



Par projekta

“Mežsaimniecības pielāgošana klimata izmaiņām”

darba uzdevumu izpildi

Projekta vadītājs:



/Ā. Jansons/

Salaspils, 2015

KOPSAVILKUMS

Pārskata periodā, izmantojot Latvijas kokaudžu datus un Vācijā izstrādātu klimata-koku augšanas saiknes modeli, konstatēts, ka prognozēto klimata izmaiņu ietekme uz koku augšanu būs pozitīva, paredzot lielāko papildus krāju priedei (ciršanas vecumā par 30% Latvijas austrumu un par 19% - rietumu daļā), mazāku, tomēr ievērojamu arī eglei (21%) un bērzam (9%). Tomēr šajos aprēķinos netiek ņemts vērā dažādu abiotisko un biotisko faktoru izraisītu bojājumu apjoma pieaugums. Analizējot datus par vienu no abiotiskajiem faktoriem – uguni – konstatēts, ka ugunsbīstamību raksturojošo indeksu vērtības cieši korelē gan ar degmateriāla mitruma izmaiņām, gan ugunsgrēku izcelšanās varbūtību; precīzākais šajā aspektā ir Kanādas uguns laika apstākļu indekss (FWI), tomēr tas cieši korelē ar šobrīd izmantoto ugunsbīstamības rādītāju. Ugunsbīstamības rādītāju prognozēs liecina par ievērojamu dienu ar augstu ugunsbīstamību skaita gadā palielināšanos nākotnē, ko būtiski ņemt vērā stratēģisku meža apsaimniekošanas lēmumu pieņemšanā. Tāpat stratēģisko lēmumu pieņemšanā par audžu atjaunošanu (salīdzinot alternatīvas) vai turpmāko apsaimniekošanu izmantojamās pārskata periodā izstrādātas formulas, ar kurām, zinot audzes atrašanās vietu, valdošo koku sugu, vidējo augstumu, kā arī vidējā augstuma un vidējā caurmēra attiecību, iespējams noteikt tām kritisko vēja ātrumu (t.i. tādu vēja ātrumu, kas izraisa bojājumus audzes vidējam kokam) un tā ikgadējo varbūtību. Formulas izmantojas audzēm uz minerālaugsnēm, kuru vidējais augstums ≥ 14 m.

Veiktā analīze liecina, ka klimata izmaiņu ietekmē palielināsies dendrofāgo kukaiņu savairošanās biežums un to ietekmēto audžu platība. Lai mazinātu mežaudzēm nodarītos bojājumus, rekomendējams skujgrauzēju kaitēkļu savairošanās reģionos plānot putnu būru izlikšanu visbūtiskāk bojātajā priežu audžu kopā, ja tās platība ir lielāka par 25 ha un apkārtējās teritorijās plānot ārpus kārtas putnu būru apsekošanu, jaunu izlikšanu. Zinātniskās literatūras analīze liecina, ka koku sugu mistrojuma var būt pozitīva ietekme, paaugstinot audžu noturību, bet tā nav absolūta: ietekmējošajam faktoram (vējam, dendrofāgu blīvumam u.c.) pārsniedzot noteiktu robežvērtību, mistrojuma iespējamais pozitīvais efekts vairs neizpaužas. Tāpat mistrojuma efekts atkarīgs no sugu specifikas, un, konkrēta mistrojuma ietvaros, noturība pret vienu riska faktoru (piemēram, noteiktu dendrofāgu) var palielināties, tajā pašā laikā pret kādu citu (piemēram, ziemas perioda vētru) – samazināties. Ļoti maz analizēti papildus ieguvumi no mistrojuma audzes līmenī, salīdzinājumā ar lielāku vai mazāku tīraudžu mistrojumu meža masīva līmenī, tādēļ nozīmīgi secinājumu izdarīšanai par mistrojuma lietošanu veikt plašākus empīriskos pētījumus.

Pārskata periodā sagatavots visu klimata izmaiņu pētījumu (2010.-2015. gads) pārskatu kopsavilkums, un tā rezultātu popularizēšanai arī organizēta starptautiska zinātniska konference „Adaptation and mitigation: strategies for management of forest ecosystems” (dalībnieki no 7 valstīm), kā arī publicēti 5 zinātniskie raksti starptautiskos un 1 vietējā zinātniskā izdevumā.

Projekta galvenie izpildītāji: U. Neimane, J. Donis, G. Šņepsts, R. Matisons, O. Krišāns, E. Bādērs, S. Zurkova.

SATURS

1. Ugunsbīstamību raksturojošo indeksu salīdzinājums.....	4
2. Latvijas koku sugu augšanas gaitas izmaiņas prognozēto klimata izmaiņu ietekmē	19
3. Rekomendācijas dendrofāgo kukaiņu savairošanās gadījumiem	25
4. Vēja bojājumu varbūtības raksturojums	26
5. Salcietības izmēģinājums	41
6. Sēkļu materiāla audzēšana kontrolētos apstākļos	42
7. Analizēto klimata ietekmju uz koku sugām apkopojums	43
8. Koku sugu mistrojuma loma meža noturības nodrošināšanā	45
9. Projekta kopsavilkums un rezultātu prezentēšana	75
Izmantotā literatūra.....	76

1. Ugunsbīstamību raksturojošo indeksu salīdzinājums

Analīzē salīdzina šādus ugunsbīstamības rādītājus:

1. FWI (*fire weather index*) – uguns laika apstākļu indekss, kā arī tā apakšindeksi:
 - a. FFMC (*fine fuel moisture code*) – smalko degmateriālu mitruma kods,
 - b. DMC (*duff moisture code*) – nobiru mitruma kods,
 - c. DC (*drought code*) – sausuma kods;
2. NI - Ņesterova indekss;
3. CNI – Modificētais Ņesterova indekss;
4. D – Meža degamības rādītājs.

Ugunsbīstamības rādītāji aprēķināti periodam no 1. marta līdz 31. oktobrim.

Izmantoti 6 meteostaciju dati, par kurām brīvi pieejama ugunsbīstamības aprēķināšanai nepieciešamā informācija.

Ugunsbīstamības rādītāju līdzību nosaka, savstarpēji salīdzinot to svārstību sinhronitāti, kā kritēriju izmantojot korelācijas koeficientu.

Ugunsbīstamības rādītājiem FWI, NI, CNI, D, DMC un DC gan ikgadējās ($n=10$), gan ikmēneša ($n=80$), gan dekāžu ($n=240$) vidējo vērtību svārstības ir līdzīgas, jo starp šiem rādītājiem lineārās korelācijas ir pozitīvas un – lielākajā daļā gadījumu – statistiski būtiskas ($r > r_{krit}$). FFMC ugunsbīstamības rādītāja svārstības salīdzinājumā ar iepriekšminēto ugunsbīstamības rādītāju svārstībām nevar uzskatīt par līdzīgām, jo ikgadējo svārstību korelācijas koeficienti ir nav statistiski būtiski (1.1., 1.2.tab.). Ugunsbīstamības vidējo rādītāju relatīvās minimālās un maksimālās vērtības parādītas 2.tabulā.

Korelācijas koeficienti starp dažādiem ugunsbīstamības rādītājiem (ikgadējās un ikmēneša vidējās vērtības)

Meteostacija	Rādītāji	Ikgadējie							Ikmēneša						
		FFMC	DMC	DC	FWI	NI	CNI	D	FFMC	DMC	DC	FWI	NI	CNI	D
Alūksne	FFMC	1.00							1.00						
	DMC	0.57	1.00						0.65	1.00					
	DC	0.63	0.88	1.00					0.16	0.42	1.00				
	FWI	0.54	0.99	0.85	1.00				0.69	0.96	0.35	1.00			
	NI	0.38	0.96	0.85	0.95	1.00			0.66	0.91	0.32	0.91	1.00		
	CNI	0.68	0.86	0.89	0.87	0.81	1.00		0.61	0.89	0.50	0.87	0.78	1.00	
	D	0.38	0.92	0.76	0.91	0.97	0.76	1.00	0.55	0.93	0.36	0.89	0.92	0.77	1.00
Daugavpils	FFMC	1.00							1.00						
	DMC	0.41	1.00						0.67	1.00					
	DC	-0.11	0.60	1.00					0.12	0.27	1.00				
	FWI	0.37	0.96	0.60	1.00				0.73	0.93	0.22	1.00			
	NI	0.30	0.93	0.67	0.92	1.00			0.62	0.89	0.16	0.88	1.00		
	CNI	0.55	0.90	0.36	0.92	0.83	1.00		0.65	0.81	0.34	0.81	0.65	1.00	
	D	0.14	0.88	0.69	0.86	0.96	0.75	1.00	0.57	0.91	0.18	0.86	0.94	0.68	1.00
Dobeles	FFMC	1.00							1.00						
	DMC	0.34	1.00						0.69	1.00					
	DC	0.12	0.91	1.00					0.39	0.53	1.00				
	FWI	0.44	0.96	0.91	1.00				0.73	0.97	0.52	1.00			
	NI	0.17	0.97	0.88	0.90	1.00			0.68	0.87	0.44	0.90	1.00		
	CNI	0.31	0.97	0.92	0.95	0.95	1.00		0.67	0.92	0.60	0.95	0.86	1.00	
	D	0.16	0.97	0.90	0.90	0.99	0.93	1.00	0.63	0.91	0.44	0.92	0.91	0.90	1.00
Kolka	FFMC	1.00							1.00						
	DMC	0.60	1.00						0.68	1.00					
	DC	0.78	0.80	1.00					0.19	0.38	1.00				
	FWI	0.59	0.99	0.78	1.00				0.75	0.95	0.35	1.00			
	NI	0.62	0.89	0.70	0.91	1.00			0.59	0.89	0.30	0.88	1.00		
	CNI	0.55	0.97	0.75	0.97	0.87	1.00		0.69	0.92	0.49	0.91	0.81	1.00	
	D	0.37	0.91	0.56	0.92	0.88	0.89	1.00	0.56	0.92	0.32	0.88	0.94	0.83	1.00
Liepāja	FFMC	1.00							1.00						
	DMC	0.59	1.00						0.64	1.00					
	DC	0.68	0.89	1.00					0.32	0.47	1.00				
	FWI	0.57	0.99	0.88	1.00				0.73	0.95	0.45	1.00			
	NI	0.39	0.88	0.62	0.90	1.00			0.59	0.88	0.29	0.90	1.00		
	CNI	0.28	0.90	0.69	0.91	0.95	1.00		0.61	0.92	0.51	0.93	0.91	1.00	
	D	0.40	0.95	0.80	0.94	0.91	0.95	1.00	0.55	0.90	0.37	0.88	0.93	0.91	1.00
Skriveri	FFMC	1.00							1.00						
	DMC	0.49	1.00						0.66	1.00					
	DC	0.45	0.91	1.00					0.22	0.41	1.00				
	FWI	0.52	0.99	0.88	1.00				0.71	0.97	0.37	1.00			
	NI	0.46	0.96	0.85	0.98	1.00			0.65	0.91	0.25	0.92	1.00		
	CNI	0.58	0.96	0.86	0.96	0.97	1.00		0.65	0.92	0.47	0.91	0.80	1.00	
	D	0.48	0.91	0.72	0.94	0.93	0.89	1.00	0.59	0.94	0.30	0.91	0.93	0.83	1.00
Kopā	FFMC	1.00							1.00						
	DMC	0.46	1.00						0.69	1.00					
	DC	0.48	0.95	1.00					0.21	0.41	1.00				
	FWI	0.46	1.00	0.95	1.00				0.75	0.96	0.35	1.00			
	NI	0.34	0.97	0.91	0.97	1.00			0.69	0.92	0.26	0.94	1.00		
	D	0.27	0.96	0.89	0.96	0.99	0.93	1.00	0.61	0.94	0.31	0.92	0.96	0.84	1.00

ar sarkanu krāsu atzīmētas statistiski būtiskās vērtības

Korelācijas koeficienti starp dažādiem ugunsbīstamības rādītājiem (dekādes un dienu vidējās vērtības)

Meteo stacija	Rādītāji	Dekādes							Dienas						
		FFMC	DMC	DC	FWI	NI	CNI	D	FFMC	DMC	DC	FWI	NI	CNI	D
Alūksne	FFMC	1							1						
	DMC	0.59	1						0.49	1					
	DC	0.14	0.41	1					0.13	0.41	1				
	FWI	0.66	0.9	0.29	1				0.59	0.82	0.26	1			
	NI	0.59	0.83	0.23	0.87	1			0.50	0.78	0.21	0.79	1		
	CNI	0.58	0.83	0.4	0.84	0.76	1		0.52	0.82	0.37	0.81	0.76	1	
	D	0.49	0.91	0.33	0.80	0.82	0.69	1	0.42	0.90	0.33	0.72	0.77	0.70	1
Daugavpils	FFMC	1							1						
	DMC	0.6	1						0.48	1					
	DC	0.1	0.27	1					0.10	0.28	1				
	FWI	0.7	0.86	0.19	1				0.62	0.79	0.18	1			
	NI	0.57	0.86	0.13	0.83	1			0.47	0.84	0.13	0.76	1		
	CNI	0.61	0.79	0.29	0.79	0.67	1		0.50	0.78	0.27	0.76	0.71	1	
	D	0.52	0.92	0.18	0.80	0.9	0.69	1	0.42	0.91	0.18	0.73	0.87	0.71	1
Dobele	FFMC	1							1						
	DMC	0.58	1						0.46	1					
	DC	0.16	0.37	1					0.14	0.37	1				
	FWI	0.69	0.89	0.29	1				0.61	0.79	0.26	1			
	NI	0.52	0.84	0.22	0.81	1			0.45	0.81	0.21	0.74	1		
	CNI	0.62	0.87	0.39	0.88	0.82	1		0.52	0.84	0.36	0.82	0.81	1	
	D	0.48	0.92	0.3	0.81	0.85	0.8	1	0.39	0.92	0.30	0.71	0.81	0.84	1
Kolka	FFMC	1							1						
	DMC	0.58	1						0.48	1					
	DC	0.28	0.51	1					0.21	0.50	1				
	FWI	0.68	0.93	0.47	1				0.74	0.55	0.18	1			
	NI	0.58	0.83	0.35	0.86	1			0.51	0.80	0.31	0.77	1		
	CNI	0.61	0.9	0.51	0.93	0.86	1		0.53	0.88	0.46	0.86	0.85	1	
	D	0.57	0.88	0.37	0.88	0.91	0.9	1	0.48	0.85	0.33	0.77	0.91	0.89	1
Liepāja	FFMC	1							1						
	DMC	0.54	1						0.45	1					
	DC	0.25	0.46	1					0.20	0.45	1				
	FWI	0.68	0.89	0.39	1				0.61	0.80	0.34	1			
	NI	0.54	0.85	0.24	0.85	1			0.49	0.83	0.23	0.78	1		
	CNI	0.57	0.9	0.43	0.91	0.91	1		0.50	0.88	0.39	0.83	0.90	1	
	D	0.47	0.89	0.33	0.81	0.92	0.89	1	0.42	0.89	0.32	0.74	0.90	0.89	1
Skrīveri	FFMC	1							1						
	DMC	0.59	1						0.49	1					
	DC	0.19	0.41	1					0.17	0.41	1				
	FWI	0.68	0.91	0.33	1				0.60	0.82	0.30	1			
	NI	0.58	0.86	0.21	0.86	1			0.48	0.82	0.20	0.78	1		
	CNI	0.59	0.86	0.4	0.86	0.78	1		0.50	0.84	0.36	0.81	0.80	1	
	D	0.53	0.92	0.28	0.84	0.88	0.79	1	0.44	0.91	0.28	0.75	0.85	0.78	1
Kopā	FFMC	1							1						
	DMC	0.61	1						0.47	1					
	DC	0.18	0.39	1					0.18	0.40	1				
	FWI	0.72	0.9	0.3	1				0.59	0.80	0.30	1			
	NI	0.62	0.87	0.2	0.88	1			0.47	0.82	0.21	0.76	1		
	CNI	0.64	0.89	0.44	0.89	0.82	1		0.50	0.84	0.36	0.80	0.79	1	
	D	0.55	0.94	0.29	0.86	0.92	0.82	1	0.41	0.90	0.28	0.73	0.84	0.76	1

ar sarkanu krāsu atzīmētas statistiski būtiskās vērtības

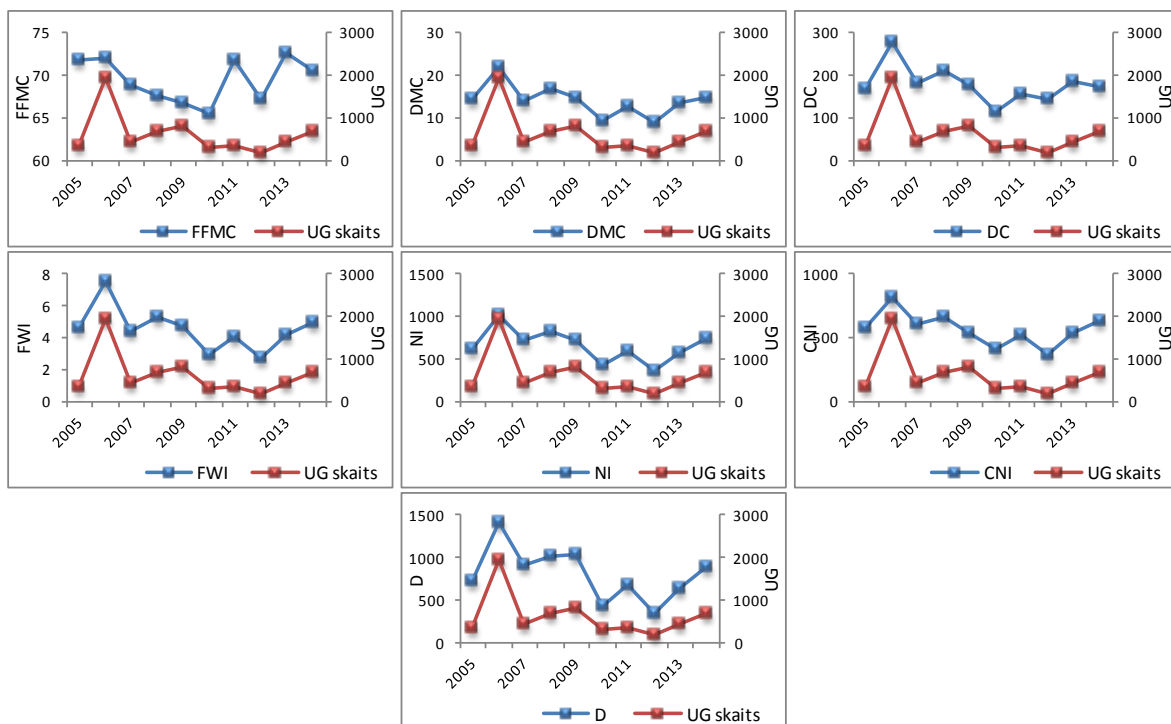
Ugunsbīstamības vidējo rādītāju relatīvās minimālās un maksimālās vērtības

Ugunsbīstamības rādītājs	Ikgadējie, %		Ikmēneša, %		Dekādes, %	
	min	max	min	max	min	max
FFMC	94	105	59	123	49	131
DMC	64	155	3	445	0	476
DC	65	155	1	239	0.1	266
FWI	59	165	3	442	0.8	553
NI	66	143	3	413	0	671
CNI	41	176	1	452	0	679
D	53	154	1	543	0	676

Starp ikgadējām ugunsbīstamības rādītāju DMC, DC, FWI, NI, CNI, D vidējām vērtībām 10 gadu periodam un meža ugunsgrēku skaitu konstatētas ciešas lineāras korelācijas ($r > 0,8$), bet starp konstatēto meža ugunsgrēku skaitu un FFMC ugunsbīstamības rādītāju nav konstatētas lineāras korelatīvas sakarības (3.tab., 1.att.).

Vidējais aritmētiskais gada ugunsbīstamības indekss vai komponente un konstatēto meža ugunsgrēku skaits un korelācija starp šiem rādītājiem

Rādītājs	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	r
FFMC	71.8	72.1	68.8	67.5	66.7	65.4	71.7	67.1	72.7	70.6	0.284
DMC	14.6	21.9	13.8	16.7	15.0	9.5	12.8	9.0	13.4	14.7	0.900
DC	167.5	278.2	181.1	211.3	177.9	116.2	158.5	145.7	186.5	172.0	0.886
FWI	4.6	7.5	4.4	5.3	4.7	3.0	4.0	2.7	4.1	4.9	0.920
NI	618.9	1012.8	720.7	818.1	724.7	420.9	596.3	351.4	569.9	739.6	0.854
CNI	577.7	810.7	600.1	663.7	536.8	410.1	524.7	372.5	538.7	630.8	0.832
D	716.2	1419.2	914.4	1018.3	1035.3	432.4	678.5	333.8	630.2	893.1	0.883
UG skaits	365	1929	425	700	823	317	360	162	422	698	



1. attēls. Vidējais aritmētiskais ugunsbīstamības rādītājs un konstatēto meža ugunsgrēku skaits.

Tātad, jebkura no komplekso rādītāju – FWI, D, NI un CNI vidējām vērtībām ir izmantojama vidējās ugunsbīstamības prognozēšanai ilgtermiņā, pieņemot, ka ugunsgrēku izcelšanos galvenokārt nosaka meteoroloģiskie apstākļi.

Ugunsbīstamības rādītāju klašu salīdzinājums

Ugunsbīstamības rādītāju (FWI, NI, CNI, D) vērtības tiek iedalītas piecās klasēs (4. tab.).

4. tabula.

Ugunsbīstamības rādītāju klases

Ugunsbīstamības rādītājs	1. klase	2. klase	3. klase	4. klase	5. klase
	zema ugunsbīstamība	vidēja ugunsbīstamība	augsta ugunsbīstamība	ļoti augsta ugunsbīstamība	īpaši augsta ugunsbīstamība
FWI	≤ 5	5 < ... ≤ 9	9 < ... ≤ 17	17 < ... ≤ 30	30 <
NI	≤ 300	300 < ... ≤ 1 000	1 000 < ... ≤ 4 000	4 000 < ... ≤ 10 000	10 000 <
CNI	≤ 1 000	1 000 < ... ≤ 2 500	2 500 < ... ≤ 5 000	5 000 < ... ≤ 10 000	10 000 <
D	≤ 300	300 < ... ≤ 1 000	1 000 < ... ≤ 4 000	4 000 < ... ≤ 10 000	10 000 <

FWI un D ugunsbīstamības rādītājiem pēdējo desmit gadu laikā ir visvairāk dienu, kad tie prognozē ļoti augstu vai īpaši augstu ugunsbīstamību (4. un 5. ugunsbīstamības klase). Abiem šiem rādītājiem vidējais aritmētiskais 4. un 5. ugunsbīstamības klases dienu skaits gadā ir līdzīgs - 13,1 (FWI) un 11,4 (D), bet NI un CNI rādītājiem šo klašu dienu skaits ir ievērojami mazāks – 6,5 un 0,8 (5. tab.).

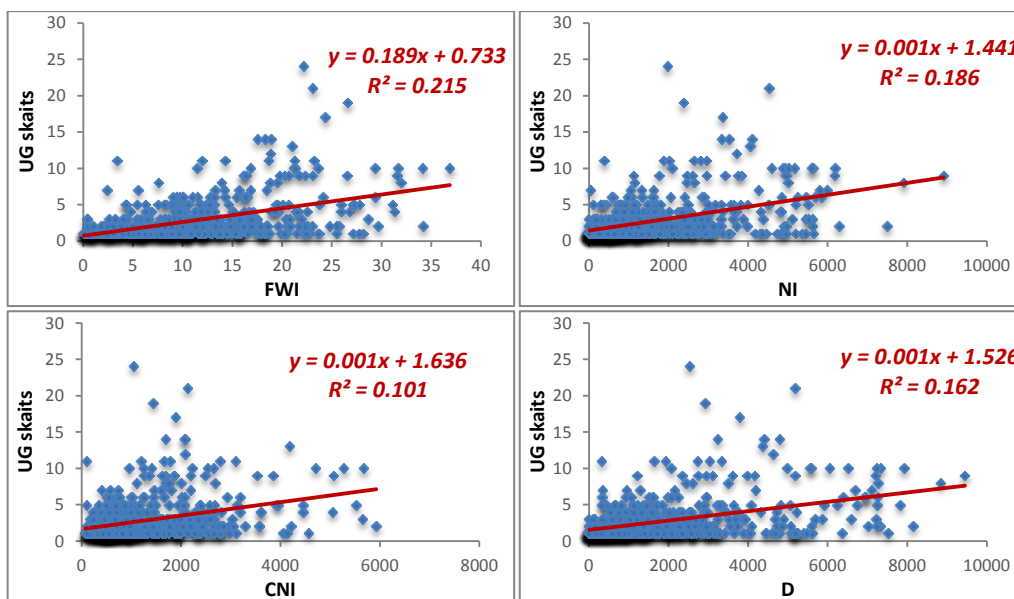
Periodu skaits, kad ir 4. vai 5. ugunsbīstamības klase, vislielākais ir FWI rādītājam (4,4 periodi gadā), bet pārējiem ugunsbīstamības rādītājiem tas ir 0,4-1,3 periodi gadā. Savukārt šāda perioda ilgums vislielākais ir D rādītājam (9,1 diena), bet vismazākais – FWI rādītājam (3,0), tomēr atšķirības nav statistiski būtiskas (95% ticamība).

5. tabula

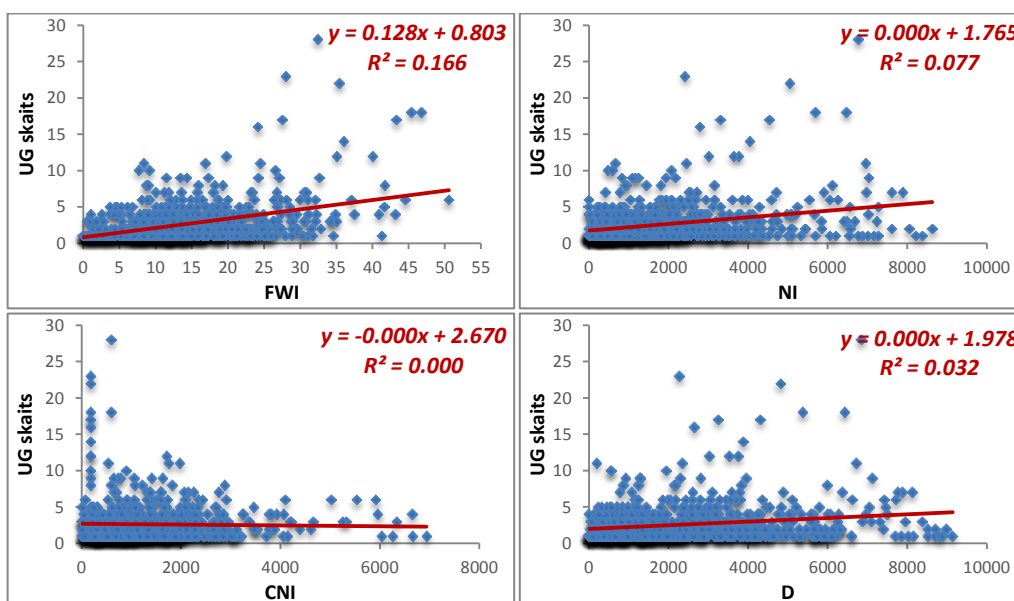
Ļoti augstas vai īpaši augstas ugunsbīstamības dienu skaits, periodu skaits un periodu ilgums dažādiem ugunsbīstamības rādītājiem

Ugunsbīstamības rādītājs	Meteostacija	Dienu skaits		Periodu skaits		Ilgums (dienas)		
		10 gados	1 gadā	10 gados	1 gadā	Aritm.vid.	95% ticamības intervāls	Standartnovirze
FWI	Alūksne	94	9.4	33	3.3	2.8	1.0	2.9
	Daugavpils	198	19.8	63	6.3	3.1	1.0	3.9
	Dobele	224	22.4	75	7.5	3.0	0.9	3.9
	Kolka	21	2.1	12	1.2	1.8	0.7	1.3
	Liepāja	110	11.0	40	4	2.8	0.9	2.8
	Skrīveri	137	13.7	39	3.9	3.5	1.4	4.4
	KOPĀ	130.7	13.1	43.7	4.4	3.0	1.1	3.6
NI	Alūksne	51	5.1	11	1.1	4.6	2.1	3.6
	Daugavpils	112	11.2	14	1.4	8.0	2.8	5.4
	Dobele	81	8.1	12	1.2	6.8	3.3	5.8
	Kolka	1	0.1	1	0.1	1.0		
	Liepāja	52	5.2	8	0.8	6.5	2.8	4.0
	Skrīveri	91	9.1	12	1.2	7.6	2.6	4.6
	KOPĀ	64.7	6.5	9.7	1.0	6.7	3.2	4.8
CNI	Alūksne	3	0.3	3	0.3	2.7	1.7	1.5
	Daugavpils	13	1.3	3	0.3	5.7	1.7	1.5
	Dobele	8	0.8	6	0.6	4.3	3.0	3.7
	Kolka	0	0.0	0	0			
	Liepāja	5	0.5	6	0.6	4.0	1.9	2.4
	Skrīveri	18	1.8	6	0.6	8.3	0.8	1.0
	KOPĀ	7.8	0.8	4.0	0.4	5.2	2.9	3.0
D	Alūksne	119	11.9	13	1.3	9.2	5.2	9.7
	Daugavpils	159	15.9	18	1.8	8.8	3.5	7.5
	Dobele	176	17.6	18	1.8	9.8	5.7	12.4
	Kolka	0	0.0	0	0			
	Liepāja	65	6.5	9	0.9	7.2	2.5	3.8
	Skrīveri	165	16.5	17	1.7	9.7	4.0	8.4
	KOPĀ	114.0	11.4	12.5	1.3	9.1	5.1	9.0

Sakarība starp dienu skaitu ar dažāda līmeņa ugunsbīstamību un ugunsgrēku skaitu Pierīgā un Daugavpils apkaimē 2007.-2014.gados parādīta 2. un 3. attēlā.



2. attēls. Ugunsgrēku skaits dienā atkarībā no ugunsbīstamības rādītāja Pierīgā 2007.-2014.gadu periodā



3.attēls. Ugunsgrēku skaits dienā atkarībā no ugunsbīstamības rādītāja Daugavpils apkārtnē 2007.-2014.gadu periodā.

Ugunsgrēku skaitam dienā gan Pierīgā, gan Daugavpils apkaimē, tajās dienās, kad tie notikuši, visaugstākā korelācija konstatēta ar FWI, savukārt ar pārējiem rādītājiem tā ir zemāka.

Meža ugunsgrēku saistība ar meteoapstākļu ugunsbīstamības rādītāju klasēm un mežaudžu un izcirtumu ugunsbīstamības klasēm

Ministru kabineta 2004.gada 17.februāra noteikumos Nr.82 ir noteikts mežaudžu un izcirtumu iedalījums ugunsbīstamības klasēs (Pielikums MK 10.06.2008. noteikumu Nr.422 redakcijā) (6.tab.).

6.tabula

Mežaudžu un izcirtumu iedalījums ugunsbīstamības klasēs

Nr. p.k.	Ugunsbīstamības klase	Mežaudzes vai izcirtuma apraksts
1.	I klase – ugunsbīstamība paaugstināta	Par 40 gadiem jaunākas skuju koku audzes visos meža augšanas apstākļu tipos un lauksaimniecības zemēs ieaudzētie skuju koku plantāciju meži. Lauksaimniecības zemēs ieaudzētie lapu koku plantāciju meži, kas jaunāki par 10 gadiem. Mežaudzes un izcirtumi silā un grīnī
2.	II klase – ugunsbīstamība augsta	Mežaudzes un izcirtumi lānā, mētrājā, viršu ārenī un viršu kūdrenī
3.	III klase – ugunsbīstamība vidēja	Mežaudzes un izcirtumi damaksnī, šaurlapju ārenī, mētru ārenī, šaurlapju kūdrenī un mētru kūdrenī
4.	IV klase – ugunsbīstamība zema	Mežaudzes un izcirtumi vērī, gāršā, slapjā mētrājā, slapjā damaksnī, slapjā vērī, slapjā gāršā, platlapju kūdrenī un platlapju ārenī
5.	V klase – ugunsbīstamība ļoti zema	Mežaudzes un izcirtumi purvājā, niedrājā, dumbrajā un lieknā

Meža ugunsgrēku un meteoapstākļu sakarības analizētas 2007.-2014.g. Pierīgā (30 km rādiusā no Rīgas centra)

Pierīgā (30 km rādiusā no Rīgas centra) 10% ir paaugstinātas ugunsbīstamības mežu, un tajos izceļas 25,9% no Pierīgā konstatētajiem meža ugunsgrēkiem (7.tab.). Līdzīga ugunsgrēku varbūtība ir arī mežos ar augstu ugunsbīstamību – šādu mežu platība ir 22,2% un tajos izceļas 45,9% meža ugunsgrēku. Tātad platībās ar paaugstinātu un augstu ugunsbīstamību ugunsgrēki izceļas 2,1-2,6 reizes biežāk nekā vidēji. Savukārt vidējas un zemākas ugunsbīstamības klasēm atbilstošos mežos ugunsgrēki izceļas 2-10 reizes retāk nekā vidēji (t.i., ja ugunsgrēku izcelšanās būtu pilnīgi nejauša).

Atbilstoši FWI klasei (7.tab.) 59,2% dienu ugunsbīstamajā periodā (laika periodā no dienas, kad pavasarī diennakts temperatūra pusdienas laikā pārsniedz 10°C līdz 30.oktobrim), vērtējamas kā dienas ar zemu risku, savukārt 0,6% – ar ekstrēmu risku. Šajos periodos attiecīgi izcēlušies 10,5% un 4,3% no ugunsgrēkiem, kas nozīmē, ka ugunsgrēka izcelšanās varbūtība zema ugunsgrēka riska gadījumā ir 5,5 reizes mazāka, bet ekstrēma riska gadījumā

– 6,95 reizes lielāka nekā pieņemot, ka ugunsgrēka izcelšanas varbūtība ugunsbīstamajā sezonā ir neatkarīga no meteoapstākļiem.

Līdzīgas tendences uzrāda arī Nesterova indekss un praksē izmantotais D indekss, taču FWI precīzāk atspoguļo ugunsbīstamību. Modificētā Nesterova indeksa klašu gadījumā 36% ugunsgrēku notiek zemas ugunsbīstamības apstākļos, kas norāda, ka izvēlētās gradācijas klases nav adekvātas.

7.tabula

Ugunsgrēku īpatsvars dažādu meža ugunsbīstamības klašu audzēs dažādas ugunsbīstamības meteoapstākļos Pierīgā 2007.-2014.g.ugunsgrēku skaits n=791, meža platība 26266 ha.

Audzes ugunsbīstamības klase	FWI indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	3.2	4.8	8.5	8.3	1.1	25.9	10.1
II (augsta)	4.6	8.6	13.0	18.3	1.4	45.9	22.2
III (vidēja)	2.5	5.6	7.6	7.8	1.6	25.2	48.5
IV (zema)	0.0	0.4	0.3	1.0	0.1	1.8	15.2
V (ļoti zema)	0.3	0.3	0.4	0.4	0.0	1.3	4.0
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	10.5	19.6	29.7	35.9	4.3	100	100
Dienu īpatsvars,%	59.2	20.8	13.4	6.0	0.6	100	

Ugunsgrēku un dienu īpatsvara attiecība 0.18 0.94 2.22 5.97 6.95

Audzes ugunsbīstamības klase	Nesterova indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	3.2	4.4	14.8	4.1		25.9	10.1
II (augsta)	3.2	9.1	25.5	8.8		45.9	22.2
III (vidēja)	1.9	4.4	12.7	5.1		25.2	48.5
IV (zema)	0.0	0.3	1.2	0.1		1.8	15.2
V (ļoti zema)	0.0	0.4	0.7	0.1		1.3	4.0
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	8.3	18.6	54.9	18.3		100	100
Dienu īpatsvars,%	51.7	25.7	19.2	3.3	0.0	100	

Ugunsgrēku un dienu īpatsvara attiecība 0.16 0.72 2.85 5.52

Audzes ugunsbīstamības klase	Modificētā Nesterova indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	9.7	11.0	4.4	0.8		25.9	10.1
II (augsta)	16.4	20.9	6.8	1.8		45.9	22.2
III (vidēja)	8.7	12.8	2.8	0.9		25.2	48.5
IV (zema)	0.5	1.3	0.0	0.0		1.8	15.2
V (ļoti zema)	0.5	0.5	0.1	0.1		1.3	4.0
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	35.9	46.4	14.2	3.5		100	100
Dienu īpatsvars,%	80.7	15.9	3.0	0.5	0.0	100	

Ugunsgrēku un dienu īpatsvara attiecība 0.44 2.92 4.78 7.71

Audzes ugunsbīstamības klase	D indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (ļoti augsta)	2.5	3.4	14.4	5.6		25.9	10.1
II (augsta)	2.8	8.7	23.0	11.4		45.9	22.2
III (vidēja)	1.4	4.2	12.8	6.8		25.2	48.5
IV (zema)	0.0	0.1	1.3	0.4		1.8	15.2
V (ļoti zema)	0.1	0.3	0.6	0.3		1.3	4.0
Kopā, %	6.8	16.7	52.1	24.4		100	100
Dienu,%	50.9	22.3	22.4	4.3	0.0	100	

Ugunsgrēku un dienu īpatsvara attiecība 0.13 0.75 2.32 5.63

Pierīgas datiem pievienojot pārējo lielo pilsētu datus (30 km rādiuss no Daugavpils, Liepājas, Jēkabpils, Valmieras, Ventspils centra), konstatēts, ka arī pārējo lielo pilsētu tuvumā (30 km rādiusā no centra) 10% mežu ir ar paaugstinātu ugunsbīstamību un tajos izceļas 25,8% no piepilsētās konstatētajiem mežu ugunsgrēkiem (8.tab.); aprēķinos nav iekļauta Jelgava un Jūrmala, jo to piepilsētu mežu platība pārklājas ar Rīgas piepilsētas mežiem). Taču ugunsgrēku varbūtība mežos ar augstu ugunsbīstamību ir ievērojami lielāka – šādu mežu platība ir 6,1% un tajos izceļas 38,3% meža ugunsgrēku. Tātad platībās ar paaugstinātu ugunsbīstamību ugunsgrēki izceļas 2,6 reizes biežāk nekā vidēji, bet platībās ar augstu ugunsbīstamību – 6,4 reizes biežāk. Savukārt zemas un ļoti zemas ugunsbīstamības mežos ugunsgrēki izceļas 5-10 reizes retāk nekā vidēji (t.i., ja ugunsgrēku izcelšanās būtu pilnīgi nejauša).

Atbilstoši FWI klasei (8.tab.) 64,2% dienu laika periodā no dienas, kad pavasarī diennakts temperatūra pusdienas laikā pārsniedz 10°C līdz 30.oktobrim, vērtējamas kā dienas ar zemu risku, savukārt 0,3% dienu – ar ekstrēmu risku. Šajos periodos attiecīgi izcēlušies 10,9 un 3,7% no ugunsgrēkiem, kas nozīmē, ka zema ugunsgrēka riska gadījumā ir 5,9 reizes mazāka varbūtība, bet ekstrēma riska gadījumā 10,7 reizes lielāka varbūtība, ka izcelsies ugunsgrēks, nekā pieņemot, ka tā izcelšanas varbūtība ugunsbīstamajā sezonā ir neatkarīga no meteoapstākļiem.

Arī šajā gadījumā līdzīgas tendences uzrāda D indekss.

Ugunsgrēku īpatsvars dažādu meža ugunsbīstamības klašu audzēs dažādas ugunsbīstamības meteoapstākļos pilsētu tuvumā 2007.-2014.g. (ugunsgrēku skaits n=1906, meža platība 347511 ha).

Audzes ugunsbīstamības klase	FWI indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	3.4	7.7	7.8	6.0	0.8	25.8	10.0
II (augsta)	3.6	7.8	12.2	13.5	1.2	38.3	6.1
III (vidēja)	3.0	6.9	10.2	8.7	1.2	30.0	35.1
IV (zema)	0.6	1.0	0.9	1.4	0.4	4.4	38.5
V (ļoti zema)	0.3	0.1	0.6	0.5	0.1	1.6	10.3
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	10.9	23.5	31.7	30.1	3.7	100	100
Dienu īpatsvars, %	64.2	19.5	11.4	4.6	0.3		100

Ugunsgrēku un dienu īpatsvara attiecība 0.17 1.21 2.78 6.53 10.70

Audzes ugunsbīstamības klase	Nesterova indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	2.3	7.7	12.3	3.5		25.7	10.0
II (augsta)	2.7	8.3	20.9	6.4		38.3	6.1
III (vidēja)	2.6	6.4	16.5	4.4		30.0	35.1
IV (zema)	0.5	1.0	2.2	0.7		4.4	38.5
V (ļoti zema)	0.2	0.2	0.7	0.5		1.6	10.3
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	8.3	23.5	52.7	15.5		100	100
Dienu īpatsvars, %	53.9	25.2	18.5	2.5	0.0		100

Ugunsgrēku un dienu īpatsvara attiecība 0.15 0.93 2.85 6.17

Audzes ugunsbīstamības klase	Modificētā Nesterova indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	12.5	10.0	2.8	0.4		25.7	10.0
II (augsta)	14.4	18.0	5.0	0.9		38.3	6.1
III (vidēja)	11.6	15.2	2.7	0.5		30.0	35.1
IV (zema)	2.0	2.1	0.1	0.3		4.4	38.5
V (ļoti zema)	0.6	0.7	0.2	0.1		1.6	10.3
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	41.1	46.0	10.7	2.1	0.1	100	100
Dienu īpatsvars, %	83.2	14.4	2.2	0.2	0.0		100

Ugunsgrēku un dienu īpatsvara attiecība 0.49 3.19 4.96 9.92

Audzes ugunsbīstamības klase	D indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	3.4	5.2	12.9	4.2		25.7	10.0
II (augsta)	2.7	7.8	19.8	8.0		38.3	6.1
III (vidēja)	1.9	5.5	16.5	6.0		30.0	35.1
IV (zema)	0.6	0.6	2.4	0.8		4.4	38.5
V (ļoti zema)	0.2	0.1	0.7	0.6		1.6	10.3
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	8.8	19.3	52.3	19.6	0.0	100	100
Dienu īpatsvars, %	53.9	21.9	20.6	3.7	0.0		100

Ugunsgrēku un dienu īpatsvara attiecība 0.16 0.88 2.54 5.35

Veicot līdzīgu analīzi, bet nosakot ugunsbīstamību pēc meža tipiem (t.i., ignorējot kokaudzes vecumu), konstatēts, ka silā, kas aizņem 2,2% no Pierīgas mežiem, izceļas 11% ugunsgrēku, savukārt Mr, Ln, Av, Kv, kas aizņem 24% no Pierīgas mežiem, izceļas 54% no ugunsgrēku. Arī kopējā situācija piepilsētās ir līdzīga –Sl aizņem 0,5% no piepilsētu mežu platībām, bet tajos izceļas 8,4% ugunsgrēku. Savukārt Mr, Ln, Av, Kv aizņem 7% no platības un šajos mežos izceļas 45% ugunsgrēku. Ugunsgrēku īpatsvars dažādu meža ugunsbīstamības klašu (pēc meža tipa) audzēs atbilstoši ugunsbīstamības indeksu klasēm Pierīgā un lielo pilsētu tuvumā kopumā parādīts 9. un 10. tabulā.

9.tabula

Ugunsgrēku īpatsvars dažādās meža ugunsbīstamības klases (pēc meža tipa) audzēs dažādās ugunsbīstamības meteoapstākļos Pierīgā 2007.-2014.g.

Audzes ugunsbīstamības klase	FWI indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	1.1	1.0	3.9	4.6	0.6	11.3	2.2
II (augsta)	5.3	11.3	15.8	20.9	1.6	54.9	24.0
III (vidēja)	3.8	6.6	9.1	8.8	1.6	30.0	53.5
IV (zema)	0.0	0.5	0.5	1.3	0.3	2.5	16.1
V (ļoti zema)	0.3	0.3	0.4	0.4	0.1	1.4	4.2
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	10.5	19.6	29.7	35.9	4.3	100	100
Dienu īpatsvars,%	59.2	20.8	13.4	6.0	0.6	100	
Audzes ugunsbīstamības klase	Nesterova indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	1.3	1.0	6.2	2.8		11.3	2.2
II (augsta)	3.7	11.3	30.6	9.4		54.9	24.0
III (vidēja)	3.3	5.7	15.0	5.9		30.0	53.5
IV (zema)	0.0	0.3	2.0	0.3		2.5	16.1
V (ļoti zema)	0.0	0.4	0.6	0.4		1.4	4.2
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	8.2	18.6	54.5	18.7		100	100
Dienu īpatsvars,%	51.7	25.7	19.2	3.3	0.0	100	
Audzes ugunsbīstamības klase	Modificētā Nesterova indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	2.8	5.4	2.5	0.5		11.3	2.2
II (augsta)	20.1	24.9	8.0	1.9		54.9	24.0
III (vidēja)	11.8	13.8	3.4	1.0		30.0	53.5
IV (zema)	0.8	1.6	0.1	0.0		2.5	16.1
V (ļoti zema)	0.5	0.6	0.1	0.1		1.4	4.2
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	35.9	46.4	14.2	3.5		100	100
Dienu īpatsvars,%	80.7	15.9	3.0	0.5	0.0	100	

Audzes ugunsbīstamības klase	D indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	0.9	0.9	5.8	3.7		11.3	2.2
II (augsta)	3.3	10.4	28.7	12.5		54.9	24.0
III (vidēja)	2.5	5.1	14.9	7.5		30.0	53.5
IV (zema)	0.0	0.1	2.0	0.4		2.5	16.1
V (ļoti zema)	0.1	0.3	0.6	0.4		1.4	4.2
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	6.8	16.7	52.1	24.4		100	100
Dienu īpatsvars,%	50.9	22.3	22.4	4.3	0.0		100

10.tabula

Ugunsgrēku īpatsvars dažādās meža ugunsbīstamības klases (pēc meža tipa) audzēs dažādas ugunsbīstamības meteoapstākļos pilsētu tuvumā 2007.-2014.g. (30 km rādiusā no Rīgas, Daugavpils, Liepājas, Jēkabpils, Valmieras un Ventspils centra)

Audzes ugunsbīstamības klase	FWI indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	0.9	2.4	2.2	2.6	0.4	8.4	0.5
II (augsta)	4.7	10.1	14.5	15.1	1.4	45.7	7.1
III (vidēja)	4.2	9.7	13.0	10.2	1.4	38.4	40.2
IV (zema)	0.8	1.3	1.5	1.7	0.5	5.9	41.6
V (ļoti zema)	0.3	0.1	0.6	0.5	0.2	1.6	10.6
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	10.9	23.5	31.7	30.1	3.7	100	100
Dienu īpatsvars,%	64.2	19.5	11.4	4.6	0.3		100

Audzes ugunsbīstamības klase	Nesterova indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	0.9	1.9	4.0	1.5	0.0	8.4	0.5
II (augsta)	3.1	10.8	24.7	7.0	0.0	45.7	7.1
III (vidēja)	3.4	9.3	20.2	5.5	0.0	38.4	40.2
IV (zema)	0.6	1.3	3.1	0.9	0.0	5.9	41.6
V (ļoti zema)	0.2	0.2	0.7	0.5	0.0	1.6	10.6
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	8.3	23.5	52.7	15.5	0.0	100	100
Dienu īpatsvars,%	53.9	25.2	18.5	2.5	0.0		100

Audzes ugunsbīstamības klase	Modificētā Nesterova indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	3.2	3.7	1.3	0.2	0.0	8.4	0.5
II (augsta)	18.0	21.0	5.7	1.0	0.0	45.7	7.1
III (vidēja)	16.4	18.0	3.5	0.5	0.0	38.4	40.2
IV (zema)	2.8	2.6	0.2	0.3	0.0	5.9	41.6
V (ļoti zema)	0.6	0.7	0.2	0.1	0.0	1.6	10.6
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	41.1	46.0	10.7	2.1	0.1	100	100
Dienu īpatsvars,%	83.2	14.4	2.2	0.2	0.0		100

Audzēs ugunsbīstamības klase	D indeksa klase					Kopā, %	Meža platība, %
	I zems risks	II	III	IV	V ekstrēms risks		
I (paaugstināta)	1.2	1.4	3.9	2.0	0.0	8.4	0.5
II (augsta)	3.4	9.7	23.7	8.8	0.0	45.7	7.1
III (vidēja)	3.2	7.2	20.8	7.2	0.0	38.4	40.2
IV (zema)	0.7	0.9	3.2	1.0	0.0	5.9	41.6
V (ļoti zema)	0.2	0.1	0.7	0.6	0.0	1.6	10.6
Kopā ugunsgrēku īpatsvars, %	8.8	19.3	52.3	19.6	0.0	100	100
Dienu īpatsvars, %	53.9	21.9	20.6	3.7	0.0		100

Salīdzinot, kāda ir varbūtība, ka izcelsies ugunsgrēks dažādās ugunsbīstamības klases audzēs (11.tab.), konstatēts, ka Ln, Mr Av, Kv skujkoku jaunaudzēs nav būtiski paaugstināta ugunsgrēku izcelšanās varbūtība, salīdzinot ar vecākām audzēm šajos pašos meža tipos – jaunaudzēs aizņem 14,7% no platības un tajās izceļas 16,2% no ugunsgrēkiem, savukārt III un IV ugunsbīstamības klases audzēs jaunaudzēs tā ir 1,7-3,4 reizes lielāka nekā vecākās audzēs.

11.tabula

Ugunsgrēku varbūtība atkarībā no ugunsbīstamības klases noteikšanas veida
(pēc meža tipa vai MK noteikumiem).

Ugunsbīstamības klase pēc MT	Ugunsbīstamības klase pēc MK noteikumiem					Kopā
	I	II	III	IV	V	
	Platības īpatsvars skujkoku jaunaudzēs saskaņā ar VMD datiem, %					%
I	100.0					0.5
II	14.7	85.3				7.1
III	12.8		87.2			40.2
IV	7.4			92.6		41.6
V	2.6				97.4	10.6
Kopā	10.0	6.1	35.1	38.5	10.3	100.0
	Ugunsgrēku īpatsvars dažādās ugunsbīstamības klasēs, %					%
	I	II	III	IV	V	
I	100					8.4
II	16.2	83.8				45.7
III	22.0		78.0			38.4
IV	25.0			75.0		5.9
V	3.2				96.8	1.6
Kopā	25.7	38.3	30.0	4.4	1.6	100.0
	Cik reizes lielāka varbūtība, ka izcelsies ugunsgrēks, salīdzinot ar vidējo					
	I	II	III	IV	V	
I	18.5					18.5
II	7.1	6.3				6.4
III	1.6		0.9			1.0
IV	0.5			0.1		0.1
V	0.2				0.2	0.2
Kopā	2.6	6.3	0.9	0.1	0.2	1.0

Salīdzinot ugunsgrēku platības un skaita saistību ar meteoapstākļu ugunsbīstamības rādītājiem (12.tab.), konstatēts, ka visiem ugunsbīstamības rādītājiem, izņemot modificēto Nesterova indeksu, pastāv sakarība, ka, palielinoties ugunsbīstamības klasei, pieaug arī vidējā ugunsgrēka platība.

12.tabula

Ugunsgrēku platības un skaita saistība ar meteoapstākļu ugunsbīstamības rādītājiem

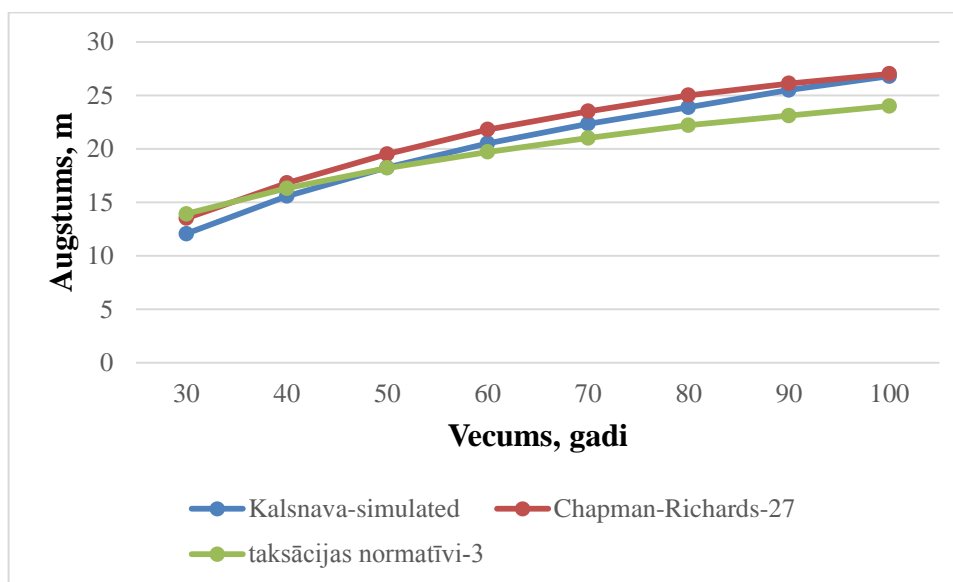
Parametrs	Ugunsbīstamības klase					Kopā
	1	2	3	4	5	
	FWI					
Ugunsgrēku platība, ha	79.9	183.9	235.3	322.3	182.4	1003.8
Ugunsgrēku skaits	208	448	605	574	71	1906
1 ugunsgrēka vid. platība, ha	0.38	0.41	0.39	0.56	2.57	0.53
	NI klase					
Ugunsgrēku platība, ha	43.8	187.1	564.3	208.6		1003.8
Ugunsgrēku skaits	158	448	1005	295		1906
1 ugunsgrēka vid. platība, ha	0.28	0.42	0.56	0.71		0.53
	CNI klase					
Ugunsgrēku platība, ha	397.2	473.4	94.9	38.2		1003.8
Ugunsgrēku skaits	785	877	204	40		1906
1 ugunsgrēka vid. platība, ha	0.51	0.54	0.47	0.96		0.53
	D klase					
Ugunsgrēku platība, ha	71.2	144.7	538.6	249.3		1003.8
Ugunsgrēku skaits	167	368	997	374		1906
1 ugunsgrēka vid. platība, ha	0.43	0.39	0.54	0.67		0.53

Kopumā var secināt, ka ugunsbīstamības indeksu vērtības saistītas gan ar degmateriāla mitruma izmaiņām, gan ugunsgrēku izcelšanās varbūtību; precīzākais šajā aspektā ir Kanādas uguns laika apstākļu indekss (FWI), tomēr tas cieši korelē ar šobrīd izmantoto ugunsbīstamības rādītāju.

2. Latvijas koku sugu augšanas gaitas izmaiņas prognozēto klimata izmaiņu ietekmē

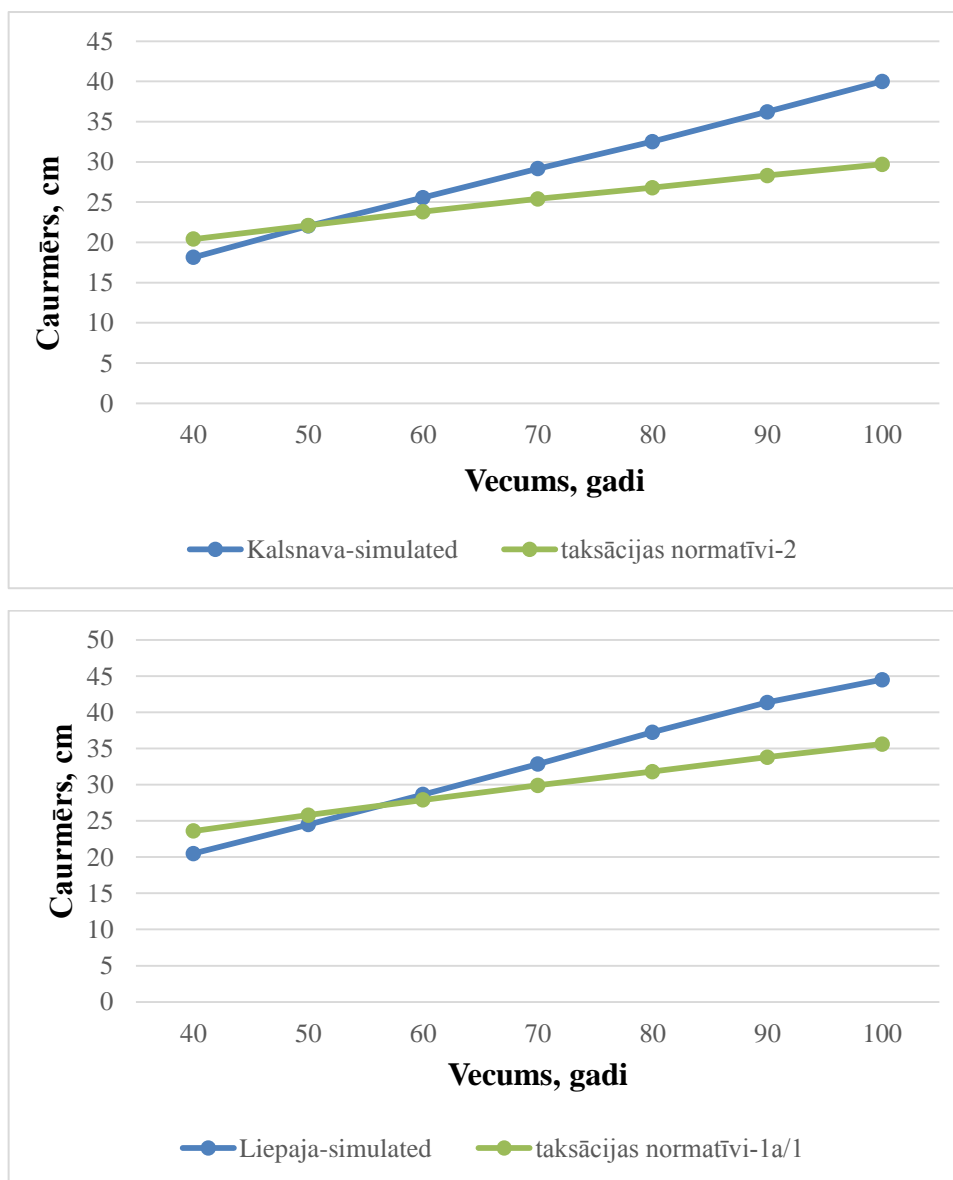
Pārskata periodā sadarbībā ar Potsdamas klimata ietekmes institūta (Potsdam Institute for Climate Impact Research) vadošo pētnieku Petra Lasch sagatavots datu materiāls (apkopoti Meža statistiskās inventarizācijas pārmērītu parauglaukumu tīraudzēs un meža selekcijas vairākkārt uzmērītu parauglaukumu dati) šī institūta izstrādātajam klimata izmaiņu ietekmes uz pieaugumu modelim (4C) un veiktas simulācijas, prognozējot priedes, egles un bērza audžu parametru izmaiņas vidēju klimata izmaiņu gadījumā. Iegūti rezultāti pieaugušās audzēs salīdzināti ar LVMI Silava izstrādāto augšanas gaitas modeļu (Donis u.c., 2015) (turpmāk tekstā „AGM”), kā arī meža taksācijas normatīvu tabulēto vērtību (turpmāk tekstā „taksācija”) datiem.

Priedei konstatēts, ka klimata izmaiņas nozīmīgi ietekmē virsaugstumu Latvijas rietumu un centrālajā daļā (+6-7% salīdzinājumā ar AGM, 15% salīdzinājumā ar tabulētajām vērtībām), bet ne austrumu daļā (2.1. att.).



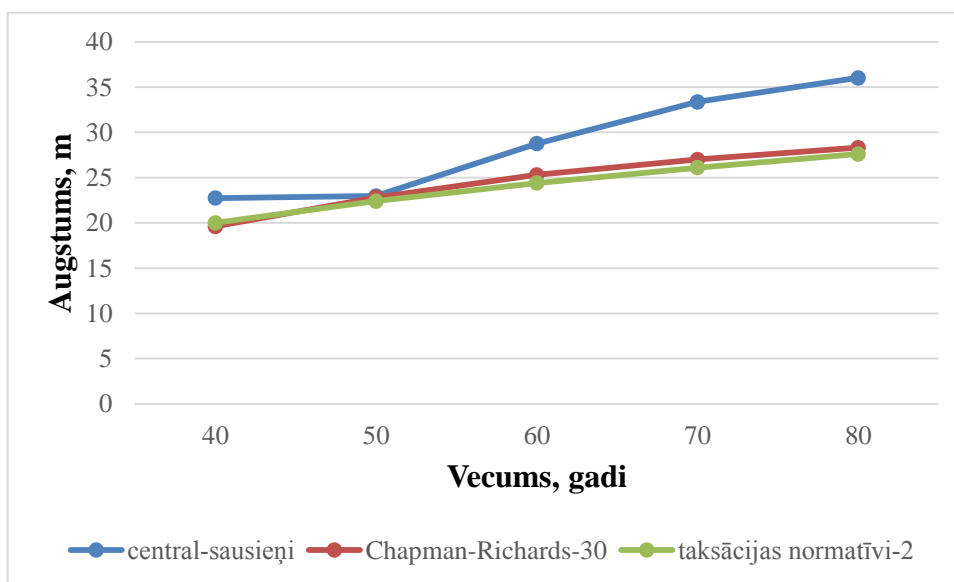
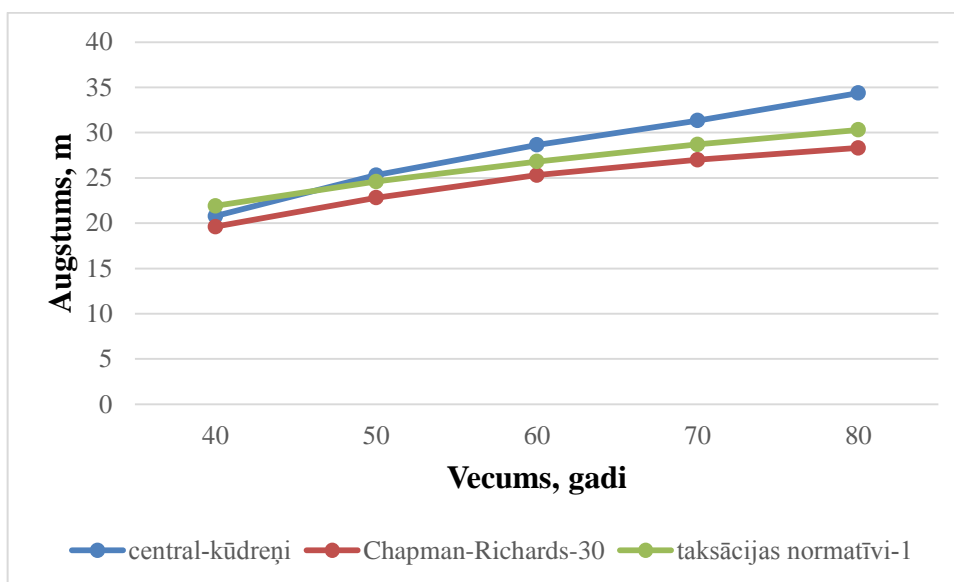
2.1. attēls. Priedes virsaugstums izmainītā klimatā Latvijas austrumu (Kalsnava) un rietumu (Liepāja) daļā salīdzinājumā ar references perioda klimatu: augšanas gaitas modeļu un taksācijas normatīvu datiem.

Klimata izmaiņām visā Latvijā konstatēta pozitīva (+16-20%) ietekme uz priedes caurmēru (2.2. att.). Ņemot vērā, ka dabiskā mirstība nav noteicošais koku skaitu regulējošais faktors saimnieciskajos mežos un liela mēroga dabisko traucējumu (vētra, ugunsgrēks) ietekme nav ņemta vērā, likumsakarīgi klimata izmaiņām prognozējama pozitīva ietekme uz priedes audžu krāju pieaugušā vecumā. Kopumā saskaņā ar modeļa prognozēm Latvijas rietumu daļā pieaugušā vecuma priežu audžu krāja būs par 30%, austrumu daļā – par 19% augstāka nekā šī brīža (taksācijas normatīvu dati).

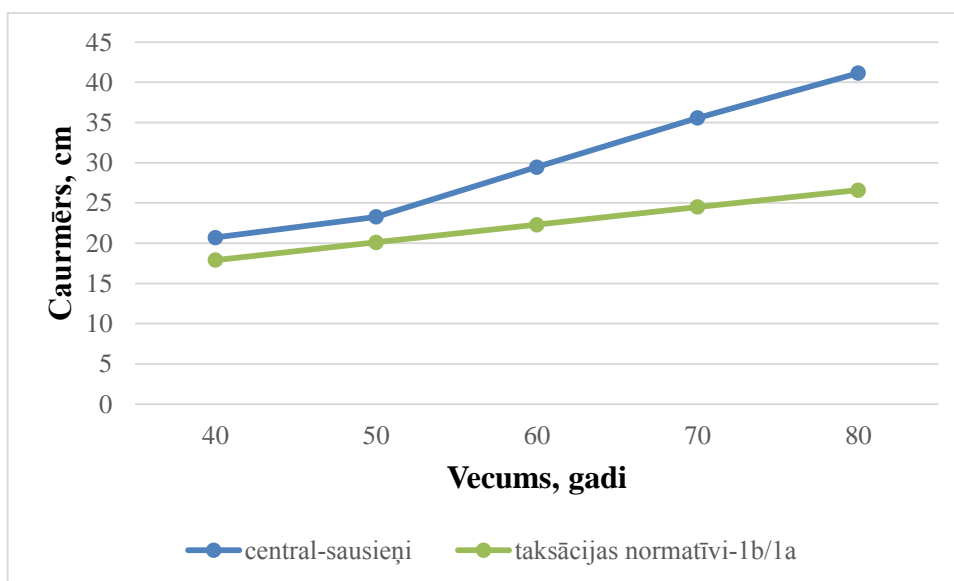
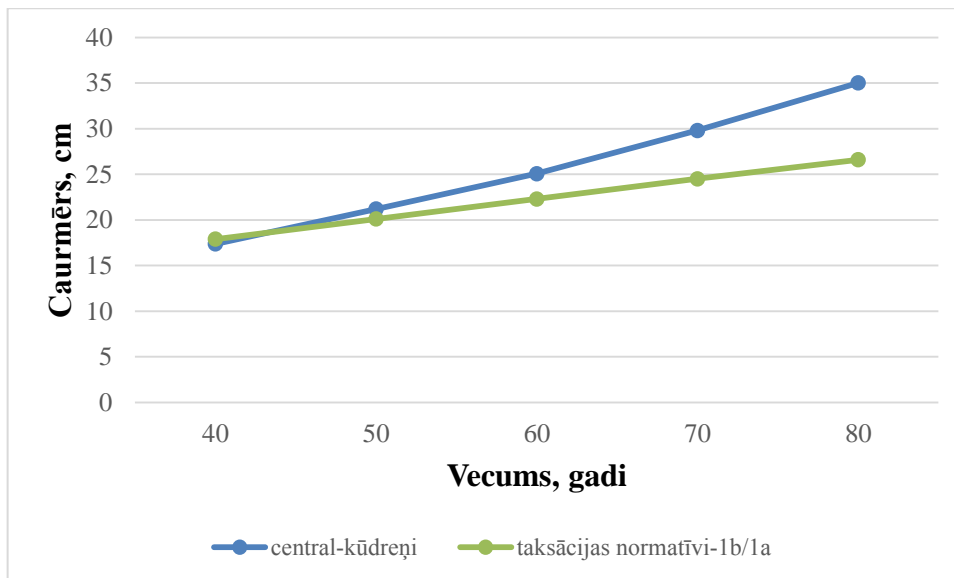


2.2. attēls. Priedes vidējais caurmērs izmainītā klimatā Latvijas austrumu (Kalsnava) un rietumu (Liepāja) daļā salīdzinājumā ar references perioda klimatu (taksācijas normatīvu dati).

Modeļa rezultāti liecina, ka egles reakcijas uz klimata izmaiņām būs izteiktāka, augstuma palielinoties vidēji par 21%, turklāt mazākas izmaiņas tiek prognozētas Latvijas austrumu daļā salīdzinājumā ar valsts rietumu daļu un kūdreņos, salīdzinot ar sausieņiem (2.3. att.). Arī prognozētās egles caurmēra pieauguma izmaiņas klimata izmaiņu ietekmē būs izteiktākas nekā priedei, videi sasniedzot 30% pieaugušā vecumā (2.4. att.). Modeļa prognozēs eglei paredz straujāku pašizretināšanos nekā Latvijas taksācijas normatīvu dati, tādēļ krājas papildus pieaugums klimata izmaiņu ietekmē ir vidēji ir 21% apjomā.

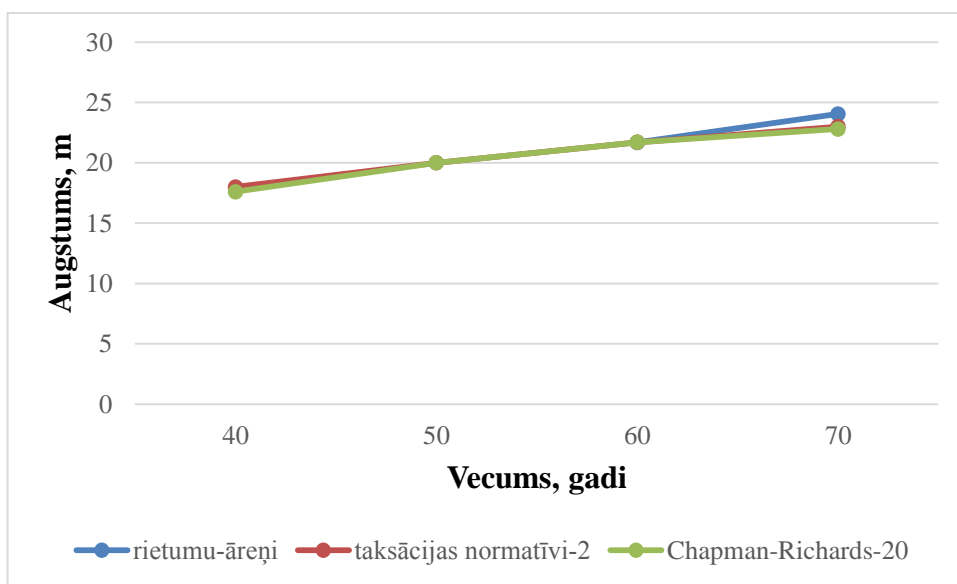
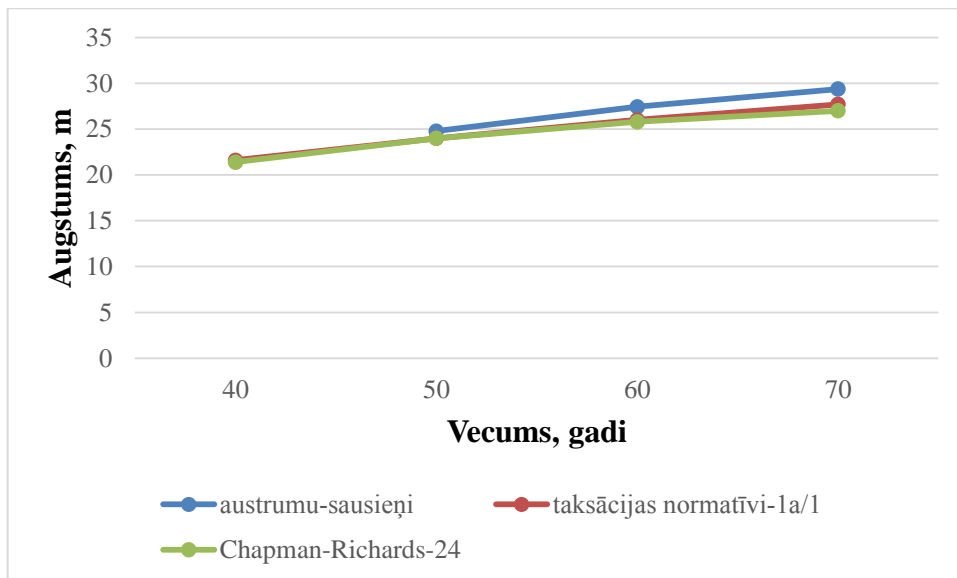


2.3. attēls. Egles virsaugstums izmainītā klimatā Latvijas centrālajā kūdreņos un sausieņos salīdzinājumā ar references perioda klimatu: augšanas gaitas modeļu un taksācijas normatīvu datiem.

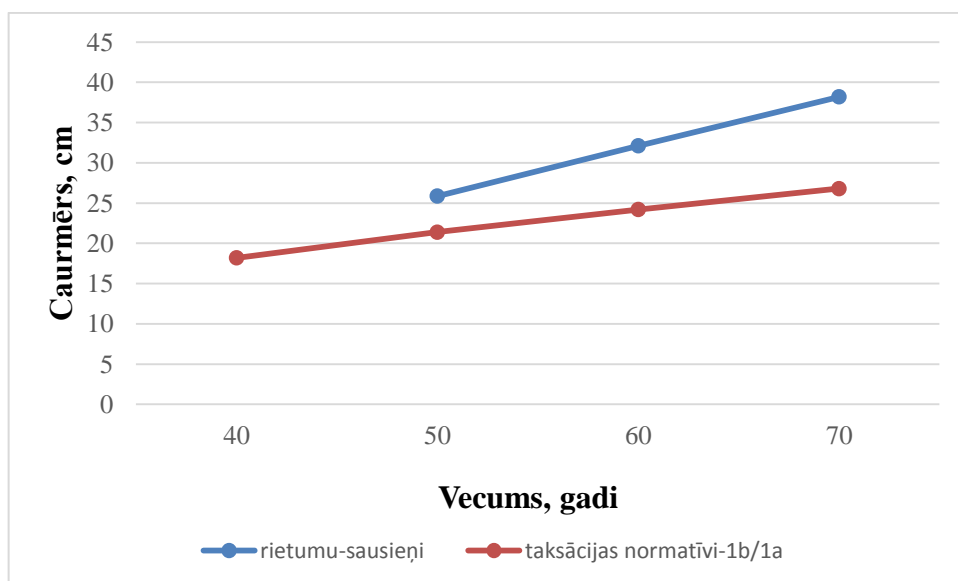
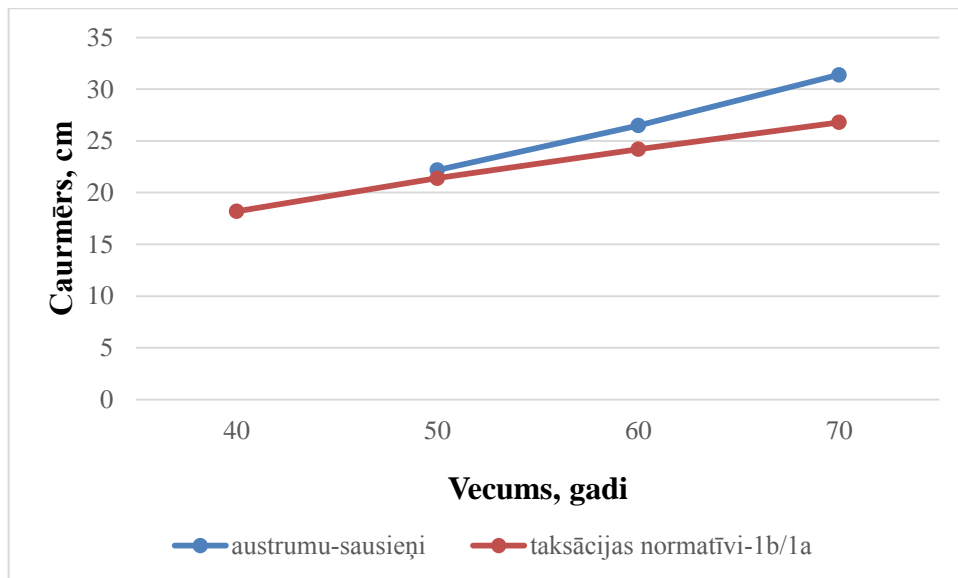


2.4. attēls. Egles caurmērs izmainītā klimatā Latvijas centrālajā kūdreņos un sausieņos salīdzinājumā ar references perioda klimatu (taksācijas normatīvu dati).

Kārpainajam bērzam, līdzīgi, kā izmantojot citus modeļus iepriekšējos pārskatos, konstatēt zemākā jūtība pret klimata izmaiņām: nav prognozējamās nozīmīgas virsaugstuma izmaiņas (2.5. att.), vidējais caurmērs pieaugs par 9% salīdzinājumā ar taksācijas normatīvu datiem. Prognozētā caurmēru starpība ir augstāka (vidēji 17%), tomēr, līdzīgi kā eglei, saskaņā ar modeli audzes biezums ir zemāks nekā saskaņā ar Latvijas taksācijas normatīvu datiem, līdz ar to arī prognozētā krājas starpība klimata izmaiņu ietekmē ir 9%.



2.5. attēls. Kārpainā bērza virsaugstums izmainītā klimatā Latvijas austrumu un rietumu daļā salīdzinājumā ar references perioda klimatu: augšanas gaitas modeļu un taksācijas normatīvu datiem.



2.6. attēls. Kārpainā bērza caurmērs izmainītā klimatā Latvijas austrumu un rietumu daļā salīdzinājumā ar references perioda klimatu (taksācijas normatīvu dati).

Pārskata periodā sagatavoti Latvijā esošu egļu ģeogrāfisko provenienču stādījumu dati un veikta to analīze ar Lielbritānijā izstrādāta klimata izmaiņu ietekmes uz koku augšanu prognožu modeli, tomēr iegūtie rezultāti, līdzīgi, kā iepriekšējā pārskata periodā veicot analīzi par priedi jaunā vecumā, bija savstarpēji pretrunīgi, tādēļ nav izmantojami tālākā klimata izmaiņu kompleksas ietekmes uz audžu ražību prognozēšanā.

3. Rekomendācijas dendrofāgo kukaiņu savairošanās gadījumiem

Tā kā Latvijas mežsaimniecībai nozīmīgākajiem dendrofāgiem – *Bupalus piniarius* (priežu sprīžotājs), *Panolis flammea* (priežu pūcīte), *Diprion pini* (priežu parastā zāglapsene), *Ips typographus* (egļu astoņzobu mizgrauzis), *Rhyacionia buoliana* (priežu galotnes dzinumu tinējs), *Lymantria monacha* (egļu mūķene), *Lymantria dispar* (ozolu mūķene), *Melasma populi* (lielais apšu lapgrauzis) – prognozējams savairošanās platību apjoma pieaugums ilgstošā laika periodā, tad, iekļaujot šīs sugas meža kaitēkļu monitoringa pamatprogrammā, iespējama to savairošanās savlaicīga prognozēšana un to radītā kaitējuma samazināšana. Iepriekšminētajām dendrofāgu sugām nozīmīgākie dabiskie ienaidnieki ir putni, piemēram, *Bupalus piniarius* intensīva putnu barošanās ar pieaugušiem kāpuriem notiek rudenī pirms putnu migrācijas, *Panolis flammea* kāpuri attīstās putnu mazuļu barošanās laikā, *Lymantria monacha* un *Lymantria dispar* notiek putnu barošanās ar tauriņiem. Tāpēc, meža kaitēkļu monitoringā novērojot strauju kukaiņu skaita pieaugumu, riska audzēs pastiprināta uzmanība jāpievērš putnu piesaistīšanai mežaudzēm – būru izvietojumam.

Kopš 1946.gada Latvijā veikti daudzi pētījumi par dobumperētāju putnu piesaistīšanu mežaudzēm (Tauriņš, Mihelsons, 1950). Savlaicīgi izliktajos putnu būros piesaistītie dobumperētāji putni var būtiski samazināt skuju grauzēju kaitēkļu populāciju (Šmits, 1999).

Svarīgākie ieteikumi putnu būru izvietojumam mežā.

1. Būru izgatavošana. Būru izmēriem jāatbilst putnu sugas prasībām. Priežu mežos ar putnu būriem piesaista zilītes un melno mušķērāju. Šīm sugām atbilstošā būru izmēri: skrejas apļa diametrs 32-35 mm, grīdas iekšējais platums 100-120 mm, dziļums no skrejas apakšmalas 140-165 mm. Būrim jābūt pasargātam no ligzdu postītājiem. Būrim jābūt atveramam, lai to varētu regulāri iztīrīt.

2. Būru izlikšana. Katram putnam ir sava ligzdošanas teritorija, tāpēc putni neaizņems būrus, kas būs izlikti pārāk tuvu viens otram. Minimālais ieteicamais attālums starp būriem sīkajiem dobumperētājiem putniem ir 50 metri. Būri izliekami savlaicīgi – martā, lai aprīlī-maijā tos sameklētu un apdzīvotu putni. Putnu būrus riska reģionos vai reģionos, kuros novērota kaitēkļu savairošanās, izliek grupās tā, lai uz vienu hektāru būtu 4-5 putnu būri.

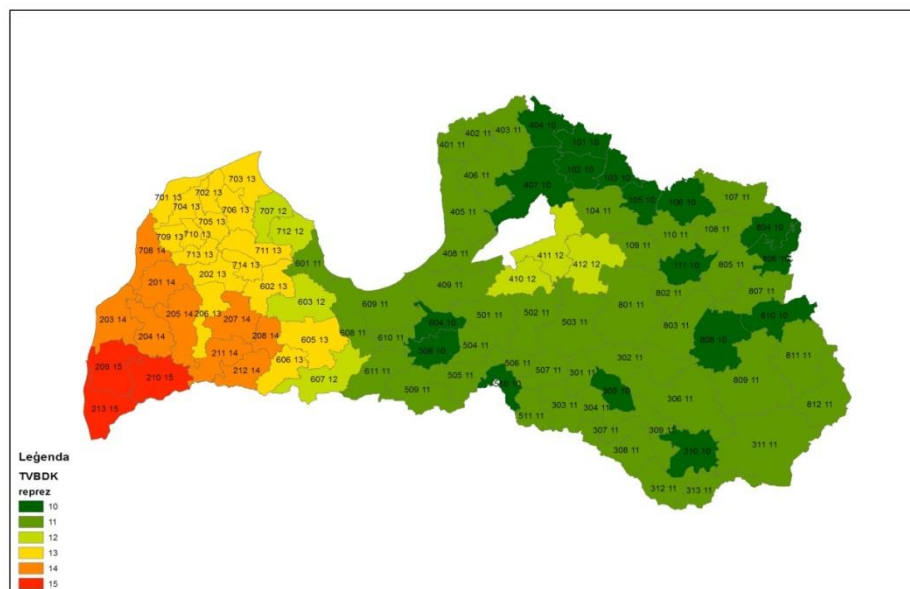
3. Būru tīrīšana. Dobumperētāji putni nekad neizmanto ligzdošanai veco ligzdu. Atšķirībā no mājas strazda, kas pavasarī izmet no būra pārno ligzdas materiālu, sīkie dobumperētāji putni (zilītes, melnais mušķērājs) būrus netīra, bet būvē jauno ligzdu virsū vecajai. Tādējādi pēc vairākiem gadiem būris ir pilns ar ligzdu materiāliem. Būris, kas varētu kalpot vēl 5-10 gadus, var kļūt neizmantojams jau pāris gadus. Turklāt ligzda, kas ir uzbūvēta virs vienas vai vairākām vecajām ligzdām, ir daudz vieglāk sasniedzama plēsējiem — tā atrodas tuvāk skrejai. Tādēļ sīko dobumperētāju būri ir jāiztīra (jāizmet viss ligzdas materiāls, kas atrodas būrī) katru gadu, vislabāk pēc ligzdošanas sezonas — vasaras beigās vai rudenī. Nereti vecajos ligzdu materiālos savairojas putnu parazīti (piemēram, blusas), tādēļ ir ieteicams rudenī tīrīt ne tikai sīko dobumperētāju, bet arī citu putnu būrus.

Rekomendējams skujgrauzēju (*Bupalus piniarius* – priežu sprīžotājs, *Panolis flammea* – priežu pūcīte, *Diprion pini* – priežu parastā zāglapsene, *Lymantria monacha* – egļu mūķene, *Lymantria dispar* – ozolu mūķene) kaitēkļu savairošanās situācijās plānot putnu būru izlikšanu visbūtiskāk bojātajā priežu audzē kopā (audžu apraksts atbilstoši kārtībai), ja tās platība ir lielāka par 25 ha un apkārtējās teritorijās plānot ārpus kārtas putnu būru apsekošanu, jaunu izlikšanu.

4. Vēja bojājumu varbūtības raksturojums

Ikgadējā maksimālā vēja ātruma varbūtība dažādās TVBDK zonās

Audzes novietojuma raksturojums tiek veikts reģionālā un lokālā līmenī. Reģionālā līmenī LVM kvartālu apgabaliem tiek noteikta TVBDK (teritorijas vēja bojājumu draudu klase) (Donis et al., 2015) (4.1.att.).



4.1.attēls. TVBDK vidējās vērtības LVM kvartālapgabalos.

Ikgadējā varbūtība, ka vēja ātrums pārsniegs noteiktu lielumu, dažādās TVBDK zonās parādīta 4.1.tabulā (Donis,2014).

4.1.tabula

Noteikta vēja ātruma pārsniegšanas ikgadējā varbūtība dažādās TVBDK zonās

Vēja ātrums, m/s	Vēja ātruma pārsniegšanas ikgadējā varbūtība dažādās TVBDK, %					
	10	11	12	13	14	15
10	83	95	100	100	100	100
11	57	80	97	99	100	100
12	33	56	86	94	97	100
13	17	32	64	81	90	100
14	9	17	42	61	78	96
15	5	8	25	41	63	85
16	2	4	14	26	47	68
17	1	2	8	16	33	50
18	1	1	4	10	22	34
19	0	1	2	6	14	22
20	0	0	1	3	9	14
21	0	0	1	2	6	9
22	0	0	0	1	3	6
23	0	0	0	1	2	4
24	0	0	0	0	1	2
25	0	0	0	0	1	1
26	0	0	0	0	1	1
27	0	0	0	0	0	1
28	0	0	0	0	0	0

Ikgadējā vēja ātruma pārsniegšanas atgriešanās periods dažādās TVBDK zonās parādīts 4.2.tabulā (Donis,2014).

4.2.tabula

Noteikta vēja ātruma pārsniegšanas atgriešanās periods dažādās TVBDK zonās

Vēja ātrums, m/s	Vēja ātruma pārsniegšanas atgriešanās periods dažādās TVBDK, gadi					
	10	11	12	13	14	15
10	<10*	<10	<10	<10	<10	<10
11	<10	<10	<10	<10	<10	<10
12	<10	<10	<10	<10	<10	<10
13	<10	<10	<10	<10	<10	<10
14	`20-10	<10	<10	<10	<10	<10
15	33-20	`20-10	<10	<10	<10	<10
16	50-33	33-20	<10	<10	<10	<10
17	100-50	50-33	`20-10	<10	<10	<10
18	>100	100-50	33-20	`20-10	<10	<10
19	>100	>100	50-33	`20-10	<10	<10
20	>100	>100	100-50	33-20	`20-10	<10
21	>100	>100	>100	100-50	`20-10	`20-10
22	>100	>100	>100	100-50	33-20	`20-10
23	>100	>100	>100	>100	50-33	33-20
24	>100	>100	>100	>100	100-50	50-33
25	>100	>100	>100	>100	>100	100-50
26	>100	>100	>100	>100	>100	>100
27	>100	>100	>100	>100	>100	>100
28	>100	>100	>100	>100	>100	>100

*<10 – ikgadējais atgriešanās periods mazāks par 10 gadiem; `20-10 - ikgadējais atgriešanās periods 10 -20 gadi; 33-20 - ikgadējais atgriešanās periods 20 -33 gadi; 50-33 - ikgadējais atgriešanās periods 33 -50 gadi; 100-50 - ikgadējais atgriešanās periods 50 -100 gadi; >100 ikgadējais atgriešanās periods lielāks par 100 gadiem.

Maksimālā vēja ātruma ikgadējā varbūtības aprēķins aproksimēts ar sekojošu formulu:

$$V_{\text{varb}} = (b_1 * x^{b_1}) / (b_3^{b_2} + x^{b_2}), \text{ kur} \quad (4.1.)$$

x- vēja ātrums m/s

b1, b2, b3 - koeficienti.

Vēja ātruma ikgadējās varbūtības noteikšanas formulas koeficienti

TVBDK	Parametrs	Vērtība	TVBDK	Parametrs	Vērtība
10	b1	100,000	13	b1	100,000
	b2	-11,563		b2	-11,722
	b3	11,310		b3	14,644
11	b1	100,000	14	b1	100,000
	b2	-12,406		b2	-10,432
	b3	12,267		b3	15,881
12	b1	100,000	15	b1	100,000

Audzū vēja noturība

Audzēs vēja noturības aprēķiniem, novietojums lokālā līmenī tiek noteikts, iedalot audzes divās grupās: audzei blakus ir līdzīgu dimensiju audze vai audzei blakus ir 100m plats

izcirtums. Otrajā gadījumā kritiskā vējā ātrums tiek aprēķināts audzes malā (līdz vidējā koka augstuma attālumā no audzes malas) augošu vidēja lieluma kokam. Tālāk no audzes malas pieņem, ka koku bojāšanas varbūtība ir atbilstoša tādai kā līdzīgu dimensiju blakus esošai audzei.

Modelētie audžu taksācijas rādītāji

Audzū raksturojums aprēķināts divos variantos – retināts un neretināts. Pirmajā gadījumā taksācijas rādītāji – šķērslaukums un augstums pirms krājas kopšanas cirtes veikšanas (pirmā cirte, vecumā, kad augstums ap 14m) un pēc ciršanas, kā arī pirms un pēc pārējām cirtēm ņemti atbilstoši LVM kopšanas ciršu modeļiem (LVM, 2015), savukārt caurmērs, koku skaits koptajās (retinātajās) audzēs modelēts atbilstoši augšanas gaitas modeļiem (Donis *et al.*, 2015). Neretinātai audzei pieņemts, ka sākotnējās dimensijas ir atbilstošas tās pašas bonitātes un vecuma audzēm kā kopjamajām audzēm, taču tālāk modelēta koku caurmēra un augstuma augšana, kā arī koku skaita izmaiņas pašizretināšanās procesā, neņemot vērā citus iespējamus traucējumus (Donis *et al.*, 2015). Taksācijas rādītājus skat. 4.3.-4.5.tabulās.

Kritiskais vēja ātrums (vēja ātrums, kura spēks ir pietiekams, lai izgāztu vai nolauztu atbilstošu vidējo dimensiju koku) aprēķināts ar datorprogrammu HWIND (Peltola, 1999). Aprēķinos koku vainagu proporcija pieņemta atbilstoši vidējām vērtībām MSI parauglaukumos. Aprēķinos izmantotas modelī pēc noklusējuma dotās vēja profila, vēja brāzmainumu vērtības. Izmantotajā modelī netiek ņemts vērā, ka pēc retināšanas, audzēm īslaicīgi (līdz 5 gadi) ir pazemināta vēja noturība un tas ir attiecināms tikai uz kokaudzēm minerālaugsnēs. Kritiskais vēja ātrums priežu, egļu un bērzu audzēs atkarībā no audzes dimensijām un apsaimniekošanas parādīts 4.6.-4.8.tabulās.

Modelētie priežu audžu taksācijas rādītāji

Bon	Vecums gadi	Laiks	Retināta audze			Neretināta audze		
			H, m	D, cm	G, m ² ha ⁻¹	H, m	D, cm	G, m ² ha ⁻¹
Ia	28	Pirms cirtes	14.0	12.0	24.0	14.0	12.0	24.0
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>14.0</i>	<i>14.0</i>	<i>18.0</i>			
	38	Pirms cirtes	18.0	17.5	28.0	18.1	15.5	30.4
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>18.0</i>	<i>20.0</i>	<i>21.0</i>			
	53	Pirms cirtes	22.0	24.1	30.5	23.0	19.4	38.9
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>22.0</i>	<i>26.3</i>	<i>23.0</i>			
	68	Pirms cirtes	27.0	31.5	33.0	26.7	22.1	43.1
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>27.0</i>	<i>33.3</i>	<i>26.0</i>			
	83	Pirms cirtes	30.0	37.6	33.0	29.6	24.2	45.0
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>30.0</i>	<i>38.1</i>	<i>29.0</i>			
111		33.0	41.2	34.0	33.4	27.0	47.0	
I	34	Pirms cirtes	14.0	12.0	24.0	14.0	12.0	24.0
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>14.0</i>	<i>13.7</i>	<i>18.0</i>			
	47	Pirms cirtes	18.0	17.1	28.0	18.4	15.7	30.9
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>18.0</i>	<i>19.1</i>	<i>21.0</i>			
	63	Pirms cirtes	22.5	23.2	31.0	22.7	19.1	38.5
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>22.5</i>	<i>24.7</i>	<i>24.0</i>			
	86	Pirms cirtes	27.5	29.0	33.0	27.2	22.3	43.3
<i>Pēc cirtes</i>		<i>27.5</i>	<i>29.4</i>	<i>29.0</i>				
111		30.0	31.3	33.0	30.7	24.8	45.5	
II	42	Pirms cirtes	14.0	12.0	24.0	14.0	12.0	24.0
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>14.0</i>	<i>13.4</i>	<i>18.0</i>			
	57	Pirms cirtes	18.0	16.7	28.0	18.2	15.5	30.6
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>18.0</i>	<i>18.7</i>	<i>20.0</i>			
	82	Pirms cirtes	23.0	23.3	31.0	23.5	19.6	40.1
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>23.0</i>	<i>24.0</i>	<i>24.0</i>			
111		27.0	28.1	33.0	27.9	22.6	43.6	
III	49	Pirms cirtes	14.0	12.0	24.0	14.0	12.0	24.0
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>14.0</i>	<i>13.8</i>	<i>17.0</i>			
	72	Pirms cirtes	18.0	17.7	28.0	19.4	16.4	32.6
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>18.0</i>	<i>18.7</i>	<i>21.0</i>			
111		23.0	22.7	31.0	25.7	21.0	42.0	
IV	67	Pirms cirtes	14.0	12.0	24.0	14.0	12.0	24.0
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>14.0</i>	<i>13.1</i>	<i>17.0</i>			
121		19.0	16.9	28.0	22.2	18.3	38.2	
V	107	Pirms cirtes	14.0	12.0	24.0	14.0	12.0	24.0
		<i>Pēc cirtes</i>	<i>14.0</i>	<i>12.1</i>	<i>22.0</i>			
121		15.0	12.9	25.0	15.5	13.2	26.6	

Bon - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums

Modelētie egļu audžu taksācijas rādītāji

Bon	Vecums gadi	Laiks	Retināta audze			Neretināta audze		
			H, m	D, cm	G, m ² ha ⁻¹	H, m	D, cm	G, m ² ha ⁻¹
Ia	27	Pirms cirtes	14.0	12.0	24.0	14.0	12.0	24.0
		Pēc cirtes	14.0	14.7	18.0			
	37	Pirms cirtes	18.5	18.3	28.0	19.3	16.8	32.1
		Pēc cirtes	18.5	20.7	22.0			
	51	Pirms cirtes	23.5	25.0	32.0	25.0	22.1	42.4
		Pēc cirtes	23.5	26.2	26.0			
	81		29.5	31.3	37.0	32.9	29.9	50.1
I	32	Pirms cirtes	14.0	12.0	23.0	14.0	12.0	23.0
		Pēc cirtes	14.0	13.6	18.0			
	46	Pirms cirtes	18.0	16.7	27.0	20.3	17.7	32.3
		Pēc cirtes	18.0	17.9	22.0			
	61	Pirms cirtes	22.5	21.5	31.5	25.4	22.5	41.4
		Pēc cirtes	22.5	21.6	29.0			
	81		27.0	23.8	35.0	30.3	27.3	49.1
II	40	Pirms cirtes	14.0	12.0	23.0	14.0	12.0	23.0
		Pēc cirtes	14.0	13.6	18.0			
	57	Pirms cirtes	18.0	16.7	27.0	20.0	17.4	32.2
		Pēc cirtes	18.0	17.5	22.0			
	81		24.0	21.1	32.0	26.2	23.1	43.9
III	53	Pirms cirtes	14.0	12.0	23.0	14.0	12.0	23.0
		Pēc cirtes	14.0	12.7	18.0			
	70	Pirms cirtes	17.5	15.6	27.0	18.4	15.9	30.2
		Pēc cirtes	17.5	15.8	24.0			
	81		19.0	17.1	28.0	20.9	18.0	34.5
IV	66	Pirms cirtes	14.0	12.0	23.0	14.0	12.0	23.0
		Pēc cirtes	14.0	12.2	20.0			
	81		16.0	13.6	25.0	17.1	14.7	28.2

Bon - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums

Modelētie bērzu audžu taksācijas rādītāji

Bon	Vecums gadi	Laiks	Apsaimniekota audze			Neapsaimniekota audze				
			H, m	D, cm	G, m ² ha ⁻¹	H, m	D, cm	G, m ² ha ⁻¹	M, m ³ ha ⁻¹	N, ha ⁻¹
Ia	19	Pirms cirtes	14.0	10.0	17.0	14.0	10.0	17.0	116	2165
		Pēc cirtes	14.0	11.9	12.5					
	27	Pirms cirtes	18.0	15.0	20.0	19.3	13.7	22.4	201	1517
		Pēc cirtes	18.0	17.5	15.0					
	41	Pirms cirtes	24.0	22.6	25.0	25.7	18.3	30.3	352	1150
		Pēc cirtes	24.0	25.1	17.0					
60	Pirms cirtes	28.0	31.6	27.0	31.0	21.9	37.8	522	1006	
	Pēc cirtes	28.0	33.0	19.0						
	71		30.0	40.1	28.0	33.0	23.2	38.2	560	906
I	24	Pirms cirtes	14.0	10.0	17.0	14.0	10.0	17.0	116	2165
		Pēc cirtes	14.0	11.9	12.5					
	32	Pirms cirtes	17.0	14.6	19.0	18.1	12.9	21.4	181	1649
		Pēc cirtes	17.0	16.5	14.0					
	47	Pirms cirtes	22.0	21.1	23.0	23.8	16.9	28.4	306	1271
		Pēc cirtes	22.0	22.8	17.0					
	71		26.5	28.2	26.0	29.4	20.7	37.0	486	1100
II	30	Pirms cirtes	14.0	10.0	17.0	14.0	10.0	17.0	116	2165
		Pēc cirtes	14.0	11.9	12.5					
	45	Pirms cirtes	18.5	15.0	20.0	19.8	14.0	23.4	214	1516
		Pēc cirtes	18.5	16.1	15.0					
	71		22.5	19.9	23.0	26.3	18.5	31.8	377	1179
III	40	Pirms cirtes	14.0	10.0	17.0	14.0	10.0	17.0	116	2165
		Pēc cirtes	14.0	11.3	12.5					
	58	Pirms cirtes	18.0	14.3	20.0	18.9	13.4	22.7	200	1607
		Pēc cirtes	18.0	14.5	17.0					
	71		20.0	16.4	21.5	21.7	15.3	26.0	258	1412

Bon - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums

Kritiskais vēja ātrums (m/s) priežu audzēs minerālaugsnēs atkarībā no audzes vecuma un apsaimniekošanas

	Vēja pusē												
	Mežs						Izcirtums						
Bonitāte	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5	
Vecuma desmitgade													
Nav retināts													
4	27	28					16	17					
5	26	26	28				17	17	17				
6	25	26	27	27			16	16	16	16			
7	24	25	26	27			16	18	17	17			
8	23	24	25	26	27		15	16	16	16	16		
9	23	23	24	25	27		15	15	16	15	16		
10	22	23	23	25	26		15	14	15	17	15		
11	22	22	23	24	26	30	15	15	15	15	16	18	
12					25	28					15	15	
Ir retināts atbilstoši LVM kopšanas ciršu modeļiem													
3	29	29					21	16					
4	30	30	29				20	18	16				
5	31	30	29	32			22	20	19	20			
6	30	29	29	31			22	22	19	18			
7	30	29	29	30	29		22	21	20	16			
8	28	28	29	30	29		22	21	22	21			
9	27	27	28	29	29		21	20	21	21			
11	26	27	28	28	29	29	21	21	21	21	16		
12					28	29				19	17		

Bonitāte - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums.

Kritiskais vēja ātrums (m/s) egļu audzēs minerālaugsnēs atkarībā no audzes vecuma un apsaimniekošanas

	Vēja pusē												
	Mežs						Izcirtums						
Bonitāte	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5	
Vecuma desmitgade													
Nav retināts													
4	23	24					12	12					
5	22	23	24				12	12	12				
6	22	22	23	24			12	12	12	12			
7	21	22	22	23	23		12	12	12	12	11		
8	21	22	22	23	24		12	13	12	12	12		
Ir retināts atbilstoši LVM kopšanas ciršu modeļiem													
3	23	23					11	11					
4	25	24	23				15	12	11				
5	25	25	24	23			17	13	12	11			
6	24	23	25	24			17	14	13	12			
7	24	24	24	24	24		17	13	12	12	11		
8	24	21	22	24	23		18	12	12	13	12		

Bonitāte - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums.

Kritiskais vēja ātrums (m/s) bērzu audzēs minerālaugsnēs atkarībā no audzes vecuma un apsaimniekošanas

Bonitāte	Vēja pusē											
	Mežs						Izcirtums					
	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5
Vecumdesmitgade												
Nav retināts												
3	23	23					11	12				
4	21	22	24				11	12	12			
5	21	21	22	24			11	11	11	12		
6	20	21	22	23			11	12	11	12		
7	20	20	21	22			12	11	12	12		
Ir retināts atbilstoši LVM kopšanas ciršu modeļiem												
2	25						12					
3	26	27					15	16				
4	27	27	27	27			20	19	14	13		
5	27	28	25	26			20	19	14	13		
6	27	27	25	25			21	20	15	13		
7	28	27	25	25			23	20	17	15		

Bonitāte - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums.

Kritiskā vēja ātruma ikgadējās atgriešanās varbūtība atkarībā no valdošās koku sugas, TVBDK, bonitātes, audzes vecuma un novietojuma attiecībā pret blakus audzēm/ izcirtumiem parādīts 4.6. tabulā.

Kritiskā vēja ātruma ikgadējās atgriešanās varbūtība

TBVK=10

TBVK10	Vēja pusē blakus izcirtums											
	nav						ir					
	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5
Priede												
Vecumklase	Nav retināts											
4	0*	0					1	1				
5	0	0	0				1	1	1			
6	0	0	0	0			1	1	2	2		
7	0	0	0	0			2	1	1	1		
8	0	0	0	0	0		4	1	2	1	2	
9	0	0	0	0	0		5	3	2	3	1	
10	0	0	0	0	0		3	8	4	1	3	
11	0	0	0	0	0	0	4	3	4	3	2	1
12					0	0					3	3
Ir retināts												
3	0	0					0	2				
4	0	0	0				0	0	2			

5	0	0	0	0			0	0	0	0		
6	0	0	0	0			0	0	0	0		
7	0	0	0	0	0		0	0	0	2		
8	0	0	0	0	0		0	0	0	0		
9	0	0	0	0	0		0	0	0	0		
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
12					0	0				0	1	
Egle												
	Nav retināts											
4	0	0					40	30				
5	0	0	0				42	38	32			
6	0	0	0	0			26	44	35	43		
7	0	0	0	0	0		35	30	45	42	45	
8	0	0	0	0	0		28	23	26	35	34	
	Ir retināts											
3	0	0					48	48				
4	0	0	0				5	34	48			
5	0	0	0	0			1	18	34	48		
6	0	0	0	0			1	10	18	34		
7	0	0	0	0	0		1	17	34	32	47	
8	0	0	0	0	0		0	38	28	14	41	
Bērzs												
	Nav retināts											
3	0	0					49	42				
4	0	0	0				49	43	29			
5	0	0	0	0			49	53	47	35		
6	0	0	0	0			53	35	47	35		
7	0	0	0	0			39	56	37	45		
	Ir retināts											
2	0						25					
3	0	0					4	2				
4	0	0	0	0			0	0	4	13		
5	0	0	0	0			0	0	7	17		
6	0	0	0	0			0	0	2	15		
7	0	0	0	0			0	0	1	3		

*0 – mazāk kā 0.5 jeb reizi 200 gados. Bonitāte - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums.

TBVK=11

TBVK11	Vēja pusē blakus izcirtums											
	nav						ir					
Bonitāte	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5
Priede												
Vecumklase	Nav retināts											
4	0*	0					3	2				
5	0	0	0				2	2	2			
6	0	0	0	0			3	3	3	4		
7	0	0	0	0			4	1	2	2		
8	0	0	0	0	0		9	3	4	3	5	
9	0	0	0	0	0		10	6	3	7	3	
10	0	0	0	0	0		6	16	9	2	6	
11	0	0	0	0	0	0	7	6	7	5	4	1
12					0	0					6	6
	Ir retināts											
3	0	0					0	4				
4	0	0	0				0	1	4			
5	0	0	0	0			0	0	0	0		
6	0	0	0	0			0	0	0	1		
7	0	0	0	0	0		0	0	0	4		
8	0	0	0	0	0		0	0	0	0		
9	0	0	0	0	0		0	0	0	0		
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
12					0	0				0	1	
Egle												
	Nav retināts											
4	0	0					64	53				
5	0	0	0				66	62	55			
6	0	0	0	0			47	68	59	67		
7	0	0	0	0	0		58	52	69	66	69	
8	0	0	0	0	0		50	43	47	59	58	
	Ir retināts											
3	0	0					71	71				
4	0	0	0				10	57	71			
5	0	0	0	0			2	35	57	71		
6	0	0	0	0			2	21	35	57		
7	0	0	0	0	0		2	33	57	56	71	
8	0	0	0	0	0		1	61	49	28	65	
Bērzs												
	Nav retināts											
3	0	0					72	66				
4	0	0	0				72	67	51			
5	0	0	0	0			73	76	71	59		
6	0	0	0	0			76	58	71	58		

7	0	0	0	0			63	78	61	69		
Ir retināts												
2	0						46					
3	0	0					8	5				
4	0	0	0	0			0	1	8	27		
5	0	0	0	0			0	0	14	33		
6	0	0	0	0			0	0	4	30		
7	0	0	0	0			0	0	2	6		

*0 – mazāk kā 0.5 jeb reizi 200 gados. Bonitāte - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums.

TBVK=12

TBVK12	Vēja pusē blakus izcirtums											
	nav						ir					
Bonitāte	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5
Priede												
Vecumklase	Nav retināts											
4	0*	0					10	7				
5	0	0	0				6	7	6			
6	0	0	0	0			9	9	12	13		
7	0	0	0	0			14	4	8	9		
8	0	0	0	0	0		28	9	14	10	17	
9	0	0	0	0	0		31	21	12	22	9	
10	0	0	0	0	0		20	43	28	8	19	
11	0	0	0	0	0	0	24	19	24	18	15	4
12					0	0					20	19
Ir retināts												
3	0	0					0	13				
4	0	0	0				1	3	13			
5	0	0	0	0			0	1	2	1		
6	0	0	0	0			0	0	2	3		
7	0	0	0	0	0		0	0	1	13		
8	0	0	0	0	0		0	0	0	0		
9	0	0	0	0	0		0	1	0	0		
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	
12					0	0				1	5	
Egle												
Nav retināts												
4	0	0					88	82				
5	0	0	0				89	87	83			
6	0	0	0	0			78	90	85	89		
7	0	0	0	0	0		85	81	90	89	90	
8	0	0	0	0	0		80	75	78	85	85	
Ir retināts												
3	0	0					91	91				
4	0	0	0				29	84	91			

5	0	0	0	0			9	69	84	91		
6	0	0	0	0			6	51	69	84		
7	0	0	0	0	0		6	66	84	83	91	
8	0	0	0	0	0		3	86	80	60	88	
Bērzs												
Nav retināts												
3	0	0					91	89				
4	0	0	0				91	89	81			
5	1	0	0	0			92	93	91	85		
6	1	0	0	0			93	85	91	85		
7	1	1	0	0			87	94	86	90		
Ir retināts												
2	0						77					
3	0	0					25	17				
4	0	0	0	0			1	3	24	59		
5	0	0	0	0			1	2	39	66		
6	0	0	0	0			1	1	13	63		
7	0	0	0	0			0	1	7	20		

*0 – mazāk kā 0.5 jeb reizi 200 gados. Bonitāte - Orlova Bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums.

TBVK=13

TBVK13	Vēja pusē blakus izcirtums											
	nav						ir					
Bonitāte	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5
Priede												
Nav retināts												
4	0*	0					22	16				
5	0	0	0				15	17	14			
6	0	0	0	0			20	20	26	26		
7	0	0	0	0			29	10	18	19		
8	0	0	0	0	0		48	20	28	22	33	
9	1	0	0	0	0		51	39	25	40	20	
10	1	1	0	0	0		37	63	47	19	36	
11	1	1	0	0	0	0	42	36	42	34	30	9
12					0	0					37	35
Ir retināts												
3	0	0					1	26				
4	0	0	0				3	8	26			
5	0	0	0	0			1	3	5	3		
6	0	0	0	0			1	1	5	8		
7	0	0	0	0	0		1	1	3	26		
8	0	0	0	0	0		1	1	1	1		
9	0	0	0	0	0		1	3	1	1		
11	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	26	
12					0	0				4	12	

Egle													
Nav retināts													
4	0	0						93	90				
5	1	1	0					94	93	91			
6	1	1	1	0				88	94	92	94		
7	1	1	1	0	0			92	90	94	94	94	
8	1	1	1	1	0			89	86	88	92	91	
Ir retināts													
3	0	0						95	95				
4	0	0	0					49	91	95			
5	0	0	0	0				20	82	91	95		
6	0	0	0	0				15	70	82	91		
7	0	0	0	0	0			15	80	91	91	95	
8	0	1	1	0	0			8	92	89	76	93	
Bērzs													
Nav retināts													
3	1	0						95	94				
4	1	1	0					95	94	89			
5	2	1	1	0				95	96	95	92		
6	2	1	1	1				96	92	95	92		
7	3	2	1	1				93	96	92	94		
Ir retināts													
2	0							87					
3	0	0						44	32				
4	0	0	0	0				3	8	43	75		
5	0	0	0	0				3	5	59	80		
6	0	0	0	0				2	3	26	78		
7	0	0	0	0				1	2	16	37		

*0 – mazāk kā 0.5 jeb reizi 200 gados. Bonitāte - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums.

TBVK=14

TBVK14	Vēja pusē blakus izcirtums												
	nav						ir						
Bonitāte	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5	
Priede													
Vecumklase	Nav retināts												
4	0*	0					43	35					
5	1	1	0				33	36	31				
6	1	1	0	0			41	41	48	48			
7	1	1	1	0			51	25	38	39			
8	2	1	1	1	0		68	41	50	43	55		
9	2	2	1	1	0		70	61	46	62	41		
10	3	3	2	1	1		59	79	68	39	58		

11	4	3	2	1	1	0	64	58	64	57	52	23
12					1	0					59	58
	Ir retināts											
3	0	0					5	48				
4	0	0	0				8	21	48			
5	0	0	0	0			3	8	13	8		
6	0	0	0	0			3	3	13	21		
7	0	0	0	0	0		3	5	8	48		
8	0	0	0	0	0		3	5	3	5		
9	0	0	0	0	0		5	8	5	5		
11	1	0	0	0	0	0	5	5	5	5	48	
12					0	0					12	29
Egle												
	Nav retināts											
4	2	1					96	94				
5	3	2	1				96	96	95			
6	3	3	2	1			93	97	95	96		
7	4	4	3	2	2		95	94	97	96	97	
8	4	3	3	2	1		94	92	93	95	95	
	Ir retināts											
3	2	2					97	97				
4	1	1	2				69	95	97			
5	1	1	1	2			40	90	95	97		
6	1	2	1	1			33	83	90	95		
7	1	1	1	1	2		33	89	95	95	97	
8	1	4	3	1	2		20	96	94	87	96	
Bērzs												
	Nav retināts											
3	2	2					97	96				
4	5	3	1				97	96	94			
5	6	4	3	1			97	97	97	95		
6	7	4	4	2			97	95	97	95		
7	10	7	5	3			96	98	95	97		
	Ir retināts											
2	1						93					
3	0	0					65	55				
4	0	0	0	0			10	21	64	86		
5	0	0	1	1			8	15	76	89		
6	0	0	1	1			6	8	48	88		
7	0	0	1	1			2	8	35	59		

*0 – mazāk kā 0.5 jeb reizi 200 gados. Bonitāte - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums.

TBVK=15

TBVK15	Vēja pusē blakus izcirtums											
	nav						ir					
Bonitāte	0	1	2	3	4	5	0	1	2	3	4	5
Priede												
	Nav retināts											
4	0*	0					64	54				
5	1	0	0				52	57	49			
6	1	1	0	0			62	62	69	70		
7	2	1	1	0			73	40	59	60		
8	2	1	1	1	0		86	62	72	65	76	
9	3	2	1	1	0		88	81	68	82	62	
10	4	3	2	1	1		79	92	86	59	79	
11	5	4	2	2	1	0	83	79	83	78	74	38
12					1	0					80	78
	Ir retināts											
3	0	0					7	70				
4	0	0	0				13	35	70			
5	0	0	0	0			4	13	22	13		
6	0	0	0	0	0		4	4	22	35		
7	0	0	0	0	0		4	7	13	70		
8	0	0	0	0	0		4	7	4	7		
9	0	0	0	0	0		7	13	7	7		
11	1	0	0	0	0	0	7	7	7	7	70	
12					0	0				20	46	
Egle												
	Nav retināts											
4	2	1					99	99				
5	4	3	2				99	99	99			
6	5	4	3	2			98	99	99	99		
7	6	5	4	2	2		99	99	99	99	99	
8	6	5	4	3	2		98	98	98	99	99	
	Ir retināts											
3	2	2					99	99				
4	1	2	2				87	99	99			
5	1	1	2	2			61	97	99	99		
6	2	2	1	2			52	94	97	99		
7	2	2	2	2	2		52	97	99	99	99	
8	1	6	4	1	2		33	99	98	96	99	
Bērzs	15.9	##	6.7	4.4			99.5	99.5	99.3	99.3		
	Nav retināts											
3	3	2					99	99				
4	6	4	2				99	99	98			
5	9	6	4	2			99	99	99	99		
6	11	6	6	3			99	99	99	99		
7	16	11	7	4			99	100	99	99		

	Ir retināts										
2	1						98				
3	0	0					84	76			
4	0	0	0	0			17	35	84	96	
5	0	0	1	1			13	24	91	97	
6	0	0	1	1			9	13	70	96	
7	0	0	1	1			3	12	55	80	

*0 – mazāk kā 0.5 jeb reizi 200 gados. Bonitāte - Orlova bonitāte pēc vecuma, kādā sasniegts 14 m augstums.

Koeficientu aprēķins vienkāršotai kritiskā vēja ātruma aproksimācijai dažādu dimensiju audzēs

Vienādojums izstrādāts uz Hwind aprēķinos izmantotajiem paraugaudžu datiem. Aproksimācijā izmantot daudzfaktoru lineārā regresijas analīze, kura koeficientu vērtības aprēķinātas izmantojot datorprogrammu SPSS14.

$$V_{\text{krit}} = b_1 + b_2 * h + b_3 * (\text{izcirtums}) + b_4 * hd, \text{ kur (4.2.)}$$

h – audzes augstums, m

izcirtums (0, ja izcirtums nav, 1, ja vēja pusē blakus audzei ir izcirtums).

hd – vidējā augstuma (m) un vidējā caurmēra (cm) attiecība.

b1, b2, b3, b4 koeficienti.

Kritiskā vēja ātruma audzēs uz minerālaugsnēm aprēķina formulas koeficienti

Parametrs	Koku suga		
	Priede	Egle	Bērzs
b1	49,822	44,910	45,060
b2	-0,199	-0,091	-0,121
b3	-9,180	-10,824	-9,955
b4	-16,550	-17,653	-14,476

Modeļa $R^2 = 0,96-0,98$

Izmantojot kritisko vēja ātrumu aprēķinus (4.1. formula) un audžu taksācijas rādītājus (4.2 formula) iespējams aprēķināt audzes vidējā koka bojājuma varbūtību.

5. Salcietības izmēģinājums

Pārskata periodā veikta materiāla audzēšana salcietības izmēģinājumam kontroles (neizmainītos) un paaugstinātas temperatūras (temperatūra +4 °C, nemainot tās diennakts svārstības) režīmā (5.1. att.), vecot stādījumu laistīšanu (saglabājot optimālu augsnes mitrumu). Stādi izvietoti atbilstoša izmēra konteineros. Izmantota plašāk praksē lietotā meža reproduktīvā materiāla kategorija – sēklu plantāciju pēcnācēji (uzlabots vai pārāks) un visvairāk izmantotais stādāmā materiāla veids: priedei – viengadīgi ietvarsējeņi, eglei – kailsakņu stādi ar uzlabotu sakņu sistēmu. Priedei ietverti divu Rietumu un vienas Austrumu provenienču reģiona sēklu plantācijas pēcnācēji (attiecīgi Dravas un Klīve, audzēti Mazsilu kokaudzētavā un Sāviena, audzēti Strenču kokaudzētavā), eglei – pēcnācēji no vienas Rietumu un vienas Centrālā reģiona sēklu plantācijas (attiecīgi Remte, audzēti Mazsilu kokaudzētavā un Suntaži, audzēti Strenču kokaudzētavā). Ierobežotās eksperimenta vietas dēļ eglei nav ietverts materiāls no Austrumu provenienču reģiona.

Sākoties ziemas periodam paredzēta stādmateriāla uzglabāšana un salcietības pārbaudes, tas atkārtojot 6 reizes ik pa 2 nedēļām.

(a)





5.1. attēls. Materiāla audzēšana salcietības izmēģinājumiem neizmainītas (a) un paaugstinātas (b) temperatūras režīmā

6. Sēklu materiāla audzēšana kontrolētos apstākļos

Sēklu materiāla ieguve kontrolētos apstākļos sākotnēji bija plānota vienā pētījumu objektā, kur iespējams pievadīt elektrību paredzētajiem – Dundagas novadā – 2 koku sugām: eglei un bērzam. Eglei šajā pavasarī nebija ziedēšanas tādā apmērā, lai būtu iespējams realizēt eksperimentu, to izdevās uzsākt bērzam, taču temperatūras tehniskas kļūmes dēļ bija pārāk augstas un nav sagaidāms, ka tiks iegūtas dzīvotspējīgas sēklas. Ņemot vērā neveiksmes ar izmantoto sistēmu, nākamajos periodos lietderīgāk izmantot jaunuzceltās klimatmājas iespējas, ievietojot kontrolētos apstākļos ziedošu potējumu liela izmēra podā un turot līdz sēklu nobriešanas brīdim, nevis konstruēt sildīšanas sistēmu lauka apstākļos.

7. Analizēto klimata ietekmju uz koku sugām apkopojums

Klimata ietekmes kopsavilkums

	Priede	Egle	Bērzs	Melnalksnis	Apse	
Pieauguma izmaiņas	Krāja ciršanas vecumā no +19% (rietumos) līdz +30% (austrumos)	Krāja ciršanas vecumā +21%	Krāja ciršanas vecumā +9%	Pašreizējā līmenī	Pašreizējā līmenī	
Ietekmējošie faktori	Vējš	Ietekme nozīmīga, īpaši dienvidrietumos; ieteicama savlaicīga retināšana, atbilstoša cirsmu plānošana, ciršana pēc mērķa caurmēra	Ietekme pašreizējā līmenī	Ietekme pašreizējā līmenī	Ietekme pašreizējā līmenī	
	Sasalstošie lietus	Ietekme nozīmīga, īpaši austrumos; rekomendējama savlaicīga retināšana				
	Dendrofāgie kukaiņi	Kopumā ietekme palielināsies; nozīmīgākās sugas <i>Bupalus piniarius</i> , <i>Panolis flammea</i> , <i>Diprion pini</i> , <i>Rhyacionia buoliana</i> , <i>Lymantria monacha</i> , <i>Tomicus piniperda</i>	Kopumā ietekme palielināsies, īpaši uz nosusinātām kūdras augsnēm; nozīmīgākās sugas <i>Ips typographus</i> , <i>Lymantria monacha</i> , iespējams <i>Physokermes piceae</i>	Kopumā ietekme nenozīmīga, sugas: <i>Eriogaster lanestris</i> , <i>Craesus septentrionalis</i> , <i>Biston betularia</i> , <i>Melolontha melolontha</i>	Kopumā ietekme nenozīmīga, suga: <i>Agelastica alni</i>	Kopumā ietekme nenozīmīga, suga: <i>Melasma populi</i>
	Slimības	Kopumā ietekme palielināsies; nozīmīgākās sugas: <i>Lophodermium seditiosum</i> , <i>Heterobasidion spp.</i> , <i>Armillaria spp.</i> , <i>Gremmeniella abietina</i> , <i>Phytophthora spp.</i> , <i>Dothistroma spp.</i>	Kopumā ietekme palielināsies; nozīmīgākās sugas: <i>Heterobasidion spp.</i> , <i>Armillaria spp.</i> , <i>Phytophthora spp.</i> , <i>Stereum sanguinolentum</i>	Ietekme nenozīmīga, sugas: <i>Phytophthora cactorum</i> , <i>Cicadella viridis</i> bojājumu vietās, <i>Melampsoridium betulinum</i>	Ietekme nenozīmīga, suga: <i>Phytophthora alni</i>	Ietekme nenozīmīga, sugas: <i>Phellinus tremulae</i> , <i>Venturia tremulae</i> , <i>Micrococcus populi</i>

Rekomendācija atjaunošanai	Stādīšanas apjoms saglabājams, īstenojot profilaktiskos pasākumus (monitorings, putnu būri, ugunsapsardzība)	Stādīšanas apjoms saglabājams; ja riskiem vairāk pakļautajās vietās (reģioni, MT) nav iespējams plānot apsaimniekošanu pēc mērķa caurmēra, tad šajās vietās samazināt egles atjaunošanu	Stādīšanas apjoms palielināms	Stādīšanas apjoms saglabājams vai palielināms	Klimata ietekme nav nozīmīga salīdzinājumā ar pārnodžu ietekmi
----------------------------	--	---	-------------------------------	---	--

		Dizškābardis	Sarkanais ozols	Lapegle	Klinškalnu priede	Liepa, kļava
Pieauguma izmaiņas		Meteoroloģiskie faktori gadskārtu platumu dizškābardim ietekmē līdzīgā mērā kā vietējām koku sugām. Pieaugums augsts, nākotnē prognozētie klimatiskie apstākļi ietekmēs pozitīvi	Pieaugums augsts, nākotnē prognozētie klimatiskie apstākļi ietekmēs pozitīvi	Pieaugums augsts, nākotnē prognozētie klimatiskie apstākļi ietekmēs nedaudz (negatīvi)	Mazauglīgās augsnēs pieaugums lielāks nekā parastajai priedei, klimata ietekme neliela, pozitīva	Nav zināmas, bet vēsturisko klimata datu un atjaunošanās analīze liecina par pozitīvu ietekmi
Ietekmējošie faktori	Vējš	Ietekme zema (kā parastajam ozolam)		Ietekme zema (kā parastajai priedei), palielināsies, īpaši dienvidrietumu daļā		Ietekme zema (kā bērzam), palielināsies
	Sasalstošs lietus	Ietekme tieši nav vērtēta, taču visām analizētajām koku sugām vienlīdz nozīmīga, īpaši austrumos; rekomendējama savlaicīga retināšana				
	Dendrofāgie kukaiņi	Ietekme tieši nav vērtēta, taču bojājumi esošajās audzes nav novēroti; nedaudz palielināsies	Ietekme nav nozīmīga	Ietekme nav nozīmīga, nozīmīgs risks, parādoties jaunām sugām	Ietekme nav zināma	
	Slimības	Nav nozīmīga, nav sagaidāms, ka palielināsies	Iespējams, nozīmīga, palielināsies	Kopumā ietekme palielināsies; nozīmīgākās sugas: <i>Heterobasidion spp.</i> , <i>Armillaria spp.</i>	Ietekme nav zināma	
Rekomendācija atjaunošanai		Stādījumu ierīkošana primāri R daļā (izmantojot piemērotas proveniences)	Stādījumu ierīkošana R daļā (izmantojot piemērotas proveniences)	Stādījumu ierīkošana pēc slimību riska un sausuma ietekmes testu veikšanas	Izmantot meža atjaunošanā kailcirtēs kā alternatīvu parastajai priedei	Saglabājamās, pakāpeniski palielināms īpatsvars atjaunošanā, turpinot izpēti

8. Koku sugu mistrojuma loma meža noturības nodrošināšanā

Lai veicinātu mežaudžu pielāgošanos klimata izmaiņām, mistraudžu veidošana bieži tiek rekomendēta kā viens no nozīmīgākajiem risinājumiem noturības palielināšanai pret dendrofāgo kukaiņu (Castagneyrol et al., 2014; Jactel et al., 2005; Jactel, Brockerhoff, 2007; Klimetzek, 1990; Koricheva et al., 2006), slimību (Koricheva et al., 2006; Pautasso et al., 2005), vēja (Griess, Knoke, 2011; Knoke et al., 2008), sausuma (Pretzsch et al., 2013), uguns (González et al., 2006; Moreira et al., 2001) u.c. faktoru (Fabian, Menzel, 1998; Knoke et al., 2005; Lindner, 1999; von Lüpke et al., 2004; Reif et al., 2010; Spiecker, 2003) radītajiem draudiem.

Tomēr šādas rekomendācijas parasti ir vispārīgas un nav iespējams novērtēt to pamatotību un/vai piemērot tās meža apsaimniekošanai Latvijā. Piemēram, pat no pirmajā rindkopā minētajām 18 zinātniskajām publikācijām tikai 1 balstīta uz empīriskiem datiem, pārējās ir apskati (review), ietver modeļu rezultātus vai pieņēmumus. Visbiežāk arī izvirzītās hipotēzes par lielāku mistraudzes noturību pret traucējumiem netiek pamatotas ar empīrisko datu materiālu, un ir balstītas uz pētījumiem lauksaimniecībā vai mikrobu populāciju analīzi (Hooper et al. 2005; Loreau et al. 2001b, 2002; Mittelbach et al. 2001; Tilman et al. 2001). Savukārt par šo hipotēžu atbilstību tādās kompleksās ekosistēmās kā mežs pieejamā informācija ir limitēta (Pretzsch 2003; Vila et al. 2003), turklāt trūkst datu par mistrojuma ietekmi uz audzes noturību hemiboreālajā mežu zonā (Jactel et al., 2005) un dažādos meža vecuma posmos, piemēram, jaunaudzēs (Sobek et al., 2009).

Tāpat rekomendācijas parasti nesniedz informāciju par mistrojuma telpisko mērogu, t.i., vai rekomendētais mistrojums nepieciešams visā platībā vienmērīgi, vai līdzvērtīgu rezultātu nodrošinātu, piemēram, divas blakus esošas nelielas tīraudzes (t.i., mistrojums meža masīva līmenī). Lai gan daži autori pauž uzskatu, ka biotopu (dzīvotņu) daudzveidība ainavas mērogā ir nozīmīgāka par audzes sastāva daudzveidību (Duelli 1997; Landis et al., 2000; Mensah 1999; Thies, Tschardtke 1999), arī šie secinājumi izdarīti, pamatojoties uz pieredzi lauksaimniecībā, un nepieciešams pārliicināties par šo pieņēmumu atbilstību hemiboreālajai meža ekosistēmai. Turklāt vairāki autori uzsver, ka ir vieni no pirmajiem, kas veikuši empīriskos pētījumus, novērtējot mistraudžu noturību pret kukaiņiem (Jactel et al., 2002; Kaitaniemi et al., 2007; Vehviläinen et al., 2006) un slimībām (Hantsch et al., 2013, 2014).

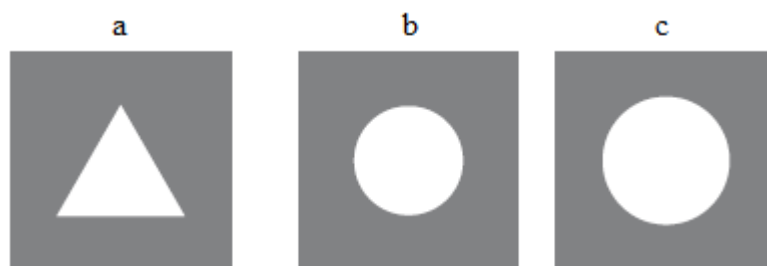
Tādēļ literatūras apskata mērķis ir apkopot informāciju par zinātnisku pētījumu rezultātiem, kuros novērtēta mistraudžu noturība, identificējot iespējamus ieguvumus no mistrojuma izmantošanas. Literatūras apskatā apzināti nav ietverta informācija par mistraudžu ražību, jo tā ļoti atkarīga ne tikai no izvēlētajām sugām un to mistrojuma, bet arī no pielietotā

apsaimniekošanas režīma. Vērtēta mistraudžu veidošana kā apzināta darbība, nevis to rašanās meža platības pamešanas novārtā rezultātā.

Mistrojuma / mistraudžu (gan mixed stands, gan mixed forests) definīcijas

Šobrīd Eiropā lietotā definīcija par mistraudzi atzīst kokaudzi, kurā ne skujkoku, ne lapu koku sugas nepārsniedz 75% no kopējās vainaga projekcijas (FAO, 2000). Tomēr šāda definīcija neiekļauj jauktas lapu koku vai skujkoku audzes, piemēram, priežu-egļu audzes. Veicot plašu literatūras apskatu, Bravo-Oviedo et al. (2014) apkopoja mistraudzes pamatpazīmes, definējot, ka tā ir „meža vienība, izņemot stādījumus rindās, kuru veido vismaz divas koku sugas jebkurā attīstības stadijā un kas izmanto kopīgus resursus (gaisma, ūdens un/vai barības vielas). Katras sugas īpatsvars var tikt noteikts atbilstoši koku skaitam vai šķērslaukumam audzē, lai gan tiek izmantota arī krāja, biomasa, vainaga segums vai katras sugas aizņemtā platība audzē. Tiek pieļautas dažādas struktūras un telpiskais sugu izkārtojums, turklāt sugu mijiedarbība un to relatīvais īpatsvars mainās laikā”. Tomēr, pat gadījumos, kad dažādās valstīs mistraudzes definēšanai tiek lietots vienots parametrs, robežvērtības atšķiras, piemēram, Francijā un Spānijā tiek lietota vienāda parauglaukuma platība (2000 m²) vainaga projekcijas noteikšanai, bet mistraudzes robežvērtība ir attiecīgi 25 un 30%, savukārt Lietuvā un Norvēģijā parauglaukuma platība nav noteikta, bet vainaga projekcijas robežvērtības ir attiecīgi 15 un 30%. Arī mēģinājumi definīcijā iekļaut mistraudzes telpiskās īpašības līdz šim bijuši nesekmīgi. Lai gan Bartelink un Olsthoorn (1999) par mistraudzi atzīst audzi, kurā „dažādas koku sugas izvietotas jaukti nelielā telpiskā mērogā”, tomēr autori konkrēti nav norādījuši ne platību, ne koku telpisko izkārtojumu, t.i., mistrojums audzes, meža masīva līmenī vai grupās.

Norādot uz telpiskā izvietojuma nozīmi Bravo-Oviedo et al. (2014) sniedz piemēru mistrojuma efekta novērtējumam ekotonā starp divām nelielām tīraudzēm vai sugu mistrojumam grupās (8.1. att.), demonstrējot, ka ar dažādiem paņēmieniem (dažāda izmēra un formas audžu mistrojumu) iespējams panākt līdzīgu efektu.



8.1. attēls. Sugu telpiskā izvietojuma un īpatsvara ietekme uz mistraudzi (Bravo-Oviedo et al, 2014).

Attēlā ar pelēko un balto krāsu attēlots divu dažādu sugu tīraudžu telpiskais izvietojums. Figūrai 1a un 1b ir vienāda laukumu attiecība (8:2) pelēkajai un baltajai attēla daļai, tomēr 1a attēlā baltajai figūrai ir lielāka saskares zona ar pelēko (perimetrs), tātad sugu mijiedarbība jeb mistrojuma efekts tajā ir izteiktāks nekā attēlā 1b. Savukārt attēlā 1c saskares zona starp dažādām sugām ir tikpat liela kā attēlā 1a, bet laukumu attiecība pelēkajai un baltajai daļai ir 6:4. Tas norāda, ka mistrojuma ietekmes novērtēšanai nepieciešams definēt gan tā telpisko izvietojumu, gan platību. Neliela tīraudžu mistrojuma pozitīvo ietekmi meža masīva mērogā apstiprina arī Dennis (1997) un Humphrey et al. (1999), uzsverot daudzveidības nozīmi ainavas, nevis audzes ietvaros.

Ņemot vērā vienotas mistraudžu definīcijas trūkumu un esošo definīciju nepilnības, pirms jebkura pētījuma rezultātu izmantošanas, raksturojot mistraudžu priekšrocības (trūkumus) salīdzinājumā ar tīraudzēm, vispirms jāpārliecinās, kas ar terminu „mistraudze” apzīmēts konkrētajā gadījumā. Turklāt visbiežāk arī zinātniskajos rakstos netiek norādīta mistraudžu specifika, īpaši sugu telpiskais izvietojums, kam var būt izšķiroša nozīme mistrojuma ietekmē uz audzes noturību pret to vai citu traucējumu.

Vispārīgās hipotēzes par iespējamām priekšrocībām un to cēloņiem

„Potenciāli nestabilu” tīraudžu pārveidošana par „pielāgotām, stabilām” mistraudzēm Eiropā tiek pamatota ar to lielāku rezistenci un noturību, un tiek rekomendēta kā prioritāte mežu apsaimniekošanā (Ammer et al., 2006; Knoke et al., 2008; Spiecker, 2003). Tiek pausts uzskats, ka mistrotās audzēs traucējumi ir mazāk intensīvi un atjaunošanās pēc tiem notiek straujāk nekā tīraudzēs (Jactel et al., 2009; Loreau et al., 2001a). Turklāt tiek uzsvērta mistraudžu pašregulēšanās spēja, t.i., nelielu dažādu koku sugu grupu spēja nodrošināt audzes atjaunošanos traucējuma rezultātā izveidotā audzes atvērumā, kas nodrošina lielākas pielāgošanās iespējas klimata pārmaiņu kontekstā (Wagner et al., 2014). Mistraudzēs vērojamas koku augstuma, vainaga izvietojuma, sakņu sistēmas atšķirības (Kelty, 1992; Morin et al., 2011; Vilà et al., 2013), kas nodrošina lielāku strukturālo un ar kokiem saistīto citu dzīvo organismu sugu daudzveidību (Knoke et al., 2008).

Konkrēta koka jutību pret dendrofāģajiem kukaiņiem un slimību izraisītājiem nosaka tā blakus augošo koku sugu daudzveidība un sastopamība, attālums starp dažādu sugu kokiem, sezona, koku vecums un dimensijas (Castagneyrol et al., 2014; Jactel, Brockerhoff, 2007; Underwood et al., 2014; Vehviläinen et al., 2007). Šie faktori kopā veido t.s. „asociatīvo rezistenci” (Tahvanainen, Root, 1972), kas balstās uz resursu koncentrācijas teoriju (Root, 1973) – samazinoties konkrētās koku sugas īpatsvaram audzē, kaitēkļiem un slimību

izraisītājiem pieejama mazāka koncentrācija nepieciešamo resursu. Pastāv arī citi mehānismi, kas nosaka traucējumu intensitāti mistraudzēs. Piemēram, dažas dendrofāgo kukaiņu sugas izmanto vizuālos signālus, lai atrastu saimniekaugu, un to orientēšanos negatīvi ietekmē citu koku sugu piemistrojums audzē (Watt, 1992). Turklāt arī kaitēkļu parazītu un dabisko ienaidnieku sugu dažādība daudzveidīgā ekosistēmā ir lielāka (Root 1973; Russel 1989), un tiem pieejami plašāki barības resursi. Kaitēkļiem un slimībām, kas izplatās ar vēju, mistraudzē pastāv mazāka iespēja nokļūt uz atbilstošā saimniekauga (Heybroek, 1982).

Lapu koku piemistrojums egļu audzē nereti tiek minēts kā viens no paņēmieniem sakņu trupes *Heterobasidion annosum* ierobežošanai, palielinot attālumu starp saimniekkokiem (Heybroek 1982; Korhonen et al. 1998), līdz ar to samazinot infekcijas izplatīšanos caur saknēm (Lindén, Vollbrecht, 2002). Tāpat mistraudzēs antagonisku sēņu sastopamība, kas kavē sakņu trupes izplatīšanos, ir augstāka (Fedorov, Poleschuk, 1981; Johanson, Marklund, 2008; Murray, 1987). Turklāt mistraudzē egļu izciršanu kopšanas cirtes laikā iespējams veikt vēlākā audzes attīstības stadijā, novēršot iespēju slimībai inficēt celmus (Lygis et al., 2004).

Lapu koki tiek uzskatīti par noturīgākiem pret vēja bojājumiem nekā skujkoki (Bryndum, 1986; Holmsgaard, 1986), tomēr daļu no konstatētajām atšķirībām nosaka nevis kādi specifiski to pielāgojumi, bet fakts, ka lielākā daļa vētru mūsu reģionā notiek bezlapu periodā (Jackel et al., 2009; Zeng et al., 2010). Savukārt Kennel (1965) lielāku parastās egles noturību pret vēju mistraudzē ar Eiropas dižskābardi (salīdzinājumā ar egļu tīraudzi) skaidro ar lielāku egles vainagu mistraudzē, kas, saskaņā ar šī pētījuma autora vērtējumu, palielina egļu noturību.

Pētījumi liecina, ka mistraudzes, kuru sastāvā esošo koku sugu sakņu sistēmas ir atšķirīgas, labāk pārcieš sausuma periodus. Tas skaidrojams ar samazinātu konkurenci par ūdens pieejamību augsnes dziļākajos slāņos, kā arī, iespējams, koki ar dziļākajām saknēm nodrošina ūdens pārvadi uz sausākiem augsnes slāņiem, kur tas pieejams kokiem ar seklu sakņu sistēmu (Neumann, Cardon, 2012; Pretzsch et al., 2013).

Tomēr kopumā koku sugu daudzveidībai ir mazāka ietekme nekā konkrētu sugu sastopamībai (Setiawan et al., 2014). Piemēram, ozoli un bērzi ir vieni no kukaiņu sugām „bagātākajiem” kokiem Eiropā (Speight, Wainhouse, 1989), un tie piesaista gan vairāk dendrofāgo kukaiņu, gan to parazītu un dabisko ienaidnieku (Jactel et al., 2002), tādēļ to piemistrojums egļu audzē nodrošina lielāku entomoloģisko daudzveidību nekā priedes piemistrojums (Cappucino et al., 1998; Jactel et al., 2005). Pieredze lauksaimniecībā liecina, ka monokultūrās ģenerālistu zālēdāju izraisītie bojājumi sastopami piecas reizes vairāk, bet speciālistu zālēdāju izraisītie bojājumi konstatēti par 64 % mazāk nekā polikultūrās (Lau et al., 2008), tātad sugu mistrojums vien nenodrošina mazākus kopējos augu bojājumus noteiktā

platībā – tie var būt pat lielāki nekā monokultūrā. Līdzīgas tendences vērojamas arī slimību izplatībai (Hantsch et al., 2014; Jactel et al., 2009; Lau et al., 2008).

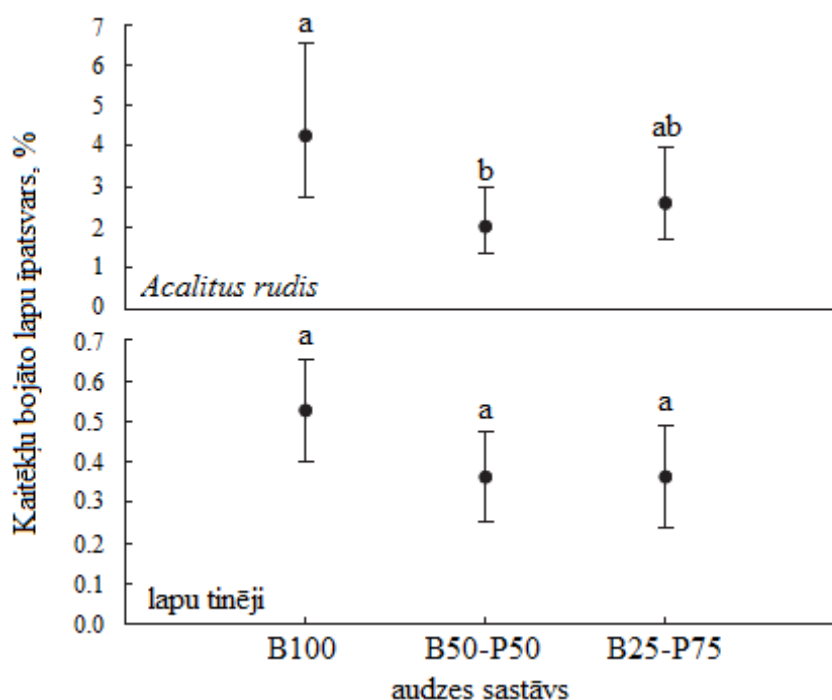
Jāņem vērā, ka mistraudzes efekts mainās laikā un telpā, izmainoties pieejamajiem resursiem vai klimatiskajiem apstākļiem (Forrester, 2014). Mainoties audzes attīstības stadijai, mistrojums no trūkuma var kļūt par priekšrocību, un otrādi. Piemēram, egles-bērza jaunaudzēs bērza piemistrojums palielina dažādu slimību izplatības risku (Hantsch et al., 2014), bet, pieaugot audzes vecumam un augstumam, pieaug arī vēja bojājumu risks, un tad noteikta veida bērza piemistrojums paaugstina egles vēja noturību (Schmid-Haas, Bachofen, 1991). Arī vienāda vecuma un sastāva audzēs, atkarībā no ietekmējošā faktora (traucējuma), mistrojuma efekts var būt gan pozitīvs, gan negatīvs. Piemēram, pieaugušās egles-priedes audzēs priedes piemistrojums var samazināt sausuma bojājumus eglēm (Pretzsch et al., 2013), bet audzēs ar *Heterobasidion annosum* p-tipa infekciju priedes piemistrojums var veicināt slimības izplatīšanos audzē (Korhonen et al., 1998).

Tomēr no šādiem teorētiskiem secinājumiem nav iespējams paredzēt konkrētu sugu mistrojuma ietekmi uz audzes noturību. Atšķirīgs sugu īpatsvars, audzes vecums, meža tips ietekmē koku mijiedarbību, turklāt arī kaitēkļu un to patogēnu sugu sastāvs un to mijiedarbība, slimību izraisītāju saimniekaugu daudzums un sastopamība tieši ietekmē audzes noturību konkrētā izplatības areāla daļā, līdz ar to nepieciešams teorētiskos pieņēmumus pamatot ar empīriskajiem pētījumiem. Tāpat nepieciešams pārbaudīt rekomendācijas par mistrojuma telpisko mērogu. Vienmērīgs dažādu sugu koku izvietojums audzē veido vienveidīgus apstākļus, savukārt grupu vai nelielu tīraudžu mistrojums nodrošina atšķirīgus apstākļus grupu vai tīraudžu iekšienē, kamēr to saskares zonā vērojams sugu mijiedarbības efekts. Turklāt atsevišķi autori jau uzsvēruši mistrojuma meža masīva, nevis katras audzes ietvaros nozīmi, piemēram, K. Bušs, postulējot un pamatojot principu „tīraudzes mistrotā mežā”.

Mistrojuma ietekme uz dendrofāgo kukaiņu radītajiem bojājumiem

Viens no visvairāk pētītajiem mistrojuma ietekmes uz audzes vitalitāti aspektiem saistīts ar dendrofāgo kukaiņu izraisītiem bojājumiem. Iezīmējas divi galvenie kaitēkļu izplatību ierobežojošie faktori. Pirmkārt, mistrojums ierobežo kaitēkļu speciālistu izplatību (samazina kopējo ietekmi), samazinot saimniekkoka sastopamību audzē. Otrkārt, mistraudzē ir daudzveidīgāka vide, kas nodrošina labvēlīgus apstākļus dendrofāgo kukaiņu parazītiem un dabiskajiem ienaidniekiem, kas skaidrojams ar pieņēmumu, ka dendrofāgie kukaiņi ir speciālisti, bet to parazīti - ģenerālisti. Apkopoti empīrisku pētījumu piemēri, kas apliecina norādītās sakarības.

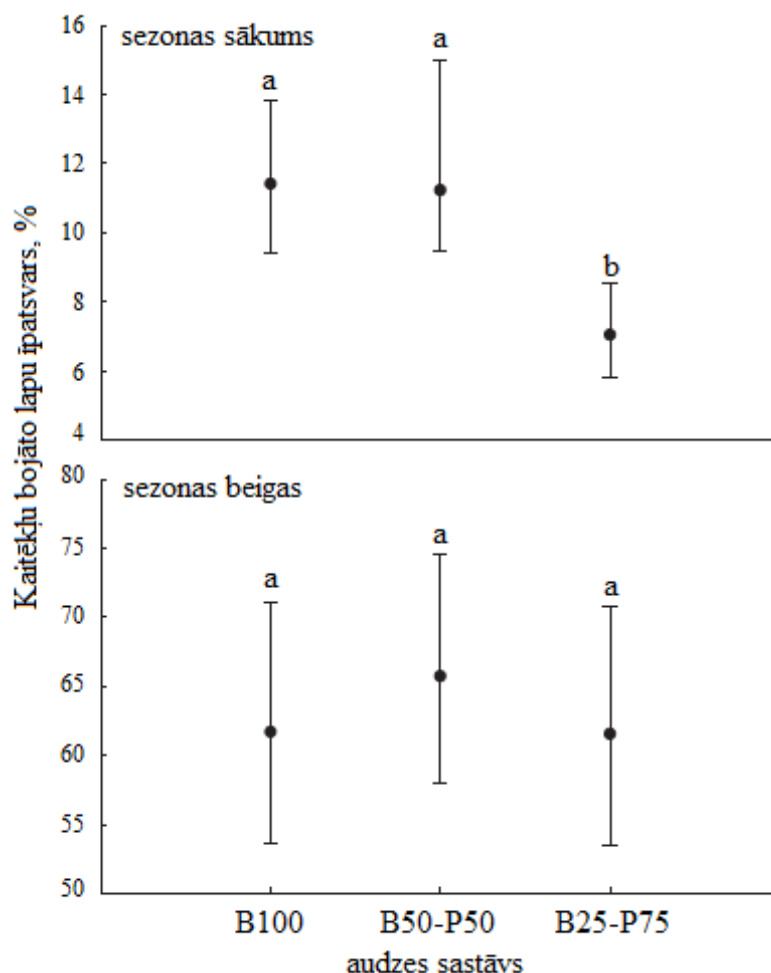
Dažādu bērza kaitēkļu speciālistu sastopamību kārpainā bērza audzēs Somijas DR un centrālajā daļā 20 gadu vecumā īslaicīgi ierobežojis parastās priedes piemistrojums (Vehviläinen et al., 2006). Konstatēts, ka kopējā lapgraužu, lapu tinēju, pangērču un laputu sastopamība bija lielāka bērza tīraudzēs, un samazinājās līdz ar priedes koku skaita īpatsvara palielināšanos audzē (8.2. att.). Tomēr pētījumā nav norādīts sugu telpiskais izvietojums (rindu, vienmērīgs vai grupu mistrojums) audzē, un katras audzes platība ir no 0,12 līdz 0,38 ha, turklāt tās savā starpā robežojas dažādās kombinācijās, iespējams, norādot uz to mijiedarbību saskares zonā.



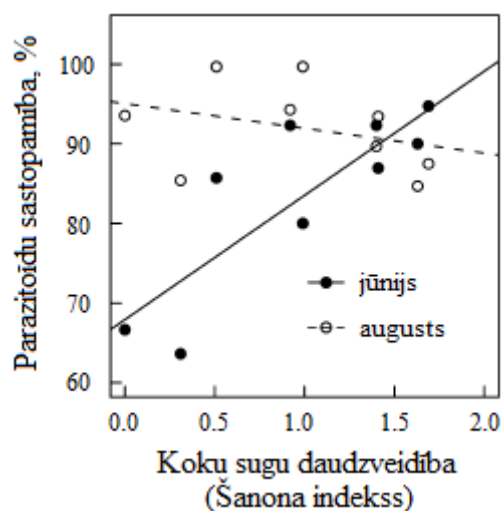
8.2. attēls. Pangērce *Acalitus rudis* un lapu tinēju bojāto kārpainā bērza (B) lapu īpatsvars bērza tīraudzēs un mistraudzēs ar 50 % un 75 % parastās priedes (P) īpatsvaru no kopējā koku skaita. Norādītas vidējās vērtības un to ticamības intervāls. Atšķirīgi burti virs vērtībām norāda statistiski atšķirīgos pārus pie $\alpha=0,05$ (Vehviläinen et al., 2006).

Kaitēkļu sastopamības atšķirībām konstatēts sezonāls raksturs. Sezonas sākumā (jūnijs-jūlijs) lapgraužu bojāto bērza lapu īpatsvars bija būtiski zemāks mistraudzēs ar mazāku bērza īpatsvaru nekā bērza tīraudzēs vai mistraudzēs, kur abas sugas pārstāvētās vienādā daudzumā (skaitā), tomēr sezonas beigās (augusts) būtiskas atšķirības starp audzēm nebija novērojamas (8.3. att.). Kaitēkļu bojājumu sezonālitate varētu būt saistīta ar to dabisko ienaidnieku sastopamību. Arī Sobek et al. (2009), pārbaudot pieņēmumu par mazākiem dendrofāgo kukaiņu izraisītajiem bojājumiem mistraudzēs to saimniekkoka zemākas sastopamības un to parazītu lielākas sastopamības dēļ, apstiprina šo sakarību nemorālās mežu zonas koku

jaunaudzēs Eiropas dižskābardim, bet ne kļavām (*Acer platanoides* un *A. pseudoplatanus*), norādot, ka konkrētu koku sugu mijiedarbībai ir lielāka nozīme nekā mistrojumam pašam par sevi. Tāpat konstatētas būtiskas atšķirības relatīvajai dendrofāgo kukaiņu parazitū sastopamībai starp sezonas sākumu un beigām, un tā palielinājās koku sugām bagātā vidē (mistraudzēs) jūnijā (8.4. att.), norādot uz intensīvāku kaitēkļu bioloģisko kontroli.

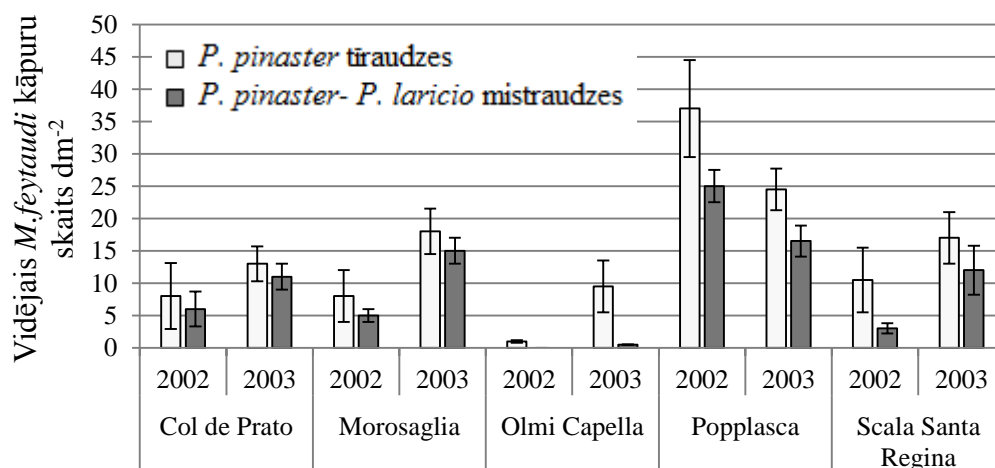


8.3. attēls. Kaitēkļu bojāto lapu īpatsvars sezonas sākumā un beigās kārpainā bērza (B) tīraudzēs un mistraudzēs ar 50 % un 75 % parastās priedes (P) īpatsvaru. Norādītas vidējās vērtības un to ticamības intervāls. Atšķirīgi burti virs vērtībām norāda statistiski atšķirīgos pārus pie $\alpha=0,05$ (Vehviläinen et al., 2006).

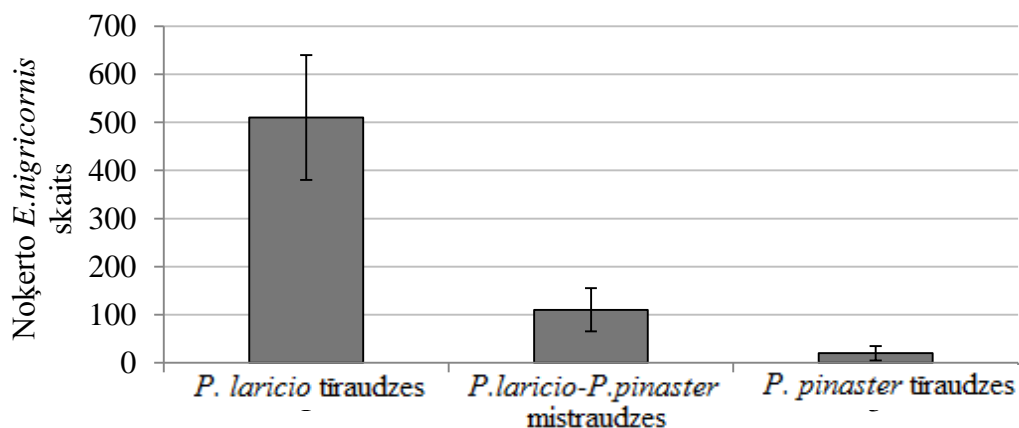


8.4. attēls. Relatīvā dižskābarža parazitoīdu sastopamība vasaras sākumā un beigās audzēs ar dažādu koku sugu daudzveidību, no dižskābarža tīraudzēm līdz mistraudzēm Hainihas nacionālajā parkā (Sobek et al., 2009).

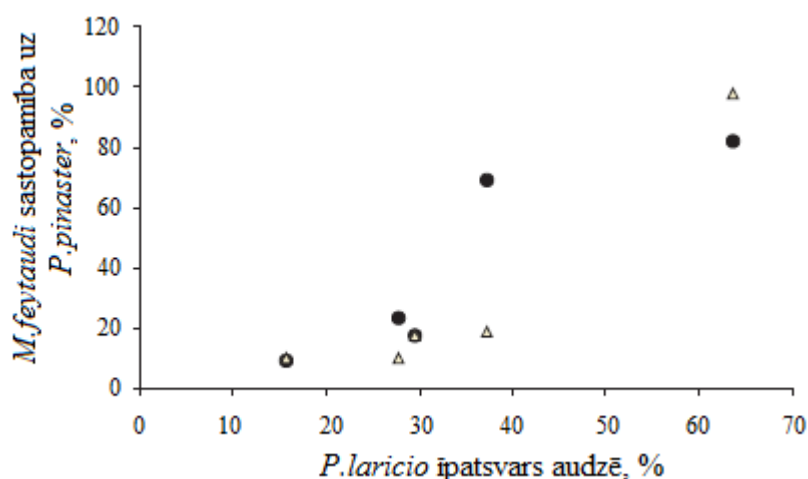
Efektīvākai dendrofāgo kukaiņu ierobežošanai tiek ieteikts mistrot filoģenētiski attālākas sugas (Castagneyrol et al., 2014), un kā viens no piemērotākajiem tiek atzīts skujkoku-lapu koku mistrojums. Tomēr Jactel et al. (2006), salīdzinot divu priežu sugu mistraudzi (*Pinus pinaster* un *P. laricio*) Itālijā, apstiprinājis arī dažādu vienas ģints skujkoku mistrojuma pozitīvo efektu, kas saistīts ar piemērotas vides nodrošināšanu dendrofāgo kukaiņu dabiskajiem ienaidniekiem. Šajā pētījumā konstatēts, ka dendrofāga *Matsucoccus feytaudi* sastopamība ir lielāka *P. pinaster* tīraudzē (8.5. att.), turpretī tā parazitā *Elatophilus nigricornis* sastopamība uzrāda pretēju tendenci (8.6. att.), t.i., ir augstāka mistraudzē (telpiskais izvietojums nav norādīts, *P. laricio* īpatsvars mistraudzēs 15,7-63,6%). Dendrofāga *M. feytaudi* sastopamības relatīvās atšķirības (starpība starp sastopamību tīraudzē un mistraudzē) uzrādīja korelāciju ar *P. laricio* īpatsvaru audzē (8.7. att.). Tomēr pozitīvs efekts vērojams ne tikai mistrojumā audzes mērogā. *P. pinaster* tīraudzē *E. nigricornis* sastopamība samazinājās, palielinoties attālumam no tuvākās *P. laricio* audzes (8.8. att.), norādot uz dendrofāgo kukaiņu ierobežošanu, veidojot nelielas tīraudzes meža masīva mērogā.



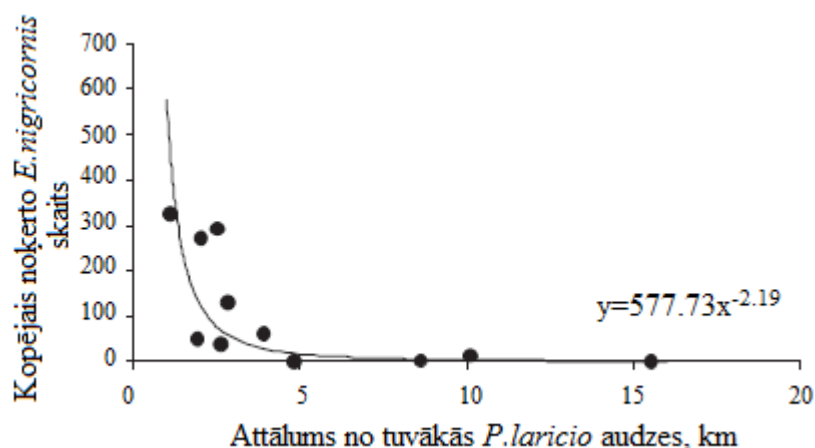
8.5. attēls. Vidējais uz Pinus pinaster atrasto Matsucoccus feytaudi kāpuru skaits (\pm standartnovirze) uz 0,01 m² *P. pinaster* tīraudzēs un *P. pinaster* un *P. laricio* mīstraudzēs 2002. un 2003. gadā dažādos Itālijas reģionos (Jactel et al., 2006).



8.6. attēls. Kopējais 12 reizēs noķertais parazīta *Elatophilus nigricornis* skaits (\pm standartklūda) no 2001. gada jūnija līdz 2002. gada jūlija beigām 12 audzēs ārpus *P. pinaster* dabiskā izplatības areāla Korsikā (Jactel et al., 2006).

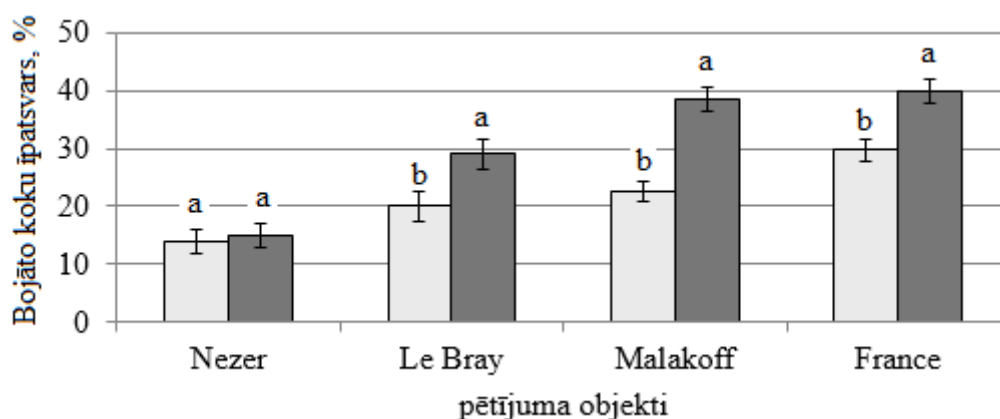


8.7. attēls. Dedrofāga *Matsucoccus feytaudi* relatīvā sastopamība uz *P. pinaster* (starpība starp sastopamību tīraudzē un mīstraudzē) atkarībā no *P. laricio* īpatsvara audzē 2002. (punkti) un 2003. (trijstūri) gadā (Jactel et al., 2006).

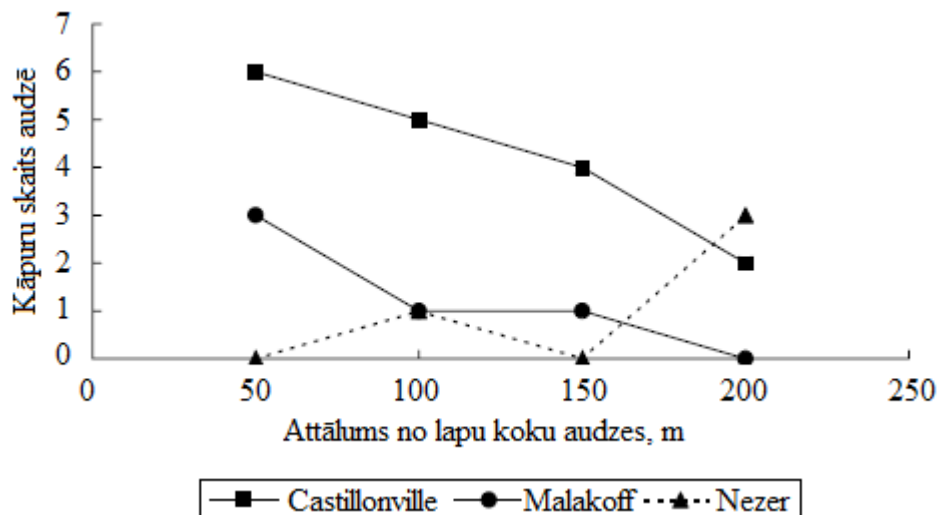


8.8. attēls. Kopējā noķerto parazīta *Elatophilus nigricornis* skaita (no 2001. gada jūnija sākuma līdz 2002. gada jūlija beigām 12 *Pinus pinaster* audzēs) saistība ar *P. pinaster* audžu attālumu no tuvākās *P. laricio* audzes ($R^2=0,72$, $P=0,001$) (Jactel et al., 2006).

Līdzīgi arī cita *P. pinaster* kaitēkļa, sviļņa *Dioryctria sylvestrella*, mazāka sastopamība jaunaudzēs konstatēta lapu koku audžu tuvumā (Jactel et al., 2002). Invadēto koku īpatsvars bija būtiski zemāks audzēs, kas robežojas ar lapu koku audzēm nekā audzēs, kas atrodas starp citām priežu audzēm, turklāt sviļņa radītie bojājumi uzrādīja būtisku pieaugumu, palielinoties attālumam no lapu koku audzes malas: 1,5 līdz 1,9 % uz katriem 100 m (8.9., 8.10. att.). Līdzīgi arī Geri un Goussard (1984) Francijas centrālajā daļā konstatējuši mazākas intensitātes parastās priedes zāglapsenes *Diprion pini* bojājumus priežu un lapu koku audžu mistrotā meža masīvā (telpiskais izvietojums un masīvu izmēri nav norādīti), salīdzinot ar parastās priedes tīraudzēm.

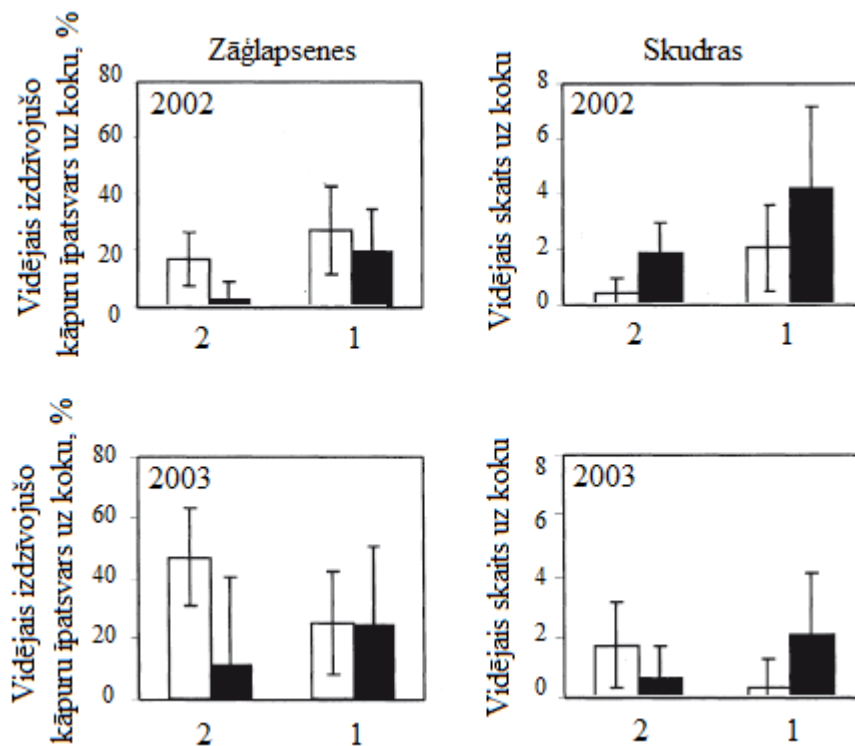


8.9. attēls. Vidējais dendrofāga *Dioryctria sylvestrella* bojāto koku īpatsvars (\pm standartnovirze) *P. pinaster* audzē, kas robežojas ar lapu koku mistraudzi (gaišs) vai atrodas tālāk par 1 km no tās (tumšs). Atšķirīgi burti virs vērtībām norāda statistiski atšķirīgos pārus pie $\alpha=0,05$ (Jactel et al., 2002).



8.10. attēls. *Macrocentrus sylvestrellae* vai *Venturia robusta* bojāto *Dioryctria sylvestrella* kāpuru skaits audzē atkarībā no tuvākās lapu koku mistraudzes malas 3 pētījuma objektos (Jactel et al., 2002).

Pieredze Somijas rietumu daļā liecina, ka parastās priedes-kārpainā bērza (koku skaita attiecība 1:1, telpiskais izvietojums nav norādīts) mistrojuma ir pozitīva ietekme priežu rūsganās zāglapsenes (*Neodiprion sertifer*) izraisīto bojājumu samazināšanā 11 gadus vecās jaunaudzēs (Kaitaniemi et al., 2007). Bērza piemistrojuma audzē bija pozitīva ietekme uz rūsgano meža skudru (*Formica rufa*) sastopamību, kas būtiski negatīvi ietekmēja rūsganās zāglapsenes olu un kāpuru sastopamību un kāpuru izdzīvošanu. Lai gan būtiski vairāk zāglapsenes olu tika konstatēti priežu tīraudzēs, būtiskas to saglabāšanās (izdzīvošanas) atšķirības starp tīraudzēm un mistraudzēm nav konstatētas. Kopumā zāglapsenes sastopamība mistraudzēs bija mazāka, salīdzinot ar priežu tīraudzēm (8.11. att.).



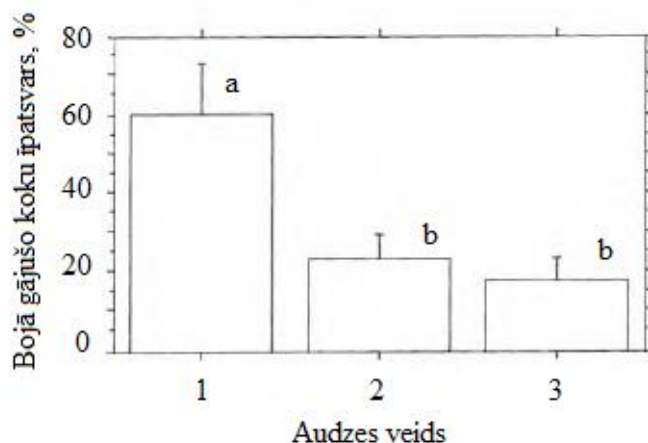
11. attēls. Vidējais zāglapsenes *Neodiprion sertifer* izdzīvojušo kāpuru īpatsvars uz koku un vidējais skudru skaits uz koku (\pm ticamības intervāls) divos (1,2) pētījuma objektos priedes tīraudzēs (baltās kolonnas) un priedes-bērza mistraudzēs (melnās kolonnas) 2002. un 2003. gadā (Kaitaniemi et al., 2007).

Arī Francijas centrālajā daļā pēc masveida zāglapsenes savairošanās konstatēta augstāka priežu saglabāšanās mistraudzēs (nav definēts rādītājs un sugu sastāvs), salīdzinot ar priedes tīraudzēm. Turklāt priežu tīraudzēs šī dendrofāga savairošanās konstatēta agrāk sezonas sākumā, bijusi intensīvāka un ilgstošāka (Geri, 1988). Kanādā balzāma baltegles (*Abies balsamea*), kā arī vairāku *Picea*, t.sk., *P. abies*, sugu kaitēkļa *Choristoneura fumiferana* ierobežošanu mistraudzēs (kopumā 12 sugas, balzāma baltegles īpatsvars 15,1-43,4% no šķērslaukuma, parauglaukuma izmērs un sugu telpiskais izvietojums nav norādīts) statistiski būtiski ($P=0,025$) ietekmējis tā parazīts *Trichogramma minutum*, kam mistraudzēs pieejama plašāka barības bāze, par ko liecina uz citām koku sugām atrodamās kukaiņu olas (Quayle et al., 2003).

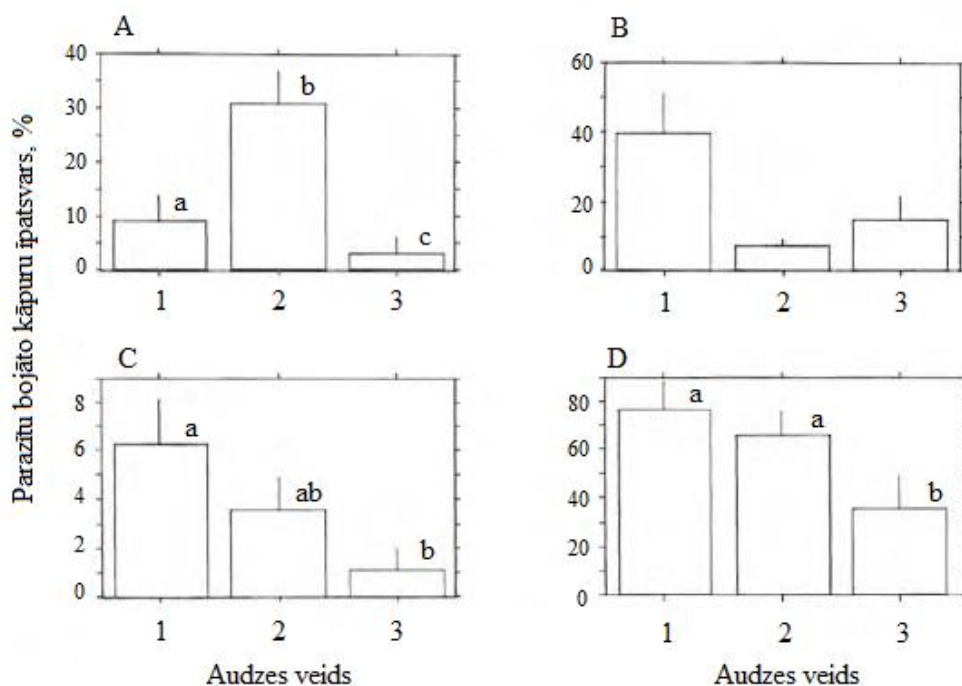
Salīdzinot parastās priedes tīraudzes un tās mistraudzes ar Eiropas dižskābardi un klinšu ozolu (*Quercus petraea*) Vācijas austrumdaļā, Jakel un Roth (2005) apstiprinājuši lielāku kaitēkļu parazitā sastopamību mistraudzēs. Kopumā mistraudzēs konstatētas lapsenes no 30 ģintīm, no kurām 59 % piederēja ģintīm, kas uzskatāmas par dabiskajiem dendrofāgo kukaiņu ienaidniekiem. Mistraudzēs parazitiskās lapsenes no gandrīz visām ģintīm bija sastopamas

statistiski būtiski vairāk nekā tīraudzēs, turklāt izteiktāks lapu koku piemistrojuma efekts bija vecākiem kokiem salīdzinājumā ar jaunākiem, un ozola piemistrojumam nekā dižskābarža.

Lapu koku klātbūtnes ainavā (meža masīvā) pozitīvā ietekme uz skujkoku kaitēkļu ierobežošanu pārbaudīta arī Kanādā (Cappuciono et al., 1998), kur balzāma balteglu (*Abies balsamea*) mirstība, ko izraisīja *Choristoneura fumiferana*, bija lielāka gadījumos, kad pētītā audze atradās skujkoku mežā nekā lapu koku mežā vai uz salām ezera vidū (8.12. att.). Kāpurmuša *Actia interrupta*, kas parazitē *C. fumiferana* kārpuros, kā arī kūniņu parazitī jātņieciņi *Itoplectis conquisitor*, *Ephialtes ontario* un *Phaeogenes maculicornis* izraisīja lielāku kaitēkļa mirstību audzēs, ko ietvēra lapu koku audzes nekā tajās, kas atradās uz salām vai starp skujkoku audzēm. Tomēr arī skujkoku (Kanādas egles *Picea glauca* un rietumu tūjas *Thuja occidentalis*) piemistrojumam audzē konstatēta pozitīva ietekme uz parazitū sastopamību (8.13. att.) - jātņieciņš *Exochus nigripalpis tectulum*, kas parazitē kāpuros un kūniņās, izraisīja lielāku kaitēkļa mirstību tieši skujkoku audžu tuvumā.



8.12. attēls. *Choristoneura fumiferana* masveida savairošanās dēļ nokaltušo balzāma balteglu īpatsvars (\pm standartklūda) atkarībā no audzes novietojuma: skujkoku mežā (1), uz salas (2), lapu koku mežā (3). Atšķirīgi burti virs vērtībām norāda statistiski atšķirīgos pārus pie $\alpha=0,05$ (Cappuciono et al., 1998).

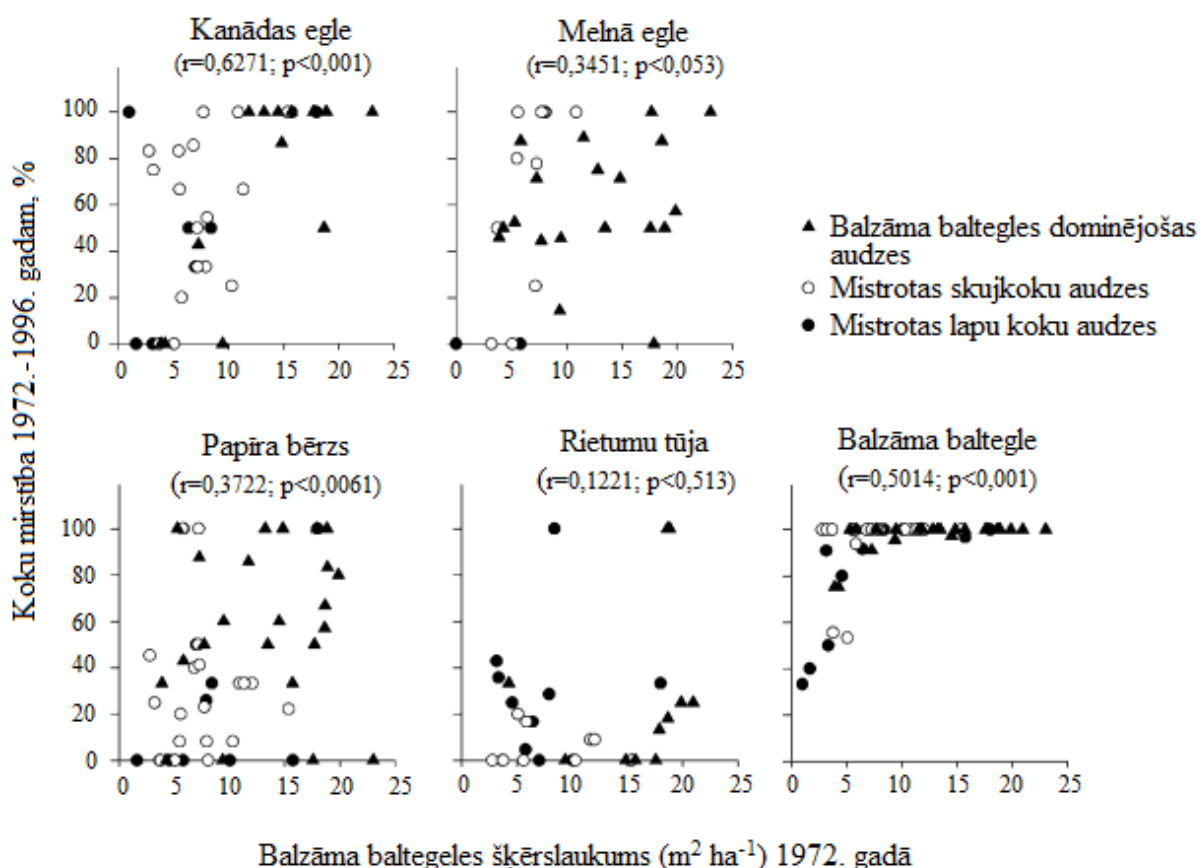


8.13. attēls. Parazītu bojāto kāpuru īpatsvars. A – kāpurmušas *Actia interrupta*, B – jātnieciņa *Exochus nigripalpis tectulura*, C – dažādu jātnieciņu, t.sk., *Tranosema rastrale* un *Phytodiatius fumiferanae*, D – kopējais parazītu bojāto kāpuru īpatsvars. 1 – audzes skujkoku mežā, 2 – audzes uz salas, 3 – audzes lapu koku mežā. Norādītas vidējās vērtības un standartklūda. Atšķirīgi burti virs vērtībām norāda statistiski atšķirīgos pārus pie $\alpha=0,05$, atbilstoši Fišera kritērijam. B analizēts pēc Kruskal-Wallis testa datu homoscedasticitātes dēļ (Cappuciono et al., 1998).

Bouchard et al. (2005) analizējuši dendrofāga *Choristoneura fumiferana* masveida savairošanos (no 1972. līdz 1984. gadam) Kanādā Kvebekas provinces rietumu daļā (ietekmētā platība 3600 km²). Pētījumā izdalīti trīs audžu tipi - mistroti lapu koku (galvenokārt *Betula alleghaniensis*, *B. papyrifera*, *Acer rubrum*, *A. saccharum*, *Populus tremuloides* u.c.), mistroti skujkoku (galvenokārt *Picea glauca*, *Picea mariana*, *Thuja occidentalis*, *Pinus banksiana* u.c.) un balzāma baltegles audzes (sugu telpiskais izvietojums un audžu vidējā platība nav norādīta). Ierīkoto pastāvīgo parauglaukumu mērījumi liecina, ka 24 gadu laikā no *C. fumiferana* masveida savairošanās trīs visuzņēmīgāko koku sugu (balzāma baltegle *Abies balsamea*, Kanādas egle *Picea glauca* un melnā egle *Picea mariana*) mirstība kopumā sasniedza atbilstoši 97,6, 63,5 un 59,6%. Lai gan viszemākā balzāma baltegles un Kanādas egles mirstība konstatēta mistrotās lapu koku audzēs, dendrofāga *C. fumiferana* izraisītā koku mirstība šīm sugām tajās sasniedz ievērojamus apjomus - attiecīgi 93,7 un 40,7%; balzāma baltegles dominējošās audzēs mirstība bija attiecīgi 98,8 un 73,0%. Turklāt melnajai eglei visaugstākā mirstība konstatēta tieši mistrotu skujkoku audzēs (78,6%), balzāma baltegles dominējošās audzēs sasniedzot 56,6%; melnā egle mistrotās lapu koku audzēs nav konstatēta. Lai gan šie rezultāti ir saskaņā ar iepriekš aprakstīto saimniekkoka

sastopamības (koncentrācijas) nozīmi dendrofāgo kukaiņu radīto bojājumu mazināšanā, tomēr masveida savairošanās gadījumā ne-saimniekkoku piemistrojums audzē nenovērš ievērojamu saimniekkoku bojāeju.

Turklāt dendrofāgu masveida savairošanās gadījumā saimniekkoku klātbūtne mistrotā mežā var izraisīt būtisku ne-saimniekkoku (t.i., koku, kas nav primārais konkrētā kaitēkļa barības avots) mirstību. Konstatēta būtiska ($\alpha=0,05$) pozitīva sakarība starp sākotnējo (pirms masveida savairošanās) balzāma baltegles šķērslaukumu audzē un balzāma baltegles un Kanādas egles mirstību (8.14. att.), un arī melnajai eglei novērota līdzīga tendence ($P=0,053$). Turklāt būtiska mirstība audzē sastopamās balzāma baltegles dēļ konstatēta vienai no divām vissastopamākajām ne-saimniekkoku sugām – papīra bērzam. Kanādas eglei un papīra bērzam vērojama lineāra mirstības palielināšanās, pieaugot balzāma baltegles šķērslaukumam audzē, savukārt balzāma baltegles mirstība audzēs ar sākotnējo tās šķērslaukumu $>5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ pārsniedza 90% no koku skaita. Kopumā šie rezultāti norāda uz negatīvu mistrojuma ietekmi, t.i., lielāku kopējo koku mirstību, dendrofāgo kukaiņu masveida savairošanās gadījumā mistraudzēs, kur sastopami tā saimniekkoki.



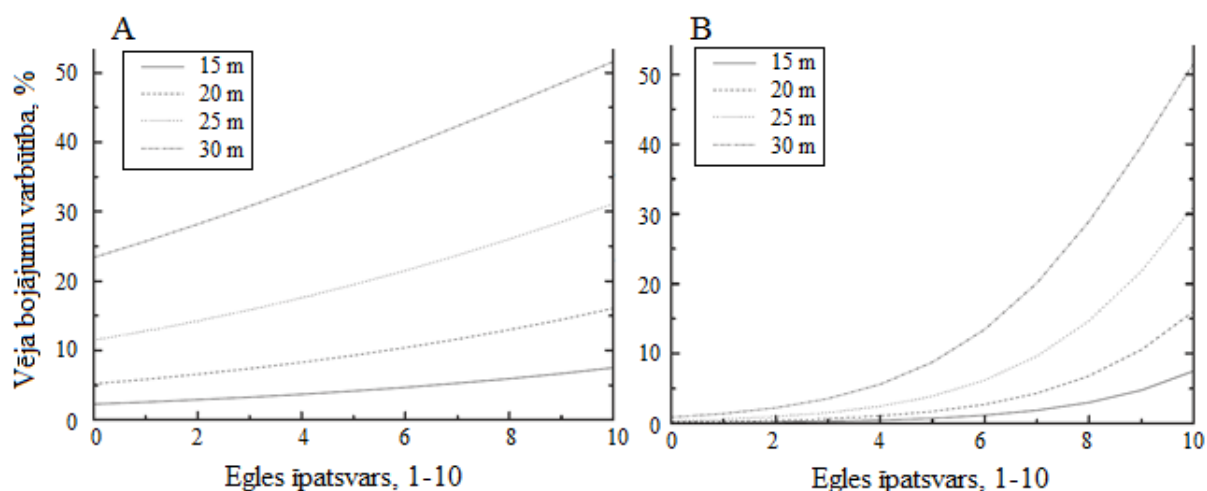
8.14. attēls. Trīs saimniekkoku sugu (Kanādas egle, melnā egle, balzāma baltegle) un divu ne-saimniekkoku sugu (papīra bērzs, rietumu tūja) koku mirstība atkarībā no balzāma baltegles šķērslaukuma audzē pirms *Choristoneura fumiferana* masveida savairošanās 1972. gadā (Bouchard et al., 2005).

Mistrojuma ietekme uz vēja radītajiem bojājumiem

Laika posmā no 1950. līdz 2000. gadam Eiropā vairāk nekā pusi (54%) no koksnes bojājumiem izraisījis vējš, turklāt ievērojami koksnes zaudējumi Eiropā atkārtājušies ar nelielu laika intervālu – 1999., 2005., 2007. un 2009. gadā bojāti attiecīgi 200 milj., 75 milj., 100 milj. un 50 milj. m³ koksnes (Schelhaas et al., 2003). Interese par dažādu audžu vēja noturību īpaši aktualizējas pēc šādām spēcīgām vētrām, un diemžēl tikai pēc tām iespējams iegūt empīriskos datus dažādu audžu salīdzināšanai. Lai gan audzes vecumam, augstumam, atvērumu izmēram audzē, to ģeogrāfiskajam novietojumam un veiktajām mežsaimnieciskajām darbībām ir liela nozīme audzes noturības nodrošināšanā (Zeng et al., 2008), arī pareizi izvēlēts audzes mistrojums, īpaši egļu mežos (audzēs), var būtiski samazināt nodarītos bojājumus.

Jau 1991. gadā Schmid-Haas un Bachofen, salīdzinot vēja radītos bojājumus dažādos meža tipos, konstatēja divreiz augstāku noturību mistraudzēs ar 10-50 % lapu koku īpatsvaru nekā skujkoku (atsevišķi nenorādot, egļu vai priežu) audzēs. Arī König (1995), salīdzinot parastās egles un Eiropas dižskābarža audzes, konstatējis lielāku vēja noturību audzēs ar lielāku dižskābarža piemistrojumu, un tikai nedaudz lielāku noturību audzēs ar parastās priedes piemistrojumu (<50%) nekā egles tīraudzēs. Arī saskaņā ar Zeng et al. (2010) pētījuma rezultātiem 15% priedes piemistrojums egļu audzē samazina vēja radītos bojājumus tikai par 7%. Tomēr, salīdzinot dažāda īpatsvara egļu-priežu mistraudžu bojājumus pēc 2005. gada vētras Zviedrijas dienvidu daļā, Valinger un Fridman (2011) konstatējuši, ka priedes piemistrojums samazina vēja radītos draudus neatkarīgi no analizētās augstuma klases, bet tā efekts ir mazāks nekā bērza un citu lapu koku (nenorādot konkrētas sugas) piemistrojumam (8.15. att.).

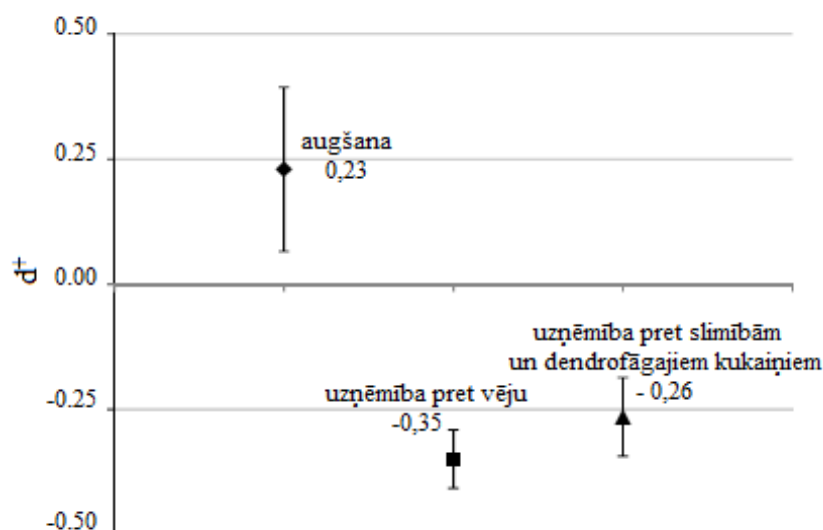
Turklāt lapu koku pozitīvais efekts visbiežāk tiek saistīts ar lapu koku bezlapu stāvokli laikā, kad vētras notiek visbiežāk. Egļu mistraudzēs vēja radīto bojājumu risks ziemā pieaug, palielinoties egles īpatsvaram audzē (Valinger, Fridman, 2011). Lapu koku piemistrojums (25-30 %) egļu audzē samazina iespējamību eglei ciest no vēja radītajiem bojājumiem par aptuveni 50 %, un tas sakrīt ar iepriekš veiktu pētījumu rezultātiem (Carlquist, 1972; Bosshard, 1967; Bayer, 1886; Persson, 1972).



8.15. attēls. Vēja bojājumu varbūtība (%) audzēs ar dažādu vidējo koku augstumu atkarībā no:
 A - egles īpatsvara audzē (0-10, kur 10=100%) ar lapukoku piemistrojumu; B - egles
 īpatsvara audzē (0-10, kur 10=100%) ar parastās priedes piemistrojumu
 (Valinger, Fridman, 2011).

Arī citu vēja noturīgu skujkoku, piemēram, Menzīsa duglāzijas, piemistrojums (10 %) būtiski un nozīmīgi - vairāk nekā 3 reizes – samazināja vēja radīto bojājumu risku egļu audzēs Šveicē 1999. gada vētrā (Schütz et al., 2006). Tāpat pētījumi liecina par balzāma baltegles piemistrojuma pozitīvo ietekmi uz egļu audžu vēja noturību.

Analizējot vairākus Vācijā un Šveicē veiktus pētījumus (Heupel, Block, 1991; König, 1995; Rau, 1995; Schmid-Haas, Bachofen, 1991; Wangler, 1974; Winterhoff, 1995; Zindel, 1991) Griess un Knoke (2011) aprēķinājuši kumulatīvo efektu d+ parastās eglesmistraudzēm (galvenokārt, ar Eiropas dižskābarža piemistrojumu) salīdzinājumā ar tīraudzēm (8.16. att.). Dīvos no septiņiem pētījumiem konstatēts balzāma baltegles un vienā – parastās priedes piemistrojums (nav norādīts apjoms). Egles īpatsvars piecās audzēs ir 10-90% no audzes šķērslaukuma, tomēr vairumā pētījumu sugu sastāva proporcija nav norādīta vai norādīta aptuveni, un sugu telpiskais izvietojums (vienmērīgs, rindu, grupu mistrojums vai mistrojums meža masīva mērogā) nav aprakstīts. Piecos no septiņiem pētījumiem audžu vecums lielāks par 60 gadiem, pārējos divos tas nav norādīts.



8.16. attēls. Kumulatīvais efekts $d+$ un tā ticamības intervāls ($\alpha=0,05$) mistraudzēm, salīdzinot ar tīraudzēm ($d+=0,00$), to augšanai, uzņēmībai pret vēju, slimībām un dendrofāgajiem kukaiņiem (Griess, Knoke, 2011).

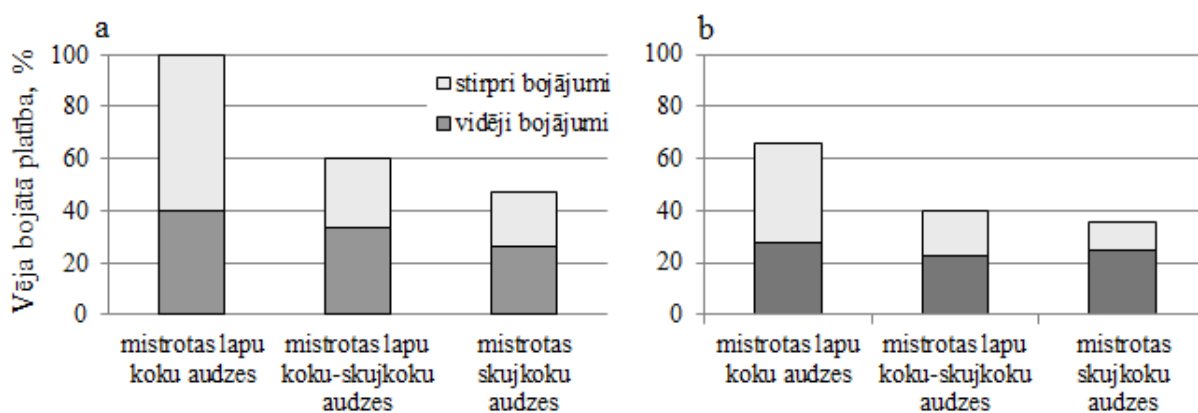
Lai gan aprēķinātā mistrojuma kumulatīvā efekta vērtība -0,35 (no -0,29 līdz -0,40) norāda uz būtiski lielāku mistraudžu noturību, salīdzinot ar egles tīraudzēm, atsevišķi nav analizēta priedes un baltegles ietekme vēja noturības palielināšanā. Turklāt šī atziņa ir pretrunā ar iepriekš aprakstīto pētījumu rezultātiem par nelielu priedes ietekmi uz audzes vēja noturības palielināšanu. Iespējams, ka šo sugu pozitīvā ietekme parādās, sasniedzot noteiktu piemistrojuma apjomu, vai ir atkarīga no telpiskā izvietojuma, un abi no šiem rādītājiem pētījumā nav atspoguļoti. Jāpiemin, ka Griess un Knoke (2011) aprēķinātais mistraudžu kumulatīvais efekts $d+$ ir vislielākais Schmid-Haas un Bachofen (1991) pētījumam (-0,68), kur sugu sastāvā ir parastā egle, Eiropas dižskābardis un balzāma baltegle ar skujkoku (sugas nav izdalītas atsevišķi) īpatsvaru 0-10, 11-50 un 51-90% no šķērslaukuma, kas, iespējams, liecina par balzāma baltegles pozitīvo ietekmi audzes vēja noturības palielināšanā.

Analizējot vēja radītos draudus Zviedrijā, Lönnstedt (1997) secinājis, ka, valsts mērogā (t.i., lielās platībās ilgā laika posmā), vēja bojātās koksnes apjoms ir relatīvi neliels. Tomēr jāņem vērā, ka Latvijas platība ir gandrīz 7 reizes mazāka, turklāt ievērojami atšķiras mežu platība (attiecīgi 28,4 un 2,9 milj. ha), un, plānojot mazās platībās un īsā laika posmā, vētras radītie bojājumi uzskatāmi par ievērojamiem. Saskaņā ar Persson (1975) vēja radītie draudi samazināmi, izvēloties vēja noturīgākas sugas (neminot mistraudžu pārkumu pār tīraudzēm), samazinot audžu sākotnējo biezumu, samazinot kopšanas ciršu skaitu (biežumu) audzēs, kas augstākas par 20 m, un galveno cirti plānojot ainavas mērogā, ņemot vērā audžu telpisko izvietojumu un valdošo vēju virzienu. Šie mežkopības paņēmieni spēj ietekmēt atsevišķas

audzes vēja noturību, tomēr katru atsevišķo audzi ietekmē tai apkārt esošo platību raksturojums, lielā mērā nosakot vējgāzes iespējamību.

Pētījumu, kas novērtē ainavu raksturojošu telpiskā izvietojuma rādītāju precīzu ietekmi uz vēja radītajiem bojājumiem ainavas mērogā, trūkumu uzsver Stueve et al. (2011). Šajā pētījumā analizēti četru vētru radītie bojājumi ASV Viskonsīnas un Mičiganas štatos, kas kopumā novērtēti aptuveni 50000 ha platībā, no kuras stipri bojāti (t.i., vēja ietekmē izveidojies vairāk nekā 70% atvērums vainagu klājā) aptuveni 17%. Vētras klasificētas kā vidēja stipruma, ar vidējo vēja ātrumu 22-31 m s⁻¹, brāzmās sasniedzot ātrumu 32-45 m s⁻¹, un kā kokaudžu veidi izdalīti mistroti skujkoku (galvenokārt *Abies alba*, *Picea glauca*, *Pinus banksiana*, *Pinus resinosa* un *Pinus strobus*), mistroti lapu koku (galvenokārt *Acer rubrum*, *Betula papyrifera*, *Populus tremuloides*, *Quercus ellipsoidalis* un *Q. rubra*) un mistroti skujkoku-lapu koku meži.

Konstatēts, ka ainavas mērogā galvenie vētras bojājumu apmēru būtiski ($\alpha=0,01$) ietekmējošie faktori ir meža mala, audzes vecums un augsnes tips, savukārt reljefam, vēja augstumam, attālumam līdz vēja trajektorijai un kokaudžu veidam (mistrojumam) konstatēta neliela, statistiski nebūtiska ietekme Stueve et al. (2011). Salīdzinot dažādos kokaudžu veidus, lielākie vēja radītie bojājumi konstatēti mistrotās lapu koku audzēs (8.17. att.; atšķirību būtiskums nav norādīts), kas šajā reģionā skaidrojams ar relatīvi vēja noturīgāku skujkoku sastopamību, salīdzinot ar reģionā sastopamajām lapu koku sugām (Webb, 1989), turklāt visas vētras notika no maija vidus līdz septembra vidum, kad lapu koku lapotne palielina to uzņēmību pret vēju. Nav informācijas par šādiem pētījumiem Eiropā, kur atšķiras gan sastopamās sugas (un to vēja noturība dažādās augsnēs) un to mistrojumi, gan sezona, kad vēja bojājumu risks ir vislielākais.



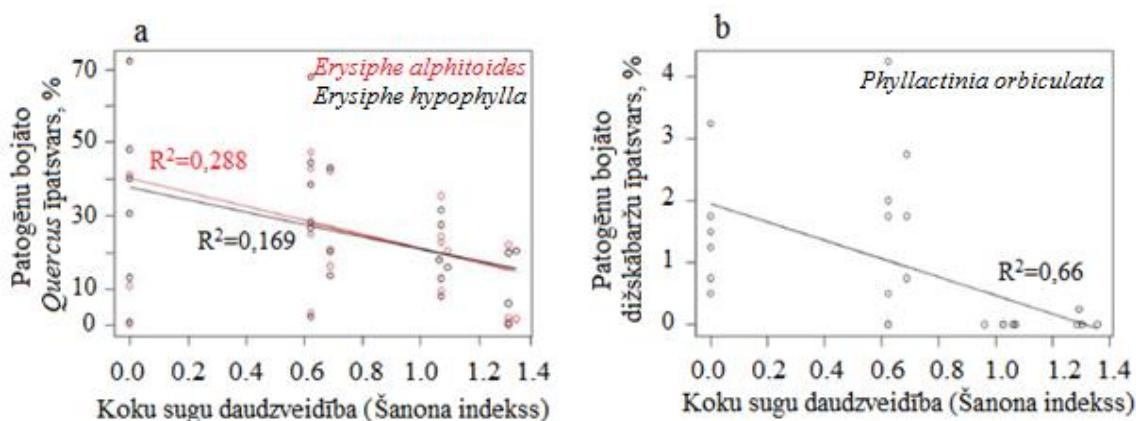
8.17. att. Vidēji un stipri vēja bojātās platības īpatsvars (%) mistrotās lapu koku, mistrotās skujkoku un mistrotās lapu koku-skujkoku audzēs vētrās (a) 1999. gadā un (b) 2005. gadā Viskonsīnas štatā (Stueve et al., 2011).

Arī pēc 1981. gada vētras Dānijā, kad bojājumi (3 milj. m³) sasniedza trīskāršus plānotos galvenās cirtes apjomus, konstatēta būtiska pozitīva koku caurmēra, meliorācijas grāvju izveides, laika kopš pēdējās kopšanas cirtes un blakus esošo audžu ietekme uz mežaudzes noturību, turklāt konstatēts, ka *Picea* sugas ir vēja noturīgākas par *Abies* un *Pseudotsuga* sugām, tomēr koku sugai nav konstatēta būtiska ietekme vēja bojājumu mazināšanā (Lohmander, Helles, 1987).

Mistrojuma ietekme uz sēņu izraisīto slimību bojājumiem

Mistrojuma ietekme uz patogēnu izplatību līdz šim īpaši uzsvērta saistībā ar sakņu trupes *Heterobasidion annosum* ierobežošanu, tomēr pēdējos gados parādījušies pētījumi arī par citu patogēnu, piemēram, miltrasu sastopamību mistraudzēs. Līdzīgi kā kaitēkļiem, patogēnus speciālistus un ģenerālistus lielāka sugu daudzveidība ietekmē dažādi.

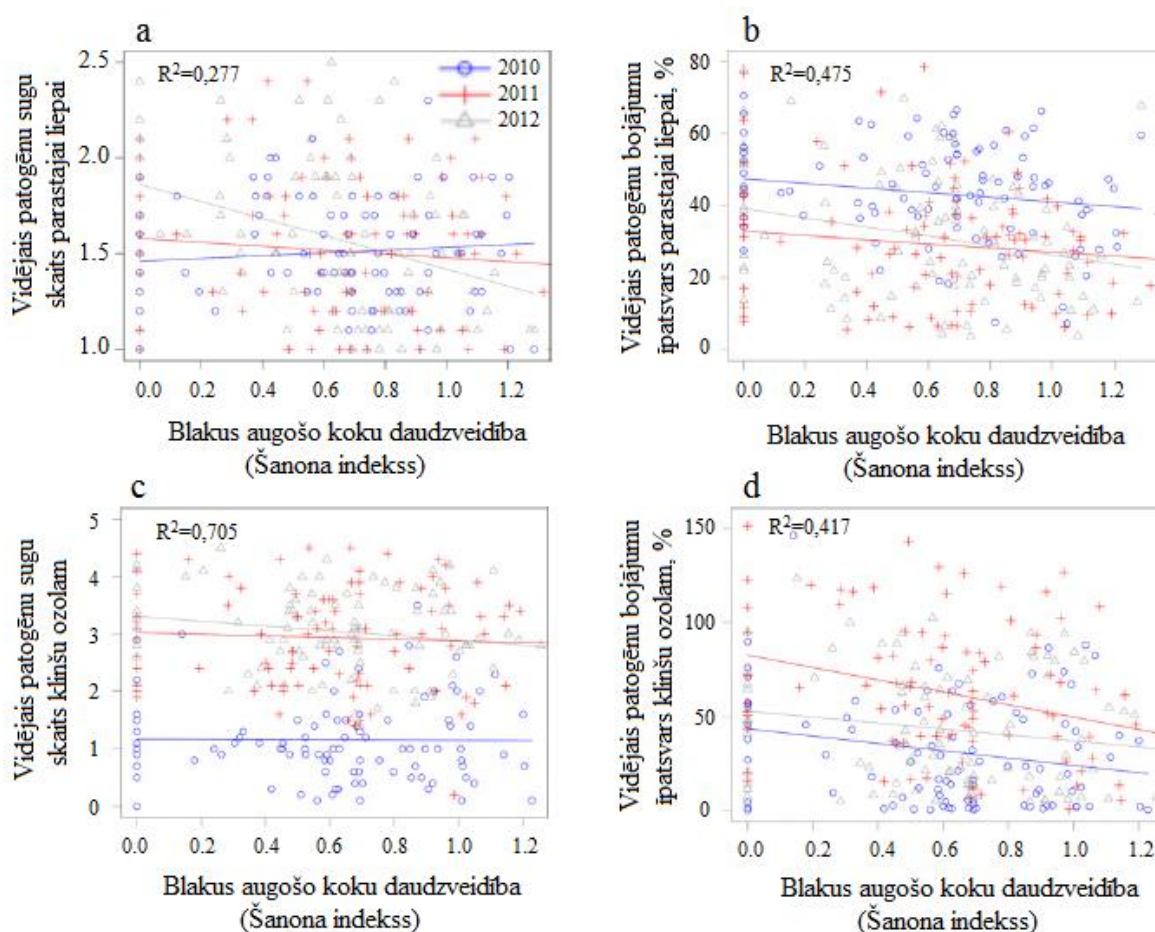
Vācijā konstatēta konkrētas koku sugas klātbūtnes ietekme uz slimību izplatīšanos (Hantsh et al., 2013). Mistraudzēs, kuru sastāvā bija *Quercus* (galvenokārt *Q. petraea*), novērota lielāka patogēnu, piemēram, *Erysiphe alphitoides* un *Erysiphe hypophylla*, sastopamība. Pētījuma rezultāti arī apstiprina (8.18. att.), ka sugu daudzveidība labvēlīgi ietekmē ģenerālistus patogēnus, bet speciālistu patogēnu sastopamība atkarīga no konkrētas koku sugas klātbūtnes (Koricheva et al., 2006).



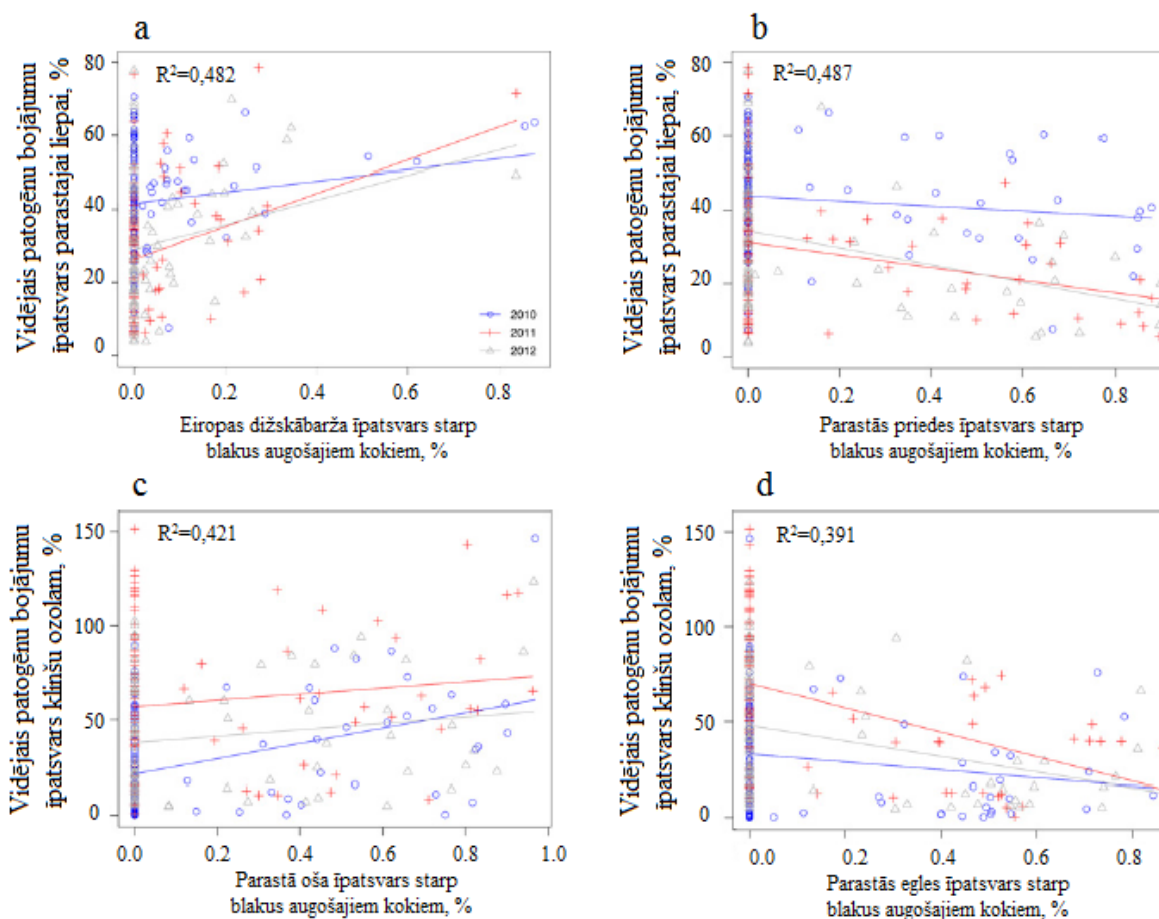
8.18. attēls. Patogēnu bojāto koku īpatsvars atkarībā no koku sugu daudzveidības audzē – (a) *Erysiphe aphitoides* un *E. hypophylla* bojājumi ozoliem un (b) *Phyllactinia orbiculata* bojājumi Eiropas dižskābardim (Hantsh et al., 2013).

Hantsch et al. (2014) pētījumā secināts, ka blakus augošo koku sugai ir lielāka ietekme uz slimību izplatību saimniekkokiem nekā lielākai koku sugu daudzveidībai audzē. Lai gan jaunaudzēs sēņu sugu skaits un sēņu izraisīto slimību invāzijas pakāpe parastajai liepai samazinājās, palielinoties blakus augošo koku sugu skaitam (8.19. att.), atsevišķām blakus augošām sugām vērojama dažāda ietekme uz liepas inficēšanos ar lapu plankumainību

izraisošo *Apiognomonia errabunda*. Slimības invāzijas pakāpe bija mazāka, ja blakus liepai auga parastā priede, bet pretējs efekts novērojams, ja blakus auga Eiropas dižskābardis, vai pieaugot parastā oša īpatsvaram audzē (8.20. att. a un b). Savukārt, klinšu ozolam inficēšanās ar *Erysiphe alphitoides* izraisīto ozolu miltrasu samazinājās, palielinoties parastās egles un parastās liepas sastopamībai audzē, bet palielinājās, pieaugot parastā oša īpatsvaram (8.20. att. c un d). Turklāt egles sastopamība samazināja inficēšanos arī ar citu miltrasas izraisītāju *Erysiphe hypophylla*. Inficēšanās ar *Ramichloridium* sp., kas izraisa dzinumu atmiršanu, palielinājās, pieaugot dižskābarža vai oša īpatsvaram, bet samazinājās, ja audzē palielinājās priedes vai liepas īpatsvars.



8.19. attēls. Patogēnu sugu daudzums (a, c) un vidējais patogēnu bojājumu īpatsvars (b, d) atsevišķiem parastās liepas un klinšu ozola indivīdiem atkarībā no koku sugu daudzveidības starp blakus augošajiem kokiem. $P < 0,05$ (a,b,d); $P > 0,05$ (c). Atšķirīgas krāsas norāda uz dažādiem gadiem (2010-2012), sakārība noteikta, apvienojot visu gadu datus. Koku daudzveidība noteikta pēc Šanona indeksa (Hantsch et al., 2014).

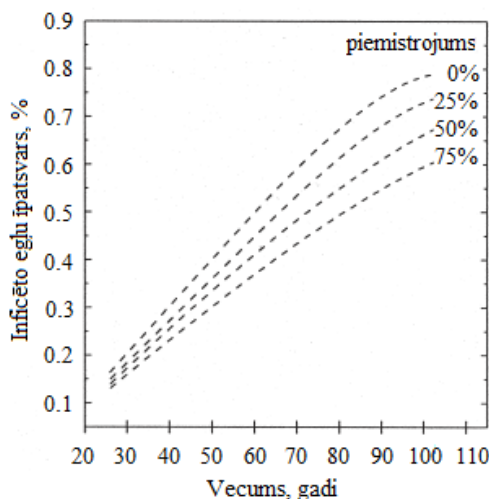


8.20. attēls. Kopējais atsevišķu parastās liepas un klinšu ozola individu patoģēnu bojājumu īpatsvars (%) atkarībā no ne-saimniekkoku īpatsvara audzē (a – Eiropas dižskābardis, b – parastā priede, c – parastais osis, d – parastā egle). $P < 0,05$. Atšķirīgas krāsas norāda uz dažādiem gadiem (2010-2012), sakarība noteikta, apvienojot visu gadu datus. Ne-saimniekkoku īpatsvars aprēķināts kā īpatvars no 6 tuvāk augošajiem kokiem (Hantsch et al., 2014).

Kopumā Hantsch et al. (2014) pētījumā saimniekaugu īpatsvaram netika konstatēta būtiska ietekme uz sastopamo sēņu sugu skaitu un ietekmēto platību, kas sakrīt ar Vacher et al. (2008) un Chanthorn et al. (2013) pētījumu rezultātiem. Turpretī konkrētu ne-saimniekkoku sugu īpatsvaram novērota nozīmīga ietekme gan uz sastopamo sēņu sugu skaitu, gan ietekmēto platību. Savukārt, Lau et al. (2008) un Haas et al. (2011) secinājuši, ka inficēšanās gan ar *Lespedeza capitata*, gan ar *Phytophthora ramorum* to saimniekkokiem bijusi zemāka mistraudzēs, neatkarīgi no mistrojuma izmantotajām koku sugām, kā arī daudzi citi autori ziņojuši par intensīvāku koku saslimšanu tīraudzēs (Cobb et al., 2012; Johnson et al., 2012; Mundt et al., 2011; Otway et al., 2005; Root, 1973).

Sakņu trapes *H. annosum* gadījumā, mistrojuma ietekme atkarīga arī no koku sugas īpašībām. Piemēram, Lindén un Vollbrecht (2002) Zviedrijas dienvidu daļā konstatējuši, ka egles-priedes mistraudzēs ar sakņu trapi inficēto egļu īpatsvars ir mazāks nekā egles tīraudzēs. Visnozīmīgākais efekts konstatēts priedes piemistrojuma 50 % apjomā, bet, turpinot

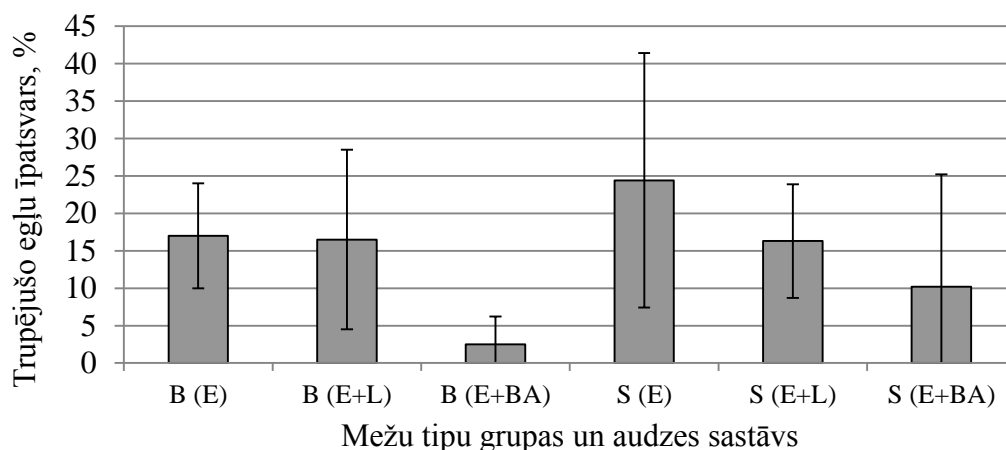
palielināt priedes īpatsvaru, ieguvums ir neliels (8.21. att.). Līdzīgi rezultāti par priedes vai lapu koku piemistrojumu iegūti arī Enerstvedt, Venn (1979), Huse et al. (1994), Piri et al. (1990) pētījumos. Tomēr jāņem vērā, ka *H. annosum* p-tips inficē arī parasto priedi, tādēļ ierobežojošs šāda mistrojuma efekts sagaidāms tikai gadījumos, ja šis patogēna tips attiecīgajā reģionā nav sastopams.



8.21. attēls. Parastās priedes piemistrojuma ietekme uz inficēto egļu īpatsvaru mistraudzē. Piemistrojums - parastās priedes šķērslaukuma īpatsvars (%); vecums – koka vecums krūšaugsstumā (gadi) (Lindén, Vollbrecht, 2002).

Ar rezistentu skujkoku vai lapu koku piemistrojumu iespējams panākt lielāku attālumu starp eglēm vai iepriekšējās egļu audzes celmiem, un pētījumā Somijas dienvidu daļā konstatēts, ka 2,5 m attālums starp inficētajiem celmiem un nākamās paaudzes egļu stādiem samazinātu inficēto koku skaitu par 50%, bet attālums 3 m un 4 m inficēto koku skaitu samazinātu attiecīgi par 60% un 80% (Piri, 2003). Arī Puddua et al. (2003) Itālijā konstatējis nedaudz zemāku Eiropas baltegles (*Abies alba*) inficēšanos ar *H. abietum* mistraudzē ar Eiropas dižskābardi.

Pieredze Latvijā liecina, ka mistrotās egles-baltalkšņa audzēs, kur baltalkšņa īpatsvars > 30 % (8.22. att.), trupējušo egļu īpatsvars ir mazāks nekā egles tīraudzēs vai mistraudzēs ar mazāku lapu koku piemistrojumu (Arhipova et al., 2010).



8.22. attēls. Trupējušo egļu īpatsvars (\pm sandartnovirze) parastās egles audzēs. B – eitrofie meži, S – mezotrofie meži, (E) – egļu tīraudzes, (E+L) – egļu audzes ar lapu koku piemistrojumu <20 %, (E+BA) – egles audzes ar vismaz 30 % baltalkšņu piemistrojumu (Arhipova et al., 2010).

Konstatēts, ka arī *Armillaria* izraisīto sakņu trupi iespējams ierobežot ar rezistentu lapu koku piemistrojumu. Salīdzinot 10 dažādu koku sugu mistrojumus ASV Minesotas štatā, koku mirstība jaunaudzēs būtiski pieauga, palielinoties skujkoku īpatsvaram audzē (Gerlach et al., 1997).

Slimību izplatība meža masīva mērogā atkarīga no slimības ierosinātāja rakstura un izplatīšanās veida (piemēram, ar vēju, kukaiņiem), tā saimniekkoka sastopamības, kā arī ainavā esošo dabisko barjeru klātbūtnes un izvietojuma. Slimību masveida izplatīšanās, salīdzinot ar dendrofāgo kukaiņu masveida savairošanos un vēja radītajiem draudiem, netiek uzsvērta kā drauds meža masīva mērogā (Schelhaas et al., 2003), tomēr atsevišķos gadījumos slimību izplatība izraisījusi nopietnus bojājumus plašā mērogā. Kā zināmākie piemēri mūsu reģionā ir ošu (*Fraxinus excelsior*) kalšana un Holandes gobu slimība, bet pēdējos gados Eiropā tiek ziņots par masveida ozolu (*Quercus*), Eiropas dižskābarža un alkšņu (*Alnus*) bojājumiem vai bojāeju, ko izraisa *Phytophthora* spp. (Jung, Burgess, 2009).

Ošu kalšana, ko izraisa no Āzijas austrumiem ievestais patogēns *Chalara fraxinea* (veģetatīvā forma *Hymenoscyphus pseudoalbidus*), sākotnēji konstatēta Polijā pagājušā gadsimta 90-tajos gados (Przybyl, 2002), bet šobrīd apdraud ošus visā to dabiskās izplatības areālā (Kowalski and Holdenrieder, 2009). Turklāt slimība apdraud visa vecuma ošus un izplatās strauji lielos attālumos (Pautasso et al., 2013). Latvijā tā pirmo reizi konstatēta 2007. gadā, un jau pirms šīs slimības identificēšanas novērota ošu audžu platības samazināšanās - no 2000. līdz 2007. gadam tā samazinājusies par 23,3% jeb nedaudz vairāk kā par 5 tūkst. ha (Kenigsvalde et al., 2010). Savukārt Zviedrijā 2009. gadā aptuveni viena ceturtdaļa ošu bija

nopietni bojāti vai gājuši bojā (Fischer et al., 2010), un kopš 2010. gada parastais osis iekļauts apdraudēto sugu sarakstā (Pihlgren et al., 2010; Stenlid et al., 2011).

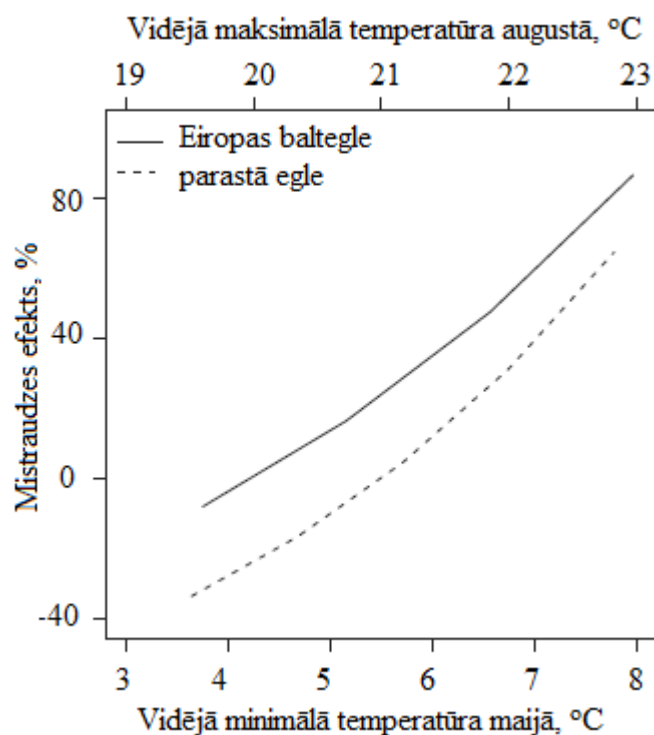
Līdzīgi arī Holandes gobu slimība (izraisītājs *Ophiostoma ulmi* un *Ophiostoma novo-ulmi*) izraisījusi *Ulmus* spp. masveida bojāeju pasaules mērogā (Santini, Faccoli, 2015). Slimību izplata gobu gremzdgrauzis (*Scolytus multistriatus*); tā izplatījies no Eiropas uz Ziemeļameriku (Brasier, 2000; Guries, 2001). Turklāt nav ziņu par būtisku mistrojuma ietekmi ne audzes, ne ainavas mērogā uz abu iepriekš minēto agresīvo patogēnu izplatību.

Mistrojuma ietekme uz sausuma radīto stresu

Eiropas dienvidu valstīs un – pēdējos gados – arī Centrāleiropā un dažās Baltijas jūras reģiona valstīs (kā Vācija) arvien pieaug interese par iespējam mazināt ilgstoša sausuma ietekmi ne tikai uz koku augšanu, bet arī vitalitāti, kas ietekmē koku rezistenci pret kaitēkļiem un patogēniem (Dobbertin et al., 2007; Siwkcki, Ufnalski, 1998). Sugām atšķiras gan rezistence pret sausumu, gan spēja atjaunoties pēc tā, un mistraudzēs ar atšķirīgām koku sakņu sistēmām vērojama pozitīva sugu mijiedarbība.

Pretzsch et al. (2013) analizējuši parastās egles, Eiropas dižskābarža un klinšu ozola (*Quercus petraea*) tīraudžu un mistraudžu reakciju pēc 1976. un 2003. gada sausuma Vācijas dienvidos. Konstatēts, ka tīraudzēs eglei ir zemāka rezistence, bet tās radiālais pieaugums, salīdzinot ar dižskābardi un klinšu ozolu, atjaunojas visātrāk. Savukārt, dižskābardim un klinšu ozolam novērota lielāka rezistence, bet to radiālais pieaugums pēc sausuma perioda atjaunojas lēnāk. Mistraudzēs egle un ozols reaģē tāpat kā tīraudzēs, bet dižskābardis uzrāda lielāku noturību nekā tīraudzēs, un dižskābarža rezistence īpaši palielinās mistraudzē ar ozolu.

Sausuma ietekmes pētījumos Francijā (Lebourgeois et al., 2013) iegūti līdzīgi rezultāti. Eiropas baltegle (*Abies alba*) uzrādīja mazāku jutību pret sausumu mistraudzē ar parasto egli vai Eiropas dižskābardi nekā tīraudzē, un mistraudzes efekts, t.i., krājas pieaugums mistraudzē attiecībā pret krājas pieaugumu tīraudzē (atbilstoši sugas īpatsvaram mistraudzē) bija lielāks sausās vietās salīdzinājumā ar normāla mitruma un slapjām vietām (8.23. att.).



8.23. attēls. Eiropas baltegles un parastās egles mistraudzes efekts atkarībā no vidējās maksimālās temperatūras augustā balteglei vai vidējās minimālās temperatūras maijā eglei (Forrester, 2014 pēc Lebourgeois et al., 2013).

Sugu mijiedarbības efekts sausuma noturības palielināšanā skaidrojams ar samazinātu konkurenci pēc ūdens noteiktā dziļumā un ūdens pārvadi no dziļākiem uz seklākiem augsnes slāņiem, ko nodrošina sugu ar dažādām sakņu sistēmām mistrojums. Ņemot vērā, ka abi šie procesi noris lokāli un spēj ietekmēt tikai nelielā (sakņu saskares zonas) attālumā blakus augošus kokus, nav pierādījumu mistrojuma meža masīva mērogā ietekmei sausuma noturības uzlabošanā.

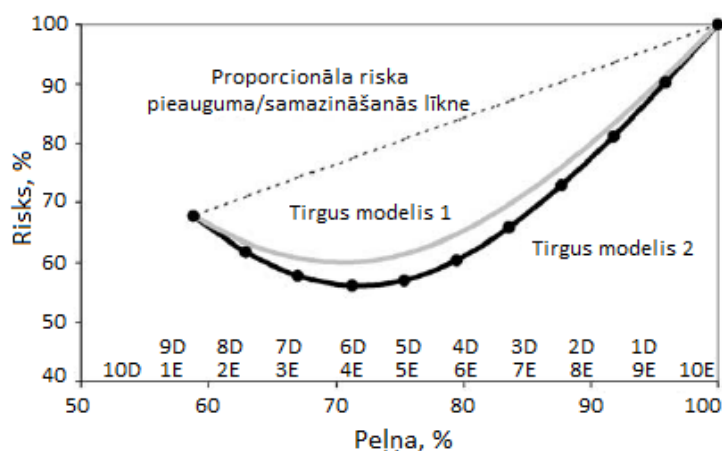
Mistrojuma ietekme uz risku kopumā, ekonomika

Mežā kā sarežģītā ekosistēmā dažādi procesi notiek vienlaikus, un riska faktori mainās, audzei augot un attīstoties. Īpaša vērība tiek pievērsta investīciju riska mazināšanai parastās egles audzēs, ņemot vērā, ka tās audzēšana tīraudzēs Eiropas ziemeļos un centrālajā daļā sniedz lielāko ekonomisko ieguvumu, bet tajā pašā laikā egle ir viena no vēja nenoturīgākajām sugām, un tās audzēšana plašās teritorijās saistīta ar kaitēkļu masveida savairošanos risku, sakņu trapes un citu patogēnu izplatīšanās iespējamību, tāpat egli nozīmīgi ietekmē ūdens deficīts.

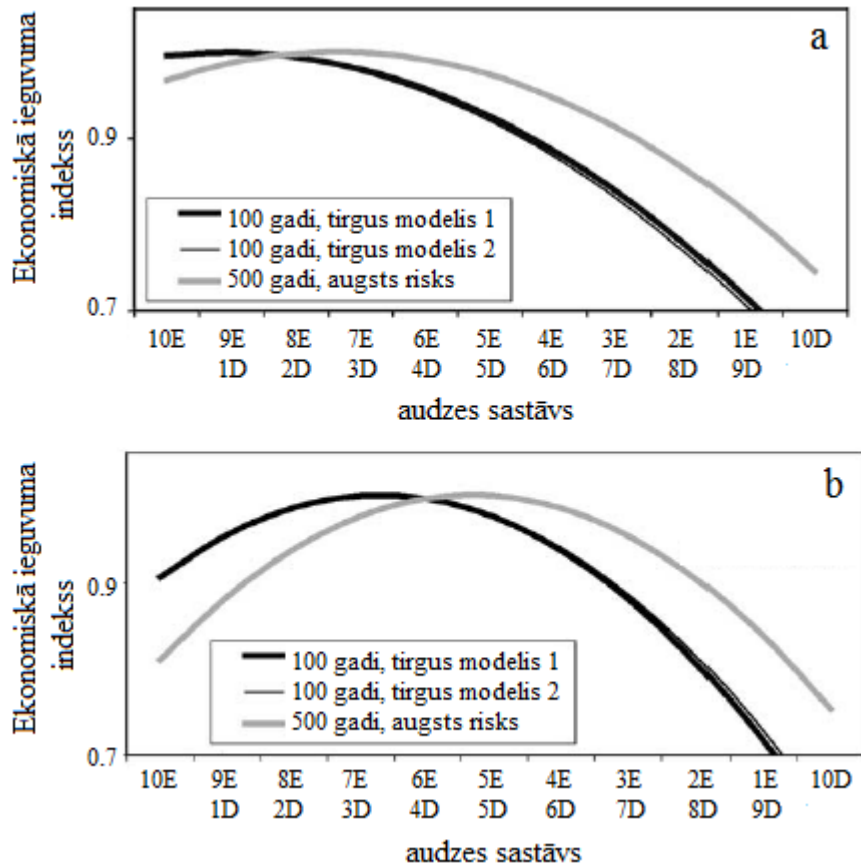
Analizējot situāciju Vācijā, Knoke et al. (2005) izveidojuši modeļus riska novērtējumam dažādas mistrojuma pakāpes egles-dižskābarža audzēs. Ņemot vērā, ka investīcijām mežaudzē ir ilgs atmaksāšanās periods (to nosaka izmantotās sugas galvenās

cirtes vecums), autori izvēlējušies divas investīciju stratēģijas – piesardzīgu un ļoti piesardzīgu, kurās ieguldītie līdzekļi atmaksājas attiecīgi 1,2 vai 2 reizes lielākā apjomā. Salīdzināti divi tirgus modeļi ar vienādu galvenās cirtes vecumu (120 gadi) abām sugām, kas izveidoti atbilstoši parastās egles un Eiropas dižskābarža apaļo kokmateriālu cenām laikā no 1953. līdz 1979. gadam, kad abām sugām tās mainījās sinhroni (konstatēta pozitīva korelācija, tirgus modelis 1), un vēlākos gados (1980.-2001.), kad šo sugu kokmateriālu cenas mainījās dažādos virzienos, t.i., palielinoties dižskābarža kokmateriālu cenām, egles kokmateriāliem cenas samazinājās (konstatēta negatīva korelācija, tirgus modelis 2). Simulēts arī 500 gadu periods ar atšķirīgiem sugu galvenās cirtes vecumiem, un eglei tas pieņemts 100, bet dižskābardim - 120 gadi. Turklāt šajā gadījumā atšķirības starp dažādajiem tirgus modeļiem kļūst nenozīmīgas.

Lai gan zemākais risks atbilst egles-dižskābarža mistrojuma 40:60 (8.24. att.), konstatēts, ka augsta riska apstākļos (500 gadu periods) īpašnieks sasniegtu maksimālo ieguvumu no 30 % lapu koku piemistrojuma, bet normāla riska apstākļos to nodrošinātu lapu koku piemistrojums 10 % (100 gadu periods). Savukārt, ja īpašnieka attieksme ir vēl piesardzīgāka, maksimālā ieguvuma nodrošināšanai vismaz 30 % (100 gadu periods) vai 50 % (500 gadu periods, augsts risks) audzes platības jābūt lapu kokiem (8.25. att.). Lai gan autori nav norādījuši ne mistrojuma telpisko izvietojumu, ne mistrojuma mērogu, tiek norādīts, ka pētījumā iegūtos rezultātus iespējams attiecināt arī uz „neliela mēroga dažādu sugu grupu mistrojumu”, tomēr neprecizējot ne pieļaujamo platību, ne izmantojamās sugas. Arī jaunākā pētījumā Knoke et al. (2008) secinājuši, ka „lielu lapu koku sugu grupu” mistrojums skujkoku mežos būtiski samazina ekonomisko risku, uzsverot, ka šo grupu platība pielīdzināma nelielām tīraudzēm, nevis grupām vienas audzes ietvaros. Tomēr arī šajā pētījumā nav precizēts nepieciešamais lapu koku īpatsvars kopējā meža masīva platībā.

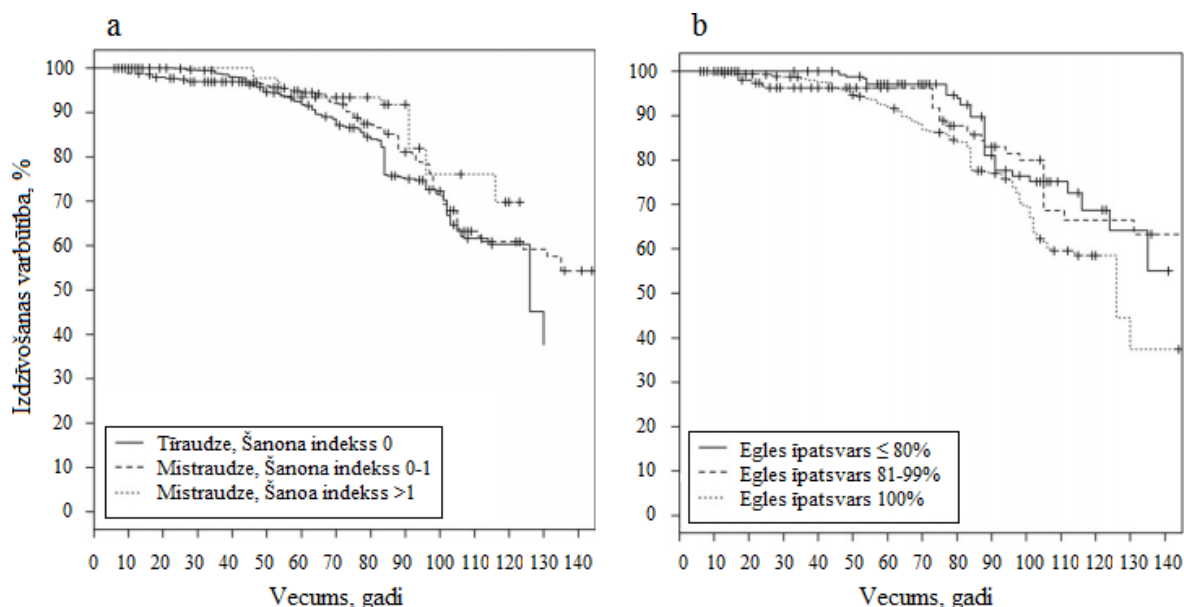


8.24. attēls. Dažāda īpatsvara parastās egles (E)-Eiropas dižskābarža (D) mistraudzes ietekme uz risku (%) un peļņu (%) dažādiem tirgus modeļiem (Knoke et al., 2005).



8.25. attēls. Ekonomiskā ieguvuma indekss dažāda īpatsvara parastās egles (E)-Eiropas dižskābarža (D) mistraudzēs saskaņā ar piesardzīgu (a) un ļoti piesardzīgu (b) investīciju stratēģiju (Knoke et al., 2005).

Salīdzinot egļu izdzīvošanas iespējas, t.i., varbūtību sasniegt noteiktu vecumu, tīraudzēs un mistraudzēs Vācijā, Griess et al. (2012) konstatējuši, ka tīraudzēm varbūtība sasniegt 100 gadu vecumu ir 80% (8.26. att.), līdzīgus rezultātus ieguvis arī Möhring (1986). Palielinoties koku sugu daudzveidībai audzē (Šanona indekss 0,4 un 1,2), varbūtība sasniegt 100 gadu vecumu eglei palielinās – attiecīgi sasniedzot 83% un 97%. Savukārt, ja mistraudzē egļu sastāda pusi no koku skaita, izdzīvošanas varbūtība pieaug par 17% salīdzinājumā ar tīraudzi. Lielāka egļu izdzīvošanas varbūtība mistraudzēs konstatēta arī citos pētījumos (Beinhofer, 2009). Neskatoties uz koku sugu daudzveidības pozitīvo ietekmi, lielāka ietekme uz izdzīvošanas varbūtību konstatēta audzes atrašanās vietai, piemēram, pārmitrām augsnēm konstatēta negatīva, bet izteiktākam reljefam – pozitīva ietekme, bet visbūtiskākā ietekme – laikam kopš pēdējās kopšanas circes.



8.26. attēls. Parastās egles izdzīvošanas varbūtība (%) (a) tīraudzēs un dažādas pakāpes mistraudzēs (Šanona indekss) un (b) atkarībā no egles īpatsvara audzē (Griess et al., 2012).

Pēc ievērojamajiem zaudējumiem 2005. gada vētrā Zviedrijā (kopumā vētrā bojāti 75 milj. m³ koksnes, no tiem 80% parastās egles), Zviedrijas meža aģentūra meža īpašniekiem rekomendēja izvēlēties vēja noturīgākas sugas audžu atjaunošanai, īpaši uzsverot ne tikai pieaugošos vēja, bet arī kaitēkļu u.c. faktoru draudus klimata pārmaiņu kontekstā. Turklāt Zviedrijas meža aģentūra nodrošināja subsīdijas audžu atjaunošanai ar citām koku sugām, izņemot egli, nodrošinot to atjaunošanas izmaksas līdzvērtīgas egļu tīraudžu ierīkošanai (Lidskog, Sjödin, 2014). Tomēr, pat ņemot vērā, ka meža īpašnieku attieksme mainījās no piesardzīgas (48%) pirms vētras uz ļoti piesardzīgu (84%) pēc tās (Ingemarsson et al., 2006), vairāk nekā 95% vētras bojāto platību atjaunotas ar egli (Lidskog, Sjödin, 2014; Valinger et al.; 2014; SFA, 2013). Tas skaidrojams ar plašo zinātnisko un praktisko pieredzi egļu tīraudžu apsaimniekošanā, to ātraudzību un stabilo egles koksnes tirgu. Kopumā konstatējams, ka pat pēc ievērojamiem dabisko traucējumu radītiem zaudējumiem, vēl jo vairāk – apstākļos, kad paredzama to draudu palielināšanās (atkārtošanās biežums un intensitāte) klimata pārmaiņu rezultātā, sugu sastāva maiņa meža masīva mērogā nav vērojama.

Kopsavilkums

Teorētiskie pieņēmumi par mistrojuma lomu mežaudžu noturības nodrošināšanā līdz šim vispārināti no pieredzes lauksaimniecībā, un to attiecināšana uz meža ekosistēmu iespējama tikai pēc apstiprināšanas ar empīriskajiem pētījumiem. Literatūras analīze liecina, ka ļoti maz pētījumos skarta mistrojuma pozitīvā ietekme ainavas (meža masīva), nevis atsevišķas audzes ietvaros. Mistrojuma audzes ietvaros ietekme varētu būt, palielinot mežu

noturību pret dendrofāģiem kukaiņiem un slimībām, bet ne pret sausumu un vēju. Tomēr jāņem vērā, ka agresīvu dendrofāģo kaitēkļu savairošanās gadījumā mistraudzēs bojājumi var palielināties, dendrofāģiem izmantojot arī ne-saimniekkoku sugas, kas nav primārais šo kaitēkļu barības avots. Tāpat arī agresīvu, invazīvu slimību un spēcīgu vētru gadījumā audzes mistrojumam var būt nenozīmīga ietekme noturības palielināšanā.

Bieži vien publikācijās trūkst precīzu datu par mistrojumu: koku sugu īpatsvaru, apjomu, dimensijām, to savstarpējo izvietojumu, tādējādi nav iespējams replicēt iegūtos rezultātus.

Kopumā konstatēts, ka mistrojumam var būt pozitīva ietekme, paaugstinot noturību, bet tā nav absolūta: faktoram (vējam, dendrofāģu skaitam u.c.) pārsniedzot noteiktu robežvērtību, mistrojuma iespējamais pozitīvais efekts vairs neizpaužas. Tāpat mistrojuma efekts atkarīgs no sugu specifikas, un, konkrēta mistrojuma ietvaros, noturība pret vienu riska faktoru var palielināties, un tajā pašā laikā pret kādu citu – samazināties. Piemēram, kā liecina empīriskie pētījumi, priedes-bērza mistraudzē sugu mijiedarbība samazina gan priežu zāglapseņu (Geri, Goussard, 1984; Kaitaniemi et al., 2007), gan bērza lapgraužu, lapu tinēju, pangērču un laputu sastopamību (Vehviläinen et al., 2006). Bet ozola-dižskābarža audzēs mistrojums palielina dižskābarža rezistenci pret sausuma periodiem (Pretzsch et al., 2013), tomēr šādā mistrojumā ozolam palielinās risks inficēties ar *Ramichloridium* sp. (Hantsch et al., 2014).

Neskatoties uz tendencēm, kas konstatētas citos reģionos, ir svarīgi noskaidrot Latvijā biežāk sastopamo dendrofāģo kukaiņu un slimību ietekmi uz mežsaimnieciski nozīmīgāko koku sugu mistraudzēm. Pētījumu rezultāti nav tieši attiecināmi mūsu apstākļiem, jo atšķiras gan sastopamās koku un kukaiņu (ne tikai dendrofāģu, bet arī to parazītu un dabisko ienaidnieku) sugas, gan klimatiskie apstākļi, kas nosaka, piemēram, kukaiņu attīstības cikla ilgumu; un līdzīgi klimats ietekmē arī slimību izraisītāju sastopamību.

Arī noturība pret abiotiskajiem faktoriem dažādos reģionos atšķiras. Nepieciešams iegūt informāciju par vēja noturību Latvijā - Skandināvijā izstrādātie modeļi vēja noturības prognozēšanai paredzēti audzēm uz minerālaugsnes, un trūkst informācijas par dažādu koku sugu un to mistraudžu noturību kūdras augsnēs. Savukārt sausums līdz šim mūsu reģionā nav uzskatāms par nozīmīgu traucējumu kokiem, neizslēdzot tā nozīmes palielināšanos nākotnē.

9. Projekta kopsavilkums un rezultātu prezentēšana

Sagatavots visu klimata izmaiņu pētījumu (2010.-2015. gads) pārskatu kopsavilkums kā atsevišķs dokuments.

Šī gada 23. līdz 24. aprīlī organizēta starptautiska zinātniska konference „Adaptation and mitigation: strategies for management of forest ecosystems” (Adaptācija un mitigācija: meža ekosistēmas apsaimniekošanas stratēģijas) (<http://www.silvaconference2015.com>), kurā piedalījās zinātnieki no 7 valstīm (Latvija, Igaunija, Somija, Zviedrija, Dānija, Polija, Spānija). Pasākuma ietvaros tika nolasīti referāti par plašu, g.k. Meža nozares kompetences centra programmas ietvaros realizētu, pētījumu spektru – meža selekciju un tās rezultātu praktisko izmantošanu klimata izmaiņu kontekstā, citiem meža ražības paaugstināšanas pasākumiem (piemēram, meža mēslošanu), kā arī, analizējot iegūstamo biomasu (t.sk. iespējas tās papildus ieguvei, piemēram, no celmiem), tās izmantošanas perspektīvām reģionā kopumā un atsevišķās valstīs. Atsevišķa sesija tika veltīta jautājumiem, kas saistīti ar dabas aizsardzību, galvenokārt koncentrējoties uz dabisko traucējumu režīmu un dabas aizsardzības teritorijās veicamajām aktivitātēm.

Konferences ietvaros dalībnieki iepazīstināti arī ar adaptācijas klimata izmaiņām pētījumu rezultātiem. Sagatavots konferences ziņojumu kopsavilkumu krājums, norit darbs pie tā iekļaušanas starptautiskās datu bāzēs.

Izmantotā literatūra

1. Ammer S., Weber K., Abs C., Ammer C., Prietzel J. (2006). Factors influencing the distribution and abundance of earthworm communities in pure and converted Scots pine stands. *Applied Soil Ecology*, 33: 10-21.
2. Arhipova N., Donis J., Gaitnieks T., Liepa. I. (2010). Root and butt rot causing fungi: the impact of broadleaved species admixture on the incidence of *Heterobasidion spp.* in spruce stands. *Mežzinātne*, 22(55): 70-87.
3. Bartelink H.H., Osthorn A.F.M. (1999). Introduction: mixed forests in western Europe. In: Osthorn A.F.M., Bartelink H.H., Gardiner J.J., Pretzsch H., Hekhuis H.J., Franc A.M. (eds.). *Management of mixed species forest: silviculture and economics*. IBN Scientific Contributions 15. Wageningen, The Netherlands, 9-16.
4. Bayer K. (1886). *Der gemischte Wald seine Begründung und Pflege: insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft*. Paul Parey, Berlin. 176 lpp.
5. Beinhofer B. (2009). *Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwissenschaft – Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten*, Thesis, Technische Universität München.
6. Bosshard W. (1967). Erhebungen über die Schäden der Winterstürme 1967. *Schweizer Zeitschrift für Forstwesen*, 188: 806-820.
7. Bouchard M., Kneeshaw D., Bergeron Y. (2005). Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec. *Forest Ecology and Management*, 204: 297–313.
8. Bravo-Oviedo A., Pretzsch H., Ammer C., Andenmatten E., Barbati A., Barreiro S., Brang P., Bravo F., Coll L., Corona P., den Ouden J., Ducey M.J., Forrester D.I., Giergiczny M., Jacobsen J.B., Lesinsky J., Löf M., Mason B., Matovic B., Metslaid M., Morneau F., O'Reilly C., Pach M., Ponette Q., del Río M., Short I., Skovsgaard J.P., Soliño M., Spathelf P., Sterba H., Stojanovic D., Strelcova K., Svoboda M., Verheyen K., von Lüpke N., Zlatanov T. (2014). European Mixed Forests: definition and research perspectives. *Forest Systems*, 23(3): 518-533.
9. Brasier C.M. (2000). Intercontinental spread and continuing evolution of the Dutch elm disease pathogens. In: Dunn C.P. (ed.) *The elms: breeding, conservation and disease management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 61-72.
10. Bryndum H. (1986). Influence of silvicultural treatment of crops on the risk of windblow. *Minimizing Wind Damage to Coniferous Stands*. In: *Communities, CotE* (ed.). Proceedings of the workshop organized jointly by the Danish forest experiment station

- and the commission of the European Communities at Løvenholm Castle, Denmark, March 3–7. Løvenholm Castle, Denmark, 35.
11. Carlquist C.G. (1972). Studier över stormfällningar av skog år 1969 inom V Sverige. Domänverket, centralförvaltningen. Stencil.
 12. Castagneyrol B., Jactel H., Vacher C., Brockerhoff E.G., Koricheva J. (2014). Effects of plant phylogenetic diversity on herbivory depend on herbivore specialization. *Journal of Applied Ecology*, 51: 134–141.
 13. Cappucino N., Lavertu D., Bergeron Y., Régnière J. (1998). Spruce budworm impact, abundance and parasitism rate in a patchy landscape. *Oecologia*, 114(2): 236–242.
 14. Chanthorn W., Caughlin T., Dechkla S., Brockelman W.Y. (2013). The relative importance of fungal infection, conspecific density and heterogeneity for seedling survival in a dominant tropical tree. *Biotropica*, 45: 587–593.
 15. Cobb R.C., Filipe J.A.N., Meentemeyer R.K., Gilligan C.A., Rizzo D.M. (2012). Ecosystem transformation by emerging infectious disease: loss of large tanoak from California forests. *Journal of Ecology*, 100: 712–722.
 16. Dennis P. (1997). Impact of forest and woodland structure on insect abundance and diversity. In: Watt A.D., Stork N.E., Hunter M.D. (eds). *Forests and Insects*. Chapman & Hall, London, 321–340.
 17. Duelli P. (1997). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62: 81–91.
 18. Dobbertin M., Wermelinger B., Bigler C., Bürgi M., Carron M., Forster B., Gimmi U., Rigling A. (2007). Linking increasing drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations. *The Scientific World Journal*, 7: 231–239.
 19. Enerstvedt L.I., Venn K. (1979). Decay in mature *Picea abies* (L.) Karst. stands. A study on clear-cuttings in Øvre Eiker, Norway. *Meddelelser fra Norsk Institutt for Skogforskning* 35: 237–264. (In Norwegian with English summary).
 20. Fabian P., Menzel A. (1998). Wie sehen die Wälder von morgen aus—aus der Sicht eines Klimatologen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 117: 339–354.
 21. FAO, 2000. *Forest Resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand*. Main Report. UN, New York and Geneva. Geneva Timber and Forest Study Papers 17: 457.
 22. Fedorov N.J., Poleschuk J.M. (1981). Conifer root rot studies in the USSR for the years 1976–1978. *European Journal of Forest Pathology*, 11: 44–50.

23. Fischer R., Lorenz M., Granke O., Mues V., Iost S., van Dobben H., Reinds G.J., de Vries W. (2010). Forest Condition in Europe. 2010 Technical Report of ICP Forests. Institute for World Forestry, Hamburg, Germany.
24. Forrester D.I. (2014). The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. *Forest Ecology and Management*, 312: 282–292.
25. Geri C. (1988). The pine sawfly in central France. In: Berryman, A.A. (ed.). *Dynamics of forest insect populations: patterns, causes, implications*. Plenum Press, 377–405.
26. Geri C., Goussard F. (1984). Evolution d'une nouvelle gradation de lophyre du pin dans le sud du Bassin Parisien: développement de la gradation jusqu'en 1982 et relations avec les facteurs du milieu. *Annals of Forest Sciences*, 41: 375–404.
27. Gerlach J.P., Reich P.B., Puetzman K., Baker T. (1997). Species, diversity, and density affects tree seedling mortality from *Armillaria* root rot. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 1509–1512.
28. González J.R., Palahí M., Trasobares A., Pukkala, T. (2006). A fire probability model for forest stands in Catalonia (north-east Spain). *Annals of Forest Science*, 63: 169–176.
29. Griess V.C., Knoke T. (2011). Growth performance, wind-throw, insects - Meta-analyses of parameters influencing performance of mixed species stands in boreal and northern temperate biomes. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(6): 1141-1159.
30. Griess V.C., Acevedo R., Härtl F., Staupendahl K., Knoke T. (2012). Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. *Forest Ecology and Management*, 267, 284–296.
31. Guries R.P. (2001). Elms: past, present, and future. In: *Proceeding of the "National conference on wilt diseases of shade trees"* (Ash CL ed). St. Paul (MN, USA) August 1999. APS Press, USA, 29-36.
32. Haas S.E., Hooten M.B., Rizzo D.M., Meentemeyer R.K. (2011). Forest species diversity reduces disease risk in a generalist plant pathogen invasion. *Ecology Letters*, 14: 1108–1116.
33. Hantsch L., Braun U., Scherer-Lorenzen M., Bruelheide H. (2013). *Species richness and species identity effects on occurrence of foliar fungal pathogens in a tree diversity experiment*. *Ecosphere*, 4(7): 81.
34. Hantsch L., Bien S., Radatz S., Braun U., Auge H., Bruelheide H. (2014). Tree diversity and the role of non-host neighbour tree species in reducing fungal pathogen infestation. *Journal of Ecology*, 102: 1673–1687.

35. Heupel G.M., Block J. (1991). Untersuchungen zum Einfluss des Standortes und der Bestandesstruktur auf das Ausmaß von Sturmschäden im Vorderen Hunsrück. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland Pfalz 19.
36. Heybroek H.M. (1982). Monoculture versus mixture: interactions between susceptible and resistant trees in mixed stand. In: Heybroek H.M., Stephan B.R., von Weissenberg K. (eds.). Resistance to disease and pest in forest trees. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, 326–341.
37. Humphrey J.W., Hawes C., Peace A.J., Ferris-Kaan R., Jukes M.R. (1999). Relationships between insect diversity and habitat characteristic in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 113: 11–21.
38. Huse K.J., Venn K. (1994). Vertical spread of *Heterobasidion annosum* in stems of Norway spruce. In: Johansson, M., Stenlid, J. (eds.). Proceedings of the Eighth IUFRO Conference of Root and Butt Rots. Sweden/Finland, August 1993. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, 208-212.
39. Holmsgaard E. (1986). Historical development of wind damage in conifers in Denmark. In: Communities, CotE (ed.). Minimizing wind Damage to coniferous stands. Løvenholm Castle, Denmark, . 2–4.
40. Hooper D.U., Chapin F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A.J., Vandermeer J., Wardle D.A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75: 3–35.
41. Ingemarsson F, Malmhäll J, Merckell B, Basic S, Svensson S.A. (2006). Hur drabbades enskilda skogsägare av stormen Gudrun? Resultat av en enkätundersökning Report, 13. Jönköping: Swedish Forest Agency.
42. Jactel H., Brockerhoff E.G. (2007). Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters*, 10: 835–848.
43. Jactel H., Brockerhoff E., Duelli P. (2005). A test of the biodiversitystability theory: meta-analysis of tree species diversity effects on insect pest infestations, and re-examination of responsible factors. In: Scherer-Lorenzen M., Körner C., and Schulze E.-D. (eds.). Forest diversity and function – temperate and boreal systems. *Forest diversity and function, temperate and boreal systems, ecological studies* 176: 235–262.
44. Jactel H., Goulard M., Manasiou P., Goujon G. (2002). Habitat diversity in forest plantations reduces infestations of the pine stem borer *Dioryctria sylvestrella*. *Journal of Applied Ecology*, 39: 618–628.

45. Jactel H., Menassieu P., Vétillard F., Gaulier A., Samalens J.C., Brockerhoff E.G. (2006). Tree species diversity reduces the invasibility of maritime pine stands by the bark scale, *Matsucoccus feytaudi* (Homoptera: Margarodidae). *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 314–323.
46. Jactel H., Nicoll B.C., Branco M., González-Olabarría J.R., Grodzki W., Långström B., Moreira F., Netherer S., Orazio C., Piou D., Santos H., Schelhaas M.J., Tojic K., Vodde F. (2009). The Influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Annals of Forest Science*, 66(7): 701.
47. Jakel A., Roth M. (2005). Conversion of single layered Scots pine monocultures into close-to-nature mixed hardwood forests: effects of parasitoid wasps as pest antagonists. *European Journal of Forest Research*, 123: 203–212.
48. Johansson M., Marklund E. (1980). Antagonists of *Fomes annosus* in the rhizosphere of grey alder (*Alnus incana*) and Norway spruce (*Picea abies*). *European Journal of Plant Pathology*, 10: 385–396.
49. Johnson P.T.J., Preston D.L., Hoverman J.T., Henderson J.S., Paull S.H., Richgels K.L.D., Redmond M.D. (2012). Species diversity reduces parasite infection through cross-generational effects on host abundance. *Ecology*, 93: 56–64.
50. Jung T., Burgess T.I. (2009). Re-evaluation of *Phytophthora citricola* isolates from multiple woody hosts in Europe and North America reveals a new species, *Phytophthora plurivora* sp. nov. *Persoonia*, 22: 95-110.
51. Kaitaniemi P., Riihimäki J., Koricheva J., Vehviläinen H. (2007). Experimental evidence for associational resistance against the European pine sawfly in mixed tree stands. *Silva Fennica*, 41(2): 259–268.
52. Kelty M.J. (1992). Comparative productivity of monocultures and mixed-species stands. In: Kelty M.J., Larson B.C., Oliver C.D. (eds.). *The ecology and silviculture of mixed-species forests*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 287 pp.
53. Kenigšvalde K., Arhipova N., Laiviņš M., Gaitnieks T. (2010). Fungus *Chalara fraxinea* as a causal agent for ash decline in Latvia. *Mežzinātne*, 21(54): 110-120.
54. Kennel R. (1965). Untersuchungen über die Leistung von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand. *Allgemeine Forst- und Jagd- Zeitung*, 136: 149–161,173–189.
55. Klimetzek D. (1990). Population dynamics of pinefeeding insects: a historical study. In: Watt A.D., Leather S.R., Hunter M.D., Kidd N.A.C. (eds.). *Population dynamics of forest insects*. Intercept Ltd, Andover, 3–10.

56. Knoke T., Ammer C., Stimm B., Mosandl R. (2008). Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research*, 127: 89-101.
57. Knoke T., Stimm B., Ammer C., Moog M. (2005). Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. *Forest Ecology and Management*, 213: 102–116.
58. Koricheva J., Vehvilainen H., Riihimäki J., Ruohomäki K., Kaitaniemi P., Ranta H. (2006). Diversification of tree stands as a means to manage pests and diseases in boreal forests: myth or reality? *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 324–336.
59. Korhonen K., Delatour C., Greig B.J.W., Schönhar S. (1998). Silvicultural control. In: Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R., Hüttermann A. (eds.). *Heterobasidion annosum: biology, ecology, impact and control*. Cab International, Oxford, 283–313.
60. Kowalski T., Holdenrieder O. (2009). Pathogenicity of *Chalara fraxinea*. *Forest Pathology*, 39: 1–7.
61. König A. (1995). Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald: Ein Erklärungs-und Prognosemodell. Frankfurt a.M.: Sauerländer's, 914.
62. Lebourgeois F., Gomez N., Pinto P., Mérian P. (2013). Mixed stands reduce *Abies alba* tree-ring sensitivity to summer drought in the Vosges mountains, western Europe. *Forest Ecology and Management*, 303: 61–71.
63. Landis D.A., Wratten S.D., Gurr G.M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45: 175– 201.
64. Lau J.A., Strengbom J., Stone L.R., Reich P.B., Tiffin P. (2008). Direct and indirect effects of CO₂, nitrogen, and community diversity on plant-enemy interactions. *Ecology*, 89: 226–236.
65. Lidskog R., Sjödin D. (2014). Why do forest owners fail to heed warnings? Conflicting risk evaluations made by the Swedish forest agency and forest owners. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29(3): 275-282.
66. Lindén M., Vollbrecht G. (2002). Sensitivity of *Picea abies* to butt rot in pure stands and in mixed stands with *Pinus sylvestris* in southern Sweden. *Silva Fennica*, 36(4): 767–778.
67. Lindner M. (1999). Waldbaustrategien im Kontext möglicher Klimaänderungen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 118: 1–13.
68. von Lüpke B. (2004). Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau— ein Spannungsfeld. *Forstarchiv*, 75: 43– 50.
69. Lohmander P., Helles F. (1987). Windthrow probability as a function of stand characteristics and shelter. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2: 227-238.

70. Loreau M., Hector A. (2001a). Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, 412: 72-76.
71. Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., Wardle D.A. (2001b). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294: 804–808.
72. Loreau M., Naeem S., Inchausti P. (2002). *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. UK, Oxford, Oxford University Press, 308.
73. Lönnstedt L. (1997). Non-industrial private forest owners' decision process: a qualitative study about goals, time perspective, opportunities and alternatives. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 12: 302-310.
74. 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. *Forest Ecology and Management*, 201: 275-285.
75. Maloney P.E., Lynch S.C., Kane S.F., Jensen C.E., Rizzo D.M. (2005). Establishment of an emerging generalist pathogen in redwood forest communities. *Journal of Ecology*, 93: 899–905.
76. Mensah R.K. (1999). Habitat diversity: implications for the conservation and use of predatory insects of *Helicoverpa* spp. in cotton systems in Australia. *International Journal of Pest Management*, 45: 91–100.
77. Mittelbach G.G., Steiner C.F., Scheiner S.M., Gross K.L., Reynolds H.L., Waide R.B., Willig M.R., Dodson S.I., Gough L. (2001). What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology*, 82: 2381–2396.
78. Moreira F., Rego F.C., Ferreira P.G. (2001). Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, 16: 557–567.
79. Morin X., Fahse L., Scherer-Lorenzen M., Bugmann H. (2011). Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. *Ecology Letters*, 14: 1211-1219.
80. Möhring B. (1986). *Dynamische Betriebsklassensimulation – Ein Hilfsmittel für die Waldschadensbewertung und Entscheidungsfindung im Forstbetrieb*. Selbstverlag (Ber. Forschungsztr. Waldökosys., 20), Göttingen.
81. Mundt C.C., Sackett K.E., Wallace L.D. (2011). Landscape heterogeneity and disease spread: experimental approaches with a plant pathogen. *Ecological Applications*, 21: 321–328.

82. Murray D.I.L. (1987). Rhizosphere microorganisms from the Jarrah forest of Western Australia and their effects on vegetative growth and sporulation in *Phytophthora cinnamomi* sands. *Australian Journal of Botany*, 35: 567–586.
83. Neumann R.B., Cardon Z.G. (2012). The magnitude of hydraulic redistribution by plant roots: a review and synthesis of empirical and modeling studies. *New Phytologist*, 194: 337–352.
84. Otway S.J., Hector A., Lawton J.H. (2005). Resource dilution effects on specialist insect herbivores in a grassland biodiversity experiment. *Journal of Animal Ecology*, 74: 234–240.
85. Pautasso M., Holdenrieder O., Stenlid J. (2005). Susceptibility to fungal pathogens of forests differing in tree diversity. In: Scherer- Lorenzen M., Körner C., Schulze E.-D. (eds.). *Forest diversity and function, temperate and boreal systems, ecological studies* 176: 263–289.
86. Pautasso M., Aas G., Queloz V., Holdenrieder O. (2013). European ash (*Fraxinus excelsior*) dieback – a conservation biology challenge. *Biological Conservation*, 158: 37–49.
87. Persson P. (1972). Vind- och snöskadors samband med beståndsbehandlingen – inventering av yngre gallringsförsök. Royal College of Forestry, Stockholm, Department of Forest Yield Research, Research notes 23: 205.
88. Persson P. (1975). Stormskador på skog – Uppkomstbetingelser och inverkan på skogliga åtgärder. Royal 35 College of Forestry, Department of Forest Yield Research, Research Notes 36, 294.
89. Pihlgren A., Hallingback T., Aronsson M., Dahlberg A., Edqvist M., Johansson G., Krikorev M., Thor G. (2010). The new Swedish Red List 2010. *Svensk Botanisk Tidskrift* 104: 210–226.
90. Piri T. (2003). Silvicultural control of *Heterobasidion* root rot in Norway spruce forests in southern Finland. Regeneration and vitality fertilization of infected stands. Doctor's dissertation, 64.
91. Piri T., Korhonen K., Sairanen A. (1990). Occurrence of *Heterobasidion annosum* in pure and mixed spruce stands in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 5: 113-125.
92. Pretzsch H. (2003). Diversity and productivity of forests. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 174: 88–98.

93. Pretzsch H., Schütze G., Uhl E. (2013). Resistance of European tree species to drought stress in mixed *versus* pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology*, 15(3): 483–495.
94. Przybyl K. (2002). Fungi associated with necrotic apical parts of *Fraxinus excelsior* shoots. *Forest Pathology*, 32: 387–394.
95. Puddua A., Luisi N., Capretti P., Santini A. (2003). Environmental factors related to damage by *Heterobasidion abietinum* in *Abies alba* forests in Southern Italy. *Forest Ecology and Management*, 180: 37–44.
96. Quayle D., Régnière J., Cappucino N., Dupont A. (2003). Forest composition, host population density, and parasitism of spruce budworm *Choristoneura fumiferana* eggs by *Trichogramma minutum*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 107: 215–227.
97. Rau H. (1995). Die Sturmschäden im Virngrund (Nordostwürttemberg) von 1870 bis 1990 -eine waldbaugeschichtliche und standortkundliche Untersuchung. *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*, 188.
98. Reif A., Brucker U., Kratzer R., Bauhus J. (2010). Waldbewirtschaftung in Zeiten des Klimawandels – synergien und konfliktpotenziale zwischen forstwirtschaft und naturschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 42: 261–266.
99. Risch S.J., Andow D., Altieri M.A. (1983). Agroecosystem diversity and pest control: data, tentative conclusions, and new research directions. *Environmental Entomology*, 12: 625–629.
100. Root R.B. (1973). Organisation of a plant–arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleraceae*). *Ecological Monographs*, 43: 94–125.
101. Russel E.P. (1989). Enemies hypothesis: a review of the effect of vegetational diversity on predatory insects and parasitoids. *Environmental Entomology*, 18: 590–599.
102. Santini A., Faccoli M. (2015). Dutch elm disease and elm bark beetles: a century of association. *iForest*, 8: 126-134.
103. Schehaas M.J., Nabuurs G.J., Schuck A. (2003). Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9: 1620-1633.
104. Schmid-Haas P., Bachofen H. (1991). Die Sturmgefährdung von Einzelbäumen und Beständen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 142: 477-504.
105. [Schütz](#) J.P., [Götz](#) M., Schmid W., Mandallaz D. (2006). Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. [European Journal of Forest Research](#), 125(3): 291-302.

106. Setiawan N.N., Vanhellefont M., Baeten L., Dillen M., Verheyen K. (2014). The effects of local neighbourhood diversity on pest and disease damage of trees in a young experimental forest. *Forest Ecology and Management*, 334: 1–9.
107. SFA. (2013). Swedish statistical yearbook of forestry. Jönköping: Swedish Forest Agency.
108. Siwkcki R., Ufnalski K. (198). Review of oak stand decline with special reference to the role of drought in Poland. *European Journal of Forest Pathology*, 28(2): 99-112.
109. Sobek S., Scherber C., Steffan-Dewenter I., Tschardtke T. (2009). Sapling herbivory, invertebrate herbivores and predators across a natural tree diversity gradient in Germany's largest connected deciduous forest. *Oecologia*, 160: 279–288.
110. Speight M.R., Wainhouse D. (1989). *Ecology and Management of Forest Insects*. Oxford Science Publications, Clarendon Press, Oxford, UK, 374.
111. Spiecker H. (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe – Temperate zone. *Journal of Environmental Management*, 67(1): 55-65.
112. Stenlid J., Oliva J., Boberg J.B., Hopkins A.J. (2011). Emerging diseases in European forest ecosystems and responses in society. *Forests*, 2: 486–504.
113. Stueve K.M., Perry C.H., Nelson M.D., Healey S.P., Hill A.D., Moisen G.G., Cohen W.B., Gormanson D.D., Huang C. (2011). Ecological importance of intermediate windstorms rivals large, infrequent disturbances in the northern Great Lakes. *Ecosphere*, 2(1): 1-21.
114. Tahvanainen J.O., Root R.B. (1972). The influence of vegetational diversity on the population ecology of a specialized herbivore, *Phyllotreta cruciferae* (Coleoptera: Chrysomelidae). *Oecologia*, 10: 321–346.
115. Tilman D., Reich P.B., Knops J., Wedin D., Mielke T., Lehmann C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294: 843–845.
116. Thies C., Tschardtke T. (1999). Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285: 893– 895.
117. Underwood N., Inouye B.D., Hambäck P.A. (2014). A conceptual framework for associational effects: when do neighbors matter and how would we know? *Quarterly Review of Biology*, 89: 1–19.
118. Vacher C., Vile D., Helion E., Piou D., Desprez-Loustau M.L. (2008). Distribution of parasitic fungal species richness: influence of climate versus host species diversity. *Diversity and Distributions*, 14: 786–798.

119. Valinger E., Kempe G., Fridman J. (2014). Forest management and forest state in southern Sweden before and after the impact of storm Gudrun in the winter of 2005. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29(5): 466-472.
120. Valinger E., Fridman J. (2011). Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 262(3): 398–403.
121. Vehviläinen H., Koricheva J., Ruohomäki K., Johansson T., Valkonen S. (2006). Effects of tree stand species composition on insect herbivory of silver birch in boreal forests. *Basic and Applied Ecology*, 7(1): 1-11.
122. Vilà M., Carrillo-Gavilán A., Vayreda J., Bugmann H., Fridman J., Grodzki W., Haase J., Kunstler G., Schelhaas M., Trasobares A. (2013). Disentangling biodiversity and climatic determinants of wood production. *PloS one*, 8(2): 53530-53539.
123. Vilà M., Vayreda J., Gracia C., Ibanez J.J. (2003). Does tree diversity increase wood production in pine forests? *Oecologia*, 135: 299–303.
124. Wagner S., Nocentini S., Huth F., Hoogstra-Klein M. (2014). Forest management approaches for coping with the uncertainty of climate change: trade-offs in service provisioning and adaptability. *Ecology and Society*, 19(1): 32-48.
125. Wangler F. (1974). Die Sturmgefährdung der Wälder in Südwestdeutschland: Eine waldbauliche Auswertung der Sturmkatastrophe 1967. Dissertation. Universität Freiburg, 226.
126. Watt A.D. (1992). Insect pest population dynamics: effects of tree species diversity. In: Cannell M.G.R., Malcolm D.C., Robertson P.A.(eds.). *The Ecology of Mixed-Species Stands of Trees*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, 262-275.
127. Webb S.L. (1989). Contrasting windstorm consequences in two forests, Itasca State Park, Minnesota. *Ecology*, 70: 1167–1180.
128. Winterhoff B., Schönfelder E., Heiligmann-Brauer G. (1995). Sturmschäden des Frühjahrs 1990 in Hessen. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie Forschungsberichte, 20.
129. Zeng H., Garcia-Gonzalo J., Peltola H., Kellomäki S. (2010). The effect of forest structure on the risk of wind damage at a landscape level in a boreal forest ecosystem. *Annals of Forest Science*, 67: 111-119.
130. Zindel U. (1991). Die Sturmschäden in den hessischen Forstämtern Frankenberg, Langen und Schlüchtern nach den Stürmen vom Februar 1990 - Ergebnisse einer Luftbildauswertung. *Forschungsberichte der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt*, 12: 41-90.

