J. 1995. Susceptibility of conifer and broadleaf seedlings to Swedish S and P strains of *Heterobasidion annosum*. *Plant Pathology* 44(1), 73-79.
49. Tamminen P. (1985) Butt rot in Norway spruce in Southern Finland, *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*, 127, pp. 1-52.
50. Thomas B. R., Macdonald S. E., Dancik B. P., 1998. Variance components, heritabilities and gain estimates for growth chamber and field performance of *Populus tremuloides*: growth parameters. *Silvae Genet.* 46, 317–326.
51. Thor, M. et al. Forest energy from small-dimension stands, infra-structure objects and stumps (research report). [Uppsala]: SKOGFORSK, The Forestry Research Institute of Sweden, 2008.
52. Vainio, E., Lipponen, K., Hantula, J. (2001). Persistence of a biocontrol strain of *Phlebiopsis gigantea* in conifer stumps and its effects on within-species genetic diversity. – *Forest Pathology*, 31, 285-295.
53. Vasiliauskas R., 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.
54. Vasiliauskas, R., Lygis, V., Larsson, K.H., Stenlid, J. 2005. Airborne fungal colonisation of coarse woody debris in North Temperate *Picea abies* forest: impact of season and local spatial scale. *Mycol. Res.* 109 (4) 487-496.
55. Vasiļevskis, Antons. Latvijas valsts mežu apsaimniekošana, 1918-1940. *Nacionālais apgāds*, 2007.
56. Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R., Hüttermann A. (eds.) (1998) *Heterobasidion annosum*: biology, ecology, impact and control, CAB International, Wallingford, UK, 589 pp.
57. Василяускас, А.П. 1989. Корневая губка и устойчивость экосистем хвойных лесов. – Вильнюс: Моклас, 174с.
58. Павлов, И. Н., Корхонен, К., Губаев, П. В., Черепнин, В. Л., Барабанова, О. А., Миронов, А. Г., Агеев, А. А. 2008. Закономерности образования очагов *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. s. str. в географических культурах сосны обыкновенной (Минусинская котловина). *Хвойные бореальной зоны*, XXV, No 1-2: 28-34.

13. PIELIKUMI

1.1 pielikums. Zemsegas augu sastāva raksturojums atcelmošanai paredzētajās platībās

Par ķērpju sugu izpēti izcirtumos, kur paredzēts veikt celmu raušanu.

Apsekoti 5 nogabali: 2 iecirkņi Vidzemes reģionā un 3 iecirkņi Kurzemē. Katrā iecirknī izdalīti 2 parauglaukumi – viens parauglaukums kontrolei, bet otrs kur tiks veikta celmu raušana. Šādi pētījumi nozīmīgi, jo tas ļaus izsekot kā notiek veģetācijas izmaiņas, tai skaitā arī ķērpju.

Vidzemē apsekoti 2 iecirkņi.

Ogre: Vidusdaugavas mežsaimniecība, Ogres iecirknis 360. kv., 9. nog. (platība 3.3 ha). kur veikts izcirtums pirms vairākiem gadiem.

1. parauglaukums. Šajā izcirtumā jau saauguši jauni krūmiņi un daudz lakstaugu sugu. Celmi lielāko daļu ir ieauguši un apēnoti. Augsnes ķērpju nav, vienīgi uz celmiem, kuriem vēl nav atdalījusies miza ir atrodami ķērpji. Celmu konsistence ir cieta, nav sākusi trūdēt. Līdz ar to uz celmiem ķērpju maz. Šajā parauglaukumā atrodam ķērpjus, kas aug uz celmiem, kuriem vēl miza nav atdalījusies. Tie ir visplašāk sastopamie ķērpji – *Cladonia fimbriata*, *Cl. digitata*, *Cl. chlorophaea*, *Cl. coniocraea* un vietām nepilnīgi pazīstamie ķērpji – *Lepraria incana*

2. parauglaukums atrodas kādus 100 m no iepriekšējā aiz meža nelielas audzes. Tāpat arī šis parauglaukums arī aizaudzis ar lakstaugiem. Ķērpji sastopami maz, galvenokārt uz celmiem, kuriem vēl miza nav atdalījusies. Tās ir samērā vāji attīstītas – *Cladonia fimbriata*, *C. chlorophaea*, *C. digitata*, *C. coniocraea* un *Lepraria incana*.

Nītaure: Rietumvidzemes mežsaimniecība, Vēru iecirknis, 58. kv. 34. nog. (platība 2.8 ha)

1. parauglaukums atrodas nogāzē, tāpat aizaudzis ar krūmiem un lakstaugiem. Vietām celmi mazāk ieauguši, kuriem vēl saglabājusies miza, uz kuras redzam arī ķērpjus, vāji attīstīti. Te galvenokārt dominē kladonijas – *Cladonia digitata*, *C. fimbriata*, *C. chlorophaea*, *C. coniocraea*, atsevišķi eksemplāri *Vulpicida pinastri* un nepilnīgi pazīstamais ķērpis *Lepraria incana*.

2. parauglaukums tāpat aizaudzis ar krūmiem un graudzālēm, vietām ir nelieli atklāti laukumiņi, kur vairāk izgaismoti un mazāk noēnoti. Augsnes ķērpju šajos parauglaukumos neatradām, jo pārāk aizauguši. Šajā parauglaukumā tāpat kā iepriekšējā sastopamas tās pašas sugas. Šajā parauglaukumā uz dažiem celmiem labi attīstījusies *Cladonia digitata*.

Kurzemē apsekojām 3 iecirkņus:

Jaunpils: Zemgales mežsaimniecība, Kandavas iecirknis 326. kv.7. un 8. nog. (platība 1.4 un 1.8 ha) atrodas meža ielokā, pie kam šis nogabals raksturojas ar bagātīgu lakstaugu audzi, acīmredzot augsne ir ļoti labvēlīgi to augšanai.

1. un 2. parauglaukumi sakarā ar bagātīgu lakstaugu veģetāciju, ķērpju ļoti maz. Augsnes ķērpju nav, atrodami vienīgi uz celmiem, vāji attīstītas kladonijas – *Cladonia digitata*, *C. chlorophaea*, *C. coniocraea*, *C. fimbriata* un ēncietīgā suga *Lepraria incana*.

Dursupe: Ziemeļkurzemes mežsaimniecība, Mērsraga iecirknis 437. kv., 8. nog. (platība 0.7 ha).

1. parauglaukums atrodas līdzenā vietā, mazāk aizaudzis, vairāk atgādina purvāju, jo mitrāks, spēcīgāk attīstījusies sūnu sega. Celmi vairāk atklāti, nav noēnoti, vajadzētu būt labvēlīga vide ķērpju augšanai. Tomēr ķērpju samērā maz, sastopam kladonijas – *Cladonia digitata*, *C. coniocraea*, *C. fimbriata*, *C. chlorophaea* un *Lepraria incana*.

2. parauglaukumā vērojamas tās pašas sugas, kas iepriekšējā parauglaukumā. Šajā parauglaukumā uz satrūdējošā celma, bez jau minētām sugā atrādām *Cladonia cenotea*, kas raksturīga šādai augtenei.

Stende: Ziemeļkurzemes mežsaimniecība, Vanemas iecirknis, 188. kv. 9. nog. (platība 2 ha).

Izcirtums atrodas dziļi meža ielokā, maz aizaudzis, celmi un kritālas vairāk izgaismotas, vairāk iespēju ķērpju augšanai.

1. parauglaukumā dominējošās sugas ir *Cladonia chlorophaea*, *C. coniocraea*, *C. digitata*, *C. fimbriata*, *Lepraria incana*.

2. parauglaukumā tāpat kā 1. parauglaukumā sastopamas tās pašas sugas. Šajā parauglaukumā atrodam arī kritālas, kas bagātīgi noaugušas ar *Cladonia coniocraea* un *Cladonia fimbriata*.

Secinājumi

Apsektotās teritorijas samērā nabadzīgas ar ķērpjiem. Tajās esam konstatējuši 8 ķērpju sugas – 6 kladoniju sugas, 1 nepilnīgi pazīstamo ķērpju sugu *Lepraria incana* un 1 *Vulpicida pinastri*. Tās raksturīgas koku stumbru pamatdaļai, var augt arī uz celmiem un citām vertikālām virsmām. Jāatzīmē, ka katrai ķērpju sugai ir savas ekoloģiskās prasības. Dažas vairāk piemērojušās augt uz koku stumbru pamatdaļas, citas uz koku stumbriem vai to vainaga daļā. Izcērtot kokus uz celmiem saglabājas sugas, kas raksturīgas koku pamatdaļai. Izmainoties videi, apgaismojumam, mitruma apstākļiem, mainās arī ķērpju sugu sastāvs. Uz celmiem ķērpju maz, jo no celmiem noloboties mizai arī ķērpji aiziet bojā. Celmi pēc koku nociršanas ir cietas konsistences, ķērpji nespēj izaugt. Tālākajā gaitā celmu pakāpeniskai trūdēšanai, koksne kļūst vairāk piemērota ķērpju augšanai. Parādīsies citas ķērpju sugas. Celmu konsistence tuvosies kritālu konsistencei. Tālākajos pētījumos varēs konstatēt, kuras sugas no konstatētajām saglabāsies un kādas parādīsies no jauna. Šajos parauglaukumos mainīsies veģētācija līdz ar to mainīsies arī ķērpju sugu sastāvs. 1. tabulā redzama sugu sastopamība pētītajos nogabalos.

1. tabula

Konstatēto ķērpju sugu saraksts pētītajos parauglaukumos

Suga	Ogre 1	Ogre 2	Nītaure 1	Nītaure 2	Jaunpils 1	Jaunpils 2	Dursupe 1	Dursupe 2	Stende 1	Stende 2
<i>Cladonia botrytes</i>			+							
<i>Cladonia cenotea</i>								+		
<i>Cladonia chlorophaea</i>					+	+				
<i>Cladonia coniocraea</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cladonia digitata</i>	+	+	+	+	+		+	+	+	+
<i>Cladonia fimbriata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lepraria incana</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Vulpicida pinastri</i>			+							

Kā redzams no tabulas 1, visos parauglaukumos sastopamas galvenokārt visbiežāk sastopamās kladoniju sugas – *Cladonia coniocraea*, *C. digitata*, *C. fimbriata* un *Lepraria incana*. Reti konstatētas *Cladonia botrytes* un *Vulpicida pinastri*.

Apkārt izcirtumiem uz kokiem ir daudz epifītisko ķērpju sugu – *Hypogymnia physodes*, *Platismatia glauca*, *Parmelia sulcata*, *Pertusaria amara*, *Lecidella elaeochroma*, *Lecanora* un *Usnea* ģinšu sugas.

1.2. pielikums. Pētījumu metodikas aprobācija par celmu izvākšanas nozīmi bezmugurkaulniekiem

VAS LATVIJAS VALSTS MEŽI



Pētījumu metodikas aprobācija par celmu izvākšanas nozīmi bezmugurkaulniekiem

Autors: Prof. Arvīds Barševskis

Daugavpils Universitātes

Sistemātiskās bioloģijas institūts

Vienības iela 13, Daugavpils, LV-5401

arvids.barsevskis@du.lv

Daugavpils

2012

Viens no mūsdienu mežsaimniecības izaicinājumiem ir maksimāli efektīva un pilnīga koksnes resursu izmantošana cirmās. Zari, celmi, miza agrākos gados netika pilnībā izmantoti. Pēdējos gadu desmitos pasaulē aizvien intensīvāk cilvēki sāk izmantot tādu koksnes resursu kā celmus, kas agrāk cirmās palika dabiskai trūdēšanai. Celmu izmantošana ir aktuāla bioenerģētikā. Iegūtie produkti palīdz aizvietot fosilo kurināmo, tādējādi veicinot CO₂ izmešu samazināšanu. Vienlaicīgi ir samērā maz pētījumu par to, kā celmu izņemšana ietekmē meža bioloģisko daudzveidību, mežu augsnes, vielu dabiskās aprites procesus un turpmāko meža produktivitāti. Arī Latvijas apstākļos līdz šim šādi pētījumi nav veikti.

Pētījuma mērķis: aprobēt metodiku pētījumiem par celmu izņemšanas ietekmi uz bezmugurkaulnieku faunu.

Darba uzdevumi:

1. Apkopot un analizēt pieejamos Latvijas un citu valstu zinātniskajā literatūrā datus (publikācijas, projektu materiālus u.c.) par celmu un to izmantošanas (izvākšanas) nozīmi bezmugurkaulniekiem: pētījumu metodes, rezultātus, diskusijas, secinājumus, rekomendācijas, apkopoto un analizēto datu avotu sarakstu un citu mērķa sasniegšanai nozīmīgo informāciju.
2. Aprobēt lauka pētījumu metodes par ar egļu celmiem saistītajām bezmugurkaulnieku (galvenokārt – vaboļu, daudzkāju) sugām vai sugu grupām atkarībā no celmu diametra. Aprobāciju veikt vienā no izvēlētajiem parauglaukumiem, izliekot vismaz 2 Malēzes lamatas, vismaz 6 barjerslazdus un vismaz 10 augsnes lamatas, lamatu ekspozīcijai paredzot ne mazāk kā 40 diennaktis.
3. Laboratorijas apstākļos veikt ievāktā materiāla apstrādi (sugu vai sugu grupu noteikšanu, skaitīšanu).
4. Sagatavot atskaiti tajā ietverot informāciju par:
 - a. pētījumā izmantoto metodiku (lamatu veidi, skaits, eksponēšanas vieta, laiks u.c.);
 - b. iegūtajiem rezultātiem (datu tabulas ar sugu vai sugu grupu un eksemplāru skaita sadalījumu pa lamatu veidiem, celmu diametriem u.c.);
 - c. diskusiju (analīzi) par iegūtajiem rezultātiem;
 - d. secinājumiem;
 - e. turpmāko pētījumu mērķiem, uzdevumiem, detalizētu metodiku (ietverot nepieciešamo materiālu veidus un daudzumu).

Literatūras apskats

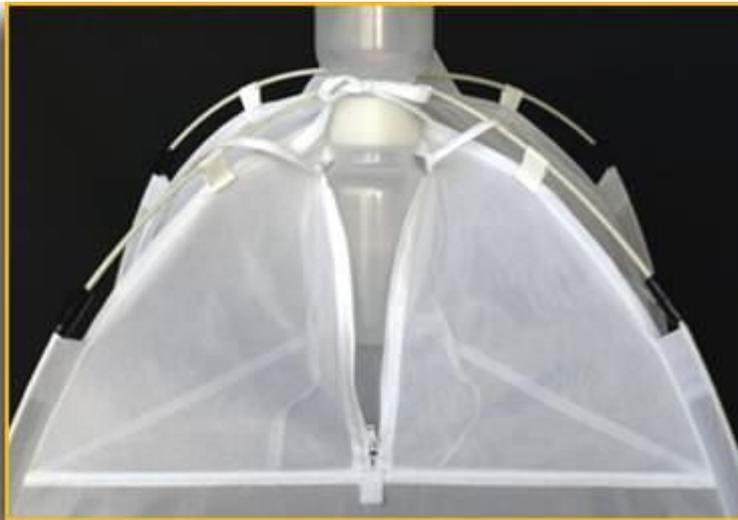
Pēdējos gados zinātnieki lielu uzmanību pievērš celmu izmantošanai tautsaimniecībā un tās ietekmes uz meža bioloģisko daudzveidību pētījumiem. Sevišķi aktīvi šī problēma tiek pētīta Skandināvijas valstīs un Kanādā, taču ir zinātniskas publikācijas arī par citiem reģioniem: Centrāleiropu, Lielbritāniju u.c. Galvenā uzmanība tiek pievērsta celmu lomas noskaidrošanai meža bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā ilgtermiņā. Lielākā daļa pētījumu līdz šim ir veltītas celmos dzīvojošajām saproksilofitajām vabolēm, kas kā modeļgrupa ir vieglāk izmantojamas pētījumu veikšanā. Mazāk rakstu pagaidām ir par celmu izņemšanas ietekmi uz meža biodaudzveidību, augsni un meža turpmāko produktivitāti. Visus pētījumus par celmu nozīmi biodaudzveidības uzturēšanā nosacīti var iedalīt četrās grupās: 1) raksti, kuros tiek pētīta bezmugurkaulnieku daudzveidība un saproksilofīto kukaiņu sabiedrības dažādos celmos (atkarībā no koka sugas, celma diametra, augstuma un vecuma); 2) raksti par celmu nozīmi mežsaimniecībai kaitīgu sugu attīstībā un tālākā izplatībā mežaudzēs; 3) raksti par celmu izmantošanas ietekmi uz meža biodaudzveidību, par to izmantošanas veidiem; 4) raksti par celmu izņemšanas ietekmi uz koku (sevišķi – egļu) sakņu slimībām.

Walmsley J.D., Godbold D.L. (2010) sniedz apskatu par celmu izņemšanas bioenerģētikas vajadzībām ietekmi uz vidi. Autori norāda, ka celmu izvākšanai bioenerģētikas vajadzībām ir liela praktiska nozīme un daudzas priekšrocības. Pirmkārt, tā ir koksnes kurināmā ražošana, kas aizstāj fosilo kurināmo un mazina oglekļa izmešus. Otrkārt, tie ir papildus ieņēmumi mežsaimniekiem. Arī izcirtumi kļūst vairāk sakārtoti, vieglāk apstādāmi ar jaunu mežu. Treškārt, mazina dažādu sēņu izraisītu koku slimību izplatīšanos (tai skaitā *Heterobasidion*). Tomēr, ir pietiekami daudz pierādījumu, ka gadījumos, ja celmu izņemšana notiek nekontrolēti un neievērojot pietiekamus piesardzības pasākumus, tā var nodarīt videi neatgriezenisku negatīvu ietekmi. Negatīvās sekas celmu izņemšanai ir organisko vielu mazināšanās meža augsnēs, iespējamā erozija un augsnes sablīvēšanās, izmaiņas dabiskajos vielu aprites procesos, barības elementu mazināšanās augsnē, tās produktivitātes pazemināšanās, nezināma ietekme uz meža turpmāko produktivitāti, mežam neraksturīgu, bieži invazīvu sugu ienākšana biotopos, kas var veicināt herbicīdu izmantošanu un visbeidzot – samazina meža bioloģisko daudzveidību, īpaši – sūnu, ķērpju, sēņu un bezmugurkaulnieku sugām. Lai mazinātu celmu izņemšanas negatīvo ietekmi, autori ierosina uzkrāt un izplatīt labāko pieredzi. Līdzšinējie pētījumi vairāk veikti saistībā ar celmu izņemšanas ietekmi uz koku sakņu slimībām un meža bioloģisko daudzveidību. Daudz mazāk ir pētījumu par celmu izņemšanas ietekmi uz augsnes sastāvu un turpmāko meža produktivitāti.

Hjältén J., Stenbacka F., Andersson J. (2010) pētījuma galvenais mērķis bija noteikt dažāda augstuma celmu nozīmi meža bioloģiskajā daudzveidībā, saistībā ar celmu izņemšanu no meža ekosistēmām. Pētījumi tika veikti 10 izcirtumos Zviedrijas ziemeļos, kur saproksilofītās vaboles tika pētītas pie zemiemcelmiem, augstiem celmiem un pie vertikāli stāvošiem nokalušu koku stubeņiem. Materiāls tika ievākts ar speciālām „izskreju” lamatām (emergence traps) (skat. 1. – 2. att.), kopā 929 īpatņi no 120 sugām. Autori, konstatē, ka zemo celmu izņemšana būtiski ietekmē meža saproksilofīto vaboļu biodaudzveidību un ka nepieciešams iztrādāt kompensējošos mehānismus, kas mazinātu ietekmi.



1.att.,„Izskreju” lamatas (emergence trap) (pēc <http://entomology.org.uk/products.htm>)



2.att.,„Izskreju” lamatas (emergence trap) (pēc <http://bugdorm.megaview.com.tw/soil-emergence-trap-white-96x26-mesh-60x60x60-cm-pack-of-4-p-125.html>)

Zviedru meža entomologi Victorsson J.D., Jonsell M., (2012) analizē egļu celmu izņemšanas ietekmi uz saproksilofīto vaboļu bioloģisko daudzveidību Zviedrijas cismās. Viņi norāda, ka celmu ieguve bioenerģētikas vajadzībām ir jauna mežsaimniecības aktivitāte, kas maz pētīta, tāpēc ir svarīgi izprast svarīgākās likumsakarības un sekas, kas saistītas ar tās ietekmi uz meža biodaudzveidību. Saproksilofītiskās vaboles ir saistītas ar mirušu koksni. Samazinoties koksnes pieejamībai ekosistēmā, mazināsies tās pieejamība sugām. Pētījumi tika veikti 3 gadus vecos izcirtumos, kuros apmēram 25% celmu tika saglabāti. Katrā izcirtumā paraugi tika savākti no 10 egļu celmiem, kuriem veikta mizu sijāšana. Kopā ievākti 6959 īpatņi no 46 sugām. Autori konstatēja, ka celmu izņemšana atstāja negatīvu ietekmi uz plēsīgajām un micetofāgajām vabolēm. To skaits samazinājās. **Pētījumi parādīja, ka līdzšinējie ieteikumi cismās atstāt 15 – 25% celmu ir nepietiekami, lai nodrošinātu**

vaboļu biodaudzveidības saglabāšanos. Turpmākajos pētījumos jānoskaidro, cik daudz celmu ir jāatstāj cirmās, lai tie nenodarītu kaitējumu bioloģiskajai daudzveidībai.

Agrāk vairāki zinātnieki uzsvēra, ka veicot celmu izvākšanu, tos svarīgi saglabāt cirsma mitrajos nogabalos. Taču iespējams, ka vaboļu fauna var atšķirties celmos, kas atrodas mitros un sausos biotopos. Tāpēc zviedru zinātniece Ols C. (2011) savam pētnieciskajam projektam izvirzīja hipotēzi, ka vaboļu fauna var atšķirties no celmiem, kas atrodas sausās un mitrās vietās. Tika izmantoti bērza un egles celmi. Katrs paraugs tika ievietots audzēšanas kastē uz divi mēneši. Kopā pētījumā tika ievākti 17065 vaboļu īpatņi, kas piederēja pie 114 sugām. Pētījumi pierādīja, ka lielāka sugu daudzveidība ir bērzu celmos neatkarīgi no biotopa mitruma pakāpes. Egļu celmos zemāka daudzveidība bija mitrās vietās. No celmiem tika ievāktas gan saproksilofītās sugas, gan tādas, ko neuzskata par saproksilofītām. Tas tikai parāda celmu nozīmi vaboļu bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanā.

Līdzīgu pētījumu ar līdzīgām metodēm veica Ols C., Victorsson J., Jonsell M. (2012) un apstiprināja iepriekš izteikto apgalvojumu, ka sausās vietās celmos ir lielāka kukaiņu sugu daudzveidība nekā mitrās vietās esošos. To svarīgi ņemt vērā, plānojot celmu izņemšanu, jo mitrās vietās to neiesaka darīt tāpēc, ka augsnei tiek nodarīts lielāks kaitējums, nekā izņemot celmus sausās vietās, taču biodaudzveidībai lielāks kaitējums tiek nodarīts sausās vietās.

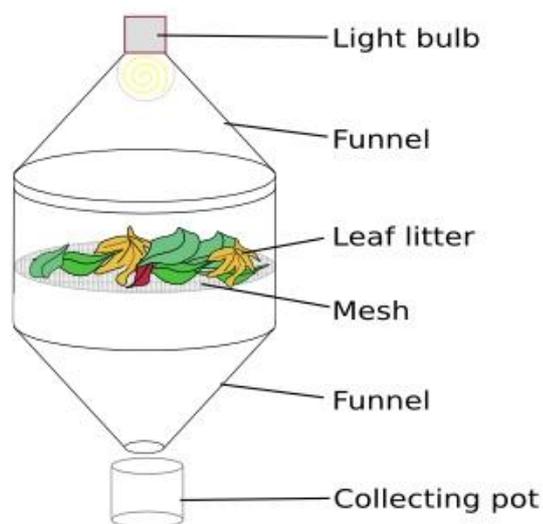
Jonsell, M. & Hansson, J. (2011) pētīja vaboļu biodaudzveidību dažāda vecuma celmos un baļķos. Tika izvēlēti 1 un 5 gadus veci celmi un baļķi, kuriem tika noņemta miza un tā tika izsijāta. Pētījumā tika izmatoti gan skujkoki (egles, priedes) gan lapu koki (bērzi, apses). Kopumā tika ievākti 3348 vaboļu īpatņi, kas piederēja pie 124 sugām. Sugu skaits celmos un uz sausiem stumbriem bija diezgan līdzīgs skujkokiem, taču vairāk atšķīrās lapkokiem. Autori rosina ņemt vērā plānojot celmu izņemšanas darbus.

Runājot par celmu izņemšanu bioenerģētikas vajadzībām, Jonsell M. (2008) akcentē, ka ne tikai liela izmēra celmiem, bet arī maza izmēra (10 cm \varnothing) ir nozīme daudz sugu attīstībā, taču par to nav pietiekami daudz pētījumu. Viņaprāt, arī to ir jāņem vērā, plānojot celmu izņemšanas darbus.

Brin A., Bouget Ch., Valladares L., Brustel H. (2012) savā pētījumā par celmu nozīmi meža bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā uzdod jautājumu: „Vai celmi ir nozīmīgi saproksilofīto vaboļu aizsardzībā apsaimniekotos mežos?” un paši ar pētījumu rezultātiem atbild uz šo jautājumu apstiprinoši. Apsaimniekotos mežos parasti celmu ir daudz un tāpēc ir loģiska interese par to izmantošanu bioenerģētikā, taču zināšanu līmenis par ar tiem saistītajām saproksilofīto organismu asociācijām pagaidām ir nepilnīgs. Pētījumā tika izmantotas izskrēju lamatas. Pētījumu veica uz ozolu un priežu liela diametra (virs 20 cm) celmiem un sausiem kokiem. Pētījumi apstiprināja, ka celmos ir daudz lielāka sugu daudzveidība nekā sausos stumbros. Celmu masveida izņemšanas gadījumos tas ir liels risks daudzām saproksilofītajām sugām, kuru populācijas var tikt nopietni apdraudētas.

Nobažījušies par celmu izņemšanas apjomu palielināšanos ir arī Persson T., Lenoir L., Vegerfors B. (2012), kuri pētīja dažādus posmkājus, kas sastopami celmos. Arī viņi norāda, ka pēdējos gados palielinās celmu izņemšana bioenerģētikas vajadzībām un ka joprojām ir nepietiekams zināšanu līmenis par celmu izņemšanas ietekmi uz meža bioloģisko daudzveidību, īpaši – saproksilofītajām sugām. Pētījumā īpaša uzmanība pievērsta nevaboļu posmkājiem, kas daudzi cieši saistīti ar atmirušu koksni, taču ir pētīti daudz mazāk nekā

vaboles. Pētījumam tika izvēlēti priežu un egļu celmi. Tika pielietots termoelektoram (skat. 3. att.) līdzīgas lamatas (Tullgren funnels) (skat. 4. att.).



3. att. Termoelektora shēma. (pēc amentsoc.org)

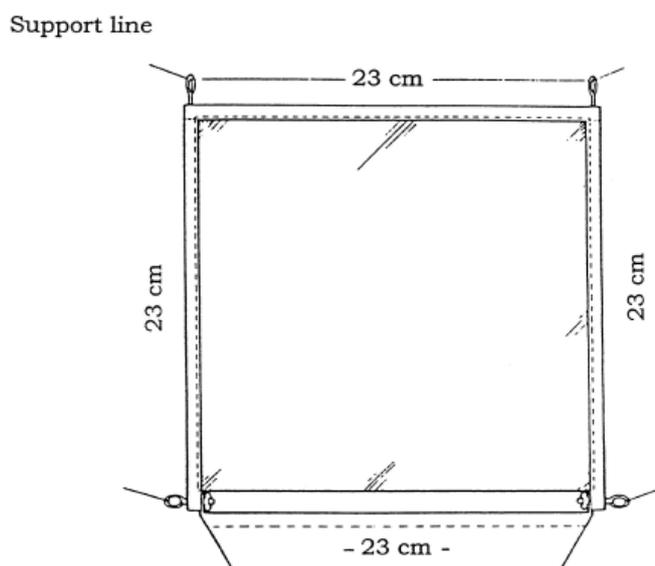


4. att. Tullgren funnels lamatu veidi (pēc burkard.co.uk un http://soilbugs.massey.ac.nz/collection_berlese.php).

Tullgren funnels lamatu veidi ir ērti izmantojami materiāla izdalīšanai no sasmalcinātas mizas, augsnes vai zemsedzes. Tās ir daudz precīzākas par logu lamatām, kurās iemaldās daudzas nejaušas sugas. Persson T., Lenoir L., Vegerfors B. (2012) savā pētījumā konstatēja 56 nevaboļu sugas. Netika konstatēta būtiska atšķirība starp priežu un egļu celmos mītošajām sugām. Izanalizējot visus substrātus, visvairāk bija daudzkāji (Diplopoda) (29%), vaboles (Coleoptera) (20%) un divspārņu (Diptera) kāpuri (17%). Salīdzinot substrātus, piem. daudzkāju vislielākā daudzveidība bija mizā (98%). No daudzkājiem mizā un koksnē visparastākā bija *Proteroiulus fuscus*. Sešām sugām tika pierādīta skaidra saistība ar celmu koksnī. Dažas augsnē dzīvojošas sugas arī iespējams, kādā no attīstības stadijām ir saistītas ar celmiem. Tās visas varētu tikt apdraudētas, masveidā izvēcot celmus.

Lai izprastu celmu nozīmi meža bioloģiskajā daudzveidībā, ir svarīgi saprast, kā veidojas sugu asociācijas, kas apdzīvo sausu un trūdošu koksni. Hedgren P.O. (2007) ir pētījis tās vaboļu (Coleoptera) un parazitisko plēvjspārņu (Hymenoptera) sugas, kas atlido pirmās uz augstiem egļu celmiem to agrīnās stādijās, pirmajā gadā pēc koka nociršanas. Parastie zemie celmi tika salīdzināti ar 4 m augstiem cilvēka veidotiem celmiem. Vairums taksonu tika konstatēti gan augstos, gan zemos celmos. Augstajos celmos bija daudz vairāk parazitisko plēvjspārņu, no kurām 3 sugas tika konstatētas tikai augstajos celmos. Uz augstajiem celmiem tika konstatētas daudzas sugas, kas ir arī mizgraužu un citu meža kaitēkļu dabiskie ienaidnieki. Arī šis pētījums apstiprināja celmu nozīmi meža biodaudzveidības saglabāšanā.

Līdzīgus pētījumus ar mehāniski veidotiem egles augstajiem celmiem veica arī Wikars L.-O. Sahlin E., Ranius Th. (2005). Pētījums ir sevišķi nozīmīgs ar to, ka materiāla iegūšanai no sausās koksnes tika izmantotas trīs metodes: koka mizu sijāšana, izskrēju lamatas (emergence traps) (skat. 1.-2. att.) un logu lamatas jeb barjerslazdi (Windows traps) (skat. 5. att.).



5.att. Logu lamatas

(pēc <http://www.ilmb.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/terranth/arthml20-2-03.htm>)



6. att. Logu lamatas (Windows traps)
(pēc http://www.ifm.liu.se/biology/ecology/conservation_ecology/jansson/)

Pētījumus par celmu nozīmi bioloģiskajā daudzveidībā ir veikuši daudzi zinātnieki:

Abrahamsson M., Lindbladth M. (2006); Abrahamsson M., Lindbladth M., Rönnberg J. (2008); Ehnström B. (2001); Fosset K.O., Sverdrup-Thygeson A. (2009) un daudzi citi. Publicēto rakstu kopsavilkumi ir apkopoti 1. Pielikumā, tāpēc detalizēti Literatūras apskatā netiks analizēti, jo kopumā satur līdzīgas atziņas. Lielākā daļa pētījumu veikti Zviedrijā un citās Skandināvijas valstīs. Galvenās metodes, kas izmantotas pētījumos ir logu lamatas (Windows traps), ‘izskreju’ lamatas (emergence traps) un sieti vai termoelektori (Tullgren funnels). Diemžēl, publikācijās nav vienotas lamatu izmantošanas metodikas. Dažādi autori ir izmantojuši dažādu lamatu skaitu un dažādu izvēlēto celmu skaitu. Ekspozēšanas laiks dažāds – no dažām dienām līdz vairākiem mēnešiem. Arī ievākto vaboļu un citu bezmugurkaulnieku skaits pētījumos atšķirīgs, svārstās no dažiem simtiem īpatņu līdz vairāk nekā 17 000 īpatņu.

Internetā ir atrodamas arī zinātniskas konferences tēzes, kas veltīta celmu izmantošanas bioenerģētikā ietekmes uz bioloģisko daudzveidību pētījumiem. Diemžēl, internetā ievietotās tēzes ir nepilnīgas un nesatur konferences nosaukumu un citus datus, taču tās satur vērtīgu informāciju par zinātnieku atziņām šajā jautājumā. Fails ar tēzēm nav atsevišķi analizēts literatūras apskatā, bet pievienots kā šīs atskaites 2. Pielikums.

Materiāls un metodes

Pētījums tika veikts 2012. gada augustā un septembrī cirsnā netālu no Ogresgala Ogres iecirknis, Daugavas MS. Cirsma tika ierīkota 2011. G. Pētījuma objekta kadastra Nr. 74800060236.

Parauglaukumā tika izveidoti divi mikroparauglaukumi, kuros tika izvietotas 2 Malēzes lamatas, 6 logu lamatas (barjerslazdi) un 10 augsnes lamatas. Lamatas dabā tika eksponētas 60 diennaktis.

Kopā visu veidu lamatās tika ievākti 632 vaboļu īpatnis, kas pieder pie 86 sugām. 66 īpatņi palika nenoteikti līdz sugas vai ģints līmenim.



7.-10. Att. Logu lamatas pirmajā parauglaukumā cirsnā pie Ogresgala, 2012. g. augusts (A.Barševskis foto)

Logu lamatas, jeb barjerslazdi (Windows traps)

Pētījumā tika izmantotas pašizgatavotas logu lamatas, kas sastāv no 50 x 60 cm lielas caurspīdīga organiskā stikla plāksnes un plastmasas 60 cm garas vannītes, kas kustīgi nostiprināta zem organiskā stikla plāksnes. Plastmasa vannītē tika iepildīts tosols, kas tika izmantots kā konservants iekritušo kukaiņu fiksācijai. Kā konservantu var izmantot arī 4,5% etiķskābes šķīdumu. Taču tas palielina meža mēsļvaboļu iekrišanas gadījumu skaitu lamatās, jo tās reaģējot uz skābes smaku, dažreiz to uztver kā skābstošu barības vielu.

Lamatas tika izvietotas maksimāli tuvu celmam un augsnei starp diviem vertikāliem augsnē iedzītiem mietiņiem. Lamatu izvietošanai pie celma ir svarīgi ņemt vērā to, ka organiskā stikla barjerai pēc iespējas lielākā posmā un pēc iespējas ciešāk jāpieguļ celmam. Lamatu izvietošanai atkarībā no debess puses nav nozīmes, jo lielākā daļa saproksilofīto kukaiņu aktīvas ir naktī un lidinās gar celmu. Lamatu plāksnes izmēri var būt arī savādāki, jo pētījumos izmanto dažādu izmēru lieluma plāksnes. Tāpēc metodikā svarīgi norādīt plāksnes izmērus. Izvietojot lamatas pie celma, jāskatās, lai tās neatrastos uz zemes, jo tad tajās palielināsies ierāpojušo skrejvaboļu skaits.

Mūsu gadījumā lamatas tika izmantotas ar horizontālu (platums lielāks par augstumu) organiskā stikla barjeru, jo celmi bija salīdzinoši zemi. Pie augstākiem celmiem, kas pārsniedz lamatu barjeras augstumu labāk izmantot vertikāli izvietotu plāksni (augstums lielāks par platumu).

Darbības princips ir vienkāršs. Kukaiņi lido gar celmu ietrias organiskā stikla barjerā un iekrīt vannītē. Lamatām ir vairākas modifikācijas. Vannīšu vietā bieži izmanto plastikāta savācējpluvi ar galā piestiprinātu savācējtrauku. Arī barjeras var būt vairākas, kas bieži ir izvietotas krusteniski.

Materiāla izņemšana no lamatām tika veikta reizi divās nedēļās.

Pētāmajā teritorijā tika izveidoti 2 mikroparauglaukumi, kur katrā tika izvietotas 3 logu lamatas.



11.-14. att. Logu lamatas otrajā parauglaukumā cismā pie Ogresgala, 2012. g. augusts (A.Barševskis foto)



15. att. Malēzes lamatas (Malayse trap) (A.Barševskis foto)

Malēzes lamatas (Malayse traps)

Malēzes lamatas tiek izmantotas lidojošu un rāpojošu kukaiņu (galvenokārt sīku) ievākšanai. Tās izvietojamas mežmalās, pie meža kvartālstigām u.c., jo lamatu darbības efektivitāte ir lielāka, kur ir regulāras vēja plūsmas, kas lidojošus sīkos kukaiņus sanes pie lamatu barjersienām. Darbības princips līdzīgs kā logu lamatām. Pēc izskata Malēzes lamatas atgādina telti, kurai smalka auduma sienas nostiprinātas T-veidīgi. Auduma jumts piltuvveidīgi sašaurinās uz augšu un galā pāriet uz leju noliektā kukaiņu savācējkanālā, kura galā ir piestiprināts savācējtrauks ar kukaiņus konservējošu vielu. Mūsu gadījumā pētījumos kā konservants tika izmantots tosols. Malēzes lamatas kopumā ir standartizētas un nopērkamas pie entomoloģiskā aprīkojuma dāļiem.

Malēzes lamatas izmantojamas cirmās lidojošu galvenokārt sīko kukaiņu (vaboļu, divspārņu, kamieliņu u.c.) pētījumiem. Tā kā lamatu virsma salīdzinoši liela, tajās ielido daudzas nejaušas sugas, kas dzīvo turpat augsnē vai biotopā caurlido.

Tā kā lamatas ir samērā lielas un no tālienes viegli pamanāmas, meža apmeklētāji neapsargātās teritorijās tām bieži nodara postījumus. Tānotika ar Malēzes lamatām arī mūsu pētījumā un abas lamatas no parauglaukuma tika paņemtas jau otrajā pētījumu nedēļā.

Turpmākiem pētījumiem saistībā ar celmu bezmugurkaulnieku biodaudzveidības pētījumiem Malēzes lamatas acīm redzot nav lietderīgi izmatot. Tās nepieciešams aizstāt ar „izskreju” lamatām (emergence traps).

Augsnes lamatas (Barber traps, pitfall traps)

Augsnes lamatas tiek izmantotas pa augsni vai koksni skrienošu kukaiņu ievākšanai. To izgatavošana ir ļoti vienkārša. Kā lamatas izmanto parasti augsnē ieraktas vienreizējās plastmasas glāzītes, kuras līdz pusei piepilda ar konservējošu šķidrumu (tosolu vai etiķskābes šķidrumu (~4,5%)). No virspuses augsnes lamatas uzmanīgi pārklāj ar sausas koku mizas gabalu, lai novērstu lamatu pielīšanu un pasargātu tās no putniem.

Mūsu pētījumā augsnes lamatas tika izvietotas ciešā tuvumā gar celmu. To efektivitāte bija acīmredzama, ievācot galvenokārt daudzkāju sugas. Lamatu izvietojumam gar celmu nav nozīmes no to atrašanās debespusēm u.c. abiotiskajiem faktoriem. Galvenā pazīme – lamatām jābūt ieraktām precīzi vienā līmenī ar zemi. Gadījumā, ja starp lamatu un zemes virsmu veidojas nosacīts sliexnis, to efektivitāte būtiski mazinās, jo gan sīkākās skrejvaboles, gan daudzkāji pārvietojas gar ierakto glāzīti un iekšā krīt daudz mazāk. To obligāti jāņem vērā ierokot augsnes lamatas.

Mūsu pētījumā tika izmantotas desmit augsnes lamatas, pa piecām katrā mikroparauglaukumā.



16. Att. Augsnes lamatas cirmā pie Ogresgala, 2012. g. augusts (A.Barševskis foto)

Laboratorijas pētījumu metodes

Parauglaukumā ievāktais materiāls tika uzglabāts plastmasas maisiņos, sagrupēts atsevišķi pa lamatu tipiem. Līdz materiāla apstrādei laboratorijā, maisiņi ar vabolēm tika uzglabāti saldējamajā kamerā.

Laboratorijā viss materiāls tika atkausēts un no tā tika atlasītas modeļgrupas: vaboles, daudzkāji, laupītājmušas un kamieliši. Izmantojot stereomikroskopu Zeiss Stemi 2000, visi

ievāktie īpatņi tika noteikti un uzskaitīti. Vaboļu atlasīšanā un grupēšanā asistēja DU studiju programmas bioloģija 1. kursa studente Līva Legzdiņa, kas izstrādās bakalaura darbu par tēmu „Ar egļu celmiem saistīto vaboļu (Coleoptera) sugu bioloģiskā daudzveidība”. Atsevišķi vaboļu eksemplāri tika montēti un pievienoti DU SBI vaboļu kolekcijai. Pārējais materiāls novietots uz vates matracīšiem un nodots glabāšanai DU SBI kolekcijas fondos.



17. att. Stereomikroskops mikroskops Zeiss Stemi 2000

Rezultāti un diskusija

1.tabula. Pētījumā konstatēto taksonu saraksts sadalījumā pa materiāla ievākšanas veidiem

Kārta, dzimta	Ģints, suga	Ievāktu īpatņu skaits			
		A ugsnes lamatas	L ogu lamatas	M alēzes lamatas	K OPĀ
COLEOPT ERA					
Dytiscidae					
1.	<i>Hydroporus palustris</i>			1	1
2.	<i>Ilybius fuliginosus</i>		2		2
Carabidae					
3.	<i>Carabus cancellatus</i>	5			5
4.	<i>Carabus granulatus</i>	4			4
5.	<i>Loricera pilicornis</i>	4			4
6.	<i>Bembidion lampros</i>	2		1	3
7.	<i>Bembidion tetracolum</i>	1			1
8.	<i>Agonum sempunctatus</i>	6	3	1	1 0
9.	<i>Poecilus coereleus</i>	3			3
10.	<i>Pterostichus niger</i>	4 3	1		4 4
11.	<i>Pterostichus minor</i>	2			2
12.	<i>Pterostichus rhaeticus</i>	1			1
13.	<i>Calathus melanocephalus</i>	6			6
14.	<i>Calathus micropterus</i>	7			7
15.	<i>Anisodactylus binotatus</i>	1			1
16.	<i>Acupalpus dorsalis</i>			1	1
Cholevidae					

17.	<i>Sciodrepoides watsoni</i>	2			2
18.	<i>Apocatops nigrinus</i>	1			1
Silphidae					
19.	<i>Thanatophilus sinuatus</i>	3	1		4
20.	<i>Oiceoptoma thoracica</i>	7	3		1 0
21.	<i>Nicrophorus vespilloides</i>	1 4	1 1		2 5
Staphylinidae					
22.	<i>Xantoholinus tricolor</i>			1	1
23.	<i>Ontholestes murinus</i>	1	2		3
24.	<i>Lordithon lunulatus</i>			1	1
25.	<i>Aleochara curtula</i>	1			1
	<i>Staphylinidae not det.</i>	8	2	5	1 5
Geotrupidae					
26.	<i>Anoplotrupes stercorosus</i>	4 1	1 4		5 5
Elateridae					
27.	<i>Agrypnus murinus</i>		1		1
28.	<i>Prosternon tessellatum</i>		2		2
29.	<i>Melanotus villosus</i>		1		1
30.	<i>Dalopius marginalis</i>			1	1
31.	<i>Adrastus pallens</i>		2 4	8	3 2
Trogossitidae					
32.	<i>Ostoma ferruginea</i>		3		3
Dasytidae					
33.	<i>Dasytes niger</i>			1	1
Nitidulidae					
34.	<i>Meligethes aeneus</i>		5	4	9
35.	<i>Meligethes</i>		9	6	1

	<i>viridescens</i>				5
36.	<i>Cychramus luteus</i>		2		2
37.	<i>Cychramus variegatus</i>		1		1
38.	<i>Glyschrochilus quadripunctatus</i>		2		2
Monotomidae					
39.	<i>Rhizophagus ferrugineus</i>		1		1
Silvanidae					
40.	<i>Silvanus bidentatus</i>		3		3
Cryptophagidae					
41.	<i>Cryptophagus sp.</i>			1	1
42.	<i>Atomaria fuscata</i>		1		1
43.	<i>Atomaria sp.</i>		1		1
Erotylidae					
44.	<i>Triplax aenea</i>		1		1
Cerylonidae					
45.	<i>Cerylon ferrugineum</i>		1		1
Coccinellidae					
46.	<i>Propylea quatuordecimguttata</i>		3	1	4
47.	<i>Hippodamia notata</i>		2		2
48.	<i>Coccinella septempunctata</i>		4		4
49.	<i>Coccinella quinquepunctata</i>	2	3		5
Latridiidae					
50.	<i>Enicmus sp.</i>			1	1
51.	<i>Corticaria sp.</i>		1		1
52.	<i>Corticaria gibbosa</i>		6	8	14
53.	<i>Corticaria fuscata</i>		4	5	9
Mycetophagidae					

54.	<i>Mycetophagus quadripustulatus</i>		1		1
55.	<i>Typhaea stercorea</i>		1		1
Ciidae					
56.	<i>Cis boleti</i>			1	1
Melandryidae					
57.	<i>Serropapllus barbatus</i>		2		2
Mordellidae					
58.	<i>Mordella holomelaena</i>	1	5		6
59.	<i>Mordella aculeata</i>		1		1
Oedemeridae					
60.	<i>Oedemera lurida</i>		1		1
Pythidae					
61.	<i>Pytho depressus</i>		7		7
Salpingidae					
62.	<i>Sphaeriestes bimaculatus</i>		2		2
Anthicidae					
63.	<i>Omonadus floralis</i>			1	1
Tenebrionidae					
64.	<i>Lagria hirta</i>	1	8		9
65.	<i>Uloma rufa</i>	1	2		3
66.	<i>Corticeus sp.</i>		4		4
Cerambycidae					
67.	<i>Rhagium inquisitor</i>	1	1		1
			2		3
68.	<i>Leptura quadrifasciata</i>		3		3
69.	<i>Anastrangalia reyi</i>		7		7
70.	<i>Stictoleptura rubra</i>	1	3	4	5
		1	9		4

71.	<i>Paracorymbia maculicornis</i>		2		2
72.	<i>Stenurella melanura</i>		3		3
73.	<i>Acanthocinus aedilis</i>		1		1
Chrysomelidae					
74.	<i>Chrysomela populi</i>		2		2
75.	<i>Phratora vitellinae</i>		4		4
76.	<i>Galerucella lineola</i>		1		1
77.	<i>Lochmaea caprea</i>		5		5
78.	<i>Batophila rubi</i>		1		1
79.	<i>Cassida margaritacea</i>		3		3
80.	<i>Psylliodes sp.</i>			1	1
Curculionidae					
81.	<i>Otiorhynchus ovatus</i>	2			2
82.	<i>Hylobius abietis</i>	4	2		6
		6	1		7
83.	<i>Hylobius pinastri</i>	1	1		3
		9	1		0
DIPTERA					
Asilidae					
84.	<i>Laphria flava</i>		2		2
85.	<i>Laphria sp.</i>		1		1
	<i>Asilidae not det.</i>		1		1
			2		2
RAPHIDIPTERA					
Raphidiidae					
86.	<i>Raphidia sp.</i>		7	1	8
CHILOPODA					
Lithobiidae					
	<i>Lithobiidae not det.</i>	2	3		2
		4			7
DIPLOPODA					

DA					
	<i>Diplopoda not det.</i>	1			1
		2			2
KOPĀ		2	2	5	6
		83	94	5	32

1.tabulā iekļautas visas sugas, kas ievāktas pētījuma laikā, to īpatņu skaits sadalījumā pa lamatu veidiem. Kopā visu veidu lamatās tika ievākti 632 vaboļu īpatnis, kas pieder pie 86 sugām. 66 īpatņi palika nenoteikti līdz sugas vai ģints līmenim. Visvairāk īpatņu tika ievākts ar logu lamatām – 294 īpatņi un ar augsnes lamatām – 283 īpatņi. Ar Malēzes lamatām ievākti tikai 55 īpatņi. Tas saistīts ar to, ka lamatas parauglaukumā nostāvēja nedaudz vairāk kā 2 nedēļas (1 materiāla izņemšanas reizi), pēc tam no parauglaukuma tās pazuda.

Pētījuma veikšanai tika izvēlēts mazāk piemērots laiks – augusts – septembris, kad vaboļu bioloģiskā daudzveidība ir vismazākā. Ar to izskaidrojama samērā nelielā sugu daudzveidība, kā arī reto sugu mazais skaits. Liels nejauši ielidojušo sugu skaits. Starp tām minamas airvaboļu (*Dytiscidae*) sugas, kas lamatās ielidojušas no blakusesošā grāvja; apšu lapgrauži (*Chrysomella populi*, *Phratora vitellinae*) – no blakus esošās apšu jaunaudzes u.c. 33 no 86 sugām pētījumā konstatētas tikai pēc 1 eksemplāra. Vairums no tām ir uzskatāmas par lamatās nejauši ielidojušām sugām. Pētījumā ievāktie īpatņi netika sadalīti pa celmu resnuma grupām atkarībā no to diametra, jo šajā pētījumā netika konstatētas nekādas atšķirības. Veicot pētījumu visu sezonu, sākot no aprīļa, rezultāts varētu būt savādāks.

Visdaudzskaitlīgākās bija lielais priežu smecernieks (*Hylobius labietis*) – 67 īpatņi, meža bambals (*Anoplotrupes stercorosus*) – 55 īpatņi, celmgrauzis (*Stictoleptura rubra*) – 54 īpatņi, skrejvabole (*Pterostichus niger*) – 44 īpatņi, sprakšķis (*Adrastus pallens*) – 32 īpatņi, mazais priežu smecernieks (*Hylobius pinastri*) – 30 īpatņi u.c. Neviena no šīm daudzskaitlīgākajām sugām nav nozīmīga saproksilofīta, reta vai aizsargājama suga. Tās visas ir ļoti bieži sastopamas, dažādos mežu tipos dominējošas sugas. Priežu smecernieki – ir meža kaitēkļi, kas jaunus izcirtumos bieži sastopamas lielākā skaitā.

Kā vienu no pētījuma laikā konstatētajām retākajām sugām var nosaukt vairogvaboli *Cassida margaritacea* (3 īpatņi), kas nav ar koksni saistīta suga, taču Latvijā ir reti sastopama.

No nozīmīgākajām saproksilofītajām sugām, kuru attīstībai celmiem ir būtiska nozīme pētījumā tika konstatētas: *Ostoma ferruginea*, *Glyschrochilus quadripunctatus*, *Rhizophagus ferrugineus*, *Silvanus bidentatus*, *Cerylon ferrugineum*, *Serropaplpus barbatus*, *Mordella aculeata*, *Pytho depressus*, *Sphaeriestes bimaculatus*, *Uloma rufa*, *Corticeus sp.* u.c. No tām *Sphaeriestes bimaculatus* Latvijā ir reti sastopama suga. Salīdzinoši nelielais saproksilofīto sugu daudzums šajā pētījumā izskaidrojams ar to, ka tas tika veikts augustā – septembrī, kad ir sezonā mazākā vaboļu sugu daudzveidība.

Ir konstatētas vairākas ar piepēm un citām sēnēm saistītas sugas. Starp tām: *Lordithon lunulatus*, *Cychramus luteus*, *Cychramus variegatus*, *Triplax aenea*, *Mycetophagus quadripustulatus* u.c. Uz piepēm dzīvojošajām sugām ir liela nozīme meža ekosistēmās koksnes sadalīšanās procesos. Daudzas no šīs ekoloģiskās grupas sugām ir reti sastopamas un

izmantojamas kā dabisko meža biotopu indikatori. Pētījumā konstatētās sugas ir paši izplatītas Latvijā.

Daļa no konstatētajām sugām ir nekrofāgi. Starp tām minamas visas konstatētās Siphidae sugas u.c. Tas izskaidrojams ar to, ka lamatās vairākkārt iekrita ciršļi. Šīs vaboles lidoja uz iekritušo zīdītāju smaku. Kā meža sanitāriem tām ir ļoti liela nozīme meža ekosistēmās. Mūsu pētījumā konstatētās nekrofāgās un nekrofilās sugas ir Latvijā plaši izplatītas un bieži sastopamas.

Runājot par citiem bezmugurkaulniekiem, turpmākos pētījumos par celmu nozīmi būtu lietderīgi izmantot sekojošas grupas: kamieliņšus (Raphidioptera), daudzkājus (Diplopoda un Chilopoda), kā arī laupītājmušu (Asilidae) ģints *Laphria* sugas. Tās ir nosakāmas, ievācamas ar tiem pašiem lamatu tipiem, kā vaboles. Daudzkāju (Diplopoda un Chilopoda) pētījumos būtiski izmatot augsnes lamatas, tās novietojot maksimāli tuvu celmam. Tad iekritušo īpatņu skaits ir vislielākais.

Šādam pētījumam ir jānotiek visu sezonu no aprīļa beigām, kad ir pirmās siltās dienas, kurās saproksilofītās vaboles aktīvi izlido un izplatās pa meža ekosistēmu, līdz septembra beigām, oktobra sākumam, kad ir pēdējās siltās dienas, kurās vaboles aktīvi migrē uz ziemošanas vietām. Sugu sezonālā fenoloģija ļaus labāk noskaidrot to sezonas periodu, kad ir lielākā bezmugurkaulnieku sugu daudzveidība, kad optimālāk veikt celmu izvākšanu un cik % celmu jāatstāj, lai nodarītu pēc iespējas mazāku kaitējumu bezmugurkaulnieku sugu bioloģiskajai daudzveidībai. Paralēli būtu jāveic pētījums par celmu izņemšanas procesa ietekmi uz meža augsni, tās noblietēšanu, turpmāku produktivitāti un šo procesu ietekmi uz bezmugurkaulniekiem.

Zinātniskajā literatūrā pašlaik ir ļoti maz pētījumu par celmu nozīmi bezmugurkaulnieku ziemošanā. Nākotnē būtu jāveic arī šāds pētījums.

Secinājumi

1. Pēdējos gados zinātnieki lielu uzmanību pievērš celmu izmantošanai tautsaimniecībā un tās ietekmei uz meža bioloģisko daudzveidību. Sevišķi aktīvi šī problēma tiek pētīta Skandināvijas valstīs un Kanādā, taču ir zinātniskas publikācijas arī par citiem reģioniem: Centrāleiropu, Lielbritāniju u.c. Galvenā uzmanība tiek pievērsta celmu lomas noskaidrošanai meža bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā ilgtermiņā. Lielākā daļa pētījumu līdz šim ir veltīti celmos dzīvojošajām saproksilofītajām vabolēm, kas kā modeļgrupa ir vieglāk izmantojamas pētījumu veikšanā. Mazāk rakstu pagaidām ir par celmu izņemšanas ietekmi uz meža biodaudzveidību, augsni un meža turpmāko produktivitāti. Latvijā šie jautājumi pagaidām nav pētīti.
2. Pēc literatūras datiem, galvenās metodes, kas izmantotas pētījumos ir ‘izskreju’ lamatas (emergence traps), logu lamatas (Windows traps) un sieti vai termoelektori (Tullgren funnels). Diemžēl, publikācijās nav vienotas lamatu izmantošanas metodikas. Dažādi autori ir izmantojuši dažādu lamatu skaitu un dažādu izvēlēto

celmu skaitu. Ekspozīcijas laiks dažāds – no dažām dienām līdz vairākiem mēnešiem, galvenokārt, atkarībā no pētījumu metodes. Arī ievāktu vaboļu un citu bezmugurkaulnieku skaits pētījumos atšķirīgs, svārstās no dažiem simtiem īpatņu līdz vairāk nekā 17 000 īpatņu. Dažādu lamatu pielietošana kvalitatīvi un kvantitatīvi uzrāda vismaz nedaudz atšķirīgus rezultātus, tāpēc turpmākos pētījumos Latvijā tā būtu atbalstāma.

3. Pētījuma laikā visu veidu lamatās tika ievākti 632 vaboļu īpatnis, kas pieder pie 86 sugām. 66 īpatņi palika nenoteikti līdz sugas vai ģints līmenim. Visvairāk īpatņu tika ievākts ar logu lamatām – 294 īpatņi un ar augsnes lamatām – 283 īpatņi. Ar Malēzes lamatām ievākti tikai 55 īpatņi. 33 no 86 sugām pētījumā konstatētas tikai pēc 1 eksemplāra. Rezultāti uzrādīja salīdzinoši nelielu saproksilofīto un reto sugu skaitu.
4. Pētījuma veikšanai tika izvēlēts mazāk piemērots laiks – augusts – septembris, kad vaboļu sugu bioloģiskā daudzveidība un lidošanas aktivitāte ir vismazākā. Ar to izskaidrojama samērā nelielā sugu daudzveidība, kā arī reto un tipisko saproksilofīto sugu mazais skaits. Bija liels nejauši ielidojušo sugu skaits. Pētījumā ievāktie īpatņi netika dalīti pa celmu resnuma grupām atkarībā no to diametra, jo šajā pētījumā starp tām netika konstatētas nekādas atšķirības. Veicot pētījumu visu sezonu, sākot no aprīļa, rezultāts varētu būt savādāks. Sugu sezonālā fenoloģija ļaus labāk noskaidrot to sezonas periodu, kad ir lielākā bezmugurkaulnieku sugu daudzveidība, kad optimālāk veikt celmu izvākšanu un cik % celmu jāatstāj, lai nodarītu pēc iespējas mazāku kaitējumu bioloģiskajai daudzveidībai. Paralēli būtu jāveic pētījums par celmu izņemšanas procesa ietekmi uz meža augsni, tās noblietēšanu, turpmāku produktivitāti un šo procesu ietekmi uz bezmugurkaulniekiem.

Ieteikumi turpmākiem pētījumiem

1. Pētījumi ir jāveic visu sezonu no aprīļa beigām līdz oktobra sākumam. Materiāla izņemšana no lamatām jāveic ne retāk kā reizi divās nedēļās. Tas nepieciešams lai noskaidrotu ar celmiem saistīto bezmugurkaulnieku fenoloģiskās īpatnības, ievāktu pēc iespējas kvalitatīvāku materiālu sugu noteikšanai un prognozētu optimālāko celmu izņemšanas laiku. Pētījums jāveic celmus sadalot vismaz 2 grupās: vēlams - diametrs līdz 20cm un diametrs virs 30 cm.
2. Vismaz vienā no 5 parauglaukumiem vai atsevišķi būtu jāierīko poligons ilgtermiņa pētījumu veikšanai, salīdzinot iegūtos rezultātus vairāku gadu garumā dažāda celmu koksnes satrūdējuma stadijās. Būtu svarīgi noskaidrot celmu nozīmi bezmugurkaulnieku ziemošanā. Šādam pētījumam būtu starptautiska nozīme, jo literatūrā nav datu par ilgtermiņa pētījumiem vienā un tajā pašā vietā. Tas palīdzētu labāk saprast celmu nozīmi biodaudzveidības saglabāšanā.
3. Ieteicamās lamatas un to skaits turpmākās sezonas pētījumiem

Lamatu veids	Skaitis uz 1 parauglūkumu	Parauglūkumu skaits	Optimālais lamatu skaits
„Izskreju” lamatas (emergence traps)	5	5	25
Logu lamatas (Window traps)	5	5	25
Augsnes lamatas (Pitfall traps)	10	5	50
Termoelektors	1	-	1

4. Lamatu izmaksas

Lamatu veids	1 lamatas cena	Lamatu skaits	Summa
„Izskreju” lamatas (emergence traps)	75.00 £	25	1875.00£
Logu lamatas (Window traps) (<i>pašizgatavotas</i>)	10.00 LVL	25	250.00 LVL
Logu lamatas (Window traps) (<i>rūpnieciski izgatavotas</i>)			
Augsnes lamatas (Pitfall traps)	~0.03 LVL	50	1,50 LVL
Termoelektors	~70.00 – 150.00£	1	~70.00 – 150.00£

5. Darba uzdevums nākamajai sezonai:

Apkopot un analizēt Latvijas un citu valstu zinātniskajā literatūrā pieejamos jaunākos datus (publikācijas, projektu materiālus u.c.) par celmu un to izmantošanas (izvākšanas) nozīmi bezmugurkaulniekiem, apkopoto un analizēto datu avotu sarakstu un citu mērķa sasniegšanai nozīmīgo informāciju.

Izvēlētajos 5 parauglūkumos katrā izvietot sekojošas lamatas norādītajā skaitā:

Lamatu veids	Skaitis uz 1
--------------	--------------

	parauglaukumu
„Izskreju” lamatas (emergence traps)	5
Logu lamatas (Window traps)	5
Augsnes lamatas (Pitfall traps)	10

Katrā parauglaukumā reizi mēnesī no pieciem celmiem diametrā līdz 20cm un no 5 celmiem diametrā virs 30cm ievākt mizas gabalus (apm. 1 litru no katra celma) un, izmantojot termoelektoru (tullgren funnels u.c.), no tiem ievākt bezmugurkaulniekus. Šo aktivitāti ieteicams veikt līdz novembrim ieskaitot, lai varētu iegūt informāciju par celmu nozīmi bezmugurkaulnieku ziemošanā.

Laboratorijas apstākļos veikt ievāktā materiāla apstrādi (sugu vai sugu grupu noteikšanu, skaitīšanu).

Veikt iegūto rezultātu salīdzinājumu un datu analīzi starp dažādiem lamatu veidiem, dažāda diametra celmiem, dažādiem parauglaukumiem. Veikt bezmugurkaulnieku fenoloģijas analīzi.

Izstrādāt pētījuma secinājumus, rekomendācijas.

Ieteicamās lamatas un dažas iespējamo internetveikalu adreses:

Emergence trap



http://www.wildcareshop.com/Products_Detail.php?ProductID=2045

Tullgren funnels



http://www.burkardscientific.co.uk/agronomics/tullgren_funnels.htm
<http://betterequipped.co.uk/Tullgren-Funnel-prd0715>

Literatūras saraksts

Abrahamsson M., Lindbladth M. 2006. A comparison of saproxylic beetle occurrence between man-made high- and low-stumps of spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management*: Volume 226, Issues 1–3, 1 May 2006, Pages 230–237

Abrahamsson M., Lindbladth M., Rönnberg J. 2008. Influence of butt rot on beetle diversity in artificially created high-stumps of Norway spruce. *Forest Ecology and Management*: Volume 255, Issues 8–9, 15 May 2008, Pages 3396–3403

Brin A., Bouget Ch., Valladares L., Brustel H., 2012. Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? – Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak-dominated forests and pine plantations. *Insect Conservation and Diversity*: Article first published online: 14 JUN 2012.

Ehnström B. 2001. Leaving Dead Wood for Insects in Boreal Forests - Suggestions for the Future. *Scandinavian Journal of Forest Research*: Volume 16, Supplement 003, 2001, pages 91-98.

Foit J. 2012. Early-arriving saproxylic beetles developing in Scots pine stumps: effects of felling type and date. *JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 58, 2012 (11): 503–512

Fosset K.O., Sverdrup-Thygeson A. 2009. Saproxylic beetles in high stumps and residual downed wood on clear-cuts and in forest edges. *Scandinavian Journal of Forest Research*: Volume 24, Issue 5, 2009

Gedminas A., Lynikienė J., Zeniauskas R. 2007. Cambio-xylofauna abundance and species diversity of cutting residues in Scots pine and Norway spruce clear-cuts in Lithuania. *Biomass and Bioenergy*: Volume 31, Issue 10, October 2007, Pages 733–738

Gustafsson L., Kouki J., Thygeson A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research*: Volume 25, Issue 4, 2010; pages 295-308

Hedgren P.O. 2007. Early arriving saproxylic beetles (Coleoptera) and parasitoids (Hymenoptera) in low and high stumps of Norway spruce. *Forest Ecology and Management*: Volume 241, Issues 1–3, 30 March 2007, Pages 155–161

Hilszczanski J. 2008. Bark of dead infested spruce trees as an overwintering site of insect predators associated with bark and wood boring beetles. *Forest Research Papers*: 2008, vol: , number: 1, pages: 15-19

Hjältén J., Stenbacka F., Andersson J. 2010. Saproxylic beetle assemblages on low stumps, high stumps and logs: Implications for environmental effects of stump harvesting. *Forest Ecology and Management*, 260(7):1149-1155.

Jankovsky L., Cudlin P., Moravec I., 2003. Root decays as a potential predisposition factor of a bark beetle disaster in the Šumava Mts. *JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 49, 2003 (3): 125–132

Jonsell M. 2008. The Effects Of Forest Biomass Harvesting On Biodiversity. [*Sustainable Use of Forest Biomass for Energy Managing Forest Ecosystems*](#) Volume 12, 2008, pp 129-154

Jonsell, M. & Hansson, J. 2011. Logs and stumps in clearcuts support similar saproxylic beetle diversity: implications for bioenergy harvest. *Silva Fennica* 2011, 45(5): 1053–1064.

Jonsell M., Nitterus K., Stighaell K. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation*: Volume 118, Issue 2, July 2004, Pages 163–173.

Jonsell M., Schroeder M., Weslien J. 2005. Saproxylic beetles in high stumps of spruce: Fungal flora important for determining the species composition. *Scandinavian Journal of Forest Research*: Volume 20, Issue 1, pages 54-62.

Jonsell M., Weslien J. 2003. Felled or standing retained wood—it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*: Volume 175, Issues 1–3, 3 March 2003, Pages 425–435

Leather S.R., Day K.R., Salisbury A.N. 1999. The biology and ecology of the large pine weevil, *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae): a problem of dispersal? *Bulletin of Entomological Research* / Volume 89 / Issue 01 / January 1999, pp 3-16

Lindbladh M., Abrahamsson M. 2008. Beetle diversity in high-stumps from Norway spruce thinnings. *Scandinavian Journal of Forest Research*: Volume 23, Issue 4, pages 339-347

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, 2010 (1): 1–6

Martikainen P., Siitonen J., Punttila P., Kaila L., Rauh J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*: Volume 94, Issue 2, July 2000, Pages 199–209

Ols C. Retention of stumps on wet ground at stump-harvest and its effects on saproxylic insects. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Sciences, Department of Forest Products, Uppsala. *Master Thesis*

Ols C. 2011. *Retention of stumps on wet ground at stump-harvest and its effects on saproxylic insects*. Second cycle, A2E. Uppsala: SLU, Dept. of Forest Products

Ols C., Victorsson J., Jonsell M. 2012. Saproxylic insect fauna in stumps on wet and dry soil: Implications for stump harvest. *Forest Ecology and Management*: Available online 5 October 2012/ In Press, Corrected Proof

Persson T., Lenoir L., Vegerfors B. 2012. Which macroarthropods prefer tree stumps over soil and litter substrates? *Forest Ecology and Management*: Available online 2012.

Safranyik L., Linton D.A. 1999. SPRUCE BEETLE (COLEOPTERA: SCOLYTIDAE) SURVIVAL IN STUMPS AND WINDFALL. *The Canadian Entomologist* / Volume 131 / Issue 01 / February 1999, pp 107-113

Schroeder L.M., Ranius Th., Ekbom B., Larsson S. 2006. Recruitment of saproxylic beetles in high stumps created for maintaining biodiversity in a boreal forest landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 2006, 36(9): 2168-2178

Schroeder L.M., Weslien J., Lindelöw Å., Lindhe A. Attacks by bark- and wood-boring Coleoptera on mechanically created high stumps of Norway spruce in the two years following cutting. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00013-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00013-4)

Seedre M. Saproxylic beetles in artificially created high stumps of spruce and birch three years after cutting. *M.Sc. Final Thesis* no. 64, Southern Swedish Forest Research Center

Shorohova E., Kapitsa E., Vanha-Majamaa I., 2008. Decomposition of stumps in a chronosequence after clear-felling vs. clear-felling with prescribed burning in a southern boreal forest in Finland. *Forest Ecology and Management*: Volume 255, Issue 10, 30 May 2008, Pages 3606–3612

Skrzecz I., Bulka M. 2010. Insect assemblages in Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] stumps in the Eastern Sudetes. *Folia Forestalia Polonica, series A*, 2010, Vol. 52 (2), 98–107

Victorsson J.D., Jonsell M., 2012. Effects of stump extraction on saproxylic beetle diversity in Swedish clear-cuts. *Insect Conservation and Diversity*: 2012 DOI: 10.1111/icad.12005

Walczyńska, A. 2008. Female reproductive strategy in the longhorned beetle *Corymbia rubra* (Coleoptera, Cerambycidae). *Norw. J. Entomol.* 55, 25-30.

Walmsley J.D., Godbold D.L. 2010. Stump Harvesting for Bioenergy – A Review of the Environmental Impacts. *Forestry*, Vol. 83, No. 1, 2010.

Wikars L.-O. Sahlin E., Ranius Th. 2005. A comparison of three methods to estimate species richness of saproxylic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce. *The Canadian Entomologist* / Volume 137 / Issue 03 / June 2005, pp 304-324

Pētījumā izmantoto literatūras avotu kopsavilkumi

Stump Harvesting for Bioenergy – A Review of the Environmental Impacts

J. D. WALMSLEY* and D. L. GODBOLD

Forestry, Vol. 83, No. 1, 2010. doi:10.1093/forestry/cpp028

Stump harvesting signifies an intensification of forest management compared with conventional stem-only or aboveground biomass-only harvesting. There are many practical and perceived benefits of stump harvesting. These include

- (1) the production of woodfuel;
- (2) fossil fuel substitution;
- (3) additional revenue for forest owners;
- (4) improved site preparation and
- (5) potential reduction of *Heterobasidion*.

However, evidence suggests that, in the absence of appropriate precautionary measures, stump harvesting will lead to many undesirable environmental impacts. These include

- (1) removal of soil organic matter inputs;
- (2) adverse impacts on forest soil carbon stores and greenhouse gas emissions;
- (3) increased soil erosion;
- (4) increased soil compaction;
- (5) depletion of soil nutrient stocks and changes in nutrient cycling;
- (6) unknown impacts on future productivity;
- (7) loss of valuable habitat for fungi, mosses, bryophytes and insects and
- (8) increase in non-forest vegetation and additional herbicide requirements.

To minimize environmental impacts, best practice guidelines should be developed and communicated. Research to date has focussed on the impact of stump removal on the incidence of root diseases and has limited applicability to healthy uninfected stands.

Additional research is required to understand fully the environmental impacts, particularly how stump harvesting influences the forest soil carbon balance and forest nutrient stocks.

Saproxylic beetle assemblages on low stumps, high stumps and logs: Implications for environmental effects of stump harvesting

Hjältén Joakim, Stenbacka Fredrik, Andersson Jon

Forest Ecology and Management [2010, 260(7):1149-1155]

The aim of this study was to evaluate how future harvesting of spruce low stumps as a renewable energy source, might influence the saproxylic (wood living) beetle fauna. Species richness, abundance and assemblages of saproxylic beetles were compared on low stumps, high stumps and logs of spruce on 10 clear-cuts in northern Sweden. The sampling was conducted with emergence traps and a total of 929 individuals and 120 species were collected. No significant differences in beetle abundance or species richness were detected between substrate types. However, there were clear differences in assemblage composition between all substrate types. Our results suggest that low stumps created at final felling support as many species and individuals per volume dead wood as other dead wood substrates and that they are therefore overlooked as substrates for wood living organisms. Consequently, harvesting of low stumps might have negative effects on the diversity of saproxylic beetles, as up to 80% of the dead wood remaining on clear-cuts is in the form of low stumps. Future studies should evaluate if compensatory measures can be performed to minimize negative impacts.

Effects of stump extraction on saproxylic beetle diversity in Swedish clear-cuts

Jonas Victorsson, Mats Jonsell

Insect Conservation and Diversity: 2012 DOI: 10.1111/icad.12005

Stump extraction for bio energy is a new forestry activity and before large-scale implementation occurs, it is important to analyse its consequences. Saproxylic beetles depend on dead trees and stump extraction will reduce the amount of habitat available for this group.

Early warning signs of impending regional species extinctions were looked for in areas where stump harvest has only been conducted for about 3 years. In a paired design ($N = 8$), the beetle fauna was sampled in stumps on ordinary clear-cuts and on clear-cuts from which stumps had been extracted. Sampling in extraction clear-cuts was possible because 25% of the stump volume was retained. Samples were collected by bark sieving ten Norway spruce, *Picea abies*, stumps per clear-cut.

In total, 6959 individuals of 46 species were found. Several early warning signs were seen: stump extraction reduced the number of species per stump and per clear-cut and reduced the species evenness in individual stumps.

Species at higher trophic levels (predators and fungivores), in particular, suffered negative effects. Stump extraction reduced the number of species of fungivores and facultative predators/fungivores at the clear-cut level and reduced the relative abundance of predators at the stump level.

These results indicate that if stumps are extracted from a high proportion of the clear-cuts in a region, the present recommendations of leaving 15–25% of the stump volume will be insufficient for preserving the beetle fauna in the stumps. Further studies are needed to identify levels of stump retention that do not lead to species loss.

Retention of stumps on wet ground at stump-harvest and its effects on saproxylic insects

Clementine Ols

Ols, Clémentine, 2011. *Retention of stumps on wet ground at stump-harvest and its effects on saproxylic insects*. Second cycle, A2E. Uppsala: SLU, Dept. of Forest Products

Low stumps represent on their own up to 80% of the dead wood remaining on clear cuts and therefore supply suitable habitat for saproxylic insects i.e. insects depending on dead wood for their survival. Recent stump harvesting activities threaten this substrate of

ecological importance and increase the anthropogenic negative impacts on these species. Because of technical and environmental reasons (nutrient leakage, erosion) guidelines for stump harvesting recommend to retain stumps standing in wet parts of clear cuts. However, stumps in wet positions might not be a satisfactory substrate for saproxylic insects and therefore might not be as much used as stumps in dry positions. To test this hypothesis, a total of 100 stumps (50 spruces and 50 birches) were collected on four clear cuts between 5 and 7 years old near Uppsala, Sweden. Stump samples were paired to get a balanced dataset, each pair containing two stumps of the same tree species, diameter and sun-exposure, one dry and one wet. Each sample was placed in a rearing box for 2 months. All emerging insects were sorted out down to order, family, genus or species level according to their importance in the project. Species richness, abundance and composition in each type of stumps were analyzed. Proportion of stumps inhabited, density and Shannon's diversity and evenness were calculated for each insect order. A canonical correspondence analysis was performed to investigate the possible connections existing between insect species and the tree species and dryness of the stumps. In total, 17065 insects were collected representing 114 species out of which 96 were considered as saproxylic. An overall of 76 and 55 saproxylic species were collected on birch and spruce stumps respectively. Species richness was higher in birch stumps with 11 species in average per sample and only 4 in spruce ones. The results show that the tree species was the only factor significantly affecting both the species richness and the species abundance of a stump. The variable "Dryness" had significant effect on the samples' species diversity with dry samples harboring a higher number of species. The proportion of stump types used by different orders clearly shows that the tree species was again the main factor influencing the species abundance of a stump. More insects were found in birch stumps, regardless of their dryness, than spruce. Wet spruce and dry birch stumps were respectively the least (7.9%) and the most used (34.1%) substrates. Coleoptera beetles were more numerous in birch stumps but did not show any preference concerning the moisture level of the stumps. The other orders showed a similar pattern with Hymenoptera, Lepidoptera insects however favoring dry birch stumps and Dipterans wet ones. *Arhopalus rusticus* and *Curtimorda maculosa* were the only species to show a significant correspondence to a substrate and were associated to spruce stumps. The results show that both birch and spruce support the life cycle of many different insect species and not only saproxylic. As wet spruce stumps presented the lowest biodiversity, it could be thus advised, in a context of biodiversity conservation, to set aside in priority birch and more generally broadleaves stumps.

Saproxylic insect fauna in stumps on wet and dry soil: Implications for stump harvest
Clémentine Ols, Jonas Victorsson, Mats Jonsell

Forest Ecology and Management: Available online 5 October 2012/ In Press,
Corrected Proof

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.040>

An increasing demand for bioenergy has stimulated interest in harvesting of tree stumps after felling operations. To reduce the amount of soil disturbance, it is recommended to retain stumps in wet areas. We wanted to evaluate if that strategy is beneficial also for saproxylic (wood-living) insects, which will have less habitat to breed in at stump harvest, and therefore also need mitigation. We tested if stumps in wet positions on a clear-cut harbour fewer species and a different assemblage of saproxylic insects than do stumps in dry positions. Insects were reared out from wood pieces taken from 100 stumps (50 Norway spruce, *Picea abies* and 50 birch, *Betula* spp.) sampled in pairs: one stump from wet and one from dry soil in each pair. In the lab 2201 individuals representing 49 beetle and 6 moth species were encountered. Fewer species were found in spruce stumps on wet soil than on dry soil, both when measured per stump or as an accumulated value over all stumps within the categories. No difference was detected between the number of species found in wet and dry birch stumps. However, three beetle species that live mainly in birch were more common in dry stumps than in wet. No species showed an association with wet stumps. We conclude that stumps in wet positions form an inferior habitat to stumps in dry positions, and that this should be considered when making recommendations concerning the harvesting of stumps for bioenergy.

Retention of stumps on wet ground at stump-harvest and its effects on saproxylic
insects

Clémentine Ols

Low stumps represent on their own up to 80% of the dead wood remaining on clear cuts and therefore supply suitable habitat for saproxylic insects i.e. insects depending on dead wood for their survival. Recent stump harvesting activities threaten this substrate of ecological importance and increase the anthropogenic negative impacts on these species. Because of technical and environmental reasons (nutrient leakage, erosion) guidelines for stump harvesting recommend to retain stumps standing in wet parts of clear cuts. However, stumps in wet positions might not be a satisfactory substrate for saproxylic insects and therefore might not be as much used as stumps in dry positions. To test this hypothesis, a total of 100 stumps (50 spruces and 50 birches) were collected on four clear cuts between 5 and 7 years old near Uppsala, Sweden. Stump samples were paired to get a balanced dataset, each pair containing

two stumps of the same tree species, diameter and sun-exposure, one dry and one wet. Each sample was placed in a rearing box for 2 months. All emerging insects were sorted out down to order, family, genus or species level according to their importance in the project. Species richness, abundance and composition in each type of stumps were analyzed. Proportion of stumps inhabited, density and Shannon's diversity and evenness were calculated for each insect order. A canonical correspondence analysis was performed to investigate the possible connections existing between insect species and the tree species and dryness of the stumps. In total, 17065 insects were collected representing 114 species out of which 96 were considered as saproxylic. An overall of 76 and 55 saproxylic species were collected on birch and spruce stumps respectively. Species richness was higher in birch stumps with 11 species in average per sample and only 4 in spruce ones. The results show that the tree species was the only factor significantly affecting both the species richness and the species abundance of a stump.

The variable "Dryness" had significant effect on the samples' species diversity with dry samples harboring a higher number of species. The proportion of stump types used by different orders clearly shows that the tree species was again the main factor influencing the species abundance of a stump. More insects were found in birch stumps, regardless of their dryness, than spruce. Wet spruce and dry birch stumps were respectively the least (7.9%) and the most used (34.1%) substrates. Coleoptera beetles were more numerous in birch stumps but did not show any preference concerning the moisture level of the stumps. The other orders

showed a similar pattern with Hymenoptera, Lepidoptera insects however favoring dry birch stumps and Dipterans wet ones. *Arhopalus rusticus* and *Curtimorda maculosa* were the only species to show a significant correspondence to a substrate and were associated to spruce stumps. The results show that both birch and spruce support the life cycle of many different insect species and not only saproxylic. As wet spruce stumps resented the lowest biodiversity, it could be thus advised, in a context of biodiversity conservation, to set aside in priority birch and more generally broadleaves stumps.

Logs and stumps in clearcuts support similar saproxylic beetle diversity: implications for bioenergy harvest.

Jonsell, M. & Hansson, J

Silva Fennica 2011, 45(5): 1053–1064.

Stumps from clear cuts are increasingly used for bioenergy. Extracting this wood will reducē the habitat available for saproxylic (wood-living) organisms. As little is known about the species assemblages that will be affected, we investigated the diversity of saproxylic beetles in stumps on clear-felled sites and as a reference, we compared it with the diversity in downed logs. Stumps and logs of aspen (*Populus tremula* L.), birch (*Betula pubescens* Ehrh. and *B. verrucosa* Ehrh.[syn. *B. pendula* Roth]), spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and pine (*Pinus sylvestris* L.) were examined in clear cuts of two different ages: one summer old and 4–5 years old. The beetles were sampled by sieving bark (0.25 m²) peeled from the wood. The samples were taken in pairs of one log and one stump situated close together and of the same tree species, age since death and diameter. In total 3348 saproxylic beetles belonging to 124 species were found in 176 samples. The stumps had a similar number of species to the logs both as measured per sample and as an accumulated number. Exceptions were 4–5 years old

wood of birch and pine where the number was significantly higher in the stumps. The number of red-listed species was also similar between stumps and logs. Species composition was more different between the stumps and logs of conifers than of deciduous trees. We

conclude that clear-felled stumps have a diverse saproxylic insect fauna. This has to be taken into account if large scale extraction of logging stumps is implemented.

The Effects Of Forest Biomass Harvesting On Biodiversity

Mats Jonsell

[Sustainable Use of Forest Biomass for Energy Managing Forest Ecosystems](#)

Volume 12, 2008, pp 129-154

Extraction of dead wood as forest fuels will decrease the amounts of dead wood in the landscape. Because dead and decaying wood has been identified as a key factor in explaining why many forest species are threatened (Berg et al. 1994, Esseen et al. 1997), extraction of forest fuels may increase the threat. The wood that is presently in focus for use as forest fuel is mainly logging residues, i.e. twigs, branches and tops, although logging stumps and whole trees might also be used (see below). The logging residues may be defined as belonging to fine woody debris (FWD), in contrast to coarse woody debris (CWD). The limit between fine and coarse wood is here defined at 10 cm diameter. Coarse wood is widely acknowledged as an important habitat for saproxylic (wood living) organisms (Grove 2002), especially for threatened species (Berg et al. 1994), and many studies have therefore been done on saproxylic organisms in coarser dimensioned wood. Finer wood has been much less studied. It has generally been retained in forest operations and is therefore abundant in managed forest landscapes. However, comparative studies show that fine wood hosts a large number of species (Harz & Topp 1999, Kappes & Topp 2004, Kruys & Jonsson 1999, Nittérus et al. 2004, Nordén et al. 2004, Schiegg 2001). There might also be organisms that use the fine wood for shelter on open areas (Gunnarsson et al. 2004). Thus, the extraction of fine woody debris from the forest landscape might reduce the habitat for several organisms.

Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? – Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak-dominated forests and pine plantations

ANTOINE BRIN, CHRISTOPHE BOUGET, LIONEL VALLADARES, HERVÉ BRUSTEL

Insect Conservation and Diversity: Article first published online: 14 JUN 2012

DOI: 10.1111/j.1752-4598.2012.00209.x

The expanding interest in harvesting stumps for bioenergy may 1. represent a potential threat to forest biodiversity. Whereas stumps are common in managed stands, knowledge of their associated saproxylic assemblages is still incomplete.

We 2. used emergence traps to sample saproxylic beetle assemblages in oak and pine large-diameter (>20 cm) logs and stumps and compared the assemblages from the two sources.

With 3. 64–84.5% of the species pool in oak and pine, respectively, stumps definitely constituted a suitable substratum for many saproxylic species in managed forests. Higher species density suggested that stumps are more diverse habitats than logs. Stumps also host rare species and natural enemies of bark beetles. For both tree species, the assemblage composition was significantly different between logs and stumps. The dissimilarity between substratum types was predominantly due to turnover, especially for oak.

Our 4. results revealed that not only do stumps constitute a substitute for some log-dwelling species; they also provide a suitable breeding substratum for many species that may be at risk in case of massive exportation of stumps for bioenergy purposes.

Which macroarthropods prefer tree stumps over soil and litter substrates?

Tryggve Persson^a, Lisette Lenoir^a, Birgitta Vegerfors^b

Forest Ecology and Management: Available online 2012

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.009>,

Tree stumps are a potential bioenergy resource to replace fossil fuels and meet the targets for reduced CO₂ emissions. However, the effects of stump harvesting on wood-dependent organisms are poorly known. This study assessed the abundances of macroarthropods, especially non-coleopteran groups, in wood, bark and ‘periphery’ of stumps in comparison with soil to evaluate which species/taxa prefer stumps over soil and would risk a significant population decline following extensive stump harvesting. To assess the effects of

stump age on species and individual numbers, 5-, 10- and 20-yr-old stumps were studied at three sites in southern and central Sweden. For each site and age class, stumps of Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Norway spruce (*Picea abies*) were compared. Samples of wood and bark were taken from the full height of the stump and samples of periphery and soil to a depth of 10 cm. The samples were placed in Tullgren funnels for animal extraction during 4 days. A total of 56 species or other taxonomic groups not belonging to Coleoptera were identified. Bark (including the space between bark and wood) had significantly lower species richness of non-coleopteran macroarthropods but higher abundance per m² (of cut stump surface) than soil in 10-yr-old stands, which on average contained higher abundances than the other age classes. No significant differences were found between spruce and pine stumps, indicating that one of the tree species can act as a substitute after stump harvesting of the other. Viewed over all substrates, Diplopoda, Coleoptera, Diptera (larvae) and Homoptera contributed most to the total abundance (29, 20, 17 and 15%, respectively). Of these groups, Diplopoda were much more abundant in bark (98%) than in soil (2%). The most common diplopod species was *Proteroiulus fuscus*, which often demonstrated 100-fold higher abundances (per sample unit) in bark and wood than in soil. Six species/taxa had clearly higher abundances in stumps than in soil. Stump harvesting would thus markedly reduce preferred habitats for these taxa. It is also possible that some species generally considered as soil animals might be occasionally dependent on stumps for, e.g. egg-laying and hatching. For such species, stump harvesting would be more detrimental than indicated by this population survey.

Early arriving saproxylic beetles (Coleoptera) and parasitoids (Hymenoptera) in low and high stumps of Norway spruce

Per Olof Hedgren

Forest Ecology and Management: Volume 241, Issues 1–3, 30 March 2007, Pages 155–161

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.020>

Stumps constitute a large wood resource in managed forests, but have generally been little studied in terms of insect biodiversity. Basic knowledge of the stump fauna is necessary to e.g. assess the value of other dead wood, such as high stumps created for conservation purposes. This study focuses on early arriving bark- and wood-boring beetles and associated insect enemies (predatory Coleoptera, Heteroptera, and parasitic Hymenoptera) in fresh stumps of Norway spruce *Picea abies*. Ordinary low stumps were compared with

mechanically created 4 m high stumps. Wood samples for insect rearing were cut from low ($n = 28$) and high stumps ($n = 21$) on five one-summer-old clearcuts in Sweden. High stumps were sampled at the base and at 1.5 m above ground. All emerging insects were determined to species or genus level. Proportion of stumps inhabited, density and Shannon's index for diversity and evenness were calculated. At least 17 phloem/fungivorous (predominately Scolytidae and Cerambycidae) and 8 predatory beetle taxa (mostly Cleridae and Nitidulidae) were recorded, as well as 9 parasitoid taxa (Pteromalidae, Eurytomidae and Braconidae) associated with bark beetle hosts. Most taxa occurred in both low and high stumps. High stumps were slightly better for parasitoids in terms of occupancy, density and index values. Phloem/fungivorous and predatory beetles occurred in nearly all low and high stumps (93–95%), whereas parasitoids were more often recorded at 1.5 m in high stumps (95%) than in the base (48%) or in low stumps (54%). Three parasitoid species occurred in significantly higher densities in high stumps than in low stumps (*Rhopalicus quadratus*, *Rhopalicus tutela* and *Dendrosoter middendorffi*). The results show that above-ground parts of fresh spruce stumps to a high degree may serve as habitat for secondary and mostly harmless bark beetles. They also harbour generalist predators and parasitoids, including important enemies of forest pests such as the spruce bark beetle *Ips typographus*. The results support previous studies showing positive effects of high stumps on insect biodiversity, and suggest that also higher trophic levels such as parasitic Hymenoptera are favoured.

Attacks by bark- and wood-boring Coleoptera on mechanically created high stumps of Norway spruce in the two years following cutting

L.M Schroeder^a Jan Weslien^b, Åke Lindelöw^a, Anders Lindhe^c

[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00013-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00013-4),

Attacks of bark- and wood-boring beetles on mechanically created high stumps of Norway spruce, *Picea abies* L. (Karst.), were studied in the provinces of Dalarna (Grangärde area) and Uppland (Fagerön) in central Sweden. The experiment included a total of 362 stumps in the Grangärde area as well as 48 stumps and 18 logs at Fagerön. Most inspections were conducted in the first and second autumns following the cuttings made to create the stumps. All stumps were attacked by at least one species during the two-year period, and for almost all of them (95%) the initial attacks occurred in the first summer. The most frequently

encountered species on the stumps were the scolytids *Ips typographus* (L.), *Pityogenes chalcographus* (L.), *Hylurgops palliatus* (Gyll.), *Orthotomicus* spp., *Trypodendron lineatum* (Oliv.), *Dryocoetes* sp. and *Polygraphus poligraphus* (L.), and the cerambycids *Tetropium* spp. and *Monochamus sutor* (L.). Both the time of cutting and stump diameter influenced beetle colonisation. *I. typographus* was not found in autumn-cut stumps, while *Orthotomicus* spp. was found more frequently in autumn-cut stumps than in spring-cut stumps. There was a positive relationship between *I. typographus* occupancy and stump diameter, while negative relationships were found between stump diameter and *H. palliatus* and *T. lineatum* occupancy. Most stumps (ca. 80%) were attacked by more than one bark- and wood-boring species in the first summer. The proportion of stumps attacked was significantly higher than the proportion of logs attacked for *P. poligraphus*, *T. lineatum* and *Tetropium* spp., whereas the opposite was true for *I. typographus*. The percentage of bark area utilised by *I. typographus* was significantly higher in logs than in stumps.

A comparison of three methods to estimate species richness of saproxylic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce

Lars-Ove Wikars^{a1} [cl](#), Erik Sahlin^{a1} and Thomas Ranius^{a1}

The Canadian Entomologist / Volume 137 / Issue 03 / June 2005, pp 304-324

DOI: <http://dx.doi.org/10.4039/n04-104>

The amount of dead wood in forests has decreased owing to modern forest practices, and many species associated with this habitat are currently threatened. In Sweden during the last decade, naturally downed logs have been retained and, at clearcuts, high stumps have been artificially created to maintain saproxylic (dead wood dependent) insects. We tested how much these types of dead wood are used by sampling saproxylic beetles in dead wood of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.; Pinaceae) in managed forests in central Sweden. To analyse how surveys should be conducted in these kinds of studies, we compared three methods over an entire growing season. We found that the relationship between the type of dead wood and species richness was statistically significant when we used bark sieving and emergence traps, but not when we used window traps. It is impossible to ascertain whether beetles collected with window traps are related to the type of dead wood on which they are found and, therefore, such traps are less useful in studies of specific substrates. The yield from sieving was highest in spring and autumn, whereas species richness in window trap samples peaked in June and July and that in emergence traps peaked from May to July. With

emergence traps we collected, on average, about twice the number of species over the whole season as we did by sieving on a single occasion in the spring. Both emergence trapping and sieving reveal what is present in individual pieces of dead wood, but these methods sample partly different faunas. We found fewer species on artificially created high stumps (on clearcuts); however, these stumps seem to be useful for some red-listed species.

A comparison of saproxylic beetle occurrence between man-made high- and low-stumps of spruce (*Picea abies*)

Markus Abrahamsson, Matts Lindbladh

Forest Ecology and Management: Volume 226, Issues 1–3, 1 May 2006, Pages 230–237

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.046>,

The making of high-stumps in today's forestry is becoming more and more common and several studies of these have shown their high conservation value for many wood living species, especially saproxylic beetles. However, the amounts of dead wood and bark surface on high-stumps are small compared to the amount on the ordinary cut stumps and further there have been no studies on the fauna of ordinary cut stumps.

By sieving bark from ordinary (low) stumps and high-stumps (at ground level and at breast height) of Norway spruce we investigated whether there were differences in the saproxylic beetle community between low-stumps, high-stumps at ground level and high-stumps at breast height. We also tested whether beetle species showed preferences for any of the three substrate types.

A total of 10,984 saproxylic beetle individuals divided into 67 species, were collected from 128 low- and high-stumps on 16 clear-cuts in southern Sweden. The number of species found in high-stumps at ground level (53) was significantly higher than the numbers found in high-stumps at breast height (38) and low-stumps (39). Many of the caught species showed substrate preferences and an ordination showed that there are different beetle communities at the tree different substrate types.

Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation

Mats Jonsell^a, Karolina Nittérus^b, Kristoffer Stighäll^c

Intensive forest management in Scandinavia has decreased the amount of dead wood required by saproxylic (wood-living) organisms. To reduce this problem, some dead wood is now retained during forest operations, often in the form of man-made high stumps (ca. 4 m high). Most often these stumps are cut with a harvester, although the stumps in this study were made with explosives. The aims of this study were to determine whether such stumps of aspen (*Populus tremula*) and birch (*Betula* spp.) could be used by red-listed saproxylic beetles (Coleoptera), and to examine how the fauna of man-made high stumps differs from that of natural stumps. We also studied how tree species, sun-exposure, stage of decay and trunk diameter influenced the fauna. In 169 samples of bark from high stumps 116 saproxylic species were found, of which 21 were red-listed. Many species, including red-listed ones, were more associated with man-made stumps than with natural stumps. However, in total, more species were found in the natural than in the man-made stumps. This is probably because man-made stumps provide a more homogeneous type of wood substrate than natural ones. Among the other variables the difference between aspen and birch was the most important. We conclude that man-made high stumps are valuable habitats for many saproxylic beetle species.

Leaving Dead Wood for Insects in Boreal Forests - Suggestions for the Future

Bengt Ehnström

Scandinavian Journal of Forest Research: Volume 16, Supplement 003, 2001, pages 91-98

DOI: 10.1080/028275801300090681

Increasing the amount of dead wood in managed forests is one of the prerequisites for the successful preservation of various organisms. Dead wood and its associated fungi with it provide resources for many insects. Various methods have been used to artificially enhance the quantity of dead wood in managed forests. Creation of high stumps in connection with the final logging of the stand and leaving living trees, especially deciduous trees, are two frequently used methods. Most of these stumps are made from spruce attacked by root rot fungi. Another method is to save reasonable amounts of wind-felled trees. There is, however,

a conflict between saving wind-felled trees and the recommendations concerning protection against the damage caused by bark beetles. The result of an increasing interest in utilising windfalls as firewood is a reduction in the amounts of this type of dead wood. One of the intentions of the Swedish National Board of Forestry is to increase the amount of dead wood by 50 percent during this decade. How this can best be accomplished is discussed in this paper. One path for future research concerning insects and dead wood in managed forests would be to investigate the number of insect species using the stumps of different tree species saved on logged areas. Such studies must extend over several decades. Because many species are dependent on various fungi associated with dead wood it would be desirable to study insect communities associated with the species of fungi not yet investigated. Many insects seem to be dependent on slow-growing trees, a substrate that disappears quickly in the managed forest for several reasons. We therefore need more research on these species.

Saproxylic beetles in high stumps of spruce: Fungal flora important for determining the species composition

Mats Jonsell^a, Martin Schroeder^a & Jan Weslien^b

Scandinavian Journal of Forest Research: Volume 20, Issue 1, 2005, pages 54-62

DOI: 10.1080/02827580510008211

In most Swedish felling operations high stumps are created from living trees to increase the amounts of dead wood in the forest. The fauna of saproxylic beetles and aradid bugs (Heteroptera) in spruce (*Picea abies*) high stumps were studied to determine which characteristics (diameter, height, amount of bark and fungal flora) had the strongest influence on the species composition. The practical aim was to see whether it is possible to increase the biodiversity values by management recommendations. The high stumps ($n=59$) were situated in the middle boreal zone in Sweden and were 6 years old. The insects were sampled by sieving 0.25 m² bark on each stump. In total, 803 saproxylic beetles and *Aradus* bugs were found, representing 42 different species, five of which were red-listed. The most important factor for determining the beetle community was the presence or absence of two polyporous

fungi, *Fomitopsis pinicola* and *Trichaptum abietinum*. Other factors were much less important, indicating that it is difficult to influence the stumps' biodiversity values significantly simply by selecting trees of certain diameters or optimizing cutting heights.

Felled or standing retained wood—it makes a difference for saproxylic beetles

Mats Jonsell, Jan Weslien

Forest Ecology and Management: Volume 175, Issues 1–3, 3 March 2003, Pages 425–435

High stumps are often retained at clear cuttings to increase the abundance of habitat patches for saproxylic (wood living) insects. However, these high stumps constitutes a very uniform dead wood habitat which probably supports only a part of the saproxylic fauna. Therefore, we compared the saproxylic fauna of high spruce stumps with the fauna of long and short felled boles of spruce. We also investigated the associations between insect species and polypore fungi growing in the wood. All wood units were created at the same occasion on a clear cut in SW Sweden. The dominating species of bark beetles and longhorn beetles were surveyed in the first year after the cutting. Four years later, the fauna was sampled again by sifting bark samples and all species found were determined. In total we recorded six species early in the succession and 43 four years later. Two species were red-listed. Three out of five statistically tested early successional species had significant associations with some of the wood types, while the corresponding figures later in the succession were six of 15. Three of the 15 species in the late succession were also significantly associated with the presence of fruiting bodies of the polypore fungus *Fomitopsis pinicola*. We concluded that retaining felled wood in addition to high stumps may provide an important means of diversifying the dead wood substrates, which may in turn increase the number of saproxylic species on a site.

Recruitment of saproxylic beetles in high stumps created for maintaining biodiversity in a boreal forest landscape

Leif Martin Schroeder, Thomas Ranius, Barbara Ekbohm, Stig Larsson

Canadian Journal of Forest Research, 2006, 36(9): 2168-2178, 10.1139/x06-119

The active creation of coarse woody debris (CWD) has been suggested as a measure to preserve and restore biodiversity in managed forests. A common practice in Sweden is to create high stumps at final cutting. We evaluated the importance of high stumps for saproxylic (wood-dependent) beetles in a boreal forest landscape in central Sweden. The number of high stumps created on clearcuts was recorded and the beetle fauna under the bark of high stumps of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) was sampled. High stumps yielded only 0.13% of CWD volume and bark area in the landscape. Out of the 29 beetle species most frequently found in the landscape, high stumps were the major source of recruitment at the landscape level for only one, *Hadreule elongatula* (Gyllenhal). For the remaining 28 beetle species, less than 1% of the landscape's population occurred in high stumps on clearcuts. The abundance of *H. elongatula* increased with the area of the surrounding forest land that was covered by clearcuts within a radius of 1000 m. This is the first example of a saproxylic species associated with clearcuts, in contemporary forest landscapes, for which such an occurrence pattern has been documented.

SPRUCE BEETLE (COLEOPTERA: SCOLYTIDAE) SURVIVAL IN STUMPS AND WINDFALL

L. Safranyik^{a1} and D.A. Linton^{a1}

The Canadian Entomologist / Volume 131 / Issue 01 / February 1999, pp 107-113

DOI: <http://dx.doi.org/10.4039/Ent13111-1>

Survival of the spruce beetle, *Dendroctonus rufipennis* Kirby, from egg to adult, proportion of 1- and 2-year-cycle adults, and egg and egg gallery production per attack were investigated over five generations in stumps and windfall in central British Columbia. Densities of attacks, egg gallery lengths, and brood in various stages of development were obtained by repeated sampling throughout the life cycle. Spruce beetle populations remained at suboutbreak levels throughout the duration of the study. There were generally no differences by area, host type, or infestation year in any of the measured variables. The mean numbers (\pm SD) of eggs per attack and eggs per centimetre of egg gallery were 80.8 (54.3) and 5.4 (4.6), respectively. Brood survival from egg to adult averaged 6.8%. The lowest and highest survival from egg to adult occurred in the same years as when the lowest and highest

percentage of 1-year-cycle adults were produced, respectively. On average, 51.8% of the beetles in stumps and 19.1% of beetles in windfall developed on a 1-year cycle.

Influence of butt rot on beetle diversity in artificially created high-stumps of Norway spruce

Markus Abrahamsson, Matts Lindbladh, Jonas Rönnberg

Forest Ecology and Management: Volume 255, Issues 8–9, 15 May 2008, Pages 3396–3403

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.010>

The making of high-stumps to benefit wood living organisms is a common practice in Scandinavian forestry. To minimise the cost of this action trees of low quality, e.g. rotten trees, are chosen if possible. In this study we investigated if the wood decay fungi *Heterobasidion* spp. affects saproxylic beetles assemblages in Norway spruce (*Picea abies*) high-stumps. In total we caught 43 species of saproxylic beetles (Coleoptera) of which one was red-listed. Associations with the fungi were tested on 13 beetle species and three of them showed negative associations with the occurrence of *Heterobasidion*, while none of the tested species showed a positive association with *Heterobasidion*. Species richness did not differ between infected (30) and non-infected (33) stumps, but the beetle assemblages differed to some extent. Two additional bracket fungi species were found on some of the high-stumps, *Fomitopsis pinicola* and *Trichaptum* spp. Both these fungi had beetle species significantly associated with them. Interestingly, we found that *F. pinicola* and *Trichaptum* spp. never occurred together in the same stumps. None of them, however, seemed to be affected by presence of *Heterobasidion* spp. In conclusion, *Heterobasidion* spp. infections influence the beetle fauna by disfavouring some beetle species but we did not find any species positively associated with *Heterobasidion* spp. This suggests that increasing the proportion of pre-rotten high-stumps could have a negative effect on beetle diversity on clear-cuts.

Beetle diversity in high-stumps from Norway spruce thinnings

Matts Lindbladh^{a*} & Markus Abrahamsson^a

Scandinavian Journal of Forest Research: Volume 23, Issue 4, 2008, pages 339-347

DOI: 10.1080/02827580802282762

Dead wood is regularly created during cutting operations in Fennoscandia. It has been shown that high-stumps (snags) created at final felling can be important for many saproxylic beetles, including red-listed species. However, the importance of thinning high-stumps has yet not been studied. In this study, one- and three-summer-old Norway spruce high-stumps from first thinnings, third thinnings and final fellings were sampled by bark sieving in southern Sweden. None of the 73 species found was on the red list. The thinning high-stumps did not have lower species number or species density compared with the final felling high-stumps. Tree diameter was not positively correlated with the number of species. An ordination showed that the thinning high-stumps had a different composition compared with the final felling high-stumps. Of 16 species tested for preferences, 11 showed positive or negative association for one or two of the high-stump categories. The beetle *Placusa complanata* was caught in thinning high-stumps only. However, most of the species found in thinning high-stumps in this study are probably also common in final felling high-stumps in southern Sweden. Nevertheless, a general piece of advice based on this and other studies is that as many categories of dead wood as possible are preferable from a biodiversity point of view.

The biology and ecology of the large pine weevil, *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae): a problem of dispersal?

S.R. Leather, K.R. Day and A.N. Salisbury

Bulletin of Entomological Research / Volume 89 / Issue 01 / January 1999, pp 3-16

DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0007485399000024>

The biology and pest status of *Hylobius abietis* Linnaeus in Europe are critically reviewed. New data are presented and the relationships between the weevil and its host plants considered. In Europe, *H. abietis* is the major pest of establishment forestry causing millions of ECUs of damage annually and perpetuating the addition of insecticide residues to sensitive habitats. Predator and parasitoid complexes in Britain and Europe are compared and contrasted. The lack of knowledge of the processes involved in adult dispersal and longevity are highlighted as major areas of concern. The biology and behaviour of the adult and larval stages are reviewed and new data presented. The feeding preferences of the adult weevils are

considered and the possibility of using deterrents as a pest management strategy discussed. The development of risk assessment and forecasting tools aimed at more effective deployment of pest-management options are discussed. Risk criteria have their origins in important ecological relationships which require new understanding, but the prospects for determining high-risk forest sites are promising. The options for biological control are evaluated, in particular the use of mycopesticides and increased larval predation. It is concluded that much more research into the biology and ecology of *H. abietis* is required before a successful Integrated Pest Management (IPM) programme can be initiated.

Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland

Petri Martikainen^a, Juha Siitonen^b, Pekka Punttila^c, Lauri Kaila^d, Josef Rauh^b

Biological Conservation: Volume 94, Issue 2, July 2000, Pages 199–209

[http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00175-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00175-5)

The beetle (Coleoptera) fauna of old-growth spruce (*Picea abies*) forest was compared with that from managed mature and overmature forests in southern Finland. Samples were collected from 9–11 sample plots in each case using 10 window-flight traps in each stand. These yielded a total of 43,289 beetles and 553 species of which 232 were associated with dead wood. The species richness of these saproxylic species was significantly higher in old-growth forests than in managed forests, and had very significant positive correlations with most dead-wood variables. Seventy eight percent of the saproxylic species were more abundant in old-growth than in mature managed forests, and their assemblages in managed and old-growth forests were distinctive with almost no overlap. On the other hand, species richness and assemblages of non-saproxylic species did not differ between the managed and old-growth forests. Obviously these species do not require as much attention as saproxylic species when conservation measures are planned in managed forests. An increase in the general level of decaying wood would improve the situation of many declining saproxylic species. Although the species richness of Coleoptera as a whole was higher in overmature than in mature managed stands, the value of long-rotation stands in preserving species assemblages typical of old-growth forests may be limited.

Decomposition of stumps in a chronosequence after clear-felling vs. clear-felling with prescribed burning in a southern boreal forest in Finland

Ekaterina Shorohova^a, Ekaterina Kapitsa^a, Ilkka Vanha-Majamaa^b

Forest Ecology and Management: Volume 255, Issue 10, 30 May 2008, Pages 3606–3612

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.042>

The wood bulk density, bark mass and decomposition rate constants of cut stumps of the main European boreal tree species were assessed along a 40-year chronosequence of clear-felled sites with and without prescribed burning. Using the single exponential model, the annual decomposition rate constants k of above-ground stumps were calculated as 0.048, 0.052 and 0.068 year⁻¹ for Scots pine (*Pinus sylvestris*), Norway spruce (*Picea abies*) and birch (*Betula* sp.), respectively. Bark decomposed faster than wood and bark fragmentation increased the rate of decomposition. There was a significant negative effect of burning on decomposition rate for pine wood, and for pine and spruce bark but not for spruce and birch wood or for birch bark. The decomposition of bark of all species was slower with larger diameter stumps but only slightly slower in the case of birch wood. Our results suggest (i) using different decomposition rate constants for wood and bark, (ii) taking into account fragmentation as it greatly increases the volume loss, and (iii) adjusting of k in carbon dynamics studies on burned sites. Such refinements to estimates of coarse woody debris decomposition constants could aid in identification of ecosystems and management scenarios necessary to maximize carbon storage and conserve biodiversity. Prescribed burning for restoration purposes decreases decomposition rates and consequently ensures longer persistence of stumps for maintaining biodiversity in intensively managed forests.

Cambio-xylofauna abundance and species diversity of cutting residues in Scots pine and Norway spruce clear-cuts in Lithuania

A. Gedminas, J. Lynikienė, R. Zeniauskas

Biomass and Bioenergy: Volume 31, Issue 10, October 2007, Pages 733–738

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.06.010>

The research was conducted at Dubrava Training Experimental Forest Enterprise, Kaunas District, Lithuania, in 2004. The aim was to estimate the abundance, species composition and diversity of cambio-xylofauna hibernating in oak, Norway spruce and Scots

pine cutting residues (branches) left in spruce and pine clear-cuts. The research plots with replicates were arranged in the clear-cuts from September 2003. More than 1000 arthropods were identified in oak, spruce and pine cutting residues. The class of *Insecta* was represented by the orders *Diptera* (51%), *Psocoptera* (24%), *Coleoptera* (22%) and *Hymenoptera* (2%). According to the Shannon diversity index, species diversity of cambio-xylofauna hibernating in thin spruce branches ($H=2.19$) was significantly ($p=0.001$) higher than in spruce branches of medium diameter ($H=1.36$). The difference between species diversity in thin and thick spruce branches was unreliable ($p=0.2$). In oak cutting residues (branches), 7 rare (*Bitoma crenata* Fabr., *Dissoleucas niveirostris*, Fabr., *Leiopus nebulosus* L., *Pyrochroa coccinea* L., *Saperda scalaris* L., *Sulcaxis affinis* Gyll., *Trachodes hispidus* L.) and 3 very rare (*Cis hispidus* Gyll., *Mordella aculeata*, L., *Orthocis alni* Gyll.) insect species, as well as 1 species new in Lithuania (*Phymatodes alni* L.), were identified.

Bark of dead infested spruce trees as an overwintering site of insect predators associated with bark and wood boring beetles

Hilszczanski J.

Forest Research Papers: 2008, vol: , number: 1, pages: 15-19

Insect predators are important enemies of beetles regarded as pest, especially during period of low densities of host population. Overwintering predatory insects (Coleoptera, Raphidioptera) were collected in fotoeclector traps from the bark that was taken of in winter under snow level from the base of standing spruce trees killed by *Ips typographus* (L.) and *Tetropium fuscum* (F.). Insect predators were present in bark of all trees. On trees killed by *I. typographus* predators were more abundant than on trees with *T. fuscum*. Diversity and assemblage of species was similar although the lack of *Raphidia* sp. on trees with *I. typographus* and domination of *Crypturgus* sp. and *Corticus* sp. on those trees was observed. Removing of trees killed by bark and wood boring beetles and debarking of stumps during autumn and winter could have negative effect on insect predators overwintering in bark under snow level. Those measures have no distinct effect on suppression of pest when their population is not abundant.

Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences

Lena Gustafsson^{a*}, Jari Kouki^b & Anne Sverdrup-Thygeson^c

Scandinavian Journal of Forest Research: Volume 25, Issue 4, 2010; pages 295-308

DOI: 10.1080/02827581.2010.497495

Since the mid-1990s, it has been common practice to leave trees for biodiversity purposes when clear-cutting in Finland, Norway and Sweden, and regulations for such tree retention are today included in national legislation and certification standards. Peer-reviewed research publications on tree retention from studies performed in the three countries were analyzed and about 50 relevant biodiversity studies were found, with the first published in 1994. Most studies were directed towards beetles and dead wood, especially high stumps. General conclusions were that retention trees (1) provide some of the substrate types required by early-successional species, (2) alleviate the most serious consequences of clear-cutting on biota, and (3) cannot maintain characteristics of intact mature forests. Larger volumes and more trees tend to maintain diversity better. There is a particular lack of studies on dispersal, landscape effects and long-term dynamics. There is a need to study further the relationship between the biota and the amount of trees, as well as their spatial arrangement. Retention trees should preferably be evaluated in relation to other components in multiscaled conservation, including woodland key habitats and larger protected areas.

Saproxylic beetles in high stumps and residual downed wood on clear-cuts and in forest edges

Knut Olav Fosset & Anne Sverdrup-Thygeson

Scandinavian Journal of Forest Research: Volume 24, Issue 5, 2009

DOI:10.1080/02827580903143871

This study evaluates how the placement and the different possible outcomes of a spruce retention tree affected species richness and assemblages of spruce-associated

saproxylic beetles. In a field experiment in the boreal zone of central Norway, high stumps were created and compared with residual wood pieces (i.e. top boles with branches), in clear-cuts versus in forest edges. Flight interception traps were mounted close to the substrate. The results were analysed using rarefaction techniques, ordination (DCA) and anova. It was found that the placement of retention trees of spruce does matter: beetle assemblages were significantly different in stumps in the four treatments. For all species pooled, the species richness was higher in stumps in clear-cuts than in stumps or boles in the forest edge. Four red-listed species were more abundant near stumps than boles, and two red-listed species were more abundant in clear-cuts than forest edge. To cater for the variety of habitat preferences among forest beetles in managed forest, managers should leave both standing spruce trees (many of which will end up as windthrown, downed boles) and some high stumps (to secure some upright dead wood), in both exposed clear-cut and semi-shaded forest edge.

The extent of root rot damage in Norway spruce stands established on fertile sites of former agricultural land

R. Mareš

JOURNAL OF FOREST SCIENCE, 56, 2010 (1): 1–6

The aim of this study was to compare the degree of root rot damage in two large complexes of Norway spruce stands established on former agricultural land at fertile sites. The root rot infection was observed on the stump cutting area on both intended and salvage clear fellings. Stands in Kružberk area in the Nížký Jeseník Mts. Established on arable land showed very poor stability and large root rot damage at the age of 40–50 years. In contrast, stands in Lužná area in the Javorníky Mts., founded on former sheep pastures, were markedly much less damaged at the age of 90–110 years and proved to be able to provide quality timber, although they were damaged by the root rot as well.

Root decays as a potential predisposition factor of a bark beetle disaster in the Šumava Mts.

L. JANKOVSKÝ, P. CUDLÍN, I. MORAVEC

JOURNAL OF FOREST SCIENCE, 49, 2003 (3): 125–132

Root decay infection and potential relations to *Ips typographus* L. outbreaks in the Šumava Mts. (Bohemian Forest) were monitored in 3 permanent sample plots. As an originator of root decays honey fungus predominated, in particular cases *Heterobasidion annosum* (FR.) BREF. was also recorded. As for honey fungus species, *Armillaria ostoyae* (ROMAGN.) HERINK predominated, however, *A. cepistipes* VELENOVSKÝ and *A. borealis* MARXMÜLLER et KORHONEN were also determined. Other wood-destroying fungi were also recorded, e.g. *Stereum sanguinolentum* (ALB. & SCHW.: FR.) FR. and *Climacocystis borealis* (FR.) KOTL. Although *Armillaria* foci were localized directly in a forest edge after bark beetle disaster, it is not possible to state definite relationships between *Ips typographus* L. invasion and root system infection by *Armillaria*. The found out rate of infection is, with respect to an altitude over 1,100 m, extremely high not corresponding to existing knowledge on the behaviour of *Armillaria* in the region of Central Europe. The extent of Norway spruce infection by *Armillaria ostoyae* (ROMAGN.) HERINK can give evidence of the chronic stress load of spruce trees in the area.

Early-arriving saproxylic beetles developing in Scots pine stumps: effects of felling type and date

J. Foit

JOURNAL OF FOREST SCIENCE, 58, 2012 (11): 503–512

A total of 320 Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) low stumps were analysed within two stands (one stand was thinned, and the other stand was subjected to clear-cut final felling) in the Dražanská Highlands in the Czech Republic. Each stand was divided into four parts, and the felling of each part was performed on different dates during 2006 (February, May, August and November). The fauna of early-arriving saproxylic beetles inhabiting the stumps was

investigated by peeling the bark in two vegetation periods after the felling. A total of 17 species of beetles were found. The felling type and date affected the species composition of the recorded assemblages, with the felling date being considerably more important than the type. The species richness and diversity did not differ significantly between the felling types, but significant differences were found among the felling dates. Several associations of particular species with certain felling types or dates were also found.

Female reproductive strategy in the longhorned beetle *Corymbia rubra* (Coleoptera, Cerambycidae)

Aleksandra Walczyńska

Walczyńska, A. 2008. Female reproductive strategy in the longhorned beetle *Corymbia rubra* (Coleoptera, Cerambycidae). *Norw. J. Entomol.* 55, 25-30.

This study investigated the reproductive strategy of females of the xylem-feeding longhorned beetle *Corymbia rubra* (Coleoptera: Cerambycidae). It documents the number of eggs, average body mass of newly hatched larvae, clutch mass and coefficient of variation of body mass of larvae. Moreover, it reports the length of the laying eggs period as well as a day during the reproductive season when female started laying eggs. *C. rubra* females were found to lay many eggs, compared to other cerambycid beetles. The body size of newly hatched larvae depends on female size, while fecundity and clutch mass do not but, on the contrary, negatively correlate with time progress in season. The study shows that reproductive strategy of a cerambycid female could be explained in terms of the optimality models for multiseasonal species.

Saproxyllic beetles in artificially created high stumps of spruce and birch three years after cutting

Meelis Seedre

M.Sc. Final Thesis no. 64, Southern Swedish Forest Research Center

According to the FSC and PEFC certification standards in Sweden, high stumps should be created during thinning and regeneration felling to reduce the negative effect of intensive forest management on biodiversity, especially for the ca. 1000 species of wood dependent (saproxylic) beetles.

To study the importance of high stumps for saproxylic beetles the fauna of 120 three-year old mechanically created high stumps of Norway spruce and Silver birch were sampled in the provinces of Halland, Kronoberg and Kalmar in Southern Sweden. Using bark peeling and sieving, 4179 individuals of saproxylic beetles were found, belonging to 66 species. Nine of the species were on the Swedish red-list. Of all caught beetle species the most common were *Crypturgus pusillus*, *Phloeocharis subtilissima* and *Crypturgus hispidulus*. The number of species was significantly different between spruce and birch high stumps, on average spruce stumps hosted 4.6 saproxylic species and birch stumps 5.5. Also the beetle assemblage on spruce and birch were different, implying that high stumps of both deciduous and coniferous species should be left, if possible. Other ecological variables like presumed diversity 'rich-poor' landscapes, geographical location and stump diameter (within the range of 20-58 cm and 21-40 cm for spruce and birch stumps, respectively) did not affect the species richness on stumps.

Nevertheless, the 66 found species show the biological value of making high stumps. Furthermore, the occurrence of nine red-listed species indicates that high stumps are not only important for trivial species but contribute also to protection of threatened beetles. I conclude that mechanically created high stumps are important and valuable habitat supplement for saproxylic fauna.

Insect assemblages in Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] stumps in the Eastern Sudetes

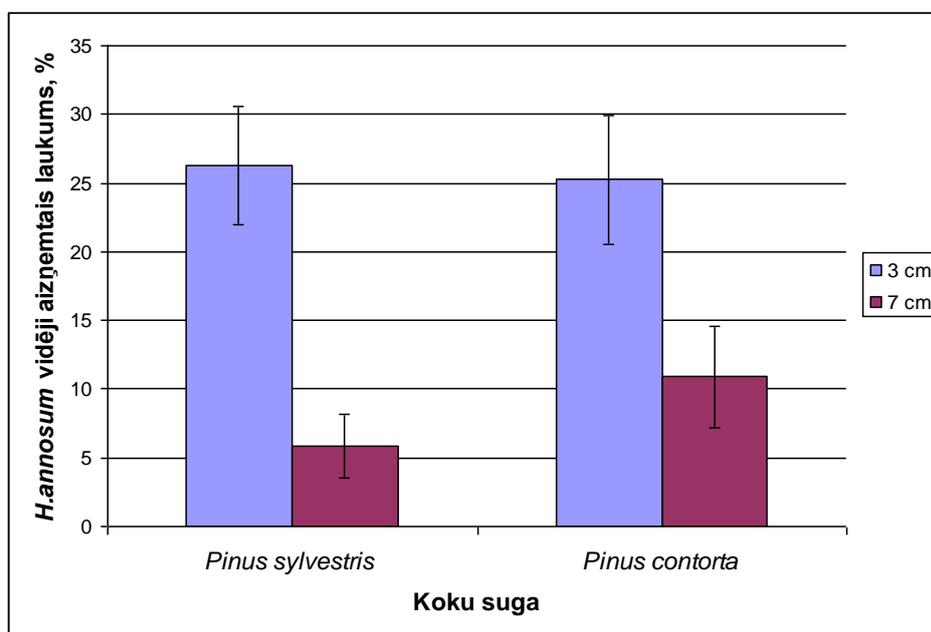
Iwona Skrzecz, Maria Bulka

Folia Forestalia Polonica, series A, 2010, Vol. 52 (2), 98–107

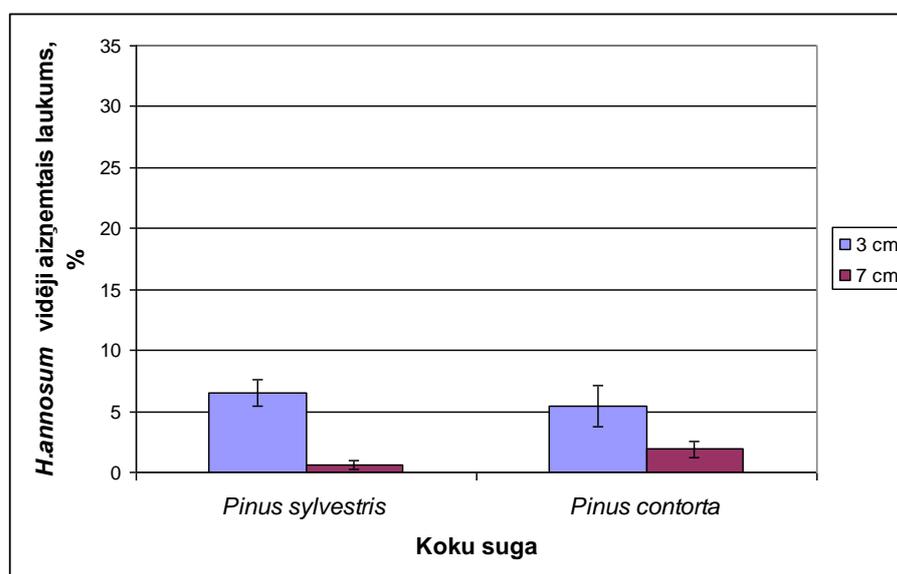
The aim of the study was to determine the species composition of insect assemblages colonising stumps of *Picea abies* (L.) Karst. in mountain conditions. Investigations were carried out in the Eastern Sudetes (south –western Poland) in forest stands situated at 600–700 m above sea level. The observations were conducted on stumps left behind after felling 70–90 years old Norway spruces. The analysed stumps were colonised by insects from 21 families of 3 orders: Coleoptera (approximately 95%), Diptera (5%) and Raphidioptera (0.2%). There were 12 Coleoptera families determined with the dominance of Cerambycidae (almost 55%) and Curculionidae (37%) including Scolytinae (about 5%). Diptera were represented by 8 families, of which most abundant was the family Rhagionidae (almost 2%) followed by Muscidae (1.4%) and Syrphidae (1.2%). The order Raphidioptera was represented by 1 family: Raphididae (0.2%). The spruce stumps were mainly colonised by cambio-xylophagous species which added up to 73% of all collected specimens. The European spruce longhorn beetle *Tetropium castaneum* (L.) was most numerous (15.98 ± 14.99 specimens/stump) of all observed insects as well as it showed the highest permanence of occurrence (97% stumps). Second group with regard to abundance was the genus *Hylobius* (12.08 ± 20.38 specimen/stump) found in 62% of the observed stumps.

1.3. pielikums.

Dati par *H.annosum* s.l. micēlija attīstību no bazīdijsporām *P. sylvestris* un *P. contorta* koksnē (dati no 2011. gada starpatskaites).



H. annosum S grupas bazīdijsporu infekcija.



H. annosum P grupas bazīdijsporu infekcija.

1.4. pielikums.

Sēņu sugu daudzveidība uz trupējušām egles koksnes atliekām.

Nr.p.k.	Sēņu suga	Dm		Kp		Ar mizas bojājumiem		Bez mizas bojājumiem		Celmi	
		Atliekas, skaits	Atliekas, %	Atliekas, skaits	Atliekas, %	Atliekas, skaits	Atliekas, %	Atliekas, skaits	Atliekas, %	Atliekas, skaits	Atliekas, %
1	<i>Amylocorticium sp.</i>	5	13.16								
2	<i>Amylostereum sp.</i>			1	2.44					1	2.50
3	<i>Armillaria</i>			1	2.44					9	22.50
4	<i>Ascocoryne cylichnium</i>	1	2.63	8	19.51			4	20	1	2.50
5	balta klajeniska*									1	2.50
6	balts, adatains micēlijs*			1	2.44						
7	balts micēlijs*	1	2.63								
8	<i>Bisporella citrina</i>	1	2.63	1	2.44	1	6.25				
9	<i>Cylindrobasidium evolvens</i>	10	26.32			1	6.25	1	5		
10	<i>Comatricha sp.</i>	1	2.63	1	2.44						
11	<i>Coniophora arida</i>	1	2.63								
12	<i>Coprinellus disseminatus</i>									1	2.50
13	<i>Coprinus disseminatus</i>									1	2.50
14	dzeltenas asku sense*	2	5.26								
15	dzeltenas miksomicētas*	1	2.63								
16	<i>Exidia sp.</i>					1	6.25				
17	<i>Fomitopsis pinicola</i>	3	7.89	2	4.88			1	5		
18	<i>Gymnopillus penetrans</i>	1	2.63					2	10		
19	iedzeltenais micēlijs*	3	7.89	1	2.44			1	5		
20	<i>Irpex lacteus</i>			2	4.88						
21	<i>Kuehneromyces mutabilis</i>									2	5.00
22	<i>Lenzytes betulina</i>	1	2.63								
23	<i>Leocarpus sp.</i>	29	76.32	21	51.22	5	31.25	10	50	3	7.50
24	<i>Lycogala sp.</i>									1	2.50

Nr.p.k.	Sēņu suga	Dm		Kp		Ar mizas bojājumiem		Bez mizas bojājumiem		Celmi	
		Atliekas, skaits	Atliekas, %	Atliekas, skaits	Atliekas, %	Atliekas, skaits	Atliekas, %	Atliekas, skaits	Atliekas, %	Atliekas, skaits	Atliekas, %
25	<i>Mycena acicula</i>			1	2.44						
26	<i>Mycena epipterygia</i>									3	7.50
27	<i>Mycena sp.</i>			4	9.76			3	15	12	30.00
28	pelēkbalts micēlijs*	3	7.89	3	7.32	4	25	5	25		
29	pelēka klajeniska sēne*	1	2.63								
30	<i>Phanerochaete sanguinea</i>			2	4.88			2	10		
31	<i>Phanerochaete sordida</i>	7	18.42								
32	<i>Physarum sp.</i>	7	18.42	2	4.88	2	12.5				
33	<i>Phlebiopsis gigantea</i>	28	73.68	6	14.63	1	6.25	1	5	3	7.50
34	<i>Polycephalomyces tomentosus</i>			2	4.88			1	5		
35	<i>Psathyrella</i>									1	2.50
36	<i>Armillaria sp. rizomorfās</i>	5	13.16	38	92.68	15	93.75	19	95	21	52.50
37	<i>Schizophillum commune</i>	1	2.63								
38	<i>Scutellina scutellata</i>									2	5.00
39	<i>Tyromyces stipticus</i>	3	7.89					1	5		
40	<i>Tremella encephala</i>	1	2.63								
41	<i>Trichaptum abietinum</i>	9	23.68	1	2.44			1	5		
42	<i>Trichia sp.</i>			4	9.76	1	6.25	2	10		
43	<i>Trichoderma sp.</i>	2	5.26								
44	zaļās asku sēne*					2	12.5	1	5		

* Sēnes identificētas kā atšķirīgas sugas, balstoties uz morfoloģiskajām īpašībām, bet nav bijis iespējams noteikt līdz ģints vai sugas līmenim.

1.5. pielikums.

Bioloģiskā augu aizsardzības līdzekļa „Rotstop” sastāvā esošās sēnes *P. gigantea* noteikšana analizētajos paraugos 2010. gadā.

Paraugu ievākšanas vietas nr.	Koku suga	Koka nr.	Izolētie <i>P.gigantea</i> paraugi	"Rotstop" genotips	Cits <i>P.gigantea</i> genotips (dabiskā infekcija)		
1.	Egle	1.	1.1.	+			
		2.	2.1.	+			
			2.2.		+		
		3.	3.1.	+			
		4.	4.1.		+		
		5.	5.1.	+			
			5.2.		+		
		2.	Egle	1.	1.1.	+	
			Priede	2.	2.1.	+	
				3.	3.1.	+	
3.2.	+						
3.3.					+		
3.4.					+		
4.	4.1.				+		
5.	5.1.			+			
	5.2.			+			
3.	Egle			1.	1.1.	+	
				2.	2.1.	+	
			2.2.			+	
		3.	3.1.	+			
			3.2.		+		
		4.	4.1.	+			
			4.2.		+		
		Priede	1.	1.1.	+		
	1.2.				+		
	2.		2.1.	+			
			2.2.	+			
			2.3.		+		
	3.		3.1.	+			
			3.2.	+			
			3.3.		+		
	4.		4.1.	+			
			4.2.	+			
	5.		5.1.		+		
			5.2.		+		
			5.3.		+		

1.5. pielikuma turpinājums.

4.	Egle	1.	1.1.	+	
			1.2.		+
		2.	2.1.	+	
			2.2.		+
		3.	3.1.	+	
			3.2.	+	
5.	Egle	1.	1.1.	+	
			1.2.	+	
			1.3.	+	
		2.	2.1.	+	
			2.2.		+
		3.	3.1.	+	
3.2.			+		
6.	Egle	1.	1.1.		+
		2.	2.1.	+	
		3.	3.1.	+	
	Priede	1.	1.1.	+	
			1.2.		+
			1.3.		+
		2.	2.1.	+	
			2.2.		+
			2.3.		+
		3.	3.1.	+	
			3.2.	+	
			3.3.		+
		4.	4.1.		+
		5.	5.1.	+	
			5.2.	+	
5.3.	+				

1.6. pielikums.

Bioloģiskā augu aizsardzības līdzekļa „Rotstop” sastāvā esošās sēnes *P. gigantea* noteikšana analizētajos paraugos 2012. gadā.

Paraugu ievākšanas vietas nr.	Koku suga	Koka nr.	Izolētie <i>P.gigantea</i> paraugi	"Rotstop" genotips	Cits <i>P.gigantea</i> genotips (dabiskā infekcija)
1.	Egle	1.	1.1.		+
			1.2.		+
		2.	1.1.	+	
		3.	-	-	-
		4.	-	-	-
		5.	1.1.		+
			1.2.		+
			1.3.		+
		6.	1.1.		+
		7.	1.1.		+
			1.2.	+	
8.	1.1.		+		
9.	-	-	-		
10.	1.1.	+			
2.	Priede	1.	-	-	-
		2.	1.1.		+
		3.	-	-	-
		4.	-	-	-
	Egle	1.	-	-	-
		2.	-	-	-
		3.	1.1.		+
		4.	-	-	-
		5.	-	-	-
		6.	1.1.		+
3.	Egle	1.	-	-	-
		2.	1.1.		+
			1.2.		+
		3.	-	-	-
		4.	1.1.	+	
		5.	-	-	-
		6.	-	-	-
		7.	1.1.		+
		8.	-	-	-
		9.	-	-	-
10.	-	-	-		

1.6. pielikuma turpinājums.

4.	Egle	1.	-	-	-
		2.	-	-	-
		3.	1.1.		+
			1.2.		+
			1.3.		+
		4.	1.1.		+
			1.2.		+
			1.3.		+
		5.	1.1.		+
			1.2.		+
6.	1.1.	+			
	1.2.		+		
	1.3.		+		
7.	1.1.		+		
	1.2.		+		
8.		-	-		
9.	1.1.		+		
	1.2.		+		
10.		-	-		
5.	Egle	1.	-	-	-
		2.	-	-	-
		3.	1.1.		+
		3.	1.2.		+
		4.	-	-	-
		5.	1.1.		+
		6.	1.1.		+
		7.	1.1.		+
		8.	1.1.		+
		8.	1.2.		+
		9.	-	-	-
		10.	1.1.		+
		11.	-	-	-
		12.	-	-	-
		13.	-	-	-
14.	1.1.		+		
14.	1.2.		+		
14.	1.3.		+		
15.		-	-		

1.6. pielikuma turpinājums.

6.	Egle	1.	-	-	-
		2.	1.1.		+
		3.	-	-	-
		4.	-	-	-
		5.	-	-	-
		6.	-	-	-
		7.	-	-	-
		8.	-	-	-
		9.	-	-	-
		10.	-	-	-
	Priede	1.	-	-	-
		2.	-	-	-
		3.	1.1.		+
		3.	1.2.		+
		4.	-	-	-
		5.	1.1.		+
		6.	-	-	-
		7.	1.1.		+
		8.	-	-	-
		9.	1.1.		+
		9.	1.2.		+
		10.	1.1.		+
10.	1.2.		+		
10.	1.3.		+		