

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
ĢEOGRĀFIJAS NODAĻA



Zigmārs Rendenieks

Promocijas darbs

**MEŽA NOZARES RĪCĪBAS POLITIKAS IETEKME UZ
MEŽA AINAVU STRUKTŪRU ZIEMEĻVIDZEMES
BIOSFĒRAS REZERVĀTĀ**

**THE INFLUENCE OF FOREST POLICY ON FOREST LANDSCAPE
STRUCTURE IN THE NORTH VIDZEME BIOSPHERE RESERVE**

Doktora zinātniskā grāda iegūšanai ģeogrāfijas nozarē,
reģionālās un vides ģeogrāfijas apakšnozarē

Rīga, 2015

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Ģeogrāfijas nodaļā laika posmā no 2010. gada līdz 2014. gadam.



LATVIJAS
UNIVERSITĀTE

IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ

Šis darbs ir izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā „Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē”.

Darbs sastāv no ievada, 4 nodaļām, secinājumiem, literatūras saraksta un 6 pielikumiem.

Darba forma: disertācija ģeogrāfijas nozarē, vides un reģionālās ģeogrāfijas apakšnozarē.

Promocijas darba vadītājs:

profesors, *Dr. geogr.* **Oļģerts Nikodemus**, Latvijas Universitāte

Darba recenzenti:

Dr. geogr. **Raimonds Kasparinskis**, Latvijas Universitāte

Dr. geogr. **Kalevs Sevs (Kalev Sepp)**, Igaunijas Dzīvības zinātņu universitāte

Dr. silv. **Inga Straupe**, Latvijas Lauksaimniecības universitāte

LU Ģeogrāfijas nozares promocijas padomes sastāvs:

profesore *Dr. geogr.* **Agrita Briede**, padomes priekšsēdētāja

profesors *Dr. geogr.* **Oļģerts Nikodemus**

Dr. geogr. **Pārsla Eglīte**

docents *Dr. geogr.* **Raimonds Kasparinskis**

profesore *Dr. geogr.* **Zaiga Krišjāne**

docente *Dr. geogr.* **Solvita Rūsiņa**, padomes sekretāre

docente *Dr. geogr.* **Anita Zariņa**

Promocijas darba aizstāvēšana notiks 2015. gada 20. martā plkst. 13.00 Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas nozares promocijas padomes atklātā sēdē Latvijas Universitātes ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē Rīgā, Alberta ielā 10, 313. telpā.

Ar promocijas darbu un tā kopsavilkumu var iepazīties Latvijas Universitātes Bibliotēkā Raiņa bulvārī 19.

Atsauksmes sūtīt promocijas padomes sekretārei docentei *Dr. geogr.* **Solvitai Rūsiņai**: ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, Latvijas Universitāte, Rīga, Raiņa bulvāris 19, LV-1586, e-pasts: rusina@lu.lv

© Zigmārs Rendenieks, 2015

© Latvijas Universitāte, 2015

ANOTĀCIJA

Promocijas darbs veltīts Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta meža ainavu dinamikas izpētei meža nozares rīcības politikas kontekstā. Meža ainavu ekoloģiskā struktūra, tajā skaitā ainavas raksts, izcirtumu un veco mežaudžu ģeogrāfiskais izvietojums, pētīts valsts, Rīgas pašvaldības un privāto īpašnieku mežos reģionālā, ainavas un lokālā mērogā. Pētījumā izmantotas kvantitatīvas analīzes metodes – ainavu telpiskā raksta indikatori un telpiskās analīzes rīki. Pētījuma rezultāti parāda, ka valsts un pašvaldības mežos līdz 2008. gadam izcirtumu telpisko struktūru galvenokārt noteica audzes vecumstruktūra un piekļuves iespējas, bet pēc 2008. gada būtiska nozīme ir ciršanas apjoma palielināšanai, cirsmu koncentrācijas stratēģijas ieviešanai un jaunu meža autoceļu izbūvei, kas palielināja audžu sasniedzamību. Privāto īpašnieku mežaudžu telpisko struktūru nosaka apstākļi, ka daudzi meži ir veidojušies, dabiski aizaugot bijušajām lauksaimniecības zemēm. Privātie īpašnieki, salīdzinot ar valsts un pašvaldības mežu apsaimniekotājiem, daudz vairāk ir izmantojuši valsts meža rīcības politikas atbalstīto dabisko meža atjaunošanu, kā rezultātā privāto īpašnieku meža masīvos izplatītas jaunaudzes ar lielu baltalkšņu un apšu īpatsvaru. VAS „Latvijas valsts meži” īstenotā meža rīcības politika, izdalot dabiskos meža biotopus un *ekomežus*, būtiski uzlabo konektivitāti starp mežaudzēm īpaši aizsargājamās dabas teritorijās, kurās noteikts galvenās cirtes aizliegums.

Atslēgvārdi: ainavu indikatori, mežizstrāde, telpiskais raksts, dabiskie meža biotopi, ekomeži.

ANNOTATION

Doctoral thesis is devoted to the study of dynamics of forest landscapes within the North Vidzeme Biosphere Reserve in the context of forest sector policy. The structure and dynamics of forest landscapes were studied at regional, landscape and local scales for spatial patterns of overmature stands and clearcuts in forest landscapes owned by state, Riga municipality and private owners. The study utilized quantitative methods – landscape metrics and spatial analysis tools. Results showed that spatial pattern of clearcuts in state and municipality forest tracts before 2008 was mainly influenced by stand age structure and accessibility of harvested stands, but after 2008 – by increased harvesting volume, concentrated felling and the building of new forest roads. The spatial pattern of private forest stands is influenced by the fact that they have formed by natural afforestation of abandoned agricultural lands. Compared to state and municipality forests, the managers of private forests have much more relied on the forest policy preference for natural afforestation, which resulted in increased proportions of grey alder and aspen stands. Forest policy implemented by Joint Stock Company „Latvijas valsts meži” includes the designation and protection of high conservation value forests and woodland key habitats promotes connectivity of protected stands with harvesting restrictions.

Keywords: forest harvesting, high conservation value forests, landscape metrics, spatial pattern, woodland key habitats.

SATURS

ANOTĀCIJA	3
DARBĀ LIETOTIE SAĪSINĀJUMI.....	7
IEVADS.....	8
1. LITERATŪRAS APSKATS	14
1.1. Ainavas telpiskā struktūra un tās analīze	14
1.1.1. Ainavas mozaīkas paradigma	14
1.1.2. Ainavas telpiskās struktūras izmaiņu procesi	15
1.1.3. Ainavas telpiskā raksta indikatori.....	18
1.1.4. Mēroga nozīme ainavu telpiskā raksta analīzē	19
1.2. Meža ainavas telpisko struktūru ietekmējošie faktori.....	21
1.2.1. Dabiskie faktori.....	21
1.2.2. Antropogēnie faktori.....	24
1.3. Meža nozares rīcības politikas nozīme meža ainavu struktūras veidošanā	26
1.3.1. Starptautiskie procesi mežu ilgtspējīgas apsaimniekošanas veicināšanai	26
1.3.2. Meža rīcības politikas veidošana un ieviešana	28
1.3.3. Mežsaimnieciskās tradīcijas Eiropā un Latvijā.....	30
1.3.4. Meža rīcības politikas nozīme meža ainavu izmaiņās	31
1.4. Meža nozares pārvalde un mežu apsaimniekošana Latvijā pēc neatkarības atjaunošanas	35
1.4.1. Nozares pārvalde un mežu apsaimniekošanas infrastruktūra	35
1.4.2. Mežu īpašumu struktūra Latvijā	36
1.4.3. Meža apsaimniekošanas normatīvais regulējums	37
2. MATERIĀLI UN METODES	43
2.1. Pētījuma teritoriju izvēle un to raksturojums.....	43
2.1.1. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta vispārīgs raksturojums.....	43
2.1.2. Pētījuma teritoriju raksturojums	44
2.2. Pētījumā izmantotie dati	50
2.3. Pētījumā izmantotās metodes.....	52
2.4. Datu un metožu verifikācija un ierobežojumi.....	61
3. PĒTĪJUMU REZULTĀTI	62
3.1. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta pieaugušo un pāraugušo mežaudžu telpiskais raksts	62
3.1.1. Mežaudžu vispārējs raksturojums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā	62
3.1.2. Pieaugušo un pāraugušo audžu telpiskais raksts Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā atkarībā no zemes īpašuma piederības	65

3.1.3. Pieaugušo un pāraugušo mežaudžu telpiskais raksts klašu līmenī valsts un citu īpašnieku mežos	68
3.1.4. Dabas aizsardzībai izdalīto teritoriju telpiskā raksta optimizācijas simulācija.....	71
3.2. Mežizstrādes dinamika valsts meža masīvu ainavās pēc Latvijas neatkarības atjaunošanas	74
3.2.1. Meža masīvu ainavu kompozīcija un audžu vecumstruktūra	74
3.2.2. Izcirtumu telpiskā raksta dinamika ainavas līmenī.....	77
3.2.3. Telpiskā raksta dinamika klašu līmenī.....	81
3.2.4. Pāraugušo mežaudžu un dabisko meža biotopu telpiskais raksts	84
3.2.5. Meža autoceļu tīkla attīstība valsts mežu ainavā	86
3.3. Mežaudžu telpiskās struktūras raksturojums atkarībā no meža īpašuma piederības	89
3.3.1. Mežaudžu kompozīcija un telpiskais raksts.....	89
3.3.2. Mežizstrādes telpiskās izpausmes atšķirīgu īpašnieku meža masīvos.....	96
4. REZULTĀTU INTERPRETĀCIJA UN DISKUSIJA	98
4.1. Meža nozares rīcības politikas maiņas ietekme uz meža ainavu telpisko struktūru	98
4.2. Dabisko meža biotopu telpiskās struktūras optimizācija Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā.....	106
4.3. Mežaudžu telpiskā struktūra dažādu īpašnieku mežos	110
4.4. Risinājumi meža apsaimniekošanas optimizācijai Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā	113
SECINĀJUMI.....	118
LITERATŪRAS SARAKSTS.....	120
PATEICĪBAS	139
PIELIKUMI	140

DARBĀ LIETOTIE SAĪSINĀJUMI

ASV – Amerikas Savienotās Valstis

DMB – dabiskais meža biotops

ES – Eiropas Savienība

FSC – Mežu uzraudzības padome

ĢIS – ģeogrāfiskās informācijas sistēmas

ha – hektārs

ĪADT – īpaši aizsargājamā dabas teritorija

LĢIA – Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra

LPSR – Latvijas Padomju Sociālistiskā Republika

LR – Latvijas Republika

LU ĢZZF – Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

MCPFE – Ministru konference par mežu aizsardzību Eiropā

PEFC – Meža sertifikācijas sistēmu novērtēšanas programma

tūkst. – tūkstotis

UNCED – Apvienoto Nāciju Organizācijas Vides un attīstības konference

UNESCO – Apvienoto Nāciju Izglītības, Zinātnes un kultūras organizācija

VAS – valsts akciju sabiedrība

ZM – Zemkopības ministrija

ZBR – Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāts

IEVADS

Tēmas aktualitāte

Latvijā pēc neatkarības atjaunošanas ir pieaugusi meža apsaimniekošanas intensitāte (Vanwambeke et al., 2012), kas būtiski ietekmē mežu ainavas telpisko struktūru. Eiropas mērogā mežizstrādes intensitāte Latvijā novērtēta kā vidēji augsta (Levers et al., 2014), bet ar to saistītās izmaiņas meža ainavās ir novērtētas starp lielākajām Eiropā (Feranec et al., 2010; Saura et al., 2011). Pieaugot mežizstrādes intensitātei, ir palielinājusies izcirtumu platība un samazinājusies pieaugušu mežaudžu nogabalu savstarpējā konektivitāte. Attīstoties biotopu fragmentācijai, vai arī pilnībā zaudējot atsevišķus biotopus, tiek apdraudētas daudzas meža sugas (D'Eon, Glenn, 2005). Sugu apdraudējumu mežu ainavās var izraisīt arī malas efekta ietekmes pieaugums ainavā (Lindenmayer, Fischer, 2006).

Mežu ainavas telpiskās struktūras maiņu Latvijā nosaka gan valsts realizētā meža nozares rīcības politika, kas pēc valsts neatkarības atjaunošanas ir vairākkārt mainījies, gan arī mežu zemes īpašumu piederība, mežaudžu sastāvs un vecumstruktūra. Latvijā līdz šim tikpat kā nav pētīta dažādu pieņemto lēmumu ietekme uz meža ainavu telpisko struktūru un to izpausmes dažādu īpašnieku mežu ainavās. Sevišķu nozīmi šādi pētījumi ieguvuši kopš 2008. gada, kad ekonomiskās lejupslīdes seku novēršanai tika izdarītas izmaiņas meža nozares rīcības politikā un meža nozares atbalstam uz diviem gadiem atļautais ciršanas apjoms valsts mežos tika palielināts par 4 milj. m³ (Grozījumi Ministru Kabineta..., 2008). Šādi pētījumi ir nepieciešami, lai varētu nākotnē uzlabot mežu apsaimniekošanas plānošanu un nodrošinātu mežu ilgtspējīgu izmantošanu, uz ko balstās arī ES Mežsaimniecības stratēģija (EU Forestry Strategy, 1998).

Ainavu ekoloģija kā zinātnes nozare piedāvā jaunu perspektīvu minētās problēmas izpētei un risinājumiem. Tieši ainavas struktūras raksturošana, analīze un interpretācija ir viens no galvenajiem ainavu ekoloģijas uzdevumiem (Haines–Young, Chopping, 1996; Turner et al., 2001). Dažāda veida ainavu indikatori dod iespēju standartizētā un reproducējamā veidā aprakstīt ainavu rakstu telpisko dinamiku un veikt to salīdzināšanu atbilstoši pasaulē plaši aprobētai un detāli aprakstītai pētījumu metodikai (McGarigal et al., 2002; Uemaa et al., 2009; Botequilha Leitão et al., 2006).

Eiropas mežu apsaimniekošana un meža nozares ilgtspējīga attīstība tiek vērtēta pēc vispārārtzītu kritēriju un indikatoru sistēmas „Paneiropas meža ilgtspējīgas apsaimniekošanas kritēriji un indikatori”, kas izstrādāta *Forest Europe* (agrākais nosaukums – Ministru

konference par mežu aizsardzību Eiropā) procesā. Paneiropas ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas kritēriji un indikatori paredz arī ainavas telpiskā raksta indikatoru iekļaušanu kopējā novērtējumā. Kopš 2013. gada 7. maija Ministru kabineta noteikumi Nr.248 (Meža ilgtspējīgas apsaimniekošanas novērtēšanas kārtība, 2013) nosaka meža ilgtspējīgas apsaimniekošanas novērtēšanu arī Latvijā veikt atbilstoši Paneiropas ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas kritērijiem un indikatoriem (MCPFE, 2002), tostarp izmantojot arī telpiskā raksta indikatorus. Viss iepriekš minētais nosaka pētījuma aktualitāti un arī pētījuma metodes izvēli. Latvijā līdz šim kvantitatīvus pētījumus par ainavas telpisko struktūru Latvijā veikuši A. Tērauds (Tērauds et al., 2008; Tērauds, 2011), S. Ikauniece ar līdzautoriem (2012), A. Auniņš un J. Priednieks (2008). Latvijas Valsts mežzinātnes institūtā „Silava” ir izstrādāta metodika ainavu telpiskā raksta novērtēšanai *Forest Europe* monitoringa ietvaros (Latvijas meža resursu..., 2013).

Promocijas darbu veido vairāki savstarpēji papildinoši pētījumi, kas pievēršas dažādiem meža ainavas telpiskās struktūras dinamikas aspektiem. Šajos pētījumos izmantotas galvenokārt kvantitatīvās metodes, kas tradicionāli tiek lietotas ainavu struktūras pētījumos – telpiskā raksta analīze ar ainavas indikatoriem (Brotons et al., 2003; Mladenoff et al., 1993; Ripple et al., 2000; Spies et al., 1994), kā arī ģeogrāfisko informācijas sistēmu metodes un normatīvo aktu analīze. Promocijas darba ietvaros pētītās mežu ainavas atrodas Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā, kas tika izveidots ar mērķi nodrošināt kompleksu ainavu, ekosistēmu, sugu un ģenētiskās daudzveidības saglabāšanu un vienlaikus veicināt ilgtspējīgu ekonomisko attīstību. Viena no Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta – visas Latvijas modeļteritorijas – attīstības prioritātēm ir mežu ainavas struktūras saglabāšana. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijai izstrādātais ainavu ekoloģiskais plāns (Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta ainavu ekoloģiskais plāns, 2007) paredz meža apsaimniekošanas plānošanu ainavu līmenī, kas palīdzētu saglabāt bioloģisko daudzveidību, sekmējot traucēto dabisko ekoloģisko plūsmu atjaunošanu. Promocijas darba rezultāti sniedz papildu zināšanas ainavu ekoloģiskās plānošanas metodoloģijas uzlabošanā valstīs, kur ir ļoti atšķirīga mežu īpašumu piederība, kā arī tie var sekmēt ainavu ekoloģiskās plānošanas principu ieviešanu meža apsaimniekošanā.

Darba mērķis

Promocijas darba mērķis ir noskaidrot un novērtēt meža nozares rīcības politikas ietekmi uz meža ainavu telpisko struktūru dažādu īpašnieku mežos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā pēc Latvijas neatkarības atjaunošanas.

Pētījuma hipotēze

Pēc Latvijas neatkarības atjaunošanas meža rīcības politikas maiņa izpaužas meža ainavu ekoloģiskajā struktūrā un to raksturojošajos indikatoros. Meža ainavu ekoloģisko struktūru, kas izpaužas mežaudžu sugu sastāvā un to telpiskā konfigurācijā, audzes vecumā, ietekmē meža vēsture, autoceļu infrastruktūras attīstība, kā arī zemes īpašumu piederība.

Galvenie darba uzdevumi

1. Apkopot pētījumu pieredzi par meža nozares rīcības politikas un mežu apsaimniekošanas ietekmi uz mežu ainavu telpisko struktūru.
2. Izveidot detalizētas mežu ainavas struktūras modeļus (tematiskās kartes) mežaudžu, izcirtumu, un aizsargājamo teritoriju telpiskā raksta reprezentācijai.
3. Noskaidrot pieaugušo un pāraugušo mežaudžu telpisko rakstu atšķirības un optimizācijas iespējas valsts un citu īpašnieku mežos.
4. Noskaidrot mežu ainavas telpisko struktūru dinamiku un tās saistību ar rīcības politikas maiņu laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam.
5. Noskaidrot mežaudžu strukturālās atšķirības valsts, Rīgas pašvaldības un privāto īpašnieku meža masīvos.
6. Apkopot risinājumus meža un ainavu apsaimniekošanas plānošanas uzlabošanai un to ekoloģiskās kvalitātes palielināšanai ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas kontekstā.

Darba novitāte un praktiskā izmantošana

Promocijas darbā pirmo reizi Latvijā dažādos mērogos kompleksi analizēta meža ainavu telpiskā struktūra saistībā ar meža rīcības politikas un apsaimniekošanas izmaiņām. Līdz šim Latvijā nav tikusi pētīta meža ainavu telpiskās struktūras dinamika intensīvas mežizstrādes ietekmē 20./21. gs. mijā. Darbā noskaidrota mežizstrādes telpisko rakstu dinamika šajā periodā ainavas līmenī, kā arī veikta dažādu īpašnieku mežu masīvu telpisko rakstu, mežaudžu vecumstruktūru un sugu sastāva salīdzinoša analīze.

Promocijas darbā izstrādāti un aprobēti detalizēti augstas izšķirtspējas meža ainavu struktūras modeļi (tematisko karšu veidā), kas ietver gan fokusa, gan fona informāciju. Darbā aprobēta mežizstrādes telpisko rakstu kvantitatīvas analīzes metodika, ko iespējams izmantot turpmākajos pētījumos. Pētījuma galvenie rezultāti ir publicēti vai iesniegti publicēšanai nozares vadošajos zinātniskajos žurnālos. Darba rezultāti prezentēti starptautiskās konferencēs Zviedrijā, Lielbritānijā, Īrijā un Polijā, kā arī diskutēti starptautiskās darba grupās un Latvijas ainavu politikas pamatnostādņu (Ainavu politikas pamatnostādnes 2013.–2019. gadam, 2013) izstrādes procesā. Promocijas darba secinājumi un ieteiktie risinājumi lietojami meža ainavu ekoloģiskajā plānošanā un meža apsaimniekošanas plānošanas optimizācijā, veicinot ilgtspējīgu meža apsaimniekošanu.

Pētījumu rezultātu aprobācija

Promocijas darba pētījumu rezultāti ir publicēti trijās zinātniskajās publikācijās un vienā publikācijā, kas iesniegta zinātniskajā žurnālā *European Journal of Forest Research*, kā arī prezentēti un diskutēti 9 starptautiskās un 5 vietēja mēroga zinātniskajās konferencēs.

Publicētie pētījumu rezultāti

1. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O., Brūmelis, G. Clearcut harvesting in state forest landscapes of Northern Latvia: management perspectives from policy implications. *European Journal of Forest Research* (iesniegts publicēšanai).
2. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O., Brūmelis, G. 2015. The implications of stand composition, age and spatial patterns of forest regions with different ownerships for management optimisation in Northern Latvia. *Forest Ecology and Management*, 335, 216–224. [SCOPUS®, Ecological Abstracts, Forestry Abstracts, GEOBASE]
3. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2012. The Old Stand Patterns of the North Vidzeme Biosphere Reserve. *Baltic Forestry*, 18(2): 178–186. [Science Citation Index Expanded (SciSearch®), SCOPUS®, CAB Abstracts]
4. **Rendenieks, Z.** 2012. Harvesting as a factor in the recent forest spatial structure change in Latvia. *Problems of Landscape Ecology*, 30: 301–307.

Ziņojumi starptautiskās konferencēs un publicētās tēzes

1. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2014. Management history and landscape structure in the North Vidzeme Biosphere Reserve, Latvia – combining historical maps, forest inventory and land use data. In: *PECSRL 2014 27th session – Unraveling the logics of Landscape* (abstracts book), Gothenburg, 192–193.
2. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2013. 24 years of forest policy and management in Latvia – management perspectives. In: *IALE 2013 Congress – Changing European Landscapes* (abstracts e–book), Manchester, 213.
3. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2013. The Influence of Latvian Forest Policy on State Forest Landscape Structure on the Turn to 21st Century. In: *Interdisciplinary Research for higher Socioeconomic Value of Forests* (abstracts), Riga, 23.
4. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2013. Clear–cut edges and biodiversity values in forest landscapes of Northern Latvia through two decades of management policy. In: *7th international conference Research and conservation of biological diversity in Baltic Region* (abstracts), Daugavpils, 86.
5. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2012. The State of Overmature Forest Patterns in the North Vidzeme Biosphere Reserve, Latvia. In: *2nd IUFRO Conference on Biodiversity in Forest Ecosystems and Landscapes* (Book of Abstracts), Cork, 73.
6. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2011. Mežizstrādes ietekme uz meža ainavas fragmentāciju Latvijā. No: *PLZK Letonika – Sekcijas "Vides kvalitāte Latvijā: esošais stāvoklis, izaicinājumi, risinājumi" referātu kopsavilkumu krājums*, Rīga, 78–79.
7. **Rendenieks, Z.** 2011. Landscape Ecological Analysis of Taurkalne Forest Tract Fragmentation. In: 6th international conference *Research and conservation of biological diversity in Baltic Region* (abstracts), Daugavpils, 108.
8. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2011. Harvesting as a factor in the recent forest landscape structure change in Latvia. In: *Four Dimensions of Landscape* (abstracts), Warsaw, 42.
9. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2010. Landscape ecological assessment of old forest stand pattern change in North Vidzeme Biosphere reserve, Latvia. In: *PRIFOR 2010 – Northern Primeval Forests: Ecology, Conservation & Management* (abstracts), Sundsvall, 101.

Ziņojumi Latvijas konferencēs un publicētās tēzes

1. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2014. Mežaudžu struktūra dažādu īpašnieku mežos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā. *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne. LU 72. zinātniskās konferences tēzes*, Rīga, 471–473.
2. **Rendenieks, Z.**, Nikodemus, O. 2013. Kailcirtes valsts mežu ainavās Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā. *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne. LU 71. zinātniskās konferences tēzes*, Rīga, 195–196.
3. **Rendenieks, Z.** 2012. Telpiskās statistikas rīku funkcionalitātes salīdzinājums pielietojumam ainavekoloģiskajos pētījumos. *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne. LU 70. zinātniskās konferences tēzes*, Rīga, 114–115.
4. **Rendenieks, Z.** 2011. Mežizstrādes faktors ainavas telpiskās struktūras izmaiņu procesos – Daudzeses piemērs. *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne. LU 69. zinātniskās konferences tēzes*, Rīga, 203.
5. **Rendenieks, Z.** 2010. Mežaudžu telpiskās struktūras ainavekoloģiskā analīze Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā. *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne. LU 68. zinātniskās konferences tēzes*, Rīga, 196–198.

1. LITERATŪRAS APSKATS

1.1. Ainavas telpiskā struktūra un tās analīze

1.1.1. Ainavas mozaikas paradigma

Promocijas darbā ar ainavu autors saprot telpiski neviendabīgu teritoriju, ko veido ekosistēmu mozaika, atbilstoši R. Formana un M. Godrona definīcijai:

„Landscape is defined as a heterogeneous land area composed of a cluster of interacting ecosystems (woods, meadows, marshes, villages, etc.) that is repeated in similar form throughout” (Forman, Godron, 1986).

„Ainava ir definējama kā neviendabīga sauszemes teritorija, ko veido savstarpēji mijiedarbojošos ekosistēmu (mežu, pļavu, purvu, ciematu, u. c.) sakopojums, kas līdzīgā veidā telpiski atkārtojas” (autora tulkojums).

Ainavu ekoloģijā *mozaikas* jēdziens tiek izmantots kā spēcīga metafora telpiskās neviendabības ilustrācijai. Ainavu ekoloģija lielā mērā balstās atziņā, ka ainavas telpiskā struktūra būtiski ietekmē ekoloģiskos procesus ainavā (Turner et al., 2001).

Organismu dzīvotnes ir telpiski strukturētas vairākos mērogos, un šīs struktūras mijiedarbojas ar organismu uztveri un uzvedību, nodrošinot augstāka līmeņa populāciju dinamiku un sabiedrību struktūru (Johnson et al., 1992). Kā visas dzīvās dabas sistēmas, arī ainava izpaužas struktūrā, funkcijās un mainībā (Dramstad et al., 1996).

Telpiskajai struktūrai ir fundamentāla loma, nosakot kustības un plūsmas starp blakusesošām ekosistēmām (Forman, 1995). Ainavas struktūra ir telpisko attiecību sistēma starp ekosistēmām, konkrētāk, enerģijas, vielas un sugu izvietojums telpā saistībā ar to izmēru, skaitu, tipu un konfigurāciju (Botequilha Leitao et al., 2006). Jēdziens *telpiskais raksts* tiek lietots, lai apzīmētu ainavas struktūru šaurākā nozīmē, akcentējot ainavas elementu telpisko izvietojumu un konfigurāciju (Forman, Godron, 1986; Turner, 1989). Ainavas struktūru nosaka trīs faktoru grupas:

- substrāta neviendabība – reljefs, mitruma un augsnes apstākļu dažādība ietekmē veģetācijas struktūru;
- traucējumi (uguns, vējš, kaitēkļi, kailcirtes, u. c.) rada plankumus vai koridorus;
- cilvēka darbība, piemēram, zemes transformācija, apstrāde, ceļu būve rada plankumu un koridorus un mozaikas. Tāpat dažādi bioloģiskie procesi parasti modificē ainavas struktūru (Forman, 1995).

Telpisko neviendabību (*spatial heterogeneity*) veido kompleksa mijiedarbība starp fizikāliem, bioloģiskiem un antropogēniem faktoriem (Turner, 1989). Tā izpaužas divējādi. Pirmais – gradientu veidā, kad telpiskā variācija starp objektiem ainavā izpaužas pakāpeniski, bez izteiktām robežām (McGarigal, Cushman, 2005). Tas nozīmē, ka nav izdalāmi plankumi, koridori un ainavas pamatne, bet ainava tomēr ir neviendabīga (Forman, 1995). Otrais – mozaīkas veidā, kur diskrētiem ainavas objektiem raksturīgas izteiktas robežas, kas tiek izmantotas to kategorizācijai, lai aprakstītu un pētītu ainavas. Mozaīka saskatāma praktiski jebkurā ainavā, un tās izpaužas visos mērogos. Ainavas mozaīkas veidošanos nosaka telpiskā neviendabīgā resursu un enerģijas izplatība – tas nozīmē, ka ainavai vienmēr ir struktūra (Forman, 1995). Telpiskā neviendabība izpaužas visos mērogos un veido pamatu ainavu struktūrai un funkcionēšanai (Wu, 2004). Tā kā lielākā daļa ainavu ir cilvēka darbības ietekmētas, plankumu mozaīku veido gan dabiskas, gan antropogēnas izcelsmes plankumi (Forman, 1995). Ainavas telpiskais raksts būtiski ietekmē organismu pārvietošanos un dabisko traucējumu dinamiku un izplatību ainavās (Turner et al., 2001).

R. Formana izstrādātā ainavas mozaīkas (*landscape mosaic*) struktūras koncepcija (Forman, 1995) ir kļuvusi par vienu no paradigmām ainavu ekoloģijā (Turner et al., 2001; Lindenmayer, Fischer, 2006). Visu ainavas elementu iedalījums trijos tipos – plankumos, koridoros un ainavas pamatnē (Forman, 1995) – radīja iespēju vienkāršotā veidā kategorizēt visa veida ainavas atbilstoši pētnieciskajām vajadzībām un atvieglāja to kvantitatīvo analīzi un novērtējumu (Botequilha Leitão et al., 2006). Šī koncepcija radīja pamatu straujai ainavas raksta kvantitatīvās analīzes metožu attīstībai (Forman, 1995). Ainavas struktūrelementi, to funkcijas un ekoloģiskā nozīme ir aprakstīta daudzās publikācijās (Forman, 1995; Turner et al., 2001; Botequilha Leitão et al., 2006).

Ainavas mozaīkas pieejas izmantošana ļauj pētniekam pašam definēt ainavas struktūru, izvēloties plankumu klašu kategorizāciju atbilstoši savām pētnieciskajām interesēm. Viena un tā pati ainava var tikt reprezentēta dažādi, un pētniekam jāizvēlas modelis, kas adekvāti attēlo ainavas struktūru atbilstoši pētāmajam organismam vai procesam (Cushman, McGarigal, 2008).

1.1.2. Ainavas telpiskās struktūras izmaiņu procesi

Mainība laika gaitā tiek uzskatīta par vienu no fundamentālām ainavas īpašībām (Forman, 1995; Turner et al., 2001). Ainavu telpisko struktūru būtiski ietekmē gan dabiskie traucējumi, gan antropogēnā ietekme, kas tiek uzskatīta par būtiskāko faktoru bioloģiskās daudzveidības

samazinājumam ainavās mūsdienās (Lindenmayer, Fischer, 2006). Ainavu ekoloģiskajos pētījumos konceptuāli izdala vairākus telpiskās struktūras izmaiņu procesus.

Biotopu fragmentācija (*habitat fragmentation*) ir viens no centrālajiem pētījumu virzieniem ainavu ekoloģijā (Forman, 1995; Lindenmayer, Fischer, 2006). Fragmentācija tiek uzskatīta par būtisku draudu globālajai bioloģiskajai daudzveidībai (Fahrig, 2003; Foley et al., 2005; Groom et al., 2006). Vairākums biotopu fragmentācijas definīciju uzsver vienlaidu biotopa sadalīšanu mazākos, telpiski izolētos plankumos (Fahrig, 2003). Pretējs process ir ainavas homogenizācija, kas izpaužas kā viendabīguma palielināšanās ainavas struktūrā (Jongman, 2002; Tērauds, 2011).

R. Formana teorētiskajā ainavas transformācijas modelī (Forman, 1995) fragmentācija ir definēta kā viens no vairākiem ainavas transformācijas procesiem (1.1. tabula). R. Formana modelis ietver arī biotopa zudumu, kas vairumā gadījumu ir fragmentācijas iemesls. Sadalot ainavas plankumus, palielinās kopējā malas zona ainavā un samazinās kodolzonu platība (Dramstad et al., 1996).

1.1. tabula

Ainavas telpiskās transformācijas procesi (avots: Forman, 1995)

Table 1.1.

Spatial processes of landscape transformation (source: Forman, 1995)

<i>Izmaiņu procesi</i>	<i>Plankumu skaits</i>	<i>Plankuma vidējais izmērs</i>	<i>Kopējā kodolzonas platība</i>	<i>Konektivitāte</i>	<i>Kopējais malas garums</i>
Caurumošana	0	–	–	0	+
Sadalīšana	+	–	–	–	+
Fragmentācija	+	–	–	–	+
Saraušanās	0	–	–	0	–
Atkāpšanās	–	+	–	0	–

„–” samazinājums, „+” pieaugums, „0” nav izmaiņu

Pārtraukumi ainavas telpiskajā struktūrā var traucēt ainavas funkcionālo integritāti, izjaucot kritiski svarīgus ekoloģiskos procesus, kas nodrošina populāciju izdzīvošanu, kā arī bioloģiskās daudzveidības un ekosistēmu vitalitātes saglabāšanu (With, Crist, 1995). Fragmentācijas sekas dažādām sugām var būt atšķirīgas (Jongman, 2002). Arī ainavas pamatnes kvalitāte ir ļoti nozīmīga sugu aizsardzībā, jo aizsargātās teritorijas aizņem tikai mazas platības (Franklin, Lindenmayer, 2009).

Biotopu fragmentācija ir nepārtraukts process – ainavas izmaiņu procesi norisinās ainavās, kuras jau pagātnē izveidojuši vai ietekmējuši līdzīgi procesi. Tādēļ meža ainavu vēsturei ir

liela nozīme pašreizējās struktūras analīzē un arī mežu apsaimniekošanas un aizsardzības plānošanā (Burton et al., 2003). Vēsturiskā mežu nolīšana lauksaimniecības zemju ierīkošanai izpaudās kā liela mēroga selektīva meža platību fragmentācija (Bell, Apostol, 2008), kas līdz pat mūsdienām nosaka meža ainavu telpisko konfigurāciju un sugu sastāvu. Ar biotopu fragmentāciju ainavā ir saistāma **malu ietekmes zonu jeb ekotonu** paplašināšanās. Tās izdalāmas starp diviem vai vairākiem atšķirīgiem plankumiem, kuru saskares zonā notiek mijiedarbība starp dažādām ekosistēmām vai biotopiem (Dramstad et al., 1996; Harper et al., 2005). Šīs mijiedarbības dēļ katrā plankumā veidojas robežjosla, kurā ir izmainīta gan abiotiskā vide, gan biotiskās mijattiecības (Forman, 1995). Izcirtumu malas efekts uzskatāms par intensīvas mežizstrādes neizbēgamām sekām, kas ietekmē neizcirstās mežaudzes un ir viena no galvenajām fragmentācijas procesa negatīvajām sekām (Saunders et al., 1991; Forman, 1995). Asais kontrasts starp kailcirti un mežaudzēm blakus (Chen et al., 1993; Mladenoff et al., 1993) rada malas ietekmes zonu, kas iespiežas mežmalā un izmaina agrāko meža mikroklimatu (vēja ātrumu, temperatūru un augsnes mitrumu) (Broforsche et al., 1997; Chen et al., 1999). Meža–nemeža malas ietekmes dziļuma ietekme uz dažādām sugām pēc empīriskiem datiem ir atšķirīga.

Biotopa zuduma (*habitat loss*) procesam tiek piešķirta lielāka negatīvā ietekme uz sugu un populāciju izdzīvošanu nekā fragmentācijai (Tilman et al., 1994; McGarigal, McComb, 1995), kaut gan šie procesi ir saistīti un to efektus ir grūti novērtēt nošķirti (Fahrig, 2003). Dzīvošanai piemērota biotopa esamība ainavā ir kritiski svarīgs faktors bioloģiskās daudzveidības aizsardzībā. Tā kā biotopa zuduma process izsakāms konkrēta biotopa definīcijā, arī zuduma process ir specifisks konkrētām sugām (Lindenmayer, Fischer, 2006).

Ekoloģijā atzītā izmiršanas sliekšņa hipotēze (*extinction threshold*) paredz, ka sasniedzot noteiktu biotopa proporciju ainavā, sākas pastiprināta sugu izzušana (Andren, 1994; Fahrig, 2002). H. Andrens (Andren, 1994) ir veicis literatūras apskatu par zīdītāju un putnu populācijām plankumos ar dažādu biotopa platību un secinājis, ka pētītajām sugām kritiskais sliekšnis bija starp 10–30% no sākotnējās biotopa platības. Tālāk samazinoties biotopa proporcijai ainavā, sagaidāma strauja populācijas lejupslīde. Līdzīgu secinājumu izdarījis I. Hanskis (Hanski et al., 2011), kurš konstatējis 20–30% sliekšni vairākām zīdītāju sugām.

Biotopa noplicināšana (*habitat degradation*) visbiežāk nozīmē kādas tā kvalitātes samazināšanos, kuras rezultātā biotops pakāpeniski kļūst neapdzīvojams konkrētām sugām (Lindenmayer, Fischer, 2006). Līdz ar to arī biotopu noplicināšana var būt iemesls biotopa zudumam funkcionālā nozīmē, ja šis process turpinās. Tāpat kā pārāk maziem plankumiem, arī noplicinātu biotopu plankumiem piemīt lielāks lokālās izmiršanas risks (Dramstad et al.,

1996; Hanski, 1999). Daudzos gadījumos biotopu noplicināšanu izraisa cilvēka darbība (Lindenmayer, Fischer, 2003). Noplicināšanas procesu dažkārt ir grūti atklāt un tas norisinās ilgā laika periodā, un sugu un populāciju izzušana var notikt ar ievērojamu laika nobīdi (Tilman et al., 1994; Lindenmayer, Fischer, 2006).

1.1.3. Ainavas telpiskā raksta indikatori

Ainavu ekoloģiskajos pētījumos liela nozīme ir telpiskā raksta kvantitatīvai novērtēšanai (Gustafson, 1998; Turner et al., 2001). Ainavas indikatoru izmantošana ainavu ekoloģiskajos pētījumos dod iespēju novērtēt ainavu telpiskos rakstus pēc standartizētas metodikas un tos salīdzināt. Veicot ainavas telpiskā raksta analīzi, dažādu indikatoru interpretācijas iespējas saistāmas ar konkrētu sugu, biotopu vai izmaiņu procesu izpausmēm ainavās (McGarigal et al., 2002). Tā kā ainavas indikatori raksturo dažādus telpiskā raksta aspektus, to interpretācija jāveic savstarpēji papildinošā veidā. Turklāt pētījumā izvēlētais mērogs attiecas uz visu analīzes procesu no datu ieguves līdz rezultātu interpretācijai (Turner et al., 2001).

Vienkāršākais un izsmeļošākais struktūras indikators ir **biotopa platība** (daudzums) ainavā. Atbilstoši pētījumā definētajiem kritērijiem plankumu tematiskajai klasifikācijai tā parāda, cik lielā platībā attiecīgais biotops ir sastopams ainavā. Tas gan neko nepasaka par to telpisko izvietojumu, tādēļ jāpapildina ar konfigurācijas indikatoriem, kas raksturo formu, kontrastu, telpisko sajaukumu un izolācijas pakāpi. Kopējās platības samazinājums var indicēt biotopa zuduma procesu ainavā (McGarigal et al., 2002).

Plankuma izmērs ainavas struktūrā reprezentē biotopa apjomu telpiskā sadalījuma aspektā – resursu bāzi, kas pieejama organismiem. Plankuma izmērs tieši saistāms ar subpopulācijas lielumu, un līdz ar to arī dzīvotspēju (Tilman et al., 1994) un populācijas ģenētisko daudzveidību (Ricklefs, Miller, 2000). Tomēr plankuma izmērs ne vienmēr ir kritiski svarīgs, jo daudzas putnu sugas spēj apdzīvot vairākus telpiski nodalītus plankumus (Schmiegelow, Mönkkönen, 2002).

Plankumu skaits ir cits parametrs, kas netieši parāda biotopu apjomu ainavā, ņemot vērā to telpisko nodalījumu. Plankumu skaits visbiežāk tiek izmantots biotopu fragmentācijas raksturošanai (Fahrig, 2003) papildus telpiskās konfigurācijas indikatoriem – plankumu platībai un izolācijas pakāpei.

Plankumu forma ir ainavas raksta parametrs, kas ir būtisks dažādos ekoloģiskajos procesos, jo biotopa plankuma forma ietekmē tā funkcijas (Forman, 1995). Plankumu forma nosaka arī saskares (malas) joslas garumu ar blakus plankumiem un tādējādi ainavā pastāvošo

malas biotopu apjomu, blīvumu un kontrastu. Forma būtiski ietekmē **kodolzonas** – biotopus, kuru neskar malas ietekmes efekts. Kodolzonu platība, skaits, blīvums vai īpatsvars ainavā raksturo biotopu speciālistu sugām potenciāli piemērotās platības.

Malu indikatori parāda malas biotopu apjomu un dominanci ainavā, dodot iespēju identificēt un novērtēt ekoloģiski plastiskajām vai specializētajām malū sugām piemērotos biotopus ainavā. Tāpat daudzas sugas izmanto vairākus biotopus, tostarp mežmalas vai ūdensmalas (piemēram, plēsīgie putni) un malu dominances pieauguma gadījumā tām pieejamo biotopu apjoms pieaug (Forman, 1995).

Kontrasts ir pakāpe, kādā blakus biotopu plankumi atšķiras sugu sastāva un abiotiskās vides aspektos. Kontrasts ainavā ir būtisks, izvērtējot telpiskās struktūras ietekmi uz ekoloģiskajām plūsmām. Kokaudzes vertikālā struktūra, koku blīvums un audzes vecums ir svarīgi faktori, kas ietekmē kontrastu starp mežaudžu plankumiem. Izteiktāko kontrastu mežu ainavās rada mežizstrāde, izmantojot kailcirtes (Bell, Apostol, 2008).

Agregācija un **izolācija** ir ainavas telpiskā raksta aspekti, kas raksturo plankumu savstarpējo izvietojumu. Ir svarīgi ekoloģiskā kontekstā novērtēt plankumu izolāciju un agregāciju, lai varētu spriest par biotopu plankumu kopējo izolācijas pakāpi. Agregāciju vispārīgā veidā novērtē kā plankumu telpisko grupēšanos, bet izolācijas pakāpi – kā vidējo attālumu līdz nākamajam tāda tipa plankumam (McGarigal et al., 2002).

Konektivitāti ainavā nodrošina ainavas pamatne un koridori (vienlaidus un pārtrauktie). Konektivitāte ir pakāpe, kādā ainavas struktūra nodrošina organismu pārvietošanos. Funkcionālā konektivitāte ir ainavas plankumu īpašība, kas definējama tikai konkrēta procesa vai organisma kontekstā, bet strukturālo konektivitāti novērtē, analizējot plankumu telpisko konfigurāciju (McGarigal, 2014). To nosaka ainavas struktūras elementu savstarpējais izvietojums, plankumu lielums un forma (Bell, Apostol, 2008).

1.1.4. Mēroga nozīme ainavu telpiskā raksta analizē

Mērogs ir viens no centrālajiem jēdzieniem ģeogrāfijā un arī ainavu ekoloģijā (Wiens et al., 1993; Lindenmayer, Fischer, 2006). Mēroga nozīmes aktualizēšanās ekoloģijā un citās zinātnes nozarēs saistāma ar pieaugošu plaša mēroga vides problēmu apzināšanu – skābie lieti, globālās klimata izmaiņas un biotopu fragmentācija izpaudās platībās, un šo fenomenu izpētē smalkākā mērogā iegūtu rezultātu izmantošana bija problemātiska. Kaut arī procesu vai objektu raksturojošie rādītāji nemainās, pārejot uz augstāku mērogu, mainās to savstarpējais relatīvais būtiskums (Turner et al., 2001).

Mēroga izpratne ainavu ekoloģijā atšķiras no kartogrāfijā pieņemtās mēroga izpratnes. Kartogrāfiskais (ģeogrāfiskais) mērogs ir skaitliska attiecība, kas raksturo konkrēta dabas vai arī cilvēka veidota objekta ģeneralizācijas pakāpi kartēs vai plānos, piemēram, mērogs 1:10 000 nozīmē, ka objekta telpiskās reprezentācijas dimensijas kartē ir samazinātas 10 000 reižu. Lai mazinātu pārpratumus terminoloģijā starp kartogrāfisko un ekoloģisko mērogošanas terminoloģiju, bieži tiek lietoti apzīmējumi „smalks mērogs” un „rupjš mērogs” (Turner et al., 2001), raksturojot mazākā ainavas elementa izmēru jeb graudainību. Savukārt jēdzieni „liels mērogs” un „mazs mērogs” ir tieši saistāmi ar telpisko apjomu un nesniedz informāciju par graudainību. Ainavu ekoloģijā mērogs ir pētāmā objekta vai procesa telpiskā vai laika dimensija, ko raksturo graudainība un telpiskais apjoms (Turner et al., 2001):

- graudainība – smalkāko ainavas elementu izmērs datu kopā;
- telpiskais apjoms – pētāmās teritorijas platība vai pētījuma perioda ilgums.

Apjoms visbiežāk ir galvenais mēroga izpausmes veids, kas ietekmē ainavu indikatoru aprēķināšanas rezultātus – tas saistāms gan ar dažāda lieluma ainavu salīdzināšanas korektumu, gan individuālu indikatoru piemērotību ainavas elementu raksturošanai (McGarigal, 2002). Graudainība un telpiskais apjoms kopā limitē pētījuma izšķirtspējas augšējo un apakšējo robežu (Wiens, 1989).

Pētījuma mērogs ne vienmēr atspoguļo sistēmas organizācijas līmeni (O'Neill et al., 1986). Ainavu ekoloģijā ir raksturīgs zemes virsmas iedalījums reģionos, ainavās un vietās (Forman, 1995). Reģionālā vai ainavas līmenī ekosistēmu dinamika ir salīdzinoši paredzama, bet smalkākos mērogos ekosistēmas daudz vairāk pakļautas stohastiskiem (gadījuma rakstura) procesiem (Wiens, 1989). Tāpat arī abiotiskās vides (klimata, augsnes, reljefa) noteicošā ietekme ainavas mērogā lokālā mērogā var tikt pilnībā aizstāta ar biotiskajām koakcijām (mijattiecībām) (Woodward, 1987). Nav viena pareizā mēroga ainavu un ekosistēmu pētījumos (Levin, 1992). Ainavas telpiskā struktūra ir atkarīga no pētījuma mēroga, un tāpēc informācija no vairākiem mērogiem ir nepieciešama, lai pilnīgāk raksturotu ainavas struktūru (Wu, 2004).

Ainavas telpiskā raksta analīzes rezultāti ir atkarīgi no datu ievākšanas mēroga (Turner, 1989). Kvantitatīvas metodes ir nepieciešamas, lai salīdzinātu ainavas, to izmaiņas laika gaitā un saistītu ainavas telpisko rakstu ar ekoloģiskajiem procesiem (Turner, 1989).

A. Tērauds (Tērauds, 2011) pētījumā noskaidrojais, ka ainavu telpiskā raksta izpētē optimālajam kartogrāfiskajam mērogam jābūt 1:10 000. Viņa pētījums arī apstiprinājis tēzi, ka dažādos mērogos iegūtie rezultāti (ainavas telpiskā raksta parametri) nav korektā veidā

salīdzināmi. Šī likumsakarība ir vājāk izteikta mozaīkas veida ainavās ar daudzveidīgāku telpisko rakstu.

Līdzīgi kā ekoloģijā, arī mežsaimniecībā mērogs ir kritiski svarīgs (Lindenmayer et al., 2000). Mežu apsaimniekošanā mēroga izpratne ir svarīga, jo vienā mērogā izstrādāta plāna sekas var izpausties arī citos mērogos. Vairums meža apsaimniekošanas plānu tiek izstrādāti, izmantojot informāciju meža nogabalu līmenī (Baskent, Keles, 2005). Tomēr meža apsaimniekošanas plānošana, kas balstās tikai uz meža nogabala mēroga rādītāju „summēšanu” ainavas mērogā, nevar sniegt pilnīgu meža ainavas telpiskās struktūras raksturojumu (Tang, Gustafson, 1997). Telpiskā apsaimniekošanas plānošana ainavas vai reģiona mērogā tiek veikta reti, un līdz ar to likumsakarības, kas atklājas šajos mērogos, bieži netiek apzinātas. Arī M. Tailere un D. Pītersons (Tyler, Peterson, 2004) uzsver plānošanas mēroga jautājumu – plānojot meža apsaimniekošanu ainavas līmenī, būtu labāk iespējams aizsargāt apdraudēto sugu dzīvotnes kompleksā veidā.

1.2. Meža ainavas telpisko struktūru ietekmējošie faktori

1.2.1. Dabiskie faktori

Visās mežu ainavās telpiskās struktūras pamatā ir substrāta (abiotiskās vides) nevienādība (Turner et al., 2001). Tomēr meža struktūru dabiskos (cilvēka saimnieciskās darbības neietekmētos) un apsaimniekotos mežos ietekmē dažādi faktori.

Dabiskās meža ainavās telpisko struktūru ilgstošā laika periodā veido dabisko traucējumu režīms (Angelstam and Kuuluvainen, 2004). Traucējumu ainavā var definēt kā jebkādu relatīvi diskrētu notikumu laikā, kas izjauc ekosistēmas, sabiedrības vai populācijas struktūru un izmaina resursu izvietojumu, substrāta pieejamību vai dabiskos vides apstākļus (Pickett et al, 1995). Traucējumi atšķiras pēc skartās teritorijas lieluma, stipruma un atkārtojamības (Forman, 1995).

Pēc P. Angelstama un T. Kūluvainena (Angelstam, Kuuluvainen, 2004), boreālajos un daļēji boreālajos (hemiboreālajos) mežos var novērot trīs veidu dabisko traucējumu režīmus.

- **Sukcesionāla attīstība pēc liela mēroga traucējuma.** Sukcesionālu attīstību, kas seko pēc plaša mēroga traucējuma, kurā mežaudze tikusi iznīcināta, var ierosināt dažādi aģenti, kā stiprs vējš, meža kaitēkļu savairošanās un ugunsgrēks. Šo traucējumu rezultātā biotops tiek iznīcināts, kaut gan pat postoša traucējuma rezultātā reti bojā iet visi koki (Ebenhart, Woodard, 1987). Pēc traucējuma bijušās mežaudzes vietā sākas audzes dabiskā atjaunošanās vienlaikus lielās platībās ar dažādām

sukcesijas pionierfāzes koku sugām, visbiežāk bērzu, apsi vai baltalksni, kuras vēlākās sukcesijas fāzēs izkonkurē tā sauktās sekundārās sugas (piemēram, egli). Atsevišķi izdzīvojušie koki un meža puduri no iepriekšējās mežaudzes ir būtiski jaunās mežaudzes struktūras formēšanā (Öslund et al., 1997; Axelsson et al., 2002). Tā kā atsevišķas sukcesijas stadijas ilgākos laika periodos ir īslaicīgas un lokālas, sugām, kas saistītas ar konkrētu sukcesijas stadiju, jāspēj izplatīties un kolonizēt jaunas teritorijas, lai saglabātos ainavā (Angelstam, Kuuluvainen, 2004). Dažādas sugas ir piesaistītas dažādām sukcesijas fāzēm un to radītām dabiskajām struktūrām. Dabiskajos mežos šajā stadijā raksturīga mozaīkveida zemsedzes veģetācija ar augstu telpisko variāciju un sugu bagātību (Angelstam, Kuuluvainen, 2004). Vides apstākļi pēc traucējumiem bieži ir unikāli, un daudzas sugas ir pielāgojušās šādiem biotopiem (Similä et al., 2002).

Ņemot vērā, ka dažādi traucējumi rada dažādus iniciālās fāzes apstākļus, sukcesija var attīstīties dažādi. Pilns sukcesijas fāžu cikls Eiropā parasti ilgst 200–500 gadus (Wallenius et al., 2002), salīdzinājumam – dažu sugu lapu koki (piemēram, apse) var veidot vecu mežaudzi jau 60 gados (Oliver, Larsen, 1996). Tāpat sukcesiju var pārtraukt jauns traucējums jebkurā stadijā, īpaši mežu ugunsbīstamība pēc vidējā vecuma sasniegšanas, kad jau uzkrājies nozīmīgs atmirušās koksnes daudzums (Angelstam, Kuuluvainen, 2004).

- **Kohortu dinamika.** Vairākas boreālo mežu koku sugas pielāgojušās daļēju traucējumu režīmam mežā, piemēram, Eiropas boreālie priežu meži ir pielāgojušies uguns traucējumam. Dabiskos parastās priedes (*Pinus sylvestris*) sausajos mežos tas uzskatāms par tipisku (Angelstam, 1998), turklāt, palielinoties vecumam, koki kļūst mazāk jutīgi pret uguns postījumiem biežās mizas un augstā vainaga dēļ (Angelstam, Kuuluvainen, 2004). Šādiem mežiem bieži raksturīgas izteiktas kohortas (vecuma grupas). Arī sausi egļu meži var attīstīties pēc kohortu dinamikas režīma vēja traucējumu rezultātā (Дыренков, 1984). N. Direnkovs (1984) izdala 3 kohortu dinamikas režīma fāzes: reģenerācijas (dominē jaunākas kohortas vecu un ļoti vecu koku paaugā), vidusposma (līdzīgs kohortu sadalījums) un novirzes (dominē vecās kohortas). Ilgstoša traucējumu iztrūkuma gadījumā, uzkrājoties barības vielām, iespējama meža augšanas apstākļu tipa nomaiņa uz auglīgāku tipu. (Маслов, 1998).
- **Pašizrobošanās.** Atšķirībā no abiem iepriekšminētajiem traucējumu režīmiem, izrobojumu dinamiku izraisa nevis ārēji traucējumi, bet biotiski vai autogēni traucējumi, individuālu koku vai koku grupu mērogā. Atsevišķu koku bojāeja rada

robūs meža vainagu segumā, kurā var atjaunoties gaismas prasīgāki koki. Mežaudžu dinamiku nosaka telpas un laika aspektos relatīvi izlīdzināti atmiršanas un reģenerācijas procesi (Kuuluvainen, 1994).

Šie tipi savstarpēji nav viennozīmīgi nošķirami. Tie drīzāk veido kontinuumu traucējumu apjoma, stipruma un atkārtotamības aspektos. Piemēram, mežaudzē dominējošais traucējumu režīms var mainīties no sukcesionālas attīstības (lieli traucējumi) uz kohortu dinamiku (daļēji traucējumi) un beigās sasniegt pašizrobošanās režīmu (nav ārēju traucējumu) (Kuuluvainen, 1994). Šie dažādie traucējumu režīmi var parādīties meža ainavā dažādos mērogos un veidot dažādas jauktas struktūras (Angelstam, Kuuluvainen, 2004).

Sukcesionāla attīstība tipiska daudzviet boreālajos un daļēji boreālajos jauktajos mežos ar stāvojamu uz vidēji bagātām augsnēm. Tipiskākais traucējums priežu audzēs ir vainaguguns (Niklasson, Granström, 2000), citām sugām citos apstākļos traucējumu aģents var būt arī stiprs vējš (Ulanova, 2000); pēc traucējuma mezotrofiskos apstākļos parasti dominē gaismas prasīgākās sugas (bērzs, apse), ko nomaina ēncietīgākas (egle) (Axelsson et al., 2002). Tā kā pārmitrās vietās meža ugunsgrēku iespēja ir ļoti maza (Jasinski, Angelstam, 2002), tad tur ir lielāka iespējamība attīstīties vecām mežaudzēm. Sukcesionālas attīstības mežos dominē jaunas un vidēja vecuma audzes, bet veco mežaudžu ir maz. Vienlaikus tās var sasniegt ļoti lielu vecumu. Dabiskajos mežos ar kohortu dinamikas režīmu raksturīgs liels mežaudžu vidējais vecums un gandrīz nepārtraukta veco mežaudžu pastāvēšana (Angelstam, Kuuluvainen, 2004). Pašizrobošanās meži ir veci pēc būtības – tiem raksturīgs liels mežaudžu vidējais vecums ar augstu telpisko variāciju (Angelstam and Kuuluvainen, 2004). Mitros egļu mežos iespējamas arī katastrofālas vējgāzes (Syrjänen, 1994). Turklāt dabisko traucējumu režīmus būtiski iespaido klimata izmaiņas (Turner et al., 2001).

Tā kā lielākā daļa mežu Eiropā ir apsaimniekoti koksnes ieguvei (Forest Europe, UNECE FAO, 2011), dabisko traucējumu režīms tiek mērķtiecīgi izjaukts plānoto mežsaimniecisko darbību rezultātā. Tomēr tas nenozīmē, ka dabiskie traucējumi ir pilnībā novērsti. Mežsaimnieciskā darbība koksnes ieguvei meža ainavas struktūras dinamikas aspektā var tikt uzskatīta par antropogēno traucējumu. Mūsdienu mežu apsaimniekošanā uguns kā dabiskais traucējums sausieņu mežos ir praktiski izslēgts, un arī pašizrobošanās daudzviet tiek novērsta, veicot sanitārās cirtes (Priedītis, 1999). Tas nozīmē ka novēršot dabiskos traucējumus meža ainavās, neveidosies dabiskam mežam raksturīgās struktūras – dažāda vecuma audzes, lielu dimensiju mirusī koksne, sausokņi, atvērumi starp koku vainagiem, u. c. (Baker, 1992).

1.2.2. Antropogēnie faktori

Ar meža apsaimniekošanu saistītās darbības (meža autoceļu izbūve, mežizstrāde) var izjaukt meža ainavu strukturālo integritāti un traucēt ekoloģiskās plūsmas (Gardner et al., 1993). Pārtraukumi ainavu telpiskajā struktūrā samazina ainavas funkcionālo integritāti, kavējot raksturīgos ekoloģiskos procesus, kas nodrošina populāciju izdzīvošanu un ekosistēmas vitalitāti (With, 1999). Meža apsaimniekošana koksnes ieguvei ļoti samazina arī veco mežaudžu izplatību (Angelstam, Kuuluvainen, 2004).

Katra no meža apsaimniekošanas stratēģijām tiek balstīta uz konkrētu meža rīcības politiku. Apsaimniekotos mežos to kopšana un izstrāde notiek ar dažādiem paņēmieniem, kas dažādi ietekmē meža ainavas (Östlund et al., 1997), tanī skaitā mežaudžu struktūru (sugu sastāvu, vertikālo struktūru, kritalu daudzumu, u. c.). Tā tiek modificēta mežsaimniecisko mērķu sasniegšanai (Angelstam, Kuuluvainen, 2004). Mērenās klimata joslas mežos Eiropā, attīstoties mežsaimniecībai, tika panākts būtisks pieaugums mežaudžu ražībā. Turklāt mežu audzēšanā priekšroka tika dota skujkoku sugām ar vienkāršāku kopšanu un lielu koksnes pieaugumu, tādēļ šo sugu meži Eiropā aizņem daudz lielākas platības nekā to nosaka augšanas apstākļi. Šāda prakse izraisīja bioloģiskās daudzveidības samazināšanos un palielināja dabisko postījumu risku (Spiecker, 2003). Meža apsaimniekošanā ilgstoši dominēja blīvu viena vecuma plantāciju ierīkošana (Swanson, Berg, 1991). Pēdējo desmitgadu laikā mežu apsaimniekošanā aktualizējusies izpratne par multifunkcionālu meža izmantošanu.

Mežizstrāde ar kailcirtēm un ar tām saistītā meža ceļu būve ir galvenie biotopu zuduma un fragmentācijas cēloņi apsaimniekotās mežu ainavās (Forman, 1995; Wulder et al., 2009). Izpētīts, ka kailciršu izmantošana mežizstrādē palielina augsta kontrasta malu blīvumu un veco mežaudžu izolāciju (Tinker et al., 1998), kā arī ekoloģiski plastisko sugu dominanci un ietekmē ūdens kvalitāti lejtecēs (Lyon, Jensen, 1980). Veicot mežizstrādi, meža zemes netiek paliekoši transformētas citos zemes lietošanas veidos, bet ekosistēmas cikliski atjaunojas dabiskās sukcesijas vai mākslīgi ieaudzētas audzes gaitā pēc kailcirtes veikšanas (Schmiegelow, Mönkkönen, 2002). R. Andersons un L. Ostlunds (Andersson, Östlund, 2004) pētījumā Zviedrijā atklāja dramatisku veco skujkoku mežaudžu platības un raksturīgo bioloģiskās daudzveidības struktūru dramatisku samazinājumu laika periodā no 1926. līdz 1996. gadam. J. Bušē un līdzautori (Boucher et al., 2009) ieguvuši līdzīgus rezultātus – 70 gadu periodā veco mežaudžu īpatsvars Kanādas austrumos ir samazinājies no 75% līdz 15%, turklāt mežsaimniecības ietekmē notikusi arī koku sugu sastāva maiņa, palielinoties lapu

koku platībām. S. Lofmans un J. Kouki (Löfman, Kouki, 2001), analizējot piecu ainavu izmaiņas Somijas dienvidos, konstatējuši progresīvu mežu fragmentāciju 50 gadu garumā. Vienlaikus viņi konstatēja, ka struktūras dinamika starp ainavām atšķīrās. Šajā pētījumā veco mežu platība ainavās bija dinamiskāka, jo noticis platības pieaugums laika periodā starp 1970. un 1990. gadu.

Dabiskiem mežiem raksturīgo traucējumu (piem., uguns, kaitēkļu invāzijas) novēršana ir vēl viens veids, kā mežsaimnieciskās darbības ietekmē ainavu struktūru (Baker, 1992; Bergeron et al., 2002). Kaut gan literatūrā bieži minēta dabisko traucējumu atdarināšana ar mežizstrādes paņēmieniem (Drever et al., 2006; Perera et al., 2007; Long, 2009; Kuuluvainen, Grenfell, 2012), ekoloģiskajos aspektos izcirtumu plankumi ir būtiski atšķirīgi no dabisko traucējumu (ugunsgrēka, vējgāzes) radītajiem plankumiem (Mladenoff et al., 1993). Būtiskākā atšķirība starp, piemēram, degumu un kailcirti, ir mirušās koksnes apjomā un dimensijās (Rubene, 2010), kas palielina specializēto biotopu sugu sastopamību (Wikars, 2002). Situāciju iespējams uzlabot ar dzīvu vai mirušu koku atstāšanu kailcirtēs (Ranius et al. 2003, Rosenthal, Lohmus, 2008; Gustafsson et al., 2010).

Augsta kontrasta malas zonas starp izcirtumu un blakus mežaudzi būtiski izmaina gan fizikālos apstākļus (apgaisojumu, temperatūru, vēja ātrumu, u. c.), gan bioloģiskos procesus (Chen et al., 1993). Izcirtumu malu blīvuma pieaugums ainavā šādā kontekstā ir uzskatāms par draudu meža bioloģiskajai daudzveidībai tieši speciālo biotopu sugu saglabāšanas aspektā. Šo sugu sastopamība daudzos gadījumos saistāma ar veco un pāraugušo mežaudžu izplatību meža ainavās. Pētnieki ASV Menas štatā (deMaynadier, Hunter, 1998) noskaidrojuši, ka izcirtumu malas zonās ir būtiski zemāka vairāku abinieku sugu un grupu sastopamība, salīdzinot ar neskartiem biotopiem.

Meža ceļiem ir neproporcionāli liela ietekme uz ainavas telpisko struktūru, ņemot vērā to nelielo platību (Forman, 1995). Ceļu nozīme meža ainavu fragmentācijā tiek vērtēta pat augstāk nekā izcirtumiem, jo tie sadala lielos mežaudžu plankumus un palielina malas ietekmi (Reed et al., 1996). Pētnieki ASV secina, ka maksimālais meža autoceļu blīvums, kas pieļaujams, lai saglabātu lielo plēsēju populācijas, ir 0,6 km uz kvadrātkilometru (Forman, Alexander, 1998). Arī aļņu, lāču un citu lielo zīdītāju populācijas samazinās, pieaugot meža autoceļu blīvumam. Meža autoceļu radītais malas efekts pētījumā ASV Viskonsīnas štatā (Watkins et al., 2003) palielināja mežmalas zemsedzes augu sugu sastopamību līdz pat 15 m dziļumam mežaudzē.

1.3. Meža nozares rīcības politikas nozīme meža ainavu struktūras veidošanā

1.3.1. Starptautiskie procesi mežu ilgtspējīgas apsaimniekošanas veicināšanai

Eiropas Savienībai (ES) nav kopīgas mežu rīcības politikas, atšķirībā no lauksaimniecības nozares. Reaģējot uz mežu pieaugošo nozīmību rīcības politikas debatēs un starptautiskajām ilgtspējīgas attīstības iniciatīvām, Eiropas Padome 1998. gada 15. decembrī pieņēma ES Mežsaimniecības stratēģiju (EU Forestry Strategy, 1998). Galvenie principi, kas uzsvērti šajā dokumentā, ir: ilgtspējīga mežu apsaimniekošana atbilstoši Ministru konferences par mežu aizsardzību Eiropā (MCPFE) definīcijai (MCPFE, 1993); mežu multifunkcionālā loma un attiecīgo principu un ieteikumu ieviešana nacionālajā un subnacionālajā līmenī, izmantojot attiecīgas programmas vai rīcības politikas instrumentus. Stratēģijas ieviešanu atspoguļo 2006. gada 15. jūnijā pieņemtais ES Mežu rīcības plāns (EU Forest Action Plan, 2006). Tas ietver arī izsmeļošu informāciju par mežu un mežsaimniecības stāvokli un Mežu rīcības plāna izveides procesu.

Ilgspējīgas meža apsaimniekošanas veicināšanu un rīcības politikas ietvara izveidi Paneiropas līmenī virza *Forest Europe* process (līdz 2009. gadam – MCPFE), kurā piedalās Eiropas valstu meža nozares atbildīgās amatpersonas (Mayer, Rametsteiner, 2004). MCPFE process tika aizsākts 1990. gadā un šobrīd tajā iesaistītas 46 Eiropas valstis, Eiropas Kopiena un aptuveni 40 nevalstisko organizāciju. Procesā tiek uzsvērtas reģionālās meža pārvaldības nozīme meža rīcības politikas ietvara veidošanā. MCPFE otrajā ministru konferencē Helsinkos tika panākta vienošanās par ilgtspējīgas mežu apsaimniekošanas definīciju, kas integrēta Latvijas meža politikā:

„Sustainable forest management is the stewardship and use of forests and forest lands in a way, and at a rate, that maintains their biodiversity, productivity, regeneration capacity, vitality and their potential to fulfill, now and in the future, relevant ecological, economic and social functions, at local, national, and global levels, and that does not cause damage to other ecosystems” (MCPFE, 1993).

„Ilgspējīga meža apsaimniekošana ir mežu un mežaiņu pārvaldīšana un izmantošana tādā veidā un apmērā, lai tiku saglabāta to bioloģiskā daudzveidība, produktivitāte, reģenerācijas spēja, dzīvotspēja un to potenciāls tagad un nākotnē spēja nodrošināt ekoloģiskās, saimnieciskās un sociālās funkcijas vietējā, valsts un globālā mērogā un netiktu nodarīts kaitējums citām ekosistēmām” (Latvijas meža politika, 1998).

MCPFE konferencē Lisabonā 1998. gadā tika parakstītas divas rezolūcijas, viena no tām bija vienošanās par „Paneiropas ilgtspējīgas mežu apsaimniekošanas kritērijiem un indikatoriem” (MCPFE, 1998). Rezolūcija ietver 6 kritērijus un tiem atbilstošos ieteiktos kvantitatīvos indikatorus. Turpmākajās konferencēs Vīnē (2003. gadā), Varšavā (2007. gadā) un Oslo (2011. gadā) tika parakstītas rezolūcijas par pārrobežu sadarbību, klimata izmaiņām, sociālajiem un kultūras aspektiem, bioloģisko daudzveidību mežos, bioenerģiju, kā arī sagatavots projekts par juridiski saistošu Mežu Vienošanos (*Legally Binding Agreement on Forests in Europe*).

Starptautiskā līmenī plaši akceptēts politiskais uzstādījums ir realizēt multifunkcionālu ilgtspējīgu meža apsaimniekošanu (European Commission, 2003). Tā skatāma kā plašāka idejiska virziena – ilgtspējīgas attīstības (World Commission on Environment and Development, 1987) lietojums meža apsaimniekošanā un plānošanā. Pastiprināta uzmanība meža apsaimniekošanas ilgtspējai cēlusies no vides aizsardzības kustības ietekmes pieauguma, meža vizuālās, garīgās un ekonomiskās vērtības apzināšanās un meža ekosistēmas nozīmes apzināšanās nodrošināto ekosistēmas pakalpojumu aspektā (Bell, Apostol, 2008). Ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas konceptam Eiropā ir sena tradīcija (Wulf, 2003), kaut arī vēsturiski ar šo jēdzienu saprata koksnes ieguves nepārtrauktību, kas palīdzēja risināt koksnes trūkuma problēmu (Bettinger et al., 2010). Tradicionāla mežsaimniecība koncentrējas uz apsaimniekošanas darbībām mežaudzes līmenī un tiecas sasniegt lielāku koksnes krāju (Peng, 2000). Ilgtspējīga meža apsaimniekošana ir interdisciplināra, neviendabīga, mazāk hierarhiska un vairāk sociāli atbildīga (Wang, 2004).

Multifunkcionalitāte nozīmē līdzsvaru starp dažādiem meža apsaimniekošanas mērķiem, kas saistāmi ar meža ekosistēmas produktīvajām, aizsardzības un sociālajām funkcijām (Burton et al., 2003). Ekosistēmas pakalpojumu ziņā tas nozīmē koksnes ieguves kā galvenā meža apsaimniekošanas mērķa dominances mazināšanu attiecībā pret citu meža funkciju ekspluatāciju. Meža nekoksnes produktu un pakalpojumu nozīmei Eiropā tiek pievērsta arvien lielāka uzmanība, šādi apliecinot meža multifunkcionālas izmantošanas būtiskumu. Arī augošu koku spēja uztvert un piesaistīt CO₂ no atmosfēras tiek uzskatīta par vienu no būtiskākajām meža funkcijām (Karlsson, 2012). Meža multifunkcionālā izmantošana ir saistīta ar cilvēku tradīcijām, vērtībām un zināšanām par mežu. Tāpat brīva mežu pieejamība iedzīvotājiem ir noteikta vairāk nekā 90% Eiropas mežu (Karlsson, 2012), šādi veicinot multifunkcionālu meža izmantošanu. Meža nozare sniedz ieguldījumu arī reģionālajā attīstībā, nodrošinot darbavietas meža apsaimniekošanā un kokrūpniecībā nodarbinātajiem.

1.3.2. Meža rīcības politikas veidošana un ieviešana

Vēsturiski meža rīcības politikas priekšteči ir meža apsaimniekošanas plāni, kurus ieviesa 19. gs. Eiropā, lai kontrolētu meža izciršanu un atjaunošanu koksnes ražošanas ilgtspējas kontekstā (Gane, 2007). Meža rīcības politika ne vienmēr ir skaidri formulēta, un, ja tās nav, tiek pieņemti *ad hoc* (neplānoti) lēmumi, kas var būt nekonsistenti vai pat pretrunīgi (FAO, 2010a). ANO Pārtikas un lauksaimniecības organizācija (FAO) definē meža rīcības politiku kā „vienošanos starp valdību un iesaistītajām pusēm par kopēju vīziju un mērķiem valsts mežu nozarē” (FAO, 2010a). Meža rīcības politikai arī jāietver sabiedrības vajadzību apmierināšanas un attīstības mērķi, vienlaikus līdzsvarojot dažādu iesaistīto pušu intereses. Uzskata, ka meža rīcības politika ir jāuztver kā process, nevis dokuments vai paziņojums (Gane, 2007).

M. Geins (Gane, 2007) uzsver meža rīcības politikas nodalīšanu no meža nozares attīstības stratēģijas. Rīcības politikā uzsvars drīzāk tiek likts uz sasniedzamajiem mērķiem, nevis uz līdzekļiem to sasniegšanai. Turklāt nacionālā meža rīcības politika visbiežāk neaptver visu meža nozari, bet koncentrējas uz meža resursu apsaimniekošanu un izmantošanu.

Meža rīcības politikas ieviešana notiek ar vairākiem politikas instrumentiem. Rīcības politikas instrumenti tiek klasificēti dažādās kategorijās (Cubbage et al., 2007). J. Riveras (Rivera, 2002) vienkāršajā klasifikācijā visus instrumentus iedala voluntārajos (brīvprātīgi īstenojamos) un obligātajos, savukārt daudzos avotos rīcības politikas instrumenti tiek iedalīti „burkānos, nūjās un sprediķos” (*carrots, sticks and sermons*) (Bemelmans–Videc et al., 1998), un šāds dalījums bieži tiek izmantot meža rīcības politikas pētījumos (Serbruyns, Luysaert, 2006; Brukas, Sallnäs, 2012). Līdzīgu funkcionālu rīcības politikas instrumentu klasifikāciju piedāvā M. Krots (Krott, 2005), izmantojot dalījumu trijās kategorijās:

- regulējošie instrumenti (likumi, noteikumi, direktīvas);
- informatīvie instrumenti (konsultāciju pakalpojumi, izglītošana, sabiedriskās attiecības);
- ekonomiskie instrumenti (subsīdijas, kompensācijas, nodokļu atlaides, sertifikācija).

Kaut arī visi minētie instrumenti ir svarīgi rīcības politikas ieviešanā, vistiešākajā veidā to nodrošina regulējošie instrumenti, kas uzliek par pienākumu ievērot noteiktus ierobežojumus un prasības, kuras, ja nepieciešams, var īstenot ar likuma spēku. Informatīvo instrumentu izmantošana ietekmē sabiedrību, aktualizējot problēmas un informējot par iespējām to risināšanai. Izglītības programmas un konsultāciju pakalpojumi rada kompetences, kas

iesaistītajām pusēm nepieciešamas problēmu risināšanai atbilstoši rīcības politikas mērķiem (Krott, 2005). Tas īpaši attiecināms uz privātajiem mežu īpašniekiem, kas ne vienmēr ir pietiekami izglītoti meža apsaimniekošanā. Ekonomiskie instrumenti var būt ļoti efektīvi rīcības politikas ieviešanā, ja meža nozare darbojas brīvā tirgū un ekonomiskie principi ir integrēti meža apsaimniekošanas sistēmā. Tomēr tirgus bāzētie instrumenti parasti nav saistāmi ar meža nekoksnes vērtībām, kuras ir problemātiski izteikt naudā (Krott, 2005).

Brīvprātīgā meža sertifikācija uzskatāma par vienu no veiksmīgākajiem uz tirgu bāzētajiem (daļēji ekonomiskajiem) rīcības politikas ieviešanas instrumentiem (Rametsteiner, Simula, 2003; Larsen, Nielsen, 2007). Izvēli meža īpašumu sertifikāciju ietekmē ne tikai ekonomiskie, bet arī sociālie apsvērumi (Van Kooten et al., 2005). Populārās sertifikācijas shēmas, piemēram, FSC bieži izvirza augstākus standartus meža apsaimniekošanā, nekā paredzēts nacionālajā likumdošanā (Rametsteiner, Mayer, 2004). Tomēr nav pārliecinošu pierādījumu sertifikācijas pozitīvajai ietekmei uz meža bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu (Gullison, 2003; Hartsfield, Ostermeier, 2003). Pētījums Igaunijā (Löhmus, Kraut, 2010) parādīja, ka apsaimniekošana FSC sertificētā mežā veicina vecām dabiskām audzēm raksturīgo elementu veidošanos, bet bioloģiskās daudzveidības struktūru iztrūkums tajās drīzāk skaidrojams ar meža vēsturiskās apsaimniekošanas sekām. Latvijā FSC sertifikācija tiek izmantota gan valsts, gan privātajos mežos (Meža nozare Latvijā 2012, 2013), jo ievērojama daļa koksnes produktu tiek eksportēta uz Rietumeiropas tirgiem. Vairāk nekā puse Latvijas mežu ir sertificēti atbilstoši starptautisko sertifikācijas shēmu FSC un PEFC nacionālajiem standartiem (Latvijas FSC meža uzraudzības standarts, 2012; PEFC Mežu apsaimniekošanas sertifikācijas standarts Latvijai, 2010).

Meža rīcības politiku ietekmējošie faktori atrodas ārpus meža nozares (Meža un saistīto nozaru pamatnostādnes, 2006). Tā kā meža nozare Latvijā sniedz lielu ieguldījumu valsts ekonomikā, meža rīcības politikas veidošanu ietekmē arī makroekonomiskie apsvērumi. Pieejamo koksnes resursu apjoms ir viens no svarīgākajiem faktoriem, kas nosaka meža apsaimniekošanas un izmantošanas intensitāti (Gillis, Repeto, 1988; Gane, 2007). V. Brukas un līdzautoru (Brukas et al., 2009) pētījumā atklāts, ka galvenie meža rīcības politiku ietekmējošie faktori Lietuvā laika periodā no 1986. līdz 2007. gadam bija pāreja uz tirgus ekonomiku un izmaiņas koksnes resursu apjomā (mežizstrādei pieejamās koksnes krājas apjoma pieaugums). Meža rīcības politiku šajā periodā raksturoja stingrākas vides aizsardzības prasības un stingrs normatīvais regulējums meža nozarē. M. Lazdiņa un līdzautoru (Lazdinis et al., 2013) pētījumā, kurā kompleksā veidā tika salīdzināta meža apsaimniekošana Lietuvā un Dienvidzvidrijā pierādīts, ka ir novērojamas būtiskas atšķirības

starp minētajām valstīm meža rīcības politikā, apsaimniekošanā un bioloģiskās daudzveidības rādītājos salīdzināmos biogeogrāfiskajos apstākļos. Pētnieki atklāja, ka Lietuvas mežos ir salīdzinoši augstāki bioloģiskās daudzveidības struktūru rādītāji (koku sugu sastāvs, vecums, mirušās koksnes apjoms) un arī stingrāks mežizstrādes normatīvais regulējums. Turklāt intensīvāka meža apsaimniekošana raksturīga Zviedrijas mežos (salīdzinoši īsāks mežaudžu rotācijas periods, lielāks mākslīgi atjaunoto mežaudžu īpatsvars). Savukārt Lietuvā izteikti lielāka daļa mežu tika atvēlēta nekoksnes funkciju realizācijai. Šādi pētījumi uzskatāmi parāda meža rīcības politikas ietekmi uz mežu struktūru.

Daudzās valstīs meža normatīvais regulējums atspoguļo rīcības politikas bāzi (Nilsson, 2005). M. Lazdiņš ar līdzautoriem (2005) pētījumā par Baltijas valstīs lietotajiem meža rīcības politikas instrumentiem atklāj, ka Latvijā ir stingrākais meža apsaimniekošanas regulējums Baltijas valstīs, kaut arī citos aspektos atšķirības ir nelielas. Meža nozares pārvaldības sistēmas Baltijas valstīs ir progresīvas un relatīvi līdzīgas, salīdzinot ar Poliju, Krieviju un Ukrainu (Lazdinis et al., 2009).

1.3.3. Mežsaimnieciskās tradīcijas Eiropā un Latvijā

Mežsaimniecība koku ilgmūžības dēļ ir uzskatāma par tautsaimniecības nozari, kurā tradīcijām ir būtiska loma meža rīcības politikas veidošanā. Garais mežaudžu rotācijas periods (līdz 150 gadiem) piešķir īpašu nozīmību tādiem apsaimniekošanas lēmumiem kā koku sugas izvēle mežaudzes atjaunošanā, audzes kopšanas pasākumi un ciršanas vecums (Karlsson, 2012). Eiropas mežsaimniecībā izšķiramas divas ietekmīgas skolas – *vācu* un *skandināvu* (Brukas, Weber, 2009). Praktiskā apsaimniekošana un naudas plūsmu analīze ļauj salīdzināt abas pieejas.

Vācu skolas pamatā ir „normālā meža” modelis, un par galveno mežsaimniecības mērķi tiek izvirzīts nodrošināt nepārtrauktu koksnes plūsmu un lielu kopējo krāju (Waggener, 1977). Apsaimniekošanas cikls paredz tīraudžu veidošanu ar lielu sākotnējo kociņu biezību, regulāru kopšanu un retināšanu, veicinot lielu dimensiju koku augšanu. *Vācu* skolai arī raksturīgs relatīvi garš mežaudžu rotācijas periods, un tas paredz lielākus ieņēmumus perioda beigās (salīdzinoši ar *skandināvu* skolu).

Skandināvu mežsaimnieciskās skolas galvenais mērķis ir apsaimniekošanas rentabilitāte un ienākumu gūšana no meža atbilstoši ieguldījumiem meža apsaimniekošanā (Brukas, Weber, 2009). Priekšroka parasti tiek dota kokiem ar lielu koksnes pieaugumu (egle, uz nabadzīgākām augsnēm – priede). Izmaksu samazināšanas dēļ stādīšana un meža atjaunošana

tiek veikta ar relatīvi mazu biežību (retāk jāveic kopšanas cirtes), audžu rotācijas periods ir īsāks, mazāka uzmanība tiek pievērsta maksimāli iespējami iespējamai koksnes krājai. Kopšana tiek veikta agrāk, un sākotnējie ieguldījumi kopumā ir zemāki nekā vācu tradīcijā. Turklāt mežizstrāde nav cieši piesaistīta audzes rotācijas periodam, dodot iespēju piemēroties tirgus situācijai. Aptuvenā ciršanas/pieauguma attiecība Zviedrijā ir 70–80% (Brukas, Weber, 2009; Brukas 2013). Augstražīgas meža tehnikas izmantošana arī raksturīgāka *skandināvu* modelim. Lielāks ilgspējīgas meža apsaimniekošanas trūkums *skandināvu* modelim ir intensīvās mežsaimniecības negatīvās sekas uz bioloģisko daudzveidību (Mikusinski, Angelstam, 1998).

Kaut gan vēsturiski Latvijā ilgstoši dominēja vācu mežsaimniecības skolas tradīcijas, pašreiz Latvijas mežsaimniecības praksē aizvien vairāk ienāk *skandināvu* mežsaimniecības skolas idejas. Latvijas mežsaimniecības praksē padomju periodā dominēja ļoti stingrs meža apsaimniekošanas normatīvais regulējums. Tas ir raksturīgs arī mūsdienās. Tradicionālais taisnstūrveida meža nogabalu izvietojums un mazā vidējā platība arī raksturīgi vācu mežsaimnieciskajai skolai. Tomēr pāreja uz tirgus ekonomikas principiem meža nozarē veicināja *skandināvu* skolas elementu ieviešanu. Atteikšanās no augstas biežības priežu jaunaudzēm (līdz pat 10 000 kociņu uz 1 ha) pēc valstiskās neatkarības atjaunošanas ilustrē vienu no šīs pārejas izpausmēm (Brukas, Weber, 2009).

1.3.4. Meža rīcības politikas nozīme meža ainavu izmaiņās

Ainavu mainību nosaka dabas un cilvēka ietekmju dinamiska mijiedarbība (Melluma, 1994; Antrop, 2005). Latvijā kopš 20. gs. divdesmito gadu vidus meža platības ir konstanti pieaugušas dažādu politisko un ar tiem saistīto ekonomisko un sociālo faktoru ietekmē (Tērauds, 2011; Nikodemus et al., 2005).

Meža izmantošanā un apsaimniekošanā Eiropā ir izšķirami vairāki vēsturiski posmi, kas atspoguļo katra perioda rīcības politiku (izteiktu formālā veidā vai praktizētu). P. Angelstams un līdzautori (Angelstam et al., 2013) Eiropā izdala vairākus meža apsaimniekošanas posmus.

1. Vietējie iedzīvotāji lieto plaši pieejamos meža resursus, izmantojot tradicionālās zināšanas un prasmes (līdz 10.–12. gadsimtam).
2. Vairākkārtēja pārmērīga mežu izmantošana – „kopīpašuma traģēdija” (*tragedy of commons*) – meža resursu noplicināšana, dabas vērtību un resursu potenciāla samazināšanās (13.–18. gadsimts).

3. Industriālās izmantošanas fāze, kurā tika skaidri noteiktas īpašumu tiesības un mežam tika paredzēta viena – koksnes ražošanas funkcija. Tas nozīmēja ekoloģisko un sociālo mērķu atdalīšanu meža apsaimniekošanā un dabisko un kultūras vērtību izzušanā (no industriālās un lauksaimnieciskās revolūcijas līdz mūsdienām).
4. Plaša vecumklašu mežsaimniecības principu lietošana (19. un 20. gadsimts).
5. Jaunas ilgtspējīgas apsaimniekošanas paradigmas attīstība, kas integrē ekoloģiskos, ekonomiskos un vides mērķus un mehānismus to ieviešanai. Tās pamatā lielā mērā ir tradicionālās mežsaimnieciskās zināšanas (20. gadsimta beigas).

Vēsturiskās apsaimniekošanas sekas meža telpiskajā struktūrā ir noturīgas un mainās tikai ilgstošā laika periodā (Wallin et al., 1994). Plaša mēroga mežu fragmentācija izveidoja pašreizējo ainavas rakstu. 5000 gadu laikā kopš viduslaikiem lielas mežu platības Eiropā tika iznīcinātas, lai atbrīvotu zemes lauksaimniecībai (Bell, Apostol, 2008). Šo procesu pastiprināja mežsaimniecības industrializācija. Arī abi pasaules kari būtiski ietekmēja Latvijas mežus (Zunde, 1999).

Mežsaimniecībai un ekoloģijai raksturīgas krasi atšķirīgas perspektīvas uz mežu, kas rada izaicinājumus ilgtspējīgas mežu apsaimniekošanas īstenošanā. Koka, meža ekosistēmas pamatvienības, bioloģiskais vecums ne vienmēr atbilst tā ciršanas vecumam. Piemēram, priede ciršanas vecumā (Latvijā – 101 gads) bioloģiski ir pusmūžā, jo priedēm raksturīgais dzīves ilgums sasniedz 350 gadus (Zviedre, Mangalis, 2003). Savukārt bērza ciršanas vecums (81 gads) ir tuvs koka bioloģiskajam vecumam. Tā kā mežsaimniecībā ciršanas vecums tiek noteikts atbilstoši krājas pieauguma dinamikai, mežsaimnieciskā prakse izmaina dabiskam mežam raksturīgo vecumstruktūru. Tādejādi vecumstruktūra var netieši atspoguļot mežistrādes ietekmi uz ainavu ar sugu sastāva sukcesionālo dinamiku (Wulder et al., 2009). Tāpat arī koku sugas izvēle meža mākslīgajā atjaunošanā ir nozīmīga nākotnes mežu sugu sastāva veidošanā. Pašreiz Latvijā Ministru kabineta noteikumi (Meža atjaunošanas noteikumi, 2000) sugas izvēli nosaka vispārīgā formā, faktiski neierobežojot koku sugas izvēli auglīgākajos meža tipos.

Kopš industriālās mežsaimniecības perioda meža ainavas tika transformētas, lai sasniegtu galveno apsaimniekošanas mērķi – nepārtrauktu koksnes plūsmu. Tā kā zinātniski pamatota mežsaimniecība kļuva par patstāvīgu un nozīmīgu saimniecības sektoru, tradicionālā meža apsaimniekošana tika izmainīta vairākos aspektos. Pirmkārt, meža apsaimniekošana kļuva centralizēta un profesionāla – meža apsaimniekošanas tiesības no vietējiem iedzīvotājiem tika nodotas apmācītiem mežziņiem, un meža apsaimniekošana tika institucionalizēta. Otrkārt, meži kā zemes lietojuma veids tika skaidri nodalīti no lauksaimniecības zemēm kā pastāvīgi

apmežotas teritorijas. Treškārt, meža teritorijas tika iedalītas līdzīgas platības taisnstūrveida nogabalos, kas atvieglāja to apsaimniekošanu un arī mežsaimnieciskos aprēķinus (Bell, Apostolol, 2008). Tāpat būtiska bija arī meža apsaimniekošanas infrastruktūras izveide – autoceļu, meliorācijas sistēmu un stigu ierīkošana.

Nozīmīgu ietekmi uz mežu apsaimniekošanas rīcības politikas maiņu atstāja daudzu pētījumu rezultāti par kailciršu negatīvo ietekmi uz bioloģisko daudzveidību. Piemēram, pētījumā Britu Kolumbijas provincē Kanādā (Herbers, Klenner, 2007) konstatēts, ka četru gadu laikā pēc intensīvas mežizstrādes triju vāveru sugu (*Tamiasciurus hudsonicus*, *Glaucomys sabrinus* un *Tamias amoenus*) populāciju blīvums samazinājās par 40–60%. Savukārt dzelteno burunduku *Neotamias amoenus* populācijas blīvums tajā pašā teritorijā triju gadu laikā pēc mežizstrādes uzsākšanas pieauga vairāk nekā septiņas reizes. Pētnieki secināja, ka īstermiņā izcirtumu platība bija svarīgāks faktors populāciju blīvuma samazinājumā nekā to telpiskais raksts. Citā pētījumā Kanādā (Villard et al., 1999) konstatēts, ka meža plankumu struktūra (gan platības, gan konfigurācijas aspektos) ir būtisks faktors 12 no 15 pētīto meža putnu sugu sastopamībā. Tieši kailciršu prakses izmantošanas negatīvā ietekme veicināja *ekosistēmu apsaimniekošanas* pieejas attīstību ASV, kur tika pievērsta lielāka vērība ekosistēmu integritātei meža apsaimniekošanā (Grumbine, 1994; Butler, Koontz, 2005).

Meža īpašumu struktūra ir būtisks faktors, kas veido meža rīcības politikas ietekmi uz meža ekosistēmām. Rietumeiropā mazo meža privāto īpašnieku vidū dominē multifunkcionāls meža izmantojums un tikai trešdaļa meža īpašnieku ir atkarīgi no ieņēmumiem par koksnes pārdošanu (Wiersum et al., 2005). H. Šaiha un T. Plīningera (Schaich, Plieninger, 2013) pētījumā detalizēti salīdzināti mežaudžu raksturlielumi dažādu īpašnieku mežos Dienvidvācijā. Autori secina, ka privātie meži mozaikā ar valsts mežu platībām ir nozīmīgi dabas aizsardzībā to daudzveidīgo biotopu un audžu iekšējās neviendabības dēļ. Pētnieki Kanādas dienvidos (Lovett–Doust et al., 2003) salīdzinot reto sugu (putnu, rāpuļu, tauriņu, zīdītāju un augu taksonu) sastopamību dažādu īpašnieku mežos, noskaidrojuši, ka valsts mežos bija sastopams lielākais skaits reto sugu, salīdzinot ar teritorijām privātā īpašumā. Autori arī iesaka izvērst dabas aizsardzības programmas tieši valsts mežos. Citā pētījumā ASV ziemeļaustrumos (Kittredge et al., 2003) ar satelītattēliem tika analizēta mežizstrādes intensitāte starp galvenajām īpašnieku grupām. Intensīvāka mežizstrāde tika konstatēta valsts apsaimniekotajās mežu ainavās, būtiski pārsniedzot privāto mežu rādītājus.

Veco mežaudžu fragmentācija mežizstrādes ietekmē ir viens no visplašāk pētītajiem aspektiem mežu ainavās (Rolstad, Wegge, 1987; Mladenoff et al., 1993; Kouki et al., 2001). Speciālās biotopu sugas, kas apdzīvo šādas mežaudzes, ir atkarīgas no konkrētām meža struktūrām, piemēram, lielu dimensiju mirušās koksnes, mistrotām audzēm, kokiem ar deguma rētām un dažāda vecuma kokiem mežaudzē (Gustafson et al., 2002; Similä et al., 2003). Šo sugu un to biotopu aizsardzībai ainavas līmenī ir pievērsta liela uzmanība (Mladenoff et al., 1993; Kouki et al., 2001).

J. Feranecs un līdzautori (Feranec et al., 2010), analizējot zemes seguma veidu izmaiņu tempus Eiropā pēc CORINE datiem, konstatējuši ievērojamu mežizstrādes tempu Latvijā salīdzinājumā ar citām ES dalībvalstīm. Pēc šī pētījuma datiem periodā no 1990. līdz 2000. gadam Latvijā atmežošanas process (tajā iekļautas kailcirtes, dabiskie traucējumi, meža transformācija u. c.) ietekmējis 1286,6 km² lielu teritoriju (2% no valsts platības), kas ir bijis otrs augstākais rādītājs Eiropā. Tas saskan ar K. Estregvilas un līdzautoru pētījumu (Estreguil et al., 2012) par periodu no 1990. līdz 2006. gadam, kur arī konstatētas negatīvi vērtējamas pārmaiņas Latvijas meža audžu konektivitātē.

Praktiskā meža apsaimniekošanas plānošana parasti tiek balstīta uz rentabilitātes kritērijiem, un dabas aizsardzības un sociālie mērķi tiek formulēti kā ierobežojumi mežsaimnieciskajām darbībām (Baskent, Yolasigmaz, 1999). Tieši dabas aizsardzības apsvērumi rada vienu no būtiskākajiem izaicinājumiem ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas praksē (Pojar et al., 1994; Lindenmayer et al., 2000; Vierikko et al., 2008), jo ekoloģiskie mērķi vairumā gadījumu konfliktē ar ekonomiskajiem mērķiem (Johnson et al., 2001). Ainavu ekoloģijai kā zinātnes nozarei ir liels potenciāls ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas prakses veicināšanā (Boutin, Herbert, 2002), jo ekoloģisko procesu (izplatīšanās, kolonizācija, migrācija u. c.) saglabāšana ainavas līmenī ir nepieciešama sugu un sabiedrību izdzīvošanai (Hodder et al., 2014).

Vairumā gadījumu meža apsaimniekošanas ekoloģiskās ilgtspējas nodrošināšanai tiek ierīkoti dabas rezervāti, tomēr ar tiem nepietiek pilnvērtīgai bioloģiskās daudzveidības aizsardzībai (Lindenmayer et al., 2006). Dabiskie meža biotopi (DMB) Ziemeļvalstīs un Baltijā ir nelielas meža teritorijas saimnieciskos mežos, kas tiek saudzētas, jo satur sugas un bioloģiskās daudzveidības struktūras, kas izzudušas meža apsaimniekošanas ietekmē (Timonen et al., 2010). K. Aunes un līdzautoru (Aune et al., 2005) pētījumā Zviedrijas ziemeļos noskaidrots, ka intensīvas mežizstrādes dēļ ilgākā periodā apsaimniekotie meži Zviedrijā kopumā un DMB tajos reģionālā mērogā tikuši spēcīgi fragmentēti, pieaugusi malas zonu dominance meža ainavā un dabisko meža biotopu izolācija.

1.4. Meža nozares pārvalde un mežu apsaimniekošana Latvijā pēc neatkarības atjaunošanas

1.4.1. Nozares pārvalde un mežu apsaimniekošanas infrastruktūra

Pēc neatkarības atjaunošanas Latvijā notika pāreja no plānveida ekonomikas uz tirgus ekonomiku, kas ietekmēja arī meža nozari. Pāreja uz tirgus ekonomikas principiem meža nozarē nozīmēja atteikšanos no koksnes cenu regulācijas par labu pieprasījuma–pieāvājuma attiecībām brīvā tirgū. Pārkārtošanās radīja konkurences pieaugumu koksnes realizācijā ārvalstu tirgos un veicināja mežrūpniecības un kokrūpniecības uzņēmumu attīstību.

Kopš 1988. gada meža nozares pārvalde piedzīvojusi vairākas institucionālās reformas (1.2. tabula). Meža nozares normatīvo funkciju realizē Zemkopības Ministrijas (ZM) Meža departaments, tam pakļautais Valsts meža dienests (VMD) uzrauga rīcības politikas realizāciju, bet Meža konsultatīvā padome (MKP) veic padomdevēja funkciju lēmumu pieņemšanas procesā (Graudums, 2005).

1.2. tabula

Meža nozares valsts pārvaldes institucionālās pārmaiņas laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam

Table 1.2.

Institutional changes in Latvian forest sector during 1988–2011

1988. gads. Tiek nodibināta Latvijas Republikāniskā mežsaimniecības ražošanas apvienība „Latvijas mežs”.
1990. gads. Tās funkcijas pārņem Meža ministrija.
1993. gads. Uz Meža ministrijas bāzes tiek izveidots Valsts meža dienests.
1998. gads. Ministru kabinets akceptē Latvijas meža politiku.
2000. gads. Tiek likvidēts Valsts mežierīcības institūts.
2000. gads. Valsts mežu pārvaldes un apsaimniekošanas funkcijas pārņem valsts akciju sabiedrība „Latvijas valsts meži”.
2000. gads. Stājas spēkā Valsts meža dienesta likums un Meža likums.
2001. gads. Tiek izveidots Meža attīstības fonds.
2006. gads. Tiek izveidots Valsts meža dienesta Konsultāciju un pakalpojumu centrs.

Meža autoceļi veido ļoti būtisku apsaimniekošanas infrastruktūru – to galvenais uzdevums ir nodrošināt meža apsaimniekošanu pilnā meža apsaimniekošanas cikla garumā (Latvijas valsts meži, 2010). Optimāls meža ceļu tīkls plānošanas vienībā nodrošina lielāku mežizstrādes rentabilitāti, palielina meža īpašuma vērtību, nodrošina meža apsardzību un rekreācijas iespējas. Valsts mežos meža autoceļu blīvums ir 1,12 km uz 100 ha meža, bet aprēķinātais optimālais meža autoceļu blīvums – 1,5 km uz 100 ha (Ašmanis u. c., 2011).

Ar meža autoceļu tīklu cieši saistīta arī meža meliorācijas sistēma. Lielākā daļa meža meliorācijas sistēmu ierīkotas 20. gadsimta 60–80. gados. 26% no VAS „Latvijas valsts meži” apsaimniekotajiem mežiem atrodas uz nosusinātām augsnēm. Katru gadu valsts mežos tiek atjaunotas meliorācijas sistēmas aptuveni 4,5 tūkst. ha platībā (Latvijas valsts meži, 2010).

1.4.2. Mežu īpašumu struktūra Latvijā

Mežu īpašumu struktūra Latvijā ir mainījies pēdējo dekāžu laikā. Pirms Latvijas neatkarības atjaunošanas 1991. gadā visi Latvijas meži bija ekskluzīvā valsts īpašumā (Graudums, 2005; Meža nozare Latvijā 2012, 2013). Pēc 1991. gada sāktā īpašumtiesību atjaunošana un privatizācija radīja daudzskaitlīgu privāto meža īpašnieku grupu, kura veido aptuveni pusi no visu meža platības. Kopš pagājušā gadsimta 90. gadu vidus privātie meža īpašnieki iesaistījās koksnes tirgū kā nozīmīgs dalībnieks. Vairākumu no mūsdienu privātajiem mežiem padomju perioda laikā apsaimniekoja kolhozi vai padomju saimniecības (Meža nozare Latvijā 2012, 2013) atbilstoši savām vajadzībām bez vienotas rīcības politikas (Zviedris, Maike, 1955). Pašvaldības un organizācijas veido trešo lielāko meža īpašnieku grupu Latvijā.

Mežus **valsts** īpašumā (1,63 milj. ha, 50% no Latvijas mežu platības) pilnā apsaimniekošanas ciklā apsaimnieko VAS „Latvijas valsts meži” (Meža nozare Latvijā 2012, 2013). VAS „Latvijas valsts meži” tika izveidota ar 1999. gada 24. septembra Ministru kabineta rīkojumu (Par valsts akciju sabiedrības..., 1999). 2001. gadā „Latvijas valsts meži” tika pārveidota koncerna tipa uzņēmumā ar meitasuzņēmumiem „LVM Mežsaimniecība”, „LVM Sēklas un stādi”, „LVM Rekreācija un medības” un „LVM Nekustamie īpašumi”. LVM apsaimniekotie meži ir iedalīti 8 reģionālajās mežsaimniecībās.

Valsts mežu galvenais apsaimniekošanas mērķis ir ilgtspējīga multifunkcionāla mežsaimniecība. 2012. gadā VAS „Latvijas valsts meži” pārvaldītajos mežos 11,4% platībā primārais apsaimniekošanas mērķis bija bioloģiskās daudzveidības saglabāšana, 14,2% – rekreācija (Latvijas valsts meži, 2012). Uzņēmums katru gadu saražo 5–7 milj. m³ kokmateriālu (Latvijas valsts meži, 2010). LVM nodarbojas arī ar meža īpašumu iepirkšanu no privātajiem īpašniekiem (Meža nozare Latvijā 2012, 2013). Kopš 2007. gada LVM lieto apsaimniekojamo mežu funkcionālo zonējumu trijās kategorijās: saimnieciskie meži, rekreācijas meži un *ekomeži*. *Ekomežu* kategorija šajā zonējumā ir atbilstoša FSC standarta „augstvērtīgajiem mežiem” (*high conservation value forests*) (Latvijas FSC meža

uzraudzības standarts, 2012). VAS „Latvijas Valsts meži” uzsāka FSC sertifikācijas procesu šīs tūkstošgades sākumā, un tas tika pabeigts 2006. gadā. Veicot meža apsaimniekošanas sistēmas optimizāciju, pakāpeniski tika ieviests valsts mežu dalījums plānošanas vienībās ar 7 gadu apsaimniekošanas ciklu. Paralēli tika ieviesta arī cirsmu koncentrācijas prakse plānošanas vienību robežās (Mežsaimniecisko darbu optimizācija, 2012).

Privāto mežu īpašnieku skaits Latvijā ir aptuveni 144 tūkstoši, bet 92% meža īpašumu platība nepārsniedz 20 ha (Meža nozare Latvijā 2012, 2013). Lielais īpašnieku skaits nosaka to, ka privāto mežu apsaimniekošana ir ļoti daudzveidīga. Privātos meža īpašniekus tradicionāli iedala industriālajos (mežsaimniecība kā komercdarbība) un neindustriālajos (ģimenes mežsaimniecība, fiziskas personas). Pēc dominējošās sugas privātajos mežos vairāk sastopamas lapu koku audzes (Graudums, 2005). Privātajos mežos atjaunošanā dominē dabiskā atjaunošanās, un mežu kopšanā bieži netiek ieguldīti pietiekami līdzekļi, lai izveidotu kvalitatīvu mežaudzi. Ciršanas apjomi privātajos mežos kopumā bijuši dinamiskāki nekā valsts mežos, sasniedzot 3–8 milj. m³ (Meža nozare Latvijā 2012, 2013). Mazo meža īpašnieku kooperācija tiek veicināta ar likumdošanas izmaiņām (izmaiņas Kooperatīvo sabiedrību likumā) un ekonomiskajiem instrumentiem (nodokļu atlaides). Industriālajiem meža īpašniekiem kopumā pieder aptuveni 10–15% Latvijas mežu (Meža nozare 20 Latvijas neatkarības gadus, 2011).

Arī **pašvaldības un organizācijas** ir lieli meža īpašnieki. „Rīgas mežu aģentūra” apsaimnieko 61 726 ha meža Rīgas apkārtnē un Ziemeļvidzemē. Ar 1998. gada Rīgas domes lēmumu (Meža apsaimniekošanas plāns, 2014), šie īpašumi nonāca Rīgas pilsētas īpašumā. Rīgas pilsētai piederēja meži jau 13. gadsimtā un vēlākos laikos piešķirtās un iepirktās meža zemes papildināja Rīgas meža platības Rīgas mežos par galveno apsaimniekošanas mērķi izvirzīta koksnes ieguve (Meža apsaimniekošanas plāns, 2014).

Latvijas Evaņģēliski luteriskajai baznīcai pieder aptuveni 2500 ha mežu (visā Latvijas teritorijā), kuri tiek apsaimniekoti draudžu īpašumu līmenī. Par apsaimniekošanas mērķi izvirzīta kvalitatīvas koksnes ieguve (Latvijas Evaņģēliski luteriskās..., 2011).

1.4.3. Meža apsaimniekošanas normatīvais regulējums

Meža apsaimniekošanu Latvijā pēdējo 25 gadu laikā regulējuši daudzi normatīvie akti (1.3. tabula). „Par Latvijas PSR mežu kodeksa apstiprināšanu” (1978) bija galvenais meža nozari regulējošais likums līdz pat 1992. gadam, kad Latvijas Republikas Augstākā Padome pieņēma likumu „Par meža apsaimniekošanu un izmantošanu” (1992). Laika posmā no 1994.

gada līdz 2000. gadam meža apsaimniekošanu regulēja likums „Par meža apsaimniekošanu un izmantošanu” (1994) un tam pakārtotie normatīvie akti. Kopš 2000. gada meža nozari regulē Meža likums (2000, ar grozījumiem). Meža likums nosaka vispārīgās prasības meža apsaimniekošanā, un lielāko daļu konkrētu apsaimniekošanas darbību regulē MK noteikumi. Kopumā meža nozari Latvijā regulē vairāk nekā 20 normatīvie akti.

„Latvijas meža politika” (1998) ir hierarhiski augstākais rīcības politikas dokuments meža nozares attīstībā. Tas ir uzskatāms par savam laikam progresīvu dokumentu, kas noteica meža izmantošanas mērķus un principus, balstoties uz MCPFE Helsinku konferences H1 protokolā doto ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas definīciju. Tajā izklāstīti galvenie mērķi un principi Latvijas meža nozares attīstībai.

1. Nodrošināt meža platības un vērtības nesamazināšanos.
2. Nodrošināt vienādas tiesības un realizācijas iespējas dažādiem mežu īpašniekiem.
3. Tirgus ekonomikas principu attīstība un rentabilitāte meža nozarē.
4. Vides un bioloģiskās daudzveidības aizsardzība meža apsaimniekošanā.
5. Meža pieejamība un sociālo funkciju aizsardzība.
6. Valsts normatīvo, uzraudzības, īpašnieka un atbalsta funkciju izpilde.
7. Mežizglītības, mežzinātnes un informatīvais atbalsts.

Meža nozares ilgtermiņa stratēģija ir formulēta „Meža un saistīto nozaru pamatnostādņēs” (2006). Šajā plānošanas dokumentā definēti Latvijas meža nozares stratēģiskie mērķi, problēmas, politikas pamatprincipi un sasniedzamie rezultāti. Pašlaik ir izstrādāts projekts „Meža un saistīto nozaru attīstības pamatnostādņēm 2014.–2020. gadam” (2014).

Izmaiņas meža apsaimniekošanu regulējošajos normatīvajos aktos laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam

Changes in forest management normative regulation from 1988 till 2011

Laika periods	Minimālais ciršanas vecums (gados)	Meža atjaunošana	Cirsmu pieslēšanās	Cirsmu lielums
1988. - 1991. gads	<p>Atbilstoši meža funkcionālajam zonējumam: Saimnieciskos mežos: priede, ozols – 101; egle, osis – 81; bērzs, melnalksnis – 71; apse – 51; balstalksnis – 31. Saudzējamos mežos: priede, ozols – 121; egle, osis – 101; bērzs, melnalksnis – 81; apse – 51; baltalksnis – 31. Aizsargājamos mežos: priede, ozols – 141; egle, osis – 121; bērzs, melnalksnis – 91; apse – 51; balstalksnis – 31.</p>	<p>Mežaudze atjaunojama piecu gadu laikā pēc kailcirtes, ja dabīgā atjaunošanās nav notikusi.</p>	<p>Blakus audze var tikt nocirsta pēc 5 vai 10 gadiem.</p>	<p>Maksimālais cirsmas platums: 100 metri (slapjās kūdras augsnēs – 50 metri).</p>
1992. - 1999. gads	<p>Atbilstoši meža funkcionālajam zonējumam: Saimnieciskos mežos: priede, ozols – 101; egle, osis – 81; bērzs, melnalksnis – 71; apse – 51; baltalksnis – 31. Saudzējamos mežos: priede, ozols – 121; egle, osis – 101; bērzs, melnalksnis – 81; apse – 51; baltalksnis – 31.</p>	<p>Maksimāli atjaunošana ir jāveic triju gadu laikā (ieskaitot ciršanas gadu) pēc kailcirtes.</p>	<p>Cirsmu pieslēšanās laiks (saimnieciskajos mežos): pieci gadi (atjaunojot ar skuju vai cietajiem lapu kokiem) vai trīs gadi (atjaunojot ar mīkstajiem lapu kokiem).</p>	<p>Maksimālais cirsmas platums: 100 metri (slapjās kūdras augsnēs – 50 metri).</p>

1.3. tabulas turpinājums
Table 1.3. continued

Laika periods	Minimālais ciršanas vecums (gados)	Meža atjaunošana	Cirsmu pieslēšanās	Cirsmu lielums
2000. - 2011. gads	<p>Atbilstoši bonitātei: ozols – 101 (Ia–I), 121 (II–V); priede – 101 (Ia–III), 121 (IV–V); egļe, osis – 81; bērzs – 71 (Ia–III), 51 (IV–V); melnalksnis – 71; apse – 41; baltalksnim – netiek noteikts; vai galvenās cirtes caurmēram (centimetros, atbilstoši bonitātei): priede – 40 (Ia), 36 (I), 32 (II), 28 (III); egļe – 32 (Ia), 30 (I, II), 28 (III); bērzs – 32 (Ia), 28 (I), 26 (II), 23 (III).</p>	<p>Dabiskā atjaunošana jāveic ar augšanas apstākļiem piemērotām koku sugām. Mākslīgā atjaunošana ir jāveic triju gadu laikā; grīnī, slāpajā mētrajā, purvājā, niedrējā, viršu ārenī, mētru ārenī, viršu kūdrēnī un mētru kūdrēnī termiņš ir pieci gadi; purvājā, niedrējā, dumbbrājā un lieknā – 10 gadi pēc kailcirtes (ieskaitot ciršanas gadu; pēc 2006. gada – neieskaitot).</p>	<p>Blakus audze var tikt nocirsta, ja kopējā cirsmu platība nepārsniedz maksimāli pieļaujamo.</p>	<p>Maksimālā platība: 5 hektāri (atstājot ekoloģiskos kokus – 10 hektāri). Maksimālais platums: 100 metri (slāpās kūdras augsnēs – 50 metri). Ierobežojumi neattiecas uz sanitārajām cirtēm.</p>

Izveidots no likumiem, Ministru kabineta noteikumiem un rīkojumiem, kuri bijuši spēkā periodā no 1988. līdz 2011. gadam (Galvenās cirtes noteikumi, 1996; Meža atjaunošanas noteikumi, 2000; Meža likums, 2000; Noteikumi par koku ciršanu meža zemēs, 2000, 2006; Par meža apsaimniekošanu un izmantošanu, 1994; Par Latvijas PSR Meža kodeksa apstiprināšanu, 1978).

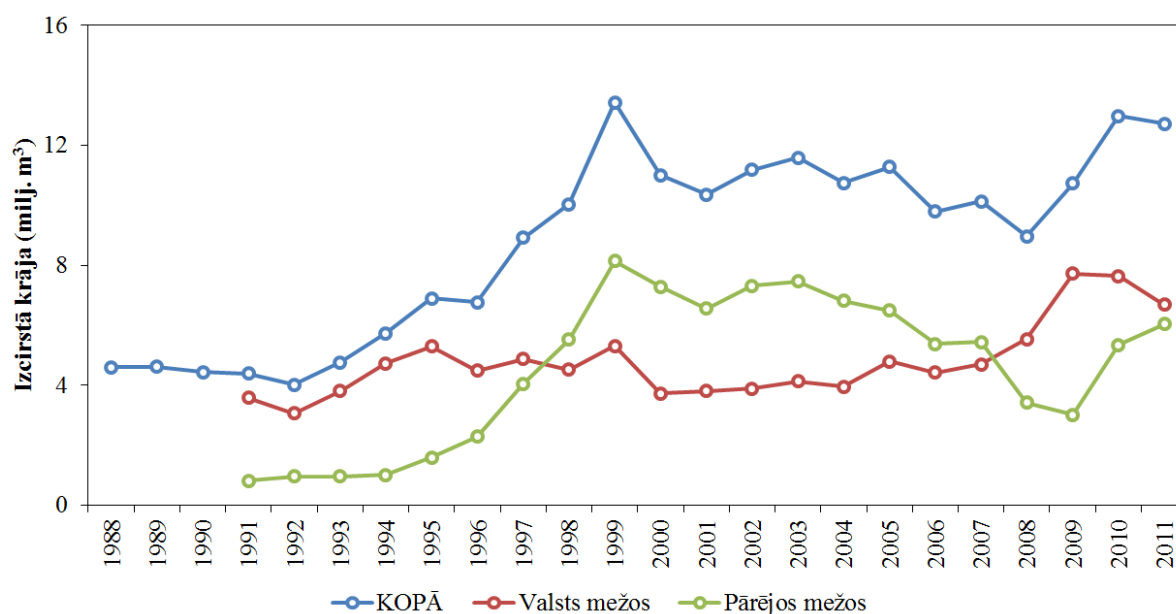
Pētījuma perioda laikā koku ciršanas vecums koku sugām ir mainīts vairākkārt. Līdz 1992. gadam bija spēkā LPSR meža kodekss, kas noteica mežaudžu iedalījumu I grupas (aizsargājamās un saudzējamos) mežos ar paaugstinātu cirtmetu (rezervātu, nacionālo parku, pilsētu, zaļo zonu meži, meža aizsargjoslas un liegumjoslas ap ūdensobjektiem u. c.) un II grupas (saimnieciskajos) mežos (1.3. tabula). Optimālie ciršanas vecumi šajā periodā Latvijas mežos sastopamajām koku sugām atbilstoši šim dalījumam tika noteikti ar LPSR Mežsaimniecības un Mežrūpniecības ministrijas 1979. gada 7. marta pavēli Nr. 50.

Meža politikā paredzēto mērķu sasniegšanai 20. gadsimta sākumā tika veikta meža nozares pārvaldes reforma, kurā tika pieņemts Meža likums (2000) un Valsts meža dienesta likums (1999). 2000. gada Meža likumā bija daudz jaunievedumu, piemēram, notika atteikšanās no mežu funkcionālās iedalījuma saimnieciskajos, saudzējamās un aizsargājamās mežos. Ciršanas vecums tika noteikts atbilstoši audzes bonitātei, kā arī papildināts ar jaunu kritēriju – galvenās cirtes caurmēru. Izmaiņas Meža likumā paredzēja arī ciršanas vecuma atcelšanu baltalkšņa audzēs un tā samazināšanu apšu audzēs. Izmainot kritērijus koku ciršanai meža zemēs, palielinājās kopējais ciršanai pieejamais mežaudžu fonds (it īpaši mežaudzēs ar zemu bonitāti), radot labvēlīgus priekšnoteikumus mežizstrādes intensifikācijai nākotnē.

Arī meža mākslīgās atjaunošanas termiņš pēc 2000. gada tika noteikts atbilstoši mežaudžu produktivitātei, pieļaujot mežaudžu atjaunošanu ilgākā laikā, piemēram, 10 gadus purvaiņu rindas meža tipu audzēs (Meža atjaunošanas noteikumi, 2000). Turklāt kopš 16. 02. 2006. g. grozījumiem Meža likumā (Grozījumi Meža likumā, 2006), mainot 21. panta formulējumu, faktiskais meža mākslīgās atjaunošanas termiņš tika pagarināts par gandrīz vienu gadu. Mežaudžu atjaunošana pēc kailcirtes normatīvajos aktos noteiktajā kārtībā ir kritērijs jaunu ciršanas apliecinājumu izsniegšanai meža apsaimniekotājam (Meža likums, 2000). 2001. gada 8. maijā tika pieņemti Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā (2001), kas noteica papildus ierobežojumus mežizstrādei bioloģiskās daudzveidības struktūru (biokoku, liela izmēra ligzdu, mitru ieplaku u. c.) saglabāšanai cirmsmās.

Pieļaujamo ciršanas apjomu līdz 2000. gadam aprēķināja Valsts mežierīcības dienests. Kopš 2000. gada ciršanas apjoms 5 gadu periodam (2001.–2005. gadam, 2006.–2010. gadam un 2011.–2015. gadam) tiek noteikts tikai valsts mežos, bet privātajos mežos ciršanas apjoma ierobežojumi netiek noteikti. To aprēķina VMD un apstiprina Ministru kabinets (Meža likums, 2000). 2008. gada 23. decembrī ar Ministru kabineta rīkojumu uz divu gadu periodu par 4 milj. m³ tika palielināts maksimāli pieļaujamais koku ciršanas apjoms valsts mežos (Grozījumi Ministru kabineta..., 2008). Šie grozījumi stājās spēkā ar 2009. gadu, un šo divu gadu laikā ciršanas apjoms Latvijā pieauga par aptuveni 60%, salīdzinot ar trim iepriekšējiem

gadiem (1.1. att.). Tas tika darīts, lai atbalstītu kokrūpniecības uzņēmumus, kompensējot kokmateriālu plūsmas samazinājumu no privātajiem mežiem.



1.1. attēls. Ciršanas apjomu (milj. m³) dinamika Latvijā periodā no 1988. līdz 2011. gadam (avots: Centrālā statistikas pārvalde)

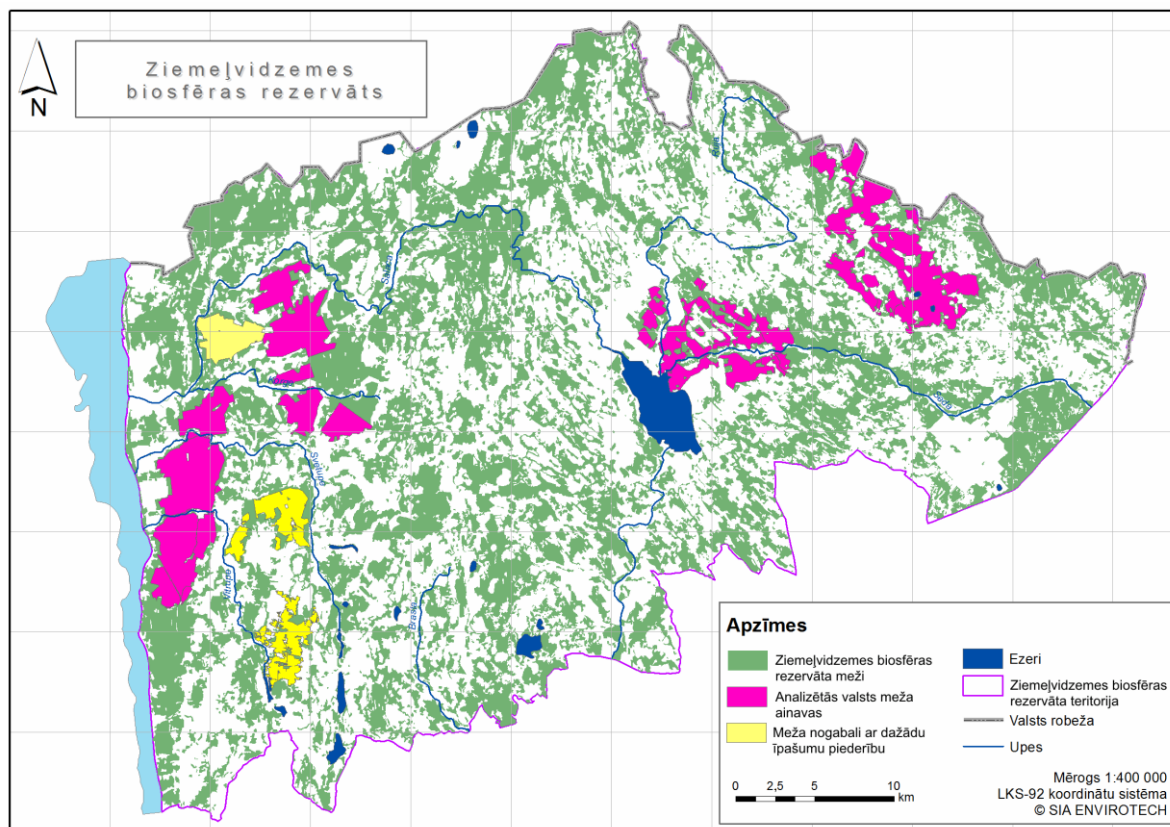
Figure 1.1. The dynamics of felling volumes (mill. m³) in Latvia during the period of 1988–2011 (source: Centrālā statistikas pārvalde)

Pētījuma periodā (no 1988. līdz 2011. gadam) kopējā mežizstrādes apjoma dinamiku visvairāk ietekmējusi ciršana privātajos mežos (1.1. att.). Pagājušā gadsimta 90. gados privātajos mežos strauji pieauga mežizstrādes apjomi, sasniedzot maksimumu 1999. gadā. Ciršanas apjomi valsts mežos bija stabili līdz pat 2008. gadam, kad mežizstrāde valsts mežos sasniedza vairāk nekā 7 milj. m³ gadā.

2. MATERIĀLI UN METODES

2.1. Pētījuma teritoriju izvēle un to raksturojums

Promocijas darba pētījumi tika veikti Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā (2.1. att.).



2.1. attēls. Pētāmā teritorija (visi meži) un detāli pētāmo masīvu izvietojums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā

Figure 2.1. The location of study area (all forests) and analysed forest tracts within the North Vidzeme Biosphere Reserve

Pētījuma teritorijas izvēli noteica biosfēras rezervāta izveidošanas un funkcionēšanas mērķis – nodrošināt teritorijas ilgtermiņa attīstību, sabalansējot dabas, ekonomikas un sociālās intereses (Urtāns, Seilis, 2009). Šajā kontekstā meža apsaimniekošanas ilgtspēja Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir būtisks tā attīstības komponents.

2.1.1. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta vispārīgais raksturojums

Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir sastopama liela meža ainavu strukturālā un kompozicionālā daudzveidība – gan lieli vienlaidus meža masīvi, gan mazāki savrupi meža nogabali, gan mozaīkveida ainavas, kurās meža nogabali mijas ar lauksaimniecības zemēm. Mežainums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijā sasniedz 45%, un iekšzemes ūdeņi

aizņem 10% teritorijas (Urtans, Seilis, 2009). Dažādos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta dabas apvidos mežainums atšķiras – tas ir zemāks Burtnieka līdzenumā, augstāks – Piejūras zemienē un Metsepoles līdzenumā (Tērauds, 2011).

Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ietilpst daudzas īpaši aizsargājamās dabas teritorijas (ĪADT): Salacas ielejas dabas parks, 23 dabas liegumi un 2 aizsargājamās jūras teritorijas (Īpaši aizsargājamās dabas teritorijas, bez. dat.). Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijā ir sastopama aptuveni puse no ES Biotopu direktīvas (92/43/EEC) pielikumos iekļautajām sugām (Urtans, Seilis, 2009). Purvi un mitraines Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta ziemeļu daļā ir nozīmīgas migrējošo putnu atpūtas un barošanās vietas. Lai nodrošinātu ainavu, ekosistēmu, sugu un ģenētiskās daudzveidības saglabāšanu un veicinātu ilgtspējīgu ekonomisko attīstību, Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijā ir izdalītas divas funkcionālās zonas – ainavu aizsardzības un neitrālā zona. Kopš 2011. gada no rezervāta zonējuma izslēgta dabas lieguma zona. Neitrālajā zonā pašlaik nav noteikti speciāli ierobežojumi mežizstrādei, bet ainavu aizsardzības zonā, kas aizņem 35% no Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta platības – tie ir minimāli.

Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijā ir valsts, Rīgas un citu juridisko un privāto īpašumu meži. Rezervāta teritorijā valsts mežus apsaimnieko VAS „Latvijas valsts meži” Rietumvidzemes un Austrumvidzemes mežsaimniecības. No mežu apsaimniekošanas viedokļa ZBR teritorijā ir līdzīgs saimniecisko mežu īpatsvars kā Latvijā kopumā. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā mežsaimnieciskās darbības ierobežojumi ir noteikti tikai 10 % no kopējās mežu platības (Valsts meža dienests, 2011). 2008. gadā VAS „Latvijas valsts meži” ieviestais *ekomežu* tīkls aptver 10% ZBR mežaudžu, kurās mežsaimnieciskie ierobežojumi noteikti atbilstoši katra *ekomeža* individuālajam apsaimniekošanas plānam.

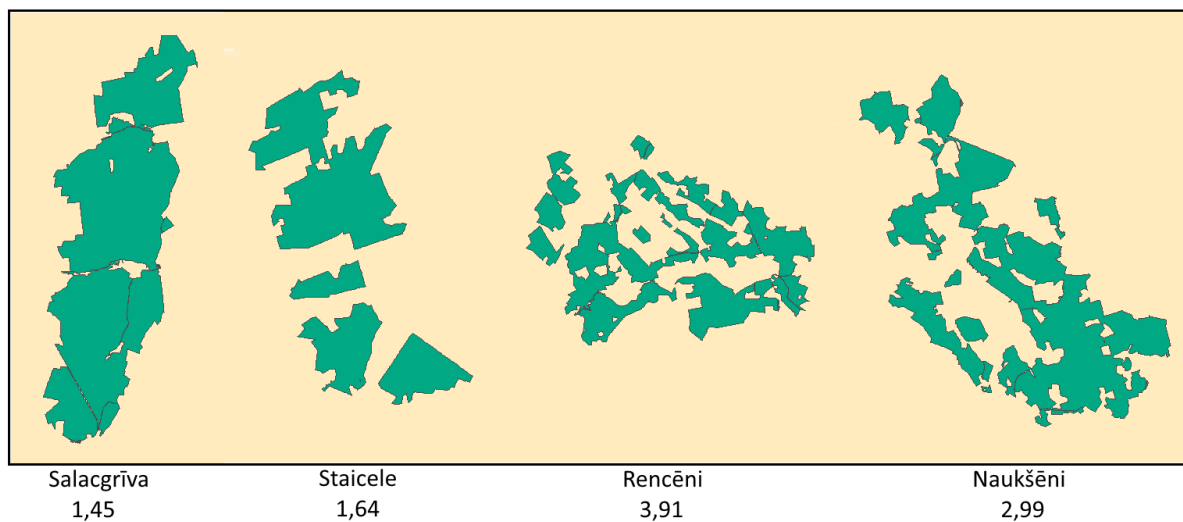
Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijai 2007. gadā tika izstrādāts ainavu ekoloģiskais plāns (Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta ainavu ekoloģiskais plāns, 2007), kurā tika izdalīti dažādi ainavas struktūras elementi, projektēts ekoloģiskais tīklojums starptautiskā un vietējā līmenī, kā arī sniegti ieteikumi konkrētu ainavu apsaimniekošanai atbilstoši ainavu ekoloģiskajiem principiem. Šis plāns līdz šim nav ieviests praktiskajā meža apsaimniekošanā.

2.1.2. Pētījuma teritoriju raksturojums

Promocijas darbā pieaugušo un pāraugušo mežaudžu telpiskā struktūra tika analizēta visa Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta mežu ainavas raksta ietvaros (2.1. att.), atsevišķi nodalot

valsts mežus (apsaimnieko VAS „Latvijas valsts meži”) un citu īpašnieku mežus (apsaimnieko fiziskās un juridiskās personas).

Mežizstrādes dinamikas ainavu ekoloģiskie aspekti tika pētīti četros valsts meža masīvos (2.1. att.), kuros meža zemes pastāvējušas ilglaicīgi, tas ir, vismaz 80 gadus. Šīs teritorijas ir dažāda lieluma un telpiskās konfigurācijas (2.2. attēls). Analizētajiem meža masīviem nosaukums promocijas darbā dots pēc tuvākās lielākās apdzīvotās vietas (pilsētas vai ciema).



2.2. attēls. Pētāmo valsts meža ainavu kontūra un perimetra–platības attiecība

Figure 2.2. The contour and perimeter–area ratio of studied state forest landscapes

Salacgrīvas meža masīvs atrodas Piejūras zemienē, rezervāta rietumu daļā. Administratīvi tas ietilpst Salacgrīvas un Limbažu novados. Meža masīva platība ir 9,0 tūkst. ha (1. pielikums). Pētītajā teritorijā ir raksturīgs līdzens reljefs. To saposmo tikai mazo upju ielejas un lokāli reljefa pazeminājumi. Meža ainavas kvartāra nogulumu segu veido galvenokārt Baltijas ledus ezera smilts un grants nogulumi. Rietumdaļā sastopami arī morēnas nogulumi, kā arī nedaudz vēja pārpūsti smilts nogulumi. Augstos purvus veido kūdras nogulumi (pētāmās teritorijas austrumdaļā). Eolie smilts nogulumi sastopami pētāmās teritorijas dienvidu daļā un aluviālie nogulumi – upju ielejās (LVGD Kvartargeologija, bez dat.). Teritorijā ir izplatītas glejotās podzolaugnes uz smilts un mālsmilts cilmiežiem, kā arī kāpu pauguros tipiskie podzoli, reljefa pazeminājumos purvu augsnes un trūdainās podzolētās glejotās vai trūdainās glejotās augsnes. (Latvijas ģeogrāfijas atlants, 2011). Mežaudzes pētāmā teritorijā galvenokārt veido priedes un egles ar bērza piemistrojumu. Uz kāpu pauguriem sastopami sausi priežu meži.

Staiceles meža masīvs atrodas rezervāta ziemeļrietumu daļā Viduslatvijas zemienes Metsepoles līdzenumā. Administratīvi meža masīvs ietilpst Mazsalacas, Burtnieku, Rūjienas un Naukšēnu novados. Meža masīva platība ir 6,57 tūkst. ha (2. pielikums). Tas sastāv no vairākiem atsevišķiem mežu puduriem, kurus atdala lauksaimniecībā izmantojamās zemes. Teritorijas reljefs pārsvarā ir līdzens, to vietām saposmo atsevišķas upju ielejas un lokāli pazeminājumi. Meža masīvā ir daudz purvu (Zābaku purvs, Niedrāju–Pilkas purvs u. c.) un pārmitru mežaudžu. Kvartāra nogulumu segu veido galvenokārt glaciģēnie nogulumi (morēna), vietām ir sastopami augstā purva kūdras nogulumi (pētāmās teritorijas austrumu un dienvidu daļā) (LVGD Kvartargeologija, bez dat.). Mežaudzes aug uz velēnpodzolētām glejotām vai glejaušņēm, reljefa pacēlumos uz podzolaugšņēm, kas veidojušās uz smilšmāla un mālsmilts nogulumiem. Purvos izplatītas ir augstā purva kūdraugšnes (Latvijas ģeogrāfijas atlants, 2011). Pētāmā teritorijā lielās platībās ir veikta meža nosusināšana. Meža masīvā dominē egļu–bērzu un bērzu mežaudzes.

Rencēnu meža masīvs atrodas rezervāta centrālajā daļā Ziemeļvidzemes zemienes Burtnieka līdzenuma Sedas pazeminājumā. Administratīvi tas ietilpst Salacgrīvas, Limbažu un Alojas novados. Platība – 5,78 tūkst. ha (3. pielikums). Meža masīvā dominē plakans līdzens reljefs. Līdzeno reljefu saposmo upju ielejas un kēmu pauguri (teritorijas austrumu daļā). Teritorijas rietumu daļā Burtnieku ezera piekrastē ir daudz pārmitru un sezonāli applūstošu platību. Lauksaimniecībā izmantojamās zemes sadala mežu masīvu vairāk nekā 10 atsevišķos puduros. Kvartāra nogulumu segu veido dažādas ģenēzes nogulumi. Rietumu daļā dominē glaciolimniskie smilts nogulumi un zemā purva kūdra. Sedas ielejā izplatīti aluviālie nogulumi. Pētāmās teritorijas austrumu daļā dominē glaciofluviālie smilts un grants nogulumi. Lokāli sastopami glaciģēnie (morēnas) un purvu nogulumi (LVGD Kvartargeologija, bez dat.). Ainavā izplatītas pārmitras augsnes – zemā purva kūdraugšne un velēnpodzolētās glejotās vai glejaušnes, upju palienēs – aluviālās augsnes, bet reljefa pacēlumos – podzolaugšnes (teritorijas austrumu daļā) (Latvijas ģeogrāfijas atlants, 2011). Mežaudzes veido galvenokārt pārmitrās bērzu un egļu–bērzu audzes. Uz kēmu pauguriem (masīva austrumu daļā) ir sastopamas priežu audzes.

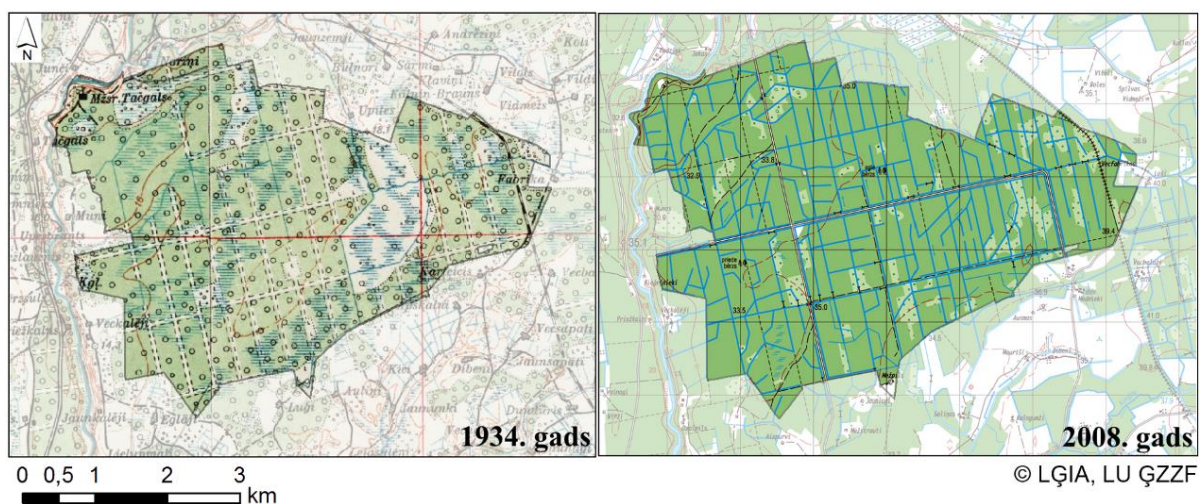
Naukšēnu meža masīvs atrodas rezervāta ziemeļrietumu daļā. Tas aizņem Ērģemes pauguraines Pīksāru un Omuļu paugurgrēdas. Administratīvi teritorija ietilpst Valkas un Naukšēnu novados. Meža masīva platība ir 8,65 tūkst. ha (4. pielikums). To veido vairāki mežu puduri. Masīva ziemeļu daļas raksturu nosaka morēnas pauguraine, bet dienvidrietumu daļu – glaciolimniskais līdzenums. Te ir daudz pārmitru platību, kuru nosusināšanai izveidota meliorācijas grāvju sistēma. Nemeža platības sadala ainavu piecos lielos puduros. Kvartāra

nogulumu segu veido galvenokārt glaciolimniskie aleirītu nogulumi, teritorijas ziemeļu daļā izplatīti ir glaciogēnie (morēnas) nogulumi. Vietām sastopami arī augstā purva kūdras nogulumi (LVGD Kvartargeologija, bez dat.). Teritorijā ir izplatītas velēnu podzolaugsnes un pseidoglejotās augsnes uz smilts, mālsmilts un smilšmāla cilmiežiem, teritorijas dienvidu daļā – augsto purvu kūdraugsnes (Latvijas ģeogrāfijas atlants, 2011). Naukšēnu masīvā izplatītas egļu mežaudzes ar bērza piemistrojumu.

Lai noskaidrotu strukturālās atšķirības meža masīvos ar atšķirīgiem zemes īpašniekiem, pētījumam tika izvēlēti trīs līdzīga izmēra (1,8–2,2 tūkst. ha) meža masīvi: valsts meža masīvs „Norēnu mežs” (apsaimnieko LVM), Rīgas pašvaldības Katrīnas meža masīvs (apsaimnieko pašvaldības aģentūra „Rīgas meži”) un privātīpašnieku meža masīvs „Domeru mežs” (apsaimnieko 117 fiziskas un 33 juridiskas personas) (pers. saziņa). Meža masīvi izvēlēti ar līdzīgiem meža augšanas apstākļiem, kuros dominē mezotrofie un eitrofie meža tipi ar lielu pārmitro mežaudžu īpatsvaru (skatīt 3.3.1. apakšnodaļu). Tas nodrošina iespēju noskaidrot mežu rīcības politikas ietekmi uz dažādu īpašnieku mežu masīviem.

Valsts meža masīva „Norēnu mežs” platība ir 1780 ha. Tas atrodas Salacas kreisajā krastā uz rietumiem no Staiceles upes. Teritorija atrodas Piejūras zemienē un Metsepoles līdzenuma ziemeļu daļā (Latvijas ģeogrāfijas atlants, 2011). Teritorijas reljefs ir līdzens. Kvartāra nogulumu segu veido glaciogēnie mālsmilts un smilšmāla nogulumi, kā arī glaciolimniskie smilts nogulumi. Vietām sastopama augstā purva kūdra (LVGD Kvartargeologija, bez dat.). Šis meža masīvs (2.3. att.) starp visiem pētītajiem meža masīviem ir pēc formas viskompaktākais. Tas robežojas ar privāto īpašnieku un valsts mežu nogabaliem. Norēnu meža masīvs ietilpst VAS „Latvijas valsts meži” Rietumvidzemes mežsaimniecības Limbažu iecirknī. Šim valsts meža masīvam raksturīgs blīvs meža ceļu tīkls. Ar to saistītais meliorācijas grāvju tīkls, kas izbūvēts 20. gs vidū, aptver visu meža masīvu. Masīvā dominē priežu mežaudzes ar bērza piemistrojumu uz nosusinātām minerālaugsnēm (velēnu glejotā vai glejaugsne un velēnu podzolaugsne). Atsevišķās vietās sastopamas pārmitras priežu un egļu mežaudzes.

Aptuveni 85% valsts meža masīva teritorijas klāja mežaudzes 1934. gada situācijā (2.3. att.), turklāt vēsturiskajās topogrāfiskajās kartēs (TOPO 75K Latvijas laika, bez dat.) redzams, ka meža apsaimniekošanas infrastruktūra bija labi attīstīta jau 20. gadsimta pirmajā pusē.

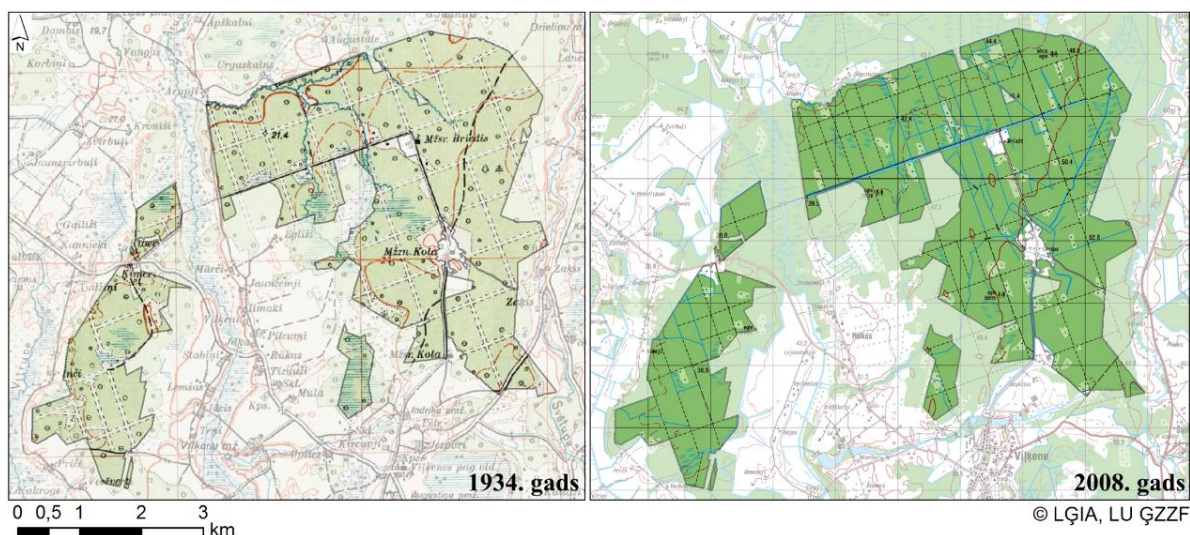


2.3. attēls. Valsts meža masīvs „Norēnu mežs” 1934. un 2008. gadā (spilgtākā krāsā parādīti pētītie meža nogabali)

Figure 2.3. State forest tract “Norēnu mežs” in 1934 and 2008 (studied forest compartments are shown in brighter colour)

Rīgas pašvaldības Katrīnas meža masīva platība ir 2194 ha. Tas atrodas uz ziemeļiem no Viļķenes Limbažu novadā. Katrīnas meža masīvs atrodas Piejūras zemienes Metsepoles līdzenumā. Teritorijas reljefs ir viegli paugurots. Kvartāra nogulumu segu veido galvenokārt mālsmilts un smilšmāla morēnas nogulumi, upju ielejās sastopami aluviālie nogulumi (LVGD Kvartargeologija, bez dat.). Meža masīva (2.4. att.) telpisko konfigurāciju veido vairāki segmenti. Masīvs ietilpst Rīgas mežu Katrīnas mežsaimniecībā. Tas piederējis Rīgas pilsētai jau kopš 17. gadsimta (Meža apsaimniekošanas plāns, 2014). Pašvaldības masīva iekšienē ir ieslēgtas vairākas pļavas un lauces. Šajā meža masīvā ir salīdzinoši blīvs meža ceļu tīkls, kā arī liela daļa mežaudžu ir nosusinātas. No augsnēm ir sastopama velēnu podzolaugsne un velēnu glejotā vai glejaugsne. Masīvā dominē galvenokārt bērzu un egļu–bērzu audzes ar apšu piejaukumu.

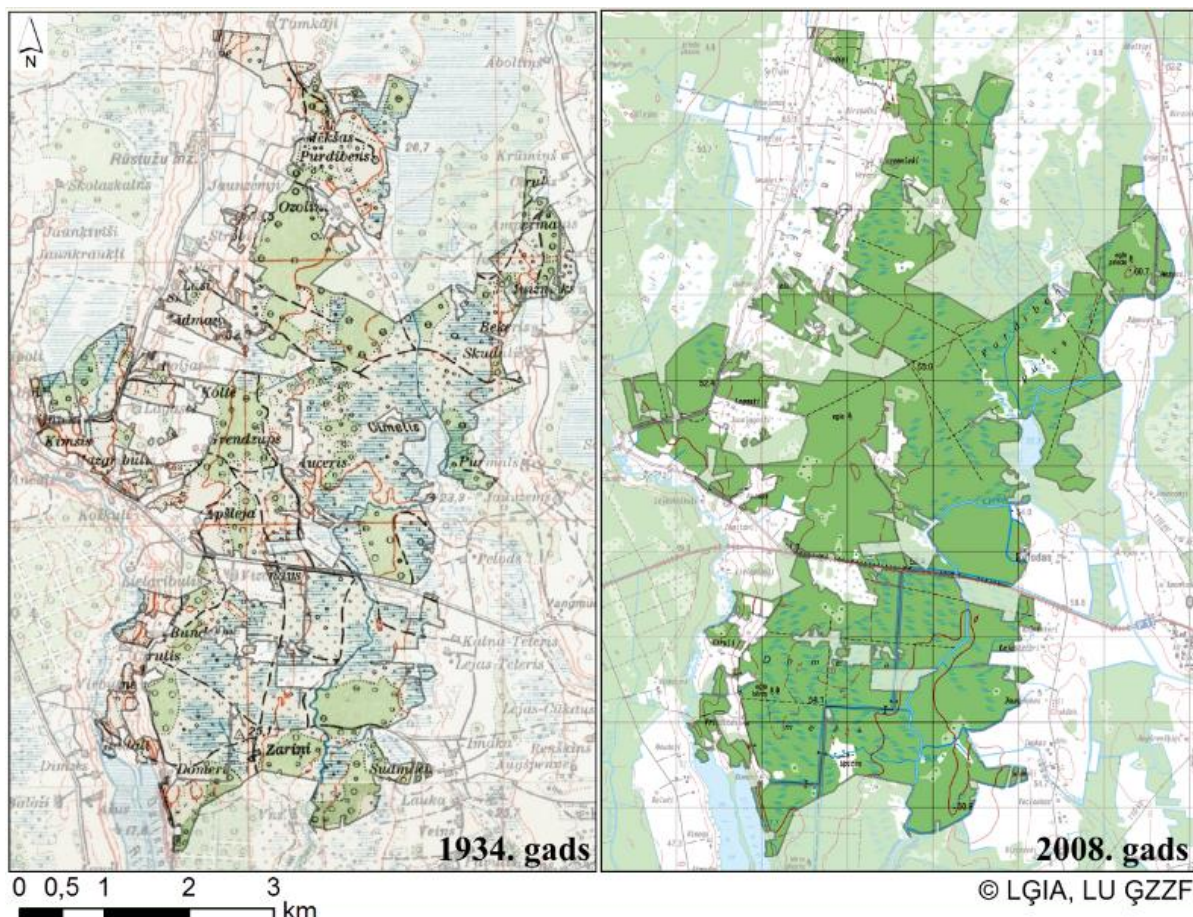
Rīgas pašvaldības masīvā mežaudžu platība faktiski nav mainījusies kopš 1934. gada (2.4. att.). Vēsturisko karšu (TOPO 75K Latvijas laika, bez dat.) analīze šajā masīvā parāda, ka attīstīta meža apsaimniekošanas infrastruktūra (stīgu tīkls un meža ceļi) šeit ir pastāvējusi ilgstoši.



2.4. attēls. Rīgas pašvaldības Katrīnas meža masīvs 1934. un 2008. gadā (spilgtākā krāsā parādīti pētītie meža nogabali)

Figure 2.4. Riga city forest tract Katrīna in 1934 and 2008 (studied forest compartments are shown in brighter colour)

Privātā meža masīva „Domeru mežs” platība ir 2062,3 ha. Tas atrodas 4 km uz rietumiem no Limbažiem. Masīvs atrodas Limbažu viļņotajā līdzenumā, un tā reljefs ir viegli viļņots. Kvartāra nogulumu segu te veido glaciģēnie (morēnas) nogulumi, vietām sastopama augstā purva kūdra (LVGD Kvartargeoloģija, bez dat.). Šim privātajam meža masīvam (2.5. att.) raksturīga sarežģīta telpiskā konfigurācija, ko veido vairāki segmenti. Domeru meža masīvu šķērso koplietošanas ceļi – šoseja Limbaži–Tūja un vairāki vietējas nozīmes autoceļi. Domeru meža masīvā mežaudzes aug uz velēnu glejotām vai glejaugsnēm. Te ir izplatītas arī zemā purva kūdraugsnes. Masīvā galvenokārt izplatītas mistrotas egļu–priežu un bērza audzes.



2.5. attēls. Privāto īpašnieku meža masīvs „Domeru mežs” 1934. un 2008. gadā (spilgtākā krāsā parādīti pētītie meža nogabali)

Figure 2.5. Private forest tract “Domeru mežs” in 1934 and 2008 (studied forest compartments are shown in brighter colour)

Vēsturisko karšu analīze parāda, ka privāto īpašnieku meža masīva teritorijā 1934. gadā mežaudzes klāja aptuveni 30% no meža klātās platības pētījuma perioda beigās (TOPO 75K Latvijas laika, bez dat.). Tas nozīmē, ka lielākā daļa šī meža masīva mežaudžu ir izveidojušās, apmežojoties pamestām lauksaimniecības zemēm 20. gadsimta 50.–70. gadu laikā, kad mežainums relatīvi strauji pieauga visā Latvijas teritorijā (Meža nozares attīstības novērtējums..., 2014).

2.2. Pētījumā izmantotie dati

Promocijas darba pētījuma objekti ir meža ainavas, kas tika analizētas vairākos mērogos, izmantojot ĢIS metodes. Lai iegūtu maksimāli detalizētu informāciju, par pamata datu avotu ainavu telpiskās struktūras un telpisko rakstu analīzēm izmantoti Meža valsts reģistra dati, kas sniedz detalizētu un aktuālu informāciju par mežaudžu raksturlielumiem un to telpisko

izvietojumu. Daudzos ainavas telpiskās struktūras pētījumos pasaulē tradicionāli tiek izmantoti tālzipētes dati – satelītu attēli un areofotogrāfijas, kas ļauj aptvert plašas teritorijas un ir vieglāk pieejami. Promocijas darbā tālzipētes materiāli izmantoti datu verificācijā un kā papildu informācijas avots rezultātu interpretācijā.

Ģeotelpiskie dati

- 1. Valsts meža dienesta (VMD) Meža valsts reģistra datubāze** (Valsts meža dienests 2012a). Darbā izmantoti datu slāņi no Valsts meža dienesta valsts informācijas sistēmas (2000. un 2011. gada dati). Datu struktūru veido ģeogrāfiskā novietojuma informācija (meža nogabalu robežas, ceļu tīkls utt.) un saistītā informācija (atribūtu tabula) ESRI *.shp* faila formātā. Pētījumā izmantota atribūtu informācija par meža nogabalu raksturlielumiem (valdošā koku suga pirmajā audzes stāvā, meža tips, audzes vecums, stāvu skaits, pēdējās saimnieciskās darbības laiks un veids, aizsardzības statuss), meža infrastruktūru (meža ceļi, stigas un grāvji) un dabas aizsardzības prasībām (īpaši aizsargājamās dabas teritorijas, dabiskie meža biotopi, mikroliegumi un mežaudzes ar saimnieciskās darbības ierobežojumiem). Izmantojot datu apstrādes metodes ģeogrāfisko informācijas sistēmu (ĢIS) vidē, datubāzes informācija identificēta, atlasīta un kategorizēta, izmantojot gan objektu novietojumu telpā, gan to raksturlielumus. Promocijas darba pētījumā pamatā izmantota 2011. gada informācija. 2000. gada informācija izmantota tikai audžu vecumstruktūras datu bāzes izveidošanai un karšu izveidei un datu verificācijai (atsevišķos gadījumos).
- 2. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras topogrāfiskā karte mērogā 1:50 000** (Latvijas topogrāfiskā karte..., 2008) tika izmantoti kā pamatne karšu veidošanai. Šī karte izveidota, balstoties uz 2003.–2005. gada aerofoto attēliem, un atjaunināta, izmantojot 2008. gada informāciju.
- 3. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras ortofoto karšu mērogā 1:10 000 mozaīka (1., 2., 3., 4. cikls)** – ortofoto kartes tika izmantotas Meža valsts reģistra datu verificācijai un aktualitātes pārbaudei. Pieeju datiem nodrošināja LU ĢZZF Ģeotelpiskās analīzes laboratorija. Ar promocijas darbu saistītajā pētījumā par Taurkalnes meža masīva telpiskā raksta dinamiku (Rendenieks, 2012) ortofoto karšu informācija tika izmantota kā pamata datu avots.
- 4. ĢIS datu slāņi** – papildus izmantoti dažādi datu slāņi ar vispārēju ģeogrāfisko informāciju. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras Satelītkartes (mērogā

1:50 000) vektoru versija un SIA „Envirotech” *GIS Latvija 10* (bez dat.) datubāze tika izmantota karšu izveidei, raksturojot teritoriju novietojumu un fona informāciju.

Statistiskie dati:

- **Valsts meža dienesta (VMD) meža statistikas pārskats par 2011. gadu** (Valsts meža dienests, 2012b) – statistikas pārskati par meža stāvokli Latvijā rajonu (līdz 2008. gadam) un novadu (pēc 2008. gada) griezumā. Statistikas dati tika izmantoti, aprēķinot rādītājus par mežaudžu sastāvu un aprobežojumiem meža izmantošanā Latvijas mērogā.
- **LR Centrālās statistikas pārvaldes dati** – dati no interneta vietnes *www.csb.gov.lv* izmantoti, lai iegūtu informāciju par meža apsaimniekošanu Latvijas mērogā (meža platība, iedalījums pa īpašuma formām, mežizstrādes apjomi, meža atjaunošana).

2.3. Pētījumā izmantotās metodes

Promocijas darba empīriskajā daļā izmantotas ainavu ekoloģiskajos pētījumos aprobētas un atbilstoši aprakstītas pētījumu metodes.

Promocijas darba pētījumi veikti šādos mērogos (2.6. attēls):

- reģionālā mērogā – Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta mežaudžu un aizsardzības teritoriju telpiskā raksta analīze;
- ainavu mērogā – četru valsts meža ainavu struktūras dinamikas analīze;
- lokālā mērogā – triju dažādu īpašnieku meža masīvu strukturālo atšķirību analīze.



2.6. attēls. Promocijas darba pētījumu organizācijas shēma

Figure 2.6. Research organization scheme of the thesis

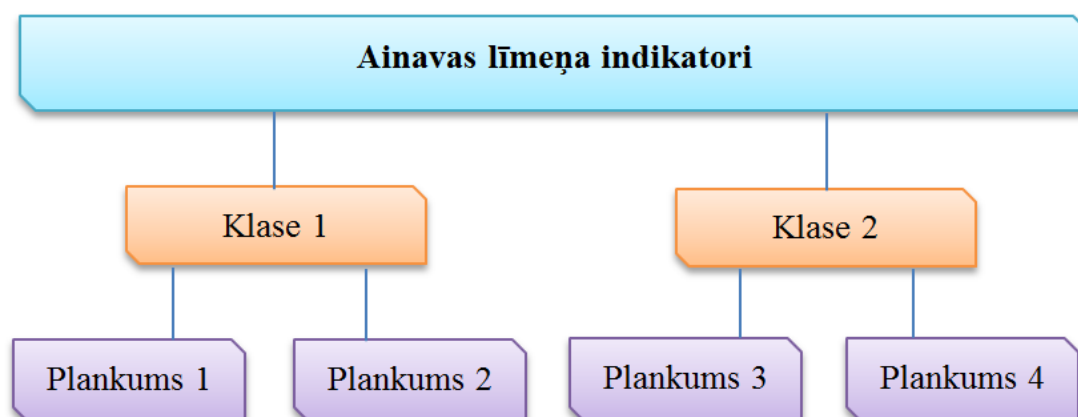
Normatīvo aktu analīze. Darba veikta vēsturisko un spēkā esošo normatīvo aktu analīze. Tika apzināti un salīdzināti meža nozari regulējošie dokumenti, lai identificētu izmaiņas normatīvajā regulējumā pētāmā perioda laikā (no 1988. līdz 2011. gadam). Normatīvo aktu analīzes procesā konsultācijas sniedza LR Zemkopības ministrijas Meža departamenta speciālisti.

Telpiskā raksta analīze ar ainavas indikatoriem. Ainavas indikatoru lietošana ainavu ekoloģijā ir plaši aprobēta metode (Tinker et al., 1998; Cushman et al., 2008; Wulder et al., 2009). Ainavas indikatoru koncepcija balstīta uz Formana ainavas mozaīkas modeli (Forman, 1995). Ar plankumu promocijas darbā tiek saprasts diskrēts zemes virsas nogabals ar relatīvi homogēnu raksturu, piemēram, mežaudze, izcirtums vai jaunaudze. Plankums var ietvert arī vairākas blakus mežaudzes vai izcirtumus, kas atbilst pētījumā noteiktajiem kritērijiem, piemēram, vecumam.

Pasaulē ir izstrādāts liels skaits ainavas telpiskā raksta indikatoru (McGarigal et al., 2002; Uemaa et al., 2009), tomēr lielākā daļa no tiem ir diezgan specifiski un savstarpēji korelē, jo izmanto vienādus sākuma datus to aprēķinam (Li, Wu, 2004). Vairākos pētījumos (Riitters et al., 1995; Lausch, Herzog, 2002; Cushman et al., 2008) konstatēts, ka ainavas raksta vispārīgā aprakstam pietiekams indikatoru skaits ir 6–8. Tā kā katrā no trim promocijas

darba pētījumiem tika lietotas atšķirīgas indikatoru kopas, kopējais izmantoto indikatoru skaits sasniedz 11.

Ainavu telpiskā raksta indikatorus iedala dažādi: pēc to veida (strukturālie, funkcionālie) vai raksturotās ainavas telpiskā raksta aspekta (platības, formas, izolācijas u. c.). Veicot telpiskā raksta analīzi, indikatoru vērtības vispirms aprēķinātas katram ainavas plankumam, un šīs vērtības tālākajos soļos tiek vispārinātas klašu un ainavas līmeņos, radot hierarhiju (2.7. att.). Šāda pieeja ļauj iegūt analīzes rezultātus vienlaikus trijos līmeņos katrai analizētajai ainavai. Plankumu līmeņa indikatoru vērtības izmantotas statistiskā būtiskuma testēšanai, bet klašu un ainavas līmeņa indikatoru vērtības prezentētas promocijas darbā tabulu un grafiku veidā. Plašu indikatoru konceptuālu aprakstu savā promocijas darbā sniedzis A. Tērauds (2011).



2.7. attēls. Ainavas telpiskā raksta indikatoru hierarhija

Figure 2.7. The hierarchy of landscape metrics

Ainavas telpiskā raksta analīzē promocijas darbā izmantoti turpmāk nosauktie indikatori (pēc Botequilha Leitão et al., 2006; Tērauds, 2011; McGarigal et al., 2002):

- **Kopējā platība** (TA) – indikators parāda analizētās ainavas kopējo platību. Šis indikators tiek aprēķināts tikai ainavas līmenī.

Kopējā platība parāda ainavas izmēru, bet bez citu indikatoru izvērtēšanas tai ir maza interpretācijas vērtība (McGarigal, 2014). Ainavas kopējā platība tiek izmantota daudzu citu indikatoru vērtību aprēķinā.

- **Klases kopējā platība** (CA) un **Plankumu klases platības proporcija** (PLAND) – CA indikators parāda katra ainavas plankumu tipa kopējo platību (ha), bet PLAND indikators izsaka šo platību relatīvi – kā proporciju no ainavas kopējās platības (%). Indikatori tiek aprēķināti tikai klašu līmenī.

Klases kopējā platība ir fundamentāls ainavas telpiskā raksta rādītājs – tā parāda kopējo biotopa apjomu ainavā. Šis ir intuitīvi saprotams indikators, un neaizstājams citu, specifiskāku, rādītāju interpretācijā. Tā kā abi indikatori raksturo vienu ainavas telpiskā raksta aspektu, tie pilnībā dublējas.

- **Plankumu skaits** (NP) ir vienkāršs indikators, kas parāda kopējo plankumu skaitu ainavā. Indikators tiek vispārināts klašu un ainavas līmeņos.

Plankuma skaits raksturo biotopu sadalījumu ainavā un ļauj identificēt fragmentācijas procesu (tā rezultātā pieaug ainavas plankumu skaits). Plankumu skaitam ir lielāka interpretācijas vērtība citu indikatoru (plankumu platība, agregācijas indekss u. c.) kontekstā.

- **Malu blīvums** (ED) tiek aprēķināts, dalot kopējo viena tipa plankumu perimetru (*malu*) ar ainavas kopējo platību un rezultātu sareizinot ar 10000 (lai izteiktu metros uz 1 ha). Klašu un ainavas līmeņa indikators.

Malu blīvuma indikators ļauj salīdzināt dažāda izmēra ainavas, lai novērtētu malas efekta ietekmi ainavās un ainavu fragmentāciju, balstoties uz ainavas telpiskā raksta īpašībām (McGarigal, 2014). Malu blīvuma indikators ir ticis izmantots putnu sugu sastopamības pētīšanā ASV (Fletcher, Koford, 2002).

- **Plankuma platība** (AREA) – plankuma platības mērs (ha). Indikators tiek aprēķināts plankuma līmenī un vispārināts klašu vai ainavas līmenī. Papildus tiek aprēķināti indikatora vērtību dispersijas statistiskā sadalījuma rādītāji (vidējais, mediāna, standartnovirze u. c.).

Plankuma platība ir, iespējams, vissvarīgākais telpiskā raksta indikators (Botequilha Leitão et al. 2006, McGarigal 2014). Tas parāda, cik lielos fragmentos ir sadalīts konkrētais biotops ainavā. Šis indikators tiek izmantots faktiski katrā pētījumā, kurā tiek lietota šī metode.

- **Formas indekss** (SHAPE) ir plankumu formas sarežģītības mērs. Indikators tiek aprēķināts, dalot plankuma perimetru ar kvadrātsakni no plankuma platības (pielāgots konstantei, lai atbilstu kvadrāta formai rastra datu struktūrā). Indikators tiek aprēķināts plankuma līmenī un vispārināts klašu vai ainavas līmenī. Papildus tiek aprēķināti indikatora vērtību dispersijas statistiskā sadalījuma rādītāji (vidējais, mediāna, standartnovirze u. c.).

Plankumu formu ir svarīgi novērtēt gan plankumu malas un kodolzonu, gan konektivitātes aspektos. Plankumu forma ietekmē to funkcijas, kā arī specifiska plankumu forma var indicēt to izcelsmi (Forman 1995). Tas lietots arī ainavu vizuālās

vērtības modelēšanā ASV (Palmer, 2004) un pilsētas mežu ainavu ekoloģiskajā analīzē Ķīnā (Kong, Nakagoshi, 2006).

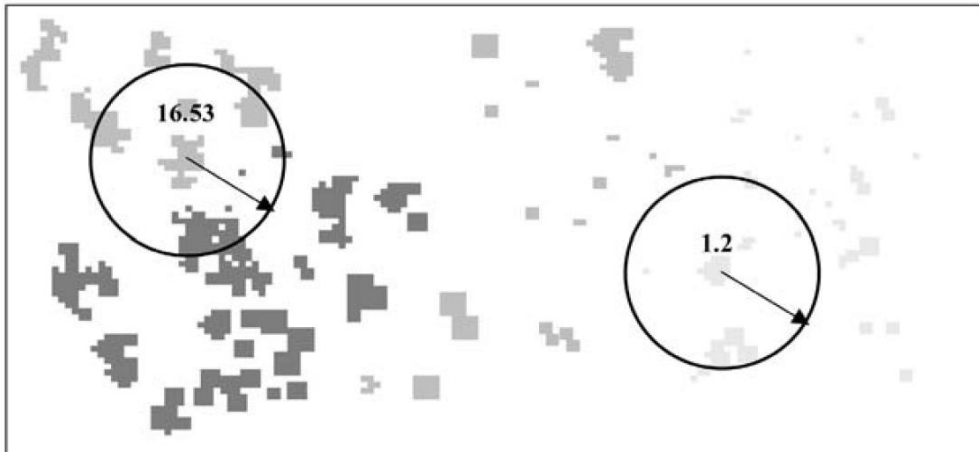
- **Kopējā kodolzonu platība** (TCA) raksturo plankumu platību ārpus malas zonas (ha). Indikators tiek aprēķināts, summējot visu viena tipa plankumu kodolzonu (atbilstoši analīzē definētam malas ietekmes dziļumam) platību klašu vai ainavas līmenī.

Kodolzonu platību ir svarīgi novērtēt, raksturojot ekoloģiski vērtīgu biotopu platību ainavā plankumu izolācijas un malas efekta ietekmes kontekstos. Šis indikators ir izmantots mežu fragmentācijas analīzē ASV (Tinker et al, 1998) un reto sugu sastopamībā pilsētas mežos Zviedrijā (Mörtberg, Wallentinus, 2000).

- **Saskares indekss** (CONTIG) – plankumu formas un strukturālās konektivitātes mērs (LaGro, 1991). Tiek aprēķināts, novērtējot rastra šūnu proporciju, kas saskaras ar blakus plankumiem 3×3 šūnu veidnē. Saskares indeksa vērtībām nav mērvienības. Indikators tiek aprēķināts plankuma līmenī un vispārināts klašu vai ainavas līmenī. Papildus tiek aprēķināti indikatora vērtību dispersijas statistiskā sadalījuma rādītāji (vidējais, mediāna, standartnovirze u. c.).

Saskares indekss raksturo plankumu konektivitāti, balstoties uz plankuma telpisko konfigurāciju. Šis indikators ir vairāk piemērots ainavas pamatnes aprakstīšanai (McGarigal et al., 2002). Indikators izmantots meža plankumu formu izpētē Spānijā (Saura, Carballal 2004), ainavas telpiskā raksta izmaiņas atmežošanas ietekmē ASV (Trani, Giles, 1999), pārtuksnešošanās pētījumā Ķīnā (Sun et al., 2007) u. c.

- **Tuvuma indekss** (PROX) – plankumu telpiskās izolācijas mērs (Gustafson, Parker 1992). To aprēķina, dalot plankumu platības summu ar īsāko attālumu kvadrātā starp fokālo plankumu visiem plankumiem, kuri atrodas norādītā attālumā no fokālā plankuma (klases un ainavas līmenī) (2.8. att.). Indikatoram nav mērvienības. Tuvuma indekss tiek aprēķināts plankuma līmenī un vispārināts klašu vai ainavas līmenī. Papildus tiek aprēķināti indikatora vērtību dispersijas statistiskā sadalījuma rādītāji (vidējais, mediāna, standartnovirze u. c.).



2.8. attēls. Tuvuma indeksa aprēķināšanas piemērs (Botequilha Leitão et al., 2006)

Figure 2.8. The example of the calculation of the proximity index (Botequilha Leitão et al., 2006)

Tuvuma indeksu klašu līmenī var izmantot, lai raksturotu arī plankumu agregāciju specifiski definētā attālumā (McGarigal et al., 2002). Tuvuma indekss izvērtē gan plankumu savstarpējo attālumu, gan to lielumu (platību), tādējādi sniedzot plašākas ekoloģiskās interpretācijas iespējas. Indikators lietots briežu sastopamības modelēšanā ASV (Finder et al., 1999), ainavas struktūras ietekmes izpētē uz posmkāju daudzveidību lauksaimnieciskās ainavās Eiropā (Hendrickx et al., 2007), meža fragmentācijas ietekmes izpētē uz caunu populācijām ASV (Hargis et al., 1999) un citos pētījumos.

- **Tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums** (ENN) ir plankumu telpiskās izolācijas mērs. To aprēķina, nosakot īsāko taisnvirziena attālumu līdz tā paša tipa plankumam (m). Indikators tiek aprēķināts plankuma līmenī un vispārināts klašu vai ainavas līmenī. Papildus tiek aprēķināti indikatora vērtību dispersijas statistiskā sadalījuma rādītāji (vidējais, mediāna, standartnovirze u. c.).

Tuvākā kaimiņa attālums ir vienkāršs indikators, kas raksturo plankumu konfigurāciju, konkrētāk – izolācijas pakāpi, bet neņem vērā plankumu lielumu, formu u.c. parametrus. Indikators ir ļoti plaši lietots ainavu ekoloģiskajos pētījumos, piemēram, meža struktūras un sugu sastāva paredzošajā kartēšanā (*predictive mapping*) (Ohmann, Gregory, 2002), zemes lietojuma veidu struktūras ietekmes izpētē uz ūdeņu kvalitāti Dienvidkorejā (Lee et al., 2009),

- **Plankumu tipu bagātība** (PR) – ainavas daudzveidības mērs. Indikators raksturo dažādu plankumu tipu skaitu ainavā. Indikators tiek aprēķināts tikai ainavas līmenī.

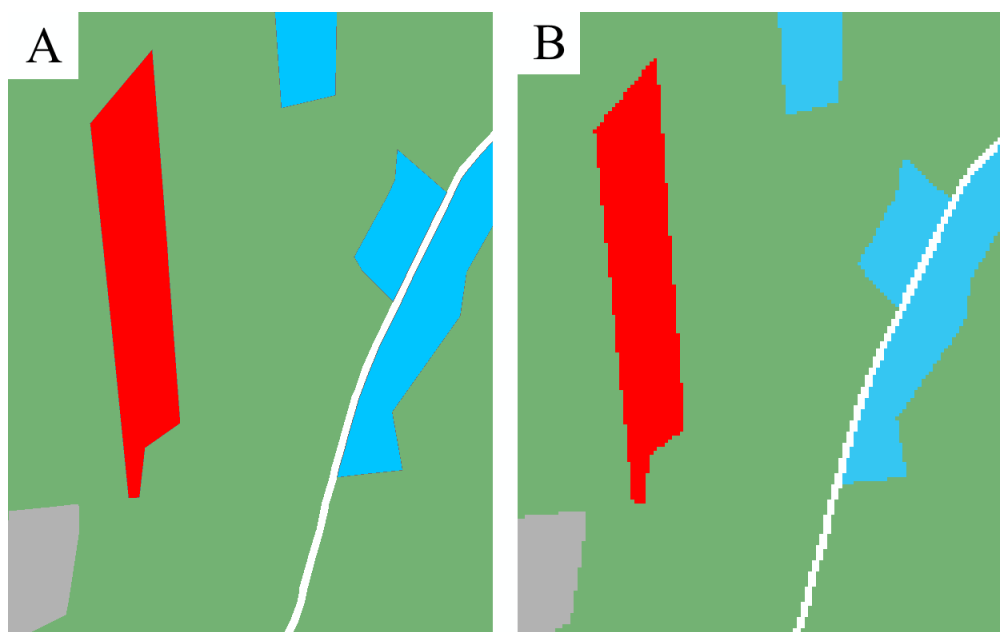
Plankumu tipu bagātība ļauj salīdzināt sastopamo biotopu skaitu starp dažādām ainavām un identificēt retu biotopu klātbūtni. Tas ir kompozicionālais indikators, kas neizmanto telpiskā novietojuma informāciju (Botequilha Leitão et al., 2006). Šis indikators ir izmantots pētot dažādu dabas aizsardzības stratēģiju efektivitāti (Fleishman et al., 2006) un ainavu struktūras dinamikas izpētē Malaizijā (Abdullah, Nakagoshi, 2006).

Vairāku struktūras indikatoru vērtību aprakstīšanai izmanota mediāna, kas precīzāk raksturo asimetriskus datu sadalījumus un ir robustāka pret ekstrēmo vērtību ietekmi, salīdzinot ar vidējo aritmētisko.

Indikatori promocijas darba izstrādāšanas laikā aprēķināti, izmantojot programmu FRAGSTATS 4 (McGarigal et al., 2002). Meža ainavu struktūras reprezentācijai ģeogrāfisko informācijas sistēmu (GIS) vidē izveidotas vairākas ainavas struktūras modeļu (tematisko karšu) kopas atbilstoši konkrēto pētījumu mērķiem. Izveidotās tematiskās kartes tika pārveidotas rastra kartēs (2.9. att.) ar šūnas izmēru 5×5 m (reģionāla mēroga pētījumā analizētas kartes ar šūnas izmēru 10×10 m). Promocijas darba pētījumā šāds rastra karšu šūnas izmērs tika izvēlēts, lai precīzāk attēlotu ainavas elementu telpisko konfigurāciju un samazinātu novirzes, kas neizbēgami rodas, pārveidojot datus rastra formātā. Turklāt, pārveidojot vektoru datus rastra kartēs, viena tipa plankumi blakus tika apvienoti.

Vairāku telpiskā raksta indikatoru aprēķinam nepieciešami papildu parametri. Pēc vairāku autoru ieteikumiem (McGarigal et al., 2002; Li, Wu, 2004; Cushman et al., 2008; Walz, 2011) darba pētījumam tika izvēlēti indikatori ar minimālu savstarpējo korelāciju, vai arī tādi netika pielietoti vienā pētījumā. Kopējās kodolzonu platības aprēķinam definēts malas ietekmes dziļuma attālums (*edge depth*). Promocijas darba pētījumā izvēlēts 50 m dziļums, kas atbilst 2–3 koku stumbru augstumam. Šāds attālums tiek bieži izmantots līdzīgos ainavu ekoloģiskos pētījumos (Tinker et al., 1998; Moen, Jonsson, 2003; Aune et al., 2005; Newton, 2007). Tuvuma indeksa aprēķinam izmantots attāluma sliekšnis (*proximity threshold*) 500 m, jo ārpus šī attāluma augu sēklu izplatība galvenokārt notiek ar lielo zīdītāju līdzdalību (Vittoz, Engler, 2007).

No papildus parametriem telpiskā raksta analīzē izmantot *8 kaimiņu metode*, kas pilnīgāk attēlo kartes objektu telpiskās attiecības (Turner et al., 1987; McGarigal et al., 2002). Pētījumu dizains veidots, lai atspoguļotu būtiskākās ainavas struktūras un telpiskā raksta īpašības. Ainavas telpiskā raksta modeļi izveidoti, lai vienkāršotā veidā reprezentētu komplekso meža ainavas telpisko struktūru, izvēloties kategorizāciju, kas atspoguļo konkrētajā analīzē būtiskākos parametrus.



2.9. attēls. Ainavas telpiskā raksta elementu attēlojuma piemērs vektoru datos (A) un rastra tematiskajā kartē (B)

Figure 2.9. The example of the representation of landscape pattern elements in vector data (A) and thematic raster map (B)

Kartogrāfisko un GIS metožu izmantošana izpaudās kā telpisko datu atlase, apstrāde, aktualizācija, karšu izveide un analīze (mērījumu veikšana). Tematisko rastra karšu kopas tika izveidotas, izmantojot Meža valsts reģistra ģeotelpiskos datu slāņus vektoru formātā (.shp). Kategorizācijas kritēriji katrā no karšu kopām bija turpmāk nosauktie:

1. Raksturojot mežaudžu telpisko rakstu, galvenais kritērijs ir valdošā koku suga mežaudzes pirmajā stāvā.
2. Veidojot tematiskās kartes mežizstrādes dinamikas pētījumam, tika izmantota zemes seguma veida pieeja, izdalot meža ainavas pamatni, kailcirtes, jaunaudzes un nemeža teritorijas. Kailcirtes tika izdalītas no Meža valsts reģistra datubāzes retrospektīvi, tas ir, par kritērijiem izmantojot informāciju par pēdējo saimniecisko darbību (t. i., kailcirti) vai audzes vecumu (pēc atjaunošanas). Kad par kritēriju tika izmantots atjaunotās audzes vecums, tam tika pieskaitīti divi gadi, lai precīzāk atspoguļotu kailcirtes veikšanas laiku. Kailcirtes tika grupētas 4 gadu ilgus periodos: 1988.–1991. gads; 1992.–1995. gads; 1996.–1999. gads; 2000.–2003. gads; 2004.–2007. gads un 2008.–2011. gads.

3. Trešā tipa karšu kategorizācijas pamatā bija plankumu telpiskās izolācijas izpēte – atbilstoši šim mērķim tika izdalītas pieaugušās un pāraugušās mežaudzes, dabiskie meža biotopi, *ekomeži* un pārējie meži.

No ĢIS telpiskās analīzes metodēm izmantota buferjoslu veidošana, punktveida un lineāru objektu garuma un telpiskā blīvuma aprēķins. Datu manipulācijas ĢIS vidē izmantotas dabisko meža biotopu tīkla potenciālo papildinājumu simulācijā (3.1. apakšnodaļa). Šīs metodes realizētas *ESRI ArcMap 10* (ESRI, 2010) vidē. Pieeju programmatūrai nodrošināja SIA „Envirotech” un LU ĢZZF Ģeotelpiskās analīzes laboratorija.

Veidojot mežaudžu vecumstruktūras, tika izmantotas datu apstrādes un analīzes metodes ar programmām *ArcMap 10* (ESRI, 2011) un *Microsoft Excel 2010*. Mežaudzes atbilstoši definētajām vecuma grupām (2.4. tabula) tika atlasītas, izmantojot vaicājumus (*queries*) ar valdošās sugas, audzes vecuma un platības kritērijiem. Mežaudžu vecumstruktūras attēlotas relatīvā formā, parādot katras vecuma grupas audžu kopējo platību kā īpatsvaru no kopējās šīs sugas audžu platības.

2.4. tabula

Pētījumā izmantotās mežaudžu vecumgrupu robežas (avots: Meža inventarizācijas datu sagatavošanas..., 2000)

Table 2.4.

Tree age groups used in the study (source: Meža inventarizācijas datu sagatavošanas..., 2000)

<i>Suga</i>	<i>Jaunaudze</i>	<i>Vidējvecuma audze</i>	<i>Briestaudze</i>	<i>Pieaugusi audze</i>	<i>Pāraugusi audze</i>
Priede	1–40	41–90	91–110	111–150	151+
Egle	1–40	41–60	61–80	81–120	121+
Bērzs	1–20	21–50	51–60	61–80	81+
Baltalksnis	1–10	11–20	21–30	31–40	41+
Melnalksnis	1–20	21–60	61–70	71–90	91+
Apse	1–20	21–30	31–40	41–60	61+

Datu statistiskā apstrāde – izmantotas gan aprakstošās statistikas metodes (vidējais, mediāna, standartnovirze) gan būtiskuma testi. Datu sadalījuma veida noteikšanai izmantotas grafiskās metodes – sadalījuma vizualizācija, izmantojot histogrammas, bet no analītiskajām metodēm izmantots *Shapiro–Wilk* normalitātes tests. Atbilstoši rezultātu specifikai (asimetriskam indikatoru vērtību sadalījumam, 3.1. att.) datu analīzē promocijas darbā pārsvarā izmantotas neparametriskās statistikas metodes, kas ir robustākas pret ekstrēmo vērtību ietekmi (Jongman et al., 1995). Tādēļ darbā vidējo vērtību vietā ainavas indikatoru vērtību sadalījumi

raksturoti ar mediānu. *Kruskal–Wallis* tests tika izmantots variācijas būtiskuma noteikšanai starp grupām. *Mann–Whitney U/Wilcoxon* neparametriskais *a posteriori* tests tika izmantots divu paraugkopu salīdzināšanai starp identificētajām grupu atšķirībām. Abi būtiskuma testi ir plaši lietoti ainavu ekoloģijas pētījumos, analizējot neparametriskus datus (Haas, 1995; Guerry, Hunter, 2002; Crooks et al., 2004). *Bonferroni* un *Hochberg–Benjamini–Yekutieli* metodes *p* vērtību korekcijai. Mežizstrādes dinamikas pētījumā atsevišķiem laika periodiem atbilstošo indikatoru vērtību kopas tika testētas starp blakus periodiem. Statistiskie aprēķini veikti programmās *Microsoft Excel 2010* un *R 3.1.1*. (R Development core team, 2013). Tādu nozīmīgu telpiskā raksta indikatoru kā plankumu skaits un kopējā platība izmaiņu būtiskuma novērtēšana nebija tehniski iespējama, bet tie deva vērtīgu kontekstu citu indikatoru interpretācijai.

2.4. Datu un metožu verifikācija un ierobežojumi

Promocijas darbā izmantoto datu avotu informācija tikusi verificēta un aktualizēta, lai iegūtu ticamus rezultātus. Meža valsts reģistra datubāzes informācijas precizitāte un aktualitāte nogabalu līmenī, kā arī kailciršu veikšanas laiks tika pārbaudīti trijās lauka apsekojumu ekspedīcijās (2012. gada jūnijā un 2013. gada augustā un septembrī). Kopumā tika apsekoti 226 meža nogabali, kā arī meža infrastruktūras objekti un veikta fotofiksācija. 21 gadījumā mežaudžu informācijā tika konstatēta neatbilstība situācijai, kā rezultātā tika veikta izmaiņas datos. Pārējo nogabalu informācija verificēta pēc aktuālo pieejamo ortofoto karšu (3. un 4. cikla) informācijas.

Konvertējot sākuma vektoru datus uz rastra attēliem, rodas neizbēgamas nobīdes ainavas elementu parametros (palielināts plankumu perimetra garums un izmaiņas plankumu formā) (McGarigal et al., 2002). Šo nobīžu apjoms ir atkarīgs no izmantotā rastra attēlu šūnas izmēra. Darbā izmantotā metodikas radītās novirzes nepārsniedz 4%.

Promocijas darba rezultātu interpretācijā ņemta vērā meža ainavu vēsture. Ainavu izmaiņu procesi pagātnē un saimniecisko lēmumu sekas būtiski ietekmējušas mežu telpisko rakstu, iekšējo struktūru un audžu vecumstruktūru mūsdienās. Tādēļ, diskutējot darba rezultātus, meža vēsturei pievērsta īpaši liela nozīme. Rezultātu interpretāciju ietekmē arī fakts, ka nav divu identisku meža ainavu augšanas apstākļu, konfigurācijas un sugu sastāva aspektos. Tas nozīmē, ka šādi salīdzinājumi nevar būt absolūti korekti. Pētījumā lietots meža teritoriju nodalījums pēc īpašuma piederības, kas ne vienmēr sakrīt ar meža ainavu robežām ekoloģiskā izpratnē.

3. PĒTĪJUMU REZULTĀTI

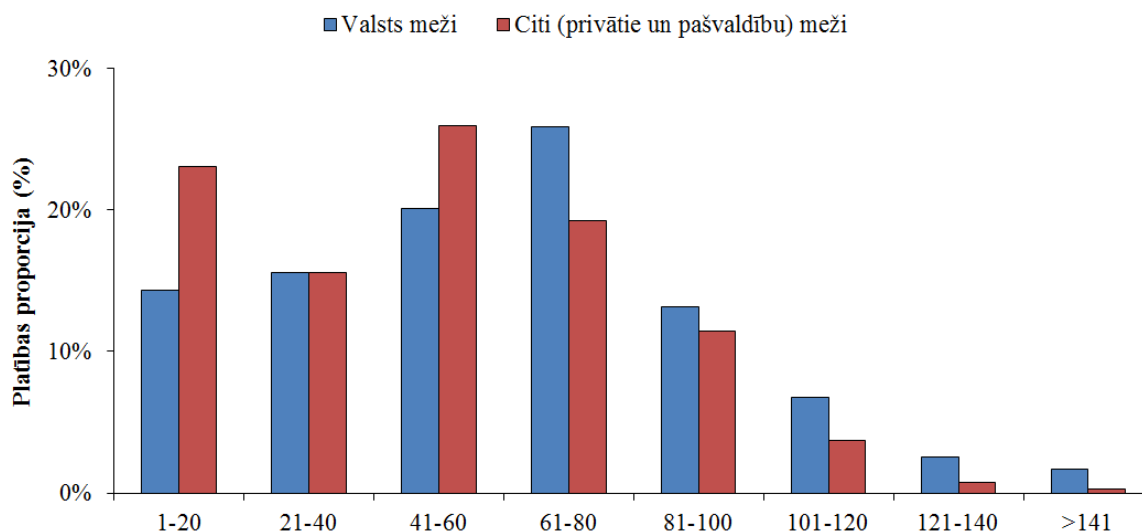
3.1. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta pieaugušo un pāraugušo mežaudžu telpiskais raksts

Promocijas darba 3.1. apakšnodaļā lielākā uzmanība pievērsta mežaudžu kopējās struktūras raksturojumam un analīzei, lai kvalitatīvāk izvērtētu meža rīcības politikas ietekmi uz Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta mežu ainavu ekoloģisko struktūru.

3.1.1. Mežaudžu vispārējs raksturojums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā

Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā (ZBR) pārsvarā ir skujkoku meži ar ievērojamu lapu koku piejaukumu. Izplatītākie meža tipi pētījuma teritorijā ir vēris (13,8% no kopējās mežaudžu platības), damaksnis (11,9%), un slapjais vēris (7,9%). Biežāk sastopamās koku sugas ir priede *Pinus sylvestris* L. (35,5%), bērzs *Betula pendula* Roth un *Betula pubescens* Erhr. (33,6%) un egle *Picea abies* K. (22,7%). Sausieņu meži veido tikai 37,6% no visām biosfēras rezervāta teritorijas mežaudzēm. Lielākā daļa no mežiem ir pārmitri, tādēļ lielās platībās ir notikusi mežu meliorācija (30,1% mežaudžu ir nosusinātas).

Biosfēras rezervāta teritorijā vairāk nekā 40% audžu ir vecumā no 40 līdz 80 gadiem. Vecumklašu sadalījums valsts mežos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir izlīdzinātāks nekā privātajos mežos. Izteiktākās atšķirības starp dažādu īpašnieku mežaudzēm ir novērojamas jaunaudžu un vidēja vecuma audžu klasēs (3.1. att.). Valsts mežos vislielāko platību aizņem 61–80 gadus vecas audzes, bet privātajos un pašvaldības mežos – 41–60 gadu vecas mežaudzes. Tas saistāms ar to, ka liela daļa audžu privātajos mežos ir veidojušās uz bijušām lauksaimniecības zemēm. Privāto īpašnieku un pašvaldību mežos gandrīz ceturtda daļa no visām mežaudzēm ir jaunākas par 20 gadiem. Tas nozīmē, ka galvenokārt privātie īpašnieki pēdējās desmitgadēs ir veikuši nozīmīgu meža izciršanu un izcirtumus pašlaik aizņem jaunaudzes. Minētais process izpaužas arī mežaudžu vidējā vecumā, kas attiecīgi privāto īpašnieku un pašvaldības mežos ir 49,6 gadi, bet valsts mežos 60,5 gadi (3.1. tabula). Mežaudžu, kuras ir vecākas par 100 gadiem, visu īpašnieku mežos ir relatīvi maz. Audzes, kas ir vecākas par 141 gadiem, galvenokārt ir sastopamas valsts mežos.



3.1. attēls. Mežaudžu vecumstruktūra Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā 2011. gadā
 Figure 3.1. Forest stand age structure in the North Vidzeme Biosphere Reserve in 2011

Dažādu veidu īpaši aizsargājamās dabas teritorijas Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir sastopamas gan valsts, gan citu īpašnieku mežos (3.1. tabula). To (liegumu, dabas parku u. c.) sastāvā ietilpst 7,7% no rezervāta valsts mežiem, bet citu īpašnieku mežos šādu teritoriju ir divas reizes mazāk. Dabiskie meža biotopi un mikroliegumi valsts mežos pašlaik aizsargā attiecīgi 3,3% un 4,3% mežaudžu, bet citos mežos mazāk par 0,1%. Savukārt VAS „Latvijas valsts meži” izveidotie *ekomeži* (izdalīti valsts mežos) veido tikai 5,1% no kopējās Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta mežu platības. Tas parāda, ka dabas aizsardzības pasākumi Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta mežos ir nesabalansēti. Tie galvenokārt ir vērsti uz valsts mežiem, bet privātajos un pašvaldību mežos formāli vai neformāli aizsargāto mežaudžu ir nedaudz.

Kaut arī valsts un citu īpašnieku mežu kopējā platība Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir aptuveni vienāda (attiecīgi 49,2% un 50,8%), tomēr meža teritoriju telpiskā raksta analīze parāda izteiktas atšķirības kompozīcijas un telpiskās konfigurācijas aspektos starp minētajiem īpašniekiem (3.1. tabula), kas izpaužas būtiskas atšķirības ($p < 0,05$) šādu mežu telpisko rakstu indikatoru vērtībās: meža puduru un masīvu platībā, formas indeksā, agregācijas un izolācijas aspektos.

Valsts meža masīvu un puduru telpiskajam rakstam 2011. gadā, salīdzinot ar citu īpašnieku mežiem, ir raksturīga būtiski lielāka masīvu un puduru platības mediāna (attiecīgi 1,25 ha pret 0,77 ha, $p < 0,05$). Valsts mežus raksturo arī lielāka to izmēru variācija (standartnovirze attiecīgi 376 ha un 66 ha) un komplicētākas formas. Meža masīvu un puduru

agregācijas pakāpi raksturo tuvuma indekss, kas ir būtiski ($p < 0,01$) augstāks valsts mežos. Tas nozīmē, ka meža masīvi un puduri valsts mežos ir viengabalaināki un izstieptāki, salīdzinot ar citu īpašnieku mežiem.

3.1. tabula

Struktūras indikatori meža teritoriju telpiskajam rakstam valsts, citu īpašnieku un visos mežos kopumā 2011. gadā Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā

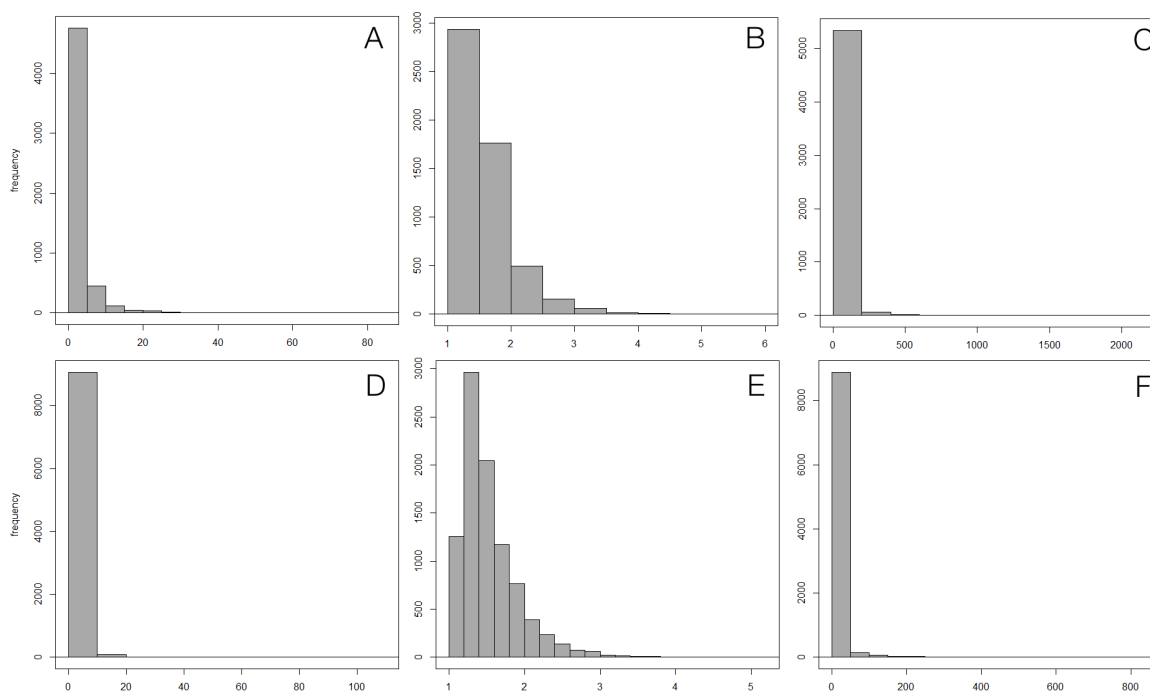
Table 3.1.

Landscape metrics for forest patterns in state, non-state and all forests in the North Vidzeme Biosphere Reserve in 2011

<i>Raksturlielums</i>	<i>Valsts meži</i>	<i>Citi meži</i>	<i>Visi meži</i>
<i>Meža teritoriju raksturlielumi</i>			
Kopējā platība (tūkst. ha)	94,09	97,05	191,15
Dabiskie meža biotopi (%)	3,3	0	1,6
Īpaši aizsargājamo dabas teritoriju meži (%)	7,7	3,5	5,5
Mikroliegumi ar buferzonām (%)	4,3	0	2,0
Ekomeži (%)	10,9	–	5,1
Mežaudžu vidējais vecums (gadi)	60,5	49,6	52,7
<i>Meža teritoriju telpiskā raksta indikatori</i>			
Meža masīvu un puduru skaits	1127	6007	7134
Meža masīvu un puduru platības mediāna (ha)	<u>1,25¹</u>	<u>0,77²</u>	1,81
Formas indeksa mediāna	<u>1,45¹</u>	<u>1,39²</u>	1,57
Tuvuma indeksa mediāna	<u>368,75¹</u>	<u>99,04²</u>	113,61
Tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma mediāna (m)	<u>30¹</u>	<u>41²</u>	36

Statistiski būtiskas atšķirības starp dažādu īpašumu meža teritorijām ir pasvītrotas ar vienu ($p < 0,05$) vai divām līnijām ($p < 0,01$). Atšķirīgās vērtības atzīmētas ar augšraksta indeksiem.

Promocijas darbā analizēta arī kopējā meža teritoriju telpiskā raksta agregācijas pakāpe, iekļaujot gan valsts, gan citu īpašnieku mežus. Tā ir relatīvi lielāka, salīdzinot ar attiecīgo rādītāju valsts mežos. Tas liecina, ka privāto īpašnieku meža masīvi un puduri telpiski ir izkaisīti (atrodas tālāk nekā 500 m cits no cita), kā rezultātā to izvietojums ievērojami samazina visu Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta meža teritoriju kopējo konektivitāti (3.1. tabula). Telpiskā raksta indikatoru vērtību asimetriskais sadalījums liecina, ka gan valsts, gan citos mežos kopumā dominē relatīvi mazi (mazāki par 20 ha) meža masīvi vai puduri (3.2. att. A, D).



3.2. attēls. Meža teritoriju telpiskā raksta indikatoru vērtību statistiskie sadalījumi valsts (A–C) un citu īpašnieku mežos (D–F) Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā (A, D – meža pudura platība (ha); B, E – formas indekss; C, F – tuvuma indekss)

Figure 3.2. Statistical distributions of forest spatial pattern metrics in state (A–C) and other forests (D–F) in the North Vidzeme Biosphere Reserve. (A, D – patch area (ha); B, E – shape index; C, F – proximity index)

Privāto īpašnieku un pašvaldības meža telpisko rakstu, salīdzinot ar valsts mežiem, veido skaitliski lielāks meža masīvu un puduru skaits (attiecīgi 6007 pret 1127). Savukārt valsts mežos konstatēts būtiski mazāks tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (attiecīgi 30 pret 41 m citos mežos), kas arī norāda, ka Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā valsts meža masīvi un puduri ir novietoti salīdzinoši tuvāk cits citam, bet privāto īpašnieku meži ir telpiski vairāk izkaisīti. Šī analīze kopumā parāda, ka valsts mežos telpiskās struktūras integritāte ir augstāka gan meža teritoriju telpiskā raksta, gan vecumklašu sadalījuma aspektos.

3.1.2. Pieaugušo un pāraugušo audžu telpiskais raksts Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā atkarībā no zemes īpašuma piederības

Promocijas darbā sevišķa uzmanība pievērsta pieaugušām un pāraugušām audzēm, kas veido plankumus starp jaunāku kategoriju audzēm, jo tām var būt ļoti liela nozīme bioloģiskās daudzveidības aizsardzībā. Šo audžu telpisko rakstu analīze (3.2. tabula) parāda izteiktas atšķirības minēto audžu plankumu konfigurācijas aspektos.

Kopējā pieaugušo mežaudžu platība valsts un citu īpašnieku mežos ir līdzīga, bet to plankumu platības mediāna ir būtiski ($p < 0,05$) lielāka valsts mežos. Pieaugušām audzēm valsts mežos, salīdzinot ar citu īpašnieku (privātīpašnieku un pašvaldību) mežiem, ir raksturīgas izteikti lielākas atšķirības plankumu platībā (standartnovirze attiecīgi 4,68 ha un 2,29 ha). Tas nozīmē, ka valsts mežos ir sastopami gan relatīvi mazi, gan lieli pieaugušu audžu plankumi. Valsts mežos pieaugušo audžu telpiskais raksts uzrāda arī būtiski ($p < 0,01$) augstāku minēto ainavas plankumu tuvuma indeksu un mazāku tuvākā kaimiņa Eiklīda attālumu (attiecīgi 141 un 162 m, 3.2. tabula). Tas nozīmē, ka te pieaugušās audzes atrodas relatīvi tuvāk cita citai, nekā privātajos mežos, kur iepriekš minētās audzes telpiski ir vairāk izkaisītas.

3.2. tabula

Struktūras indikatori pieaugušo un pāraugušo mežaudžu rakstam Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā 2011. gadā

Table 3.2.

Landscape metrics for mature and overmature stand patterns in the North Vidzeme Biosphere Reserve in 2011

	Pieaugušas audzes		Pāraugušas audzes	
	Valsts	Citi	Valsts	Citi
Kopējā platība (tūkst. ha)	14,62	13,63	7,02	4,35
Kopējā koksnes krāja (milj. m ³)	3,96	3,86	1,93	1,33
Mežaudzes ar kailciršu aizliegumu (%)	1,99	0,60	4,37	2,80
Dabiskie meža biotopi (%)	6,7	0,5	25,5	1,0
Mežaudžu plankumu skaits	5437	9154	3281	3254
Mežaudžu plankumu platības mediāna (ha)	<u>1,37¹</u>	<u>0,89²</u>	<u>1,31¹</u>	<u>0,86²</u>
Formas indeksa mediāna	<u>1,47¹</u>	<u>1,43²</u>	<u>1,45¹</u>	<u>1,40²</u>
Tuvuma indeksa mediāna	<u>1,52¹</u>	<u>0,70²</u>	<u>0,52¹</u>	<u>0,13²</u>
Tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma mediāna (m)	<u>141¹</u>	<u>162²</u>	<u>202¹</u>	<u>310²</u>

Statistiski būtiskas atšķirības starp dažādu īpašumu meža teritorijām ir pasvītrotas ar vienu ($p < 0,05$) vai divām līnijām ($p < 0,01$). Atšķirīgās vērtības atzīmētas ar augšraksta indeksiem.

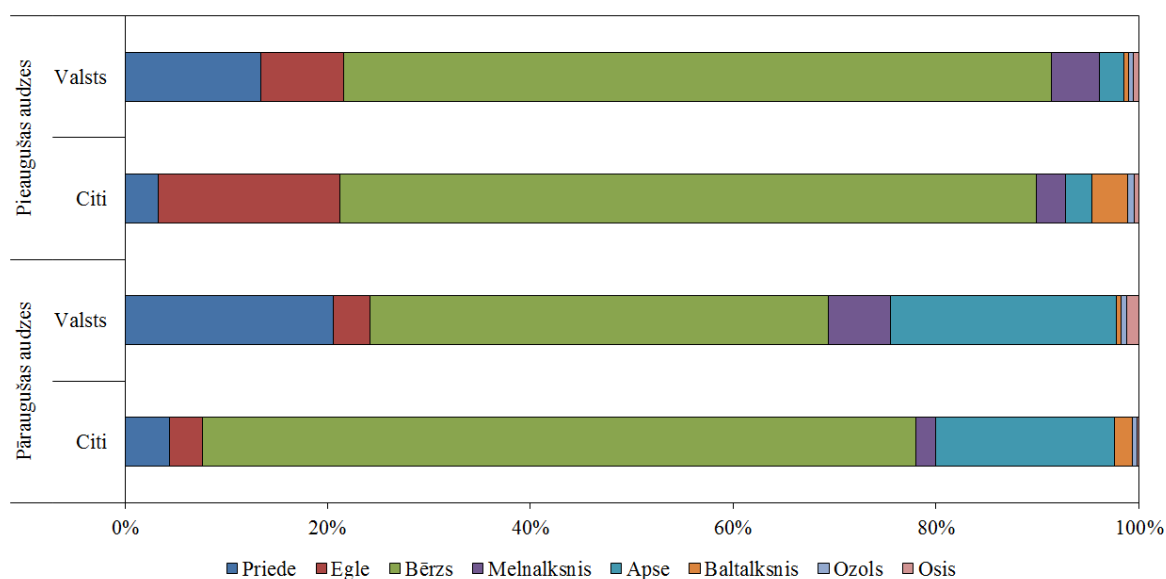
Pāraugušo audžu kategorijā valsts un citu īpašnieku mežos šo mežaudžu plankumu skaits ir aptuveni vienāds (3.2. tabula), bet to kopējā platība valsts mežos ir gandrīz divas reizes lielāka (attiecīgi 7,02 pret 4,35 tūkst. ha). Pāraugušo audžu plankumu platības mediāna ir lielāka valsts mežos, bet plankumu izmēru izkliede starp valsts un citu īpašnieku mežiem ir nosacīti līdzīga (standartnovirze attiecīgi 2,88 ha un 2,00 ha).

Kopumā pāraugušām audzēm plankumu forma ir vienkāršāka nekā pieaugušām audzēm un vienkāršākās formas plankumi ir sastopami galvenokārt privāto īpašnieku un pašvaldības mežos. Gan tuvuma indekss, gan tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums starp atsevišķiem pāraugušo audžu plankumiem uzrāda būtiski ($p < 0,01$) zemāku izolācijas pakāpi valsts

mežos nekā privātajos un pašvaldības mežos (3.2. tabula). Pētījuma rezultāti parāda, ka arī pieaugušo un pāraugušo mežaudžu telpiskā raksta indikatori uzrāda augstāku struktūras integritāti valsts mežos. Līdzīgi rezultāti, kā jau iepriekš aprakstīts, raksturīgi arī kopējai meža teritorijas telpiskajai struktūrai.

Kopējā koksnes krāja pieaugušām audzēm valsts un citu īpašnieku mežos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā 2011. gadā bija līdzīga (attiecīgi 3,96 un 3,86 milj. m³, 3.2. tabula), bet pāraugušo mežaudžu kategorijā lielāka kopējā krāja raksturīga ir valsts mežos (1,93 milj. m³). Analizējot mežaudžu aizsardzības pakāpi, atkarībā no aizsargājamās mežaudzes piederības redzams (3.2. tabula), ka valsts mežos kailciršu izmantošanas aizliegumi ir izteikti lielāki nekā privāto īpašnieku mežos gan pieaugušo, gan pāraugušo audžu kategorijā. Pāraugušo audžu kategorijā valsts mežos dabiskajam meža biotopam (DMB) atbilst 25,5%, bet pieaugušo mežaudžu kategorijā – 6,7% audžu.

Promocijas darbā analizēts arī pieaugušo un pāraugušo audžu sastāvs (3.3. att.). Bērza audzes pieaugušo mežaudžu kategorijā – gan valsts, gan citu īpašnieku mežos aizņem aptuveni vienādu daļu, tas ir attiecīgi 70,1% un 71,2% no kopējās pieaugušo audžu platības.



3.3. attēls. Koku sugu sastopamība pēc aizņemtās platības pieaugušās un pāraugušās audzēs valsts un citu īpašnieku mežos (% no kopplatības) Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā

Figure 3.3. Species composition by occupied area (% from total area) in mature and overmature stands within state- and non-state-owned forests in the North Vidzeme Biosphere Reserve

Pieaugušo audžu kategorijā privāto īpašnieku un pašvaldības mežos ir salīdzinoši augsts egļu audžu īpatsvars (18,5%), savukārt valsts mežos ir augstāks priežu audžu īpatsvars (13,4%). Valsts mežos, salīdzinot ar citu īpašnieku mežiem, pāraugušo mežaudžu kategorijā ir relatīvi lielāks priežu, melnalkšņu, apšu un ošu audžu īpatsvars. Baltalkšņa audžu aizņemtā platība gan pieaugušo (4,7% pret 0,3% valsts mežos), gan pāraugušo mežaudžu (1,8% pret 0,1% valsts mežos) kategorijā augstāka ir privāto īpašnieku un pašvaldības mežos. Kopumā pāraugušo mežaudžu sugu sastāvs ir daudzveidīgāks nekā pieaugušo audžu sastāvs. To raksturo augstāks apšu un melnalkšņu audžu īpatsvars.

3.1.3. Pieaugušo un pāraugušo mežaudžu telpiskais raksts klašu līmenī valsts un citu īpašnieku mežos

Promocijas darba izstrādāšanas laikā pieaugušo un pāraugušo mežaudžu telpiskie raksti Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā analizēti arī pa koku sugām. Pieaugušo mežaudžu kategorijā (3.3. tabula) vislielāko plankumu skaitu veido bērza nogabali (kopā 9019 audžu plankumi visu īpašnieku mežos), bet relatīvi neliels plankumu skaits konstatēts ošu un ozolu audzēm (kopā attiecīgi 119 un 130 plankumi). Bērza telpiskā izplatība būtiski ($p < 0,05$) atšķiras valsts un citu īpašnieku mežos, ko parāda visi pētījumā izmantotie ainavas indikatori (atšķirības mežaudžu plankumu skaitā netika testētas). Pieaugušām bērza audzēm ir raksturīga augstākā telpiskā agregācija un lielākā mežaudžu plankumu platības mediāna (1,63 ha) starp analizētajām koku sugām. Priežu audzēm valsts mežos ir raksturīga būtiski augstāka plankumu platība, agregācija un telpiskā izolācija nekā citu īpašnieku mežos (3.3. tabula). Visām analizētajām koku sugām, izņemot egli, plankuma platības mediāna ir lielāka valsts mežos, turklāt nevienai koku sugai pieaugušas un pāraugušas audzes plankuma platība Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā nepārsniedz 1,63 ha. Iepriekš minēto plankumu forma kopumā ir sarežģītāka valsts mežos. Tomēr būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības plankuma formā starp valsts un citu īpašnieku mežiem pastāv tikai bērzu audzēm. Melnalkšņa audžu plankumi mežos valsts īpašumā ir būtiski lielāki (attiecīgi 1,20 ha un 0,84 ha, $p < 0,05$) un mazāk izolēti nekā citu īpašnieku mežos. Mazās platības dēļ baltalkšņu mežaudžu plankumi valsts mežos ir būtiski vairāk izolēti nekā citu īpašnieku mežos, bet ošu mežaudžu plankumiem augstāka izolācijas pakāpe ir citos mežos (3.3. tabula). Pieaugušu un pāraugušu apšu audžu plankumi valsts mežos ir izvietoti būtiski ($p < 0,01$) tuvāk cits citam nekā citu īpašnieku mežos.

**Valsts un citu īpašnieku mežu pieaugušo audžu telpiskā raksta raksturojoši
struktūras indikatori 2011. gadā Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā**

Table 3.3.

**Landscape metrics of mature stands in state and non–state forests in the North
Vidzeme Biosphere Reserve in 2011**

<i>Īpašnieks</i>	<i>Priede</i>	<i>Egle</i>	<i>Bērzs</i>	<i>Melnalksnis</i>	<i>Apse</i>	<i>Baltalksnis</i>	<i>Ozols</i>	<i>Osis</i>
Plankumu skaits								
<i>Valsts</i>	775	812	3131	390	242	37	33	54
<i>Citi</i>	323	1841	5888	365	575	402	97	65
Plankumu platības mediāna (ha)								
<i>Valsts</i>	<u>1,46¹</u>	0,94	<u>1,63¹</u>	<u>1,20¹</u>	<u>0,97¹</u>	0,87	1,00	1,06
<i>Citi</i>	<u>0,84²</u>	0,94	<u>0,95²</u>	<u>0,84²</u>	<u>0,42²</u>	0,61	0,44	0,69
Formas indeksa mediāna								
<i>Valsts</i>	1,50	1,43	<u>1,50¹</u>	1,44	1,38	1,48	1,50	1,36
<i>Citi</i>	1,44	1,41	<u>1,45²</u>	1,42	1,33	1,40	1,33	1,36
Tuvuma indeksa mediāna								
<i>Valsts</i>	<u>0,73¹</u>	0,19	<u>3,75¹</u>	0,08	<u>0,16¹</u>	<u>0,05¹</u>	0,04	<u>0,26¹</u>
<i>Citi</i>	<u>0,01²</u>	0,19	<u>1,48²</u>	0,02	<u>0,01²</u>	<u>0,26²</u>	0	<u>0,01²</u>
Tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma mediāna (m)								
<i>Valsts</i>	<u>190¹</u>	287	<u>100¹</u>	<u>380¹</u>	632	<u>524¹</u>	503	<u>231¹</u>
<i>Citi</i>	<u>540²</u>	270	<u>117²</u>	<u>671²</u>	752	<u>340²</u>	1846	<u>3230²</u>

Statistiski būtiskas atšķirības starp dažādu īpašumu mežaudzēm ir pasvītrotas ar vienu ($p < 0,05$) vai divām līnijām ($p < 0,01$). Atšķirīgās vērtības atzīmētas ar augšraksta indeksiem.

Pieaugušu priežu mežaudžu plankumu izolācija mežos valsts īpašumā ir būtiski zemāka ($p < 0,01$) nekā citu īpašnieku mežos (3.3. tabula). Tuvuma indeksa vērtības bērzu, apšu un ošu audžu plankumiem ir būtiski augstākas ($p < 0,05$) valsts mežos, salīdzinot ar citu īpašnieku mežiem. Mazā skaita un izkliedētā telpiskā izvietojuma dēļ ošu un ozolu mežaudžu plankumi privāto un pašvaldības īpašumu mežos uzrāda ļoti augstus izolācijas rādītājus. Salīdzinājumā ar citu īpašnieku mežiem baltalkšņa mežaudžu telpiskajam rakstam valsts mežos ir būtiski ($p < 0,05$) zemāka plankumu agregācijas pakāpe, kā arī augstāka kopējā mežaudžu plankumu izolācija.

Pāraugušo mežaudžu kategorijā (3.4. tabula) Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā kopumā ir raksturīgs relatīvi mazs audžu plankumu skaits visām koku sugām, izņemot bērzu un apsi. To plankumu platība valsts un citos mežos ir būtiski ($p < 0,05$) lielāka priežu, bērzu, melnalkšņu un apšu audzēm. Pāraugušu audžu plankumu platība visām koku sugām, salīdzinot ar citu īpašnieku mežiem, lielāka ir valsts mežos, izņemot egļu mežaudzes, kuru

platības mediāna valsts mežos ir nedaudz mazāka (1,00 pret 1,05 ha citos mežos). Minēto plankumu formas aspektā valsts mežos visām sugām, izņemot priedi, dominē sarežģītākas formas plankumi nekā privātajos un pašvaldības mežos.

3.4. tabula

Valsts un citu īpašnieku mežu pāraugušo audžu telpiskā raksta raksturojoši struktūras indikatori Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā 2011. gadā

Table 3.4.

Landscape metrics of overmature stands in state and non-state forests in the North Vidzeme Biosphere Reserve in 2011

<i>Īpašnieks</i>	<i>Priede</i>	<i>Egle</i>	<i>Bērzs</i>	<i>Melnalksnis</i>	<i>Apse</i>	<i>Baltalksnis</i>	<i>Ozols</i>	<i>Osis</i>
Plankumu skaits								
<i>Valsts</i>	543	161	1449	238	839	11	19	32
<i>Citi</i>	129	54	2127	82	834	60	21	7
Plankumu platības mediāna (ha)								
<i>Valsts</i>	<u>1,43¹</u>	1,00	<u>1,34¹</u>	<u>1,28¹</u>	<u>1,25¹</u>	0,89	0,93	2,11
<i>Citi</i>	<u>0,91²</u>	1,05	<u>0,97²</u>	<u>0,82²</u>	<u>0,59²</u>	0,81	0,66	0,72
Formas indeksa mediāna								
<i>Valsts</i>	1,47	1,44	<u>1,48¹</u>	1,46	<u>1,41¹</u>	1,44	1,45	1,55
<i>Citi</i>	1,50	1,38	<u>1,42²</u>	1,40	<u>1,35²</u>	1,42	1,41	1,35
Tuvuma indeksa mediāna								
<i>Valsts</i>	0,52	<u>0,11¹</u>	<u>0,91¹</u>	0,07	<u>0,45¹</u>	<u>0,04¹</u>	0,06	0,07
<i>Citi</i>	0,30	<u>0,01²</u>	<u>0,28²</u>	0	<u>0,04²</u>	<u>0,09²</u>	0	0,01
Tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma mediāna (m)								
<i>Valsts</i>	216	835	<u>149¹</u>	<u>397¹</u>	<u>233¹</u>	<u>1125¹</u>	425	858
<i>Citi</i>	260	2470	<u>237²</u>	<u>1362²</u>	<u>519²</u>	<u>903²</u>	5131	3819

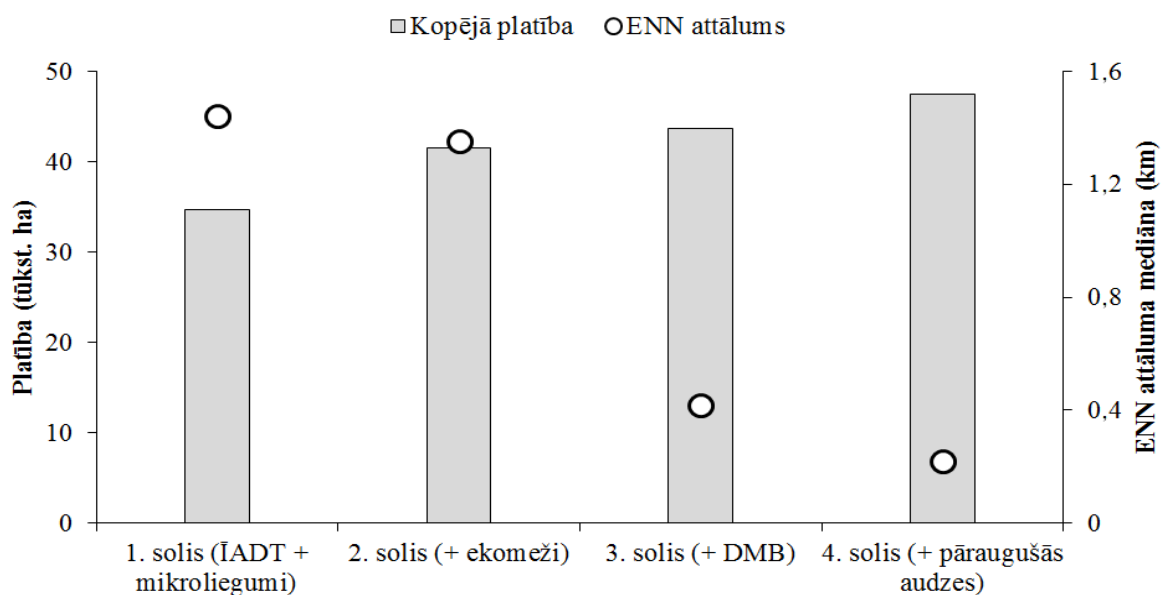
Statistiski būtiskas atšķirības starp dažādu īpašumu mežaudzēm ir pasvītrotas ar vienu ($p < 0,05$) vai divām līnijām ($p < 0,01$). Atšķirīgās vērtības atzīmētas ar augšraksta indeksiem.

Tuvuma indekss parāda augstāku mežaudžu plankumu agregācijas pakāpi visām koku sugām valsts mežos (3.4. tabula), salīdzinot ar citu īpašnieku mežiem, turklāt atsevišķām sugām (eglei, baltalksnim un osim) ir raksturīgas ļoti zemas tuvuma indeksa vērtības ($< 0,1$). Tas nozīmē, ka šīs mežaudzes ir telpiski izkliedētas attālumā, kas ir lielāks par 500 m. Pāraugušās bērzu, kā arī melnalkšņu un apšu audzes, valsts mežos, salīdzinājumā ar citu īpašnieku mežiem, raksturo būtiski ($p < 0,05$; $p < 0,01$) zemāka izolācijas pakāpe. Savukārt privātajos un pašvaldības mežos ir zemāka pāraugušo baltalkšņu audžu izolācijas pakāpe (3.4. tabula). Baltalksnis ir vienīgā koku suga, kuras mežaudžu plankumu izolācija ir augstāka (t. i. – lielāks tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums) valsts mežos, salīdzinot ar citu

īpašnieku mežiem. Ozolu un ošu mežaudžu telpisko rakstu indikatori neparāda statistiski būtiskas atšķirības starp valsts un citu īpašnieku mežiem.

3.1.4. Dabas aizsardzībai izdalīto teritoriju telpiskā raksta optimizācijas simulācija

Veicot audžu telpiskā raksta optimizācijas simulāciju, Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā analizēts telpiskais izvietojums īpaši aizsargājamām dabas teritorijām (ĪADT), mikroliegumiem, *ekomežiem*, dabiskajiem meža biotopiem un pāraugušo mežaudžu biotopiem. Simulācijas procesā formāli aizsargātās mežaudzes īpaši aizsargājamās dabas teritorijās tika telpiski papildinātas, pievienojot biotopus ar pastāvošu vai potenciālu bioloģiskās daudzveidības vērtību (5. pielikums). Analizējot telpiskā raksta indikatoru vērtības gan kopumā, gan atsevišķi pa biotopu grupām, noskaidrots, ka ĪADT un perspektīvo aizsargājamo teritoriju telpiskā raksta indikatori lielā mērā atspoguļo izmaiņas proporcionāli to platības pieaugumam (3.4. att.).



3.4. attēls. Īpaši aizsargājamo dabas teritoriju un potenciālo aizsargājamo teritoriju platības un izolācijas simulācija Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā (ĪADT – īpaši aizsargājamās dabas teritorijas; ENN – tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums; DMB – dabiskie meža biotopi)

Figure 3.4. The simulation of area and isolation of patterns of protected areas and potential supplements in the North Vidzeme Biosphere Reserve (ĪADT – protected areas; ENN – Euclidean nearest neighbor distance; DMB – woodland key habitats)

Pirmkārt, aizsargājamo dabas teritoriju meža nogabali, kuros aizliegta ir galvenā cirte tika papildināti ar *ekomežiem*, kuru izveidi var uzskatīt par vienu no VAS „Latvijas valsts meži”

meža rīcības politikas soļiem nodrošinot mežu ilgtspējīgu izmantošanu, tanī skaitā bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu. Otrkārt, minētie meža nogabali tika papildināti ar dabiskajiem meža biotopiem, kurus līdzīgi kā *ekomežus* arī var iekļaut VAS „Latvijas valsts meži” meža rīcības politikas praksē. Pastāvošo dabas aizsardzības teritoriju mežaudžu telpiskais raksts šajā simulācijā tika izmantots kā atskaites punkts (1. solis). Pievienojot *ekomežus* kopējam aizsargājamo teritoriju tīklam (2. solis), biotopu vidējā izolācijas pakāpe (izteikta ar tuvākā kaimiņa Eiklīda attālumu) samazinās par 6% bet pievienojot vēl dabiskos meža biotopus (3. solis), tā samazinās vēl par 69% (attiecībā pret iepriekšējo soli, $p < 0,05$). Papildus pievienojot visas pāraugušās mežaudzes Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijā (4. solis), biotopu izolācija attiecībā pret iepriekšējo soli samazinās par 46%.

Veicot telpiskā raksta optimizācijas analīzi dalījumā pa biotopu grupām (adaptēts no Tērauds, 2011), redzams (3.4. att.), ka reģionālā mērogā dažādu dabisko meža biotopu tipiem piemīt atšķirīgs kopējā telpiskā raksta optimizācijas potenciāls. Biotopu kopējās platības un kodolzonu platības atšķirības (3.5. tabula) parāda, ka lielākais platības pieauguma potenciāls ir egļu (495%), lapu koku (293%) un priežu purvaiņu (186%) biotopiem.

3.5. tabula

Dabisko meža biotopu telpiskā raksta optimizācijas novērtējums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā pa biotopu grupām

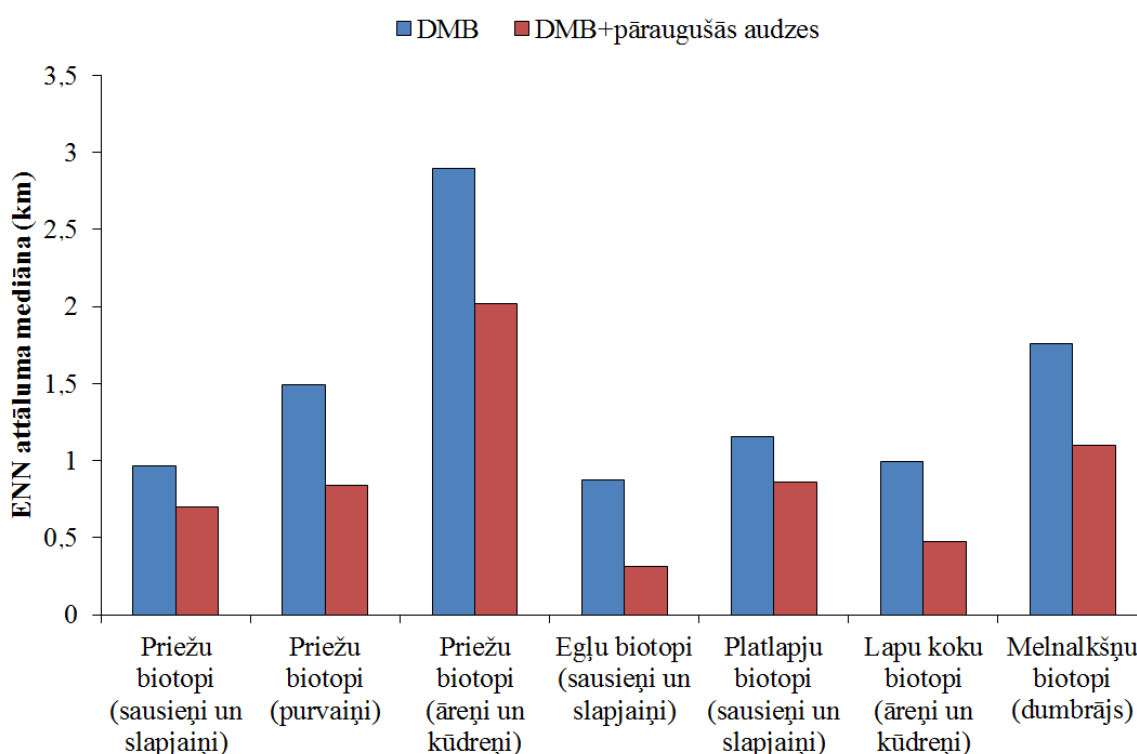
Table 3.5.

The assessment of woodland key habitats pattern optimization in the North Vidzeme Biosphere Reserve by habitat types

Biotopu grupa	Kopējā platība (ha)			Kopējā kodolzonu platība (ha)		
	<i>DMB</i>	<i>DMB + pāraug. mežaudzes</i>	<i>Izmaiņas (%)</i>	<i>DMB</i>	<i>DMB + pāraug. mežaudzes</i>	<i>Izmaiņas (%)</i>
Priežu biotopi (sausieņi un slapjaini)	560,40	876,52	56,4	128,24	160,00	24,8
Priežu biotopi (purvaiņi)	346,56	994,28	186,9	47,64	154,76	224,9
Priežu biotopi (āreņi un kūdreņi)	96,68	151,08	56,3	18,80	20,92	11,3
Egļu biotopi (sausieņi un slapjaini)	1001,64	5965,6	495,6	207,80	790,68	280,5
Platlapju biotopi (sausieņi un slapjaini)	460,88	1049,48	127,7	124,28	198,28	59,5
Lapu koku biotopi (āreņi un kūdreņi)	715,16	2810,64	293,0	125,80	332,52	164,3
Melnalkšņu biotopi (dumbrājs)	317,88	722,28	127,2	79,12	117,16	48,1

Egļu biotopu kombinētais telpiskais raksts (dabiskie meža biotopi ar pievienotām pāraugušajām mežaudzēm) parāda arī lielāko kodolzonu kopējās platības pieaugumu (280%) starp analizētajām biotopu grupām. Kodolzonu platību pieaugums priežu purvaiņu biotopu grupā (224%) ir proporcionāli lielāks attiecībā pret kopējās platības pieaugumu (3.5. tabula).

Telpiskā raksta optimizācijas simulācija biotopu izolācijas pakāpes aspektā (3.5. att.) parāda, ka viszemākā dabisko meža biotopu izolācija ir egļu biotopu grupā (tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma mediāna 871 m), savukārt augstākā izolācijas pakāpe raksturo priežu biotopus uz nosusinātām augsnēm (2892 m).



3.5. attēls. Dabisko meža biotopu un pāraugušo audžu telpiskās izolācijas simulācija Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā pa biotopu grupām. Visas atšķirības ir statistiski būtiskas ($p < 0,05$)

Figure 3.5. The simulation of woodland key habitat and overmature stand isolation by habitat types in the North Vidzeme Biosphere Reserve. All differences are statistically significant ($p < 0.05$)

Kombinācijā ar pāraugušajām mežaudzēm dabisko meža biotopu telpiskais raksts parāda būtiski zemāku ($p < 0,05$) izolācijas pakāpi visās biotopu grupās. Lielākais biotopu izolācijas samazinājums ir iespējams egļu biotopu grupā – potenciālais tuvākā kaimiņa attāluma samazinājums tajā sasniedz 64%. Arī lapu koku un priežu (purvaiņu) biotopiem šajā

simulācijā izolācijas pakāpe izteikti samazinās (attiecīgi par 52% un 43%). Viszemākais biotopu izolācijas samazinājuma potenciāls ir konstatēts priežu (sausieņu) audžu grupā – 27%. Kaut arī Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā kopumā ir raksturīga zema egļu biotopu izolācijas pakāpe (salīdzinot ar citiem biotopiem; 3.5. att.), pāraugušajām mežaudzēm ir liels potenciāls to samazināt.

3.2. Mežizstrādes dinamika valsts meža masīvu ainavās pēc Latvijas neatkarības atjaunošanas

3.2.1. Meža masīvu ainavu kompozīcija un audžu vecumstruktūra

Četrus analizētos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta meža masīvus (Staiceles, Rencēnu, Nauksēnu un Salacgrīvas) ainavās ir pārstāvēti atšķirīgi meža tipi – Salacgrīvas meža masīva ainavā lielākās platības aizņem slapjais vēris (19,5% no kopējās mežaudžu platības), damaksnis (14,1%), vēris (10,1%) un slapjais damaksnis. Teritorijā plaši izplatīti ir slapjainu un purvainu rindas meža tipi (46,9%). Izplatītākās koku sugas Salacgrīvas masīvā ir bērzs (36,6%) un priede (30,4%). Nosusinātās audzes te veido tikai 12% no mežaudžu platības. Savukārt Staiceles masīvā ir raksturīgs starp pētītajiem meža masīviem lielākais nosusināto mežaudžu īpatsvars – 39,4%. Valdošās koku sugas te ir bērzs (61,8%) un priede (32,4%), bet izplatītākie meža tipi – platlapju ārenis (20,7%), slapjais vēris (13,5%) un vēris (13,2%). Rencēnu meža masīvā mežaudzes galvenokārt veido priede (59,5%) un bērzs (27,1%). No meža tipiem te dominē sausieņu meža tipi: damaksnis (21,7%), niedrājs (15,4%) un lāns (13,5%). Nauksēnu meža masīva ainavā 49,8% mežaudžu aug uz sausām augsnēm. Dominējošās koku sugas mežaudzēs ir egle (32,1%) un bērzs (30,3%), kas ir sastopamas galvenokārt vēra (16,7%), gāršas (11,9%) un platlapju āreņa meža tipos. Šāds sadalījums parāda, ka analizēto meža masīvu ainavās kopumā dominē mezotrofie (vidēji bagātie) meža tipi – vēris, slapjais vēris un damaksnis, kā arī Staiceles un Nauksēnu meža masīvos nosusināto minerālaugšņu meža tipi.

Kopējā izcirtumu platība visās analizētajās meža ainavās laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam veido vidēji 17,7% no kopējās mežaudžu platības (3.6. tabula). Nauksēnu meža masīva ainavā tā sasniedz 26,4% no mežaudžu kopplatības. Šī platība kopumā ir teju divreiz lielāka nekā pārējās meža ainavās. Nauksēnu un Rencēnu meža masīvu ainavās ir raksturīgs augstākais meža autoceļu blīvums – vairāk nekā 0,85 km uz 100 ha.

Pētījuma ainavu raksturlielumi dažādos meža masīvos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam

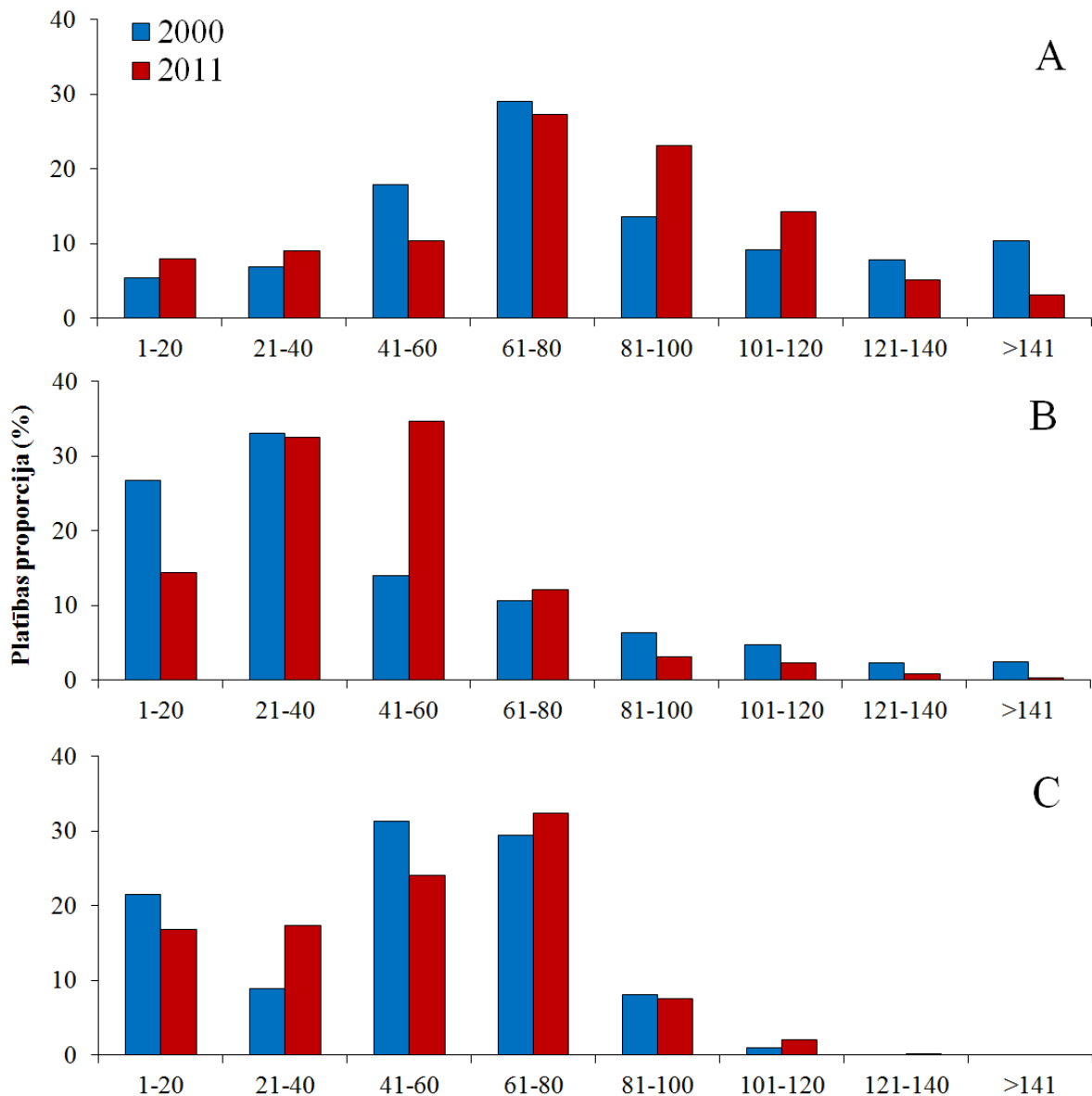
Table 3.6.

Landscape characteristics of studied forest tracts in the North Vidzeme Biosphere Reserve during 1988–2011

	<i>Salacgrīva</i>	<i>Staicele</i>	<i>Rencēni</i>	<i>Naukšēni</i>
Kopējā platība (tūkst. ha)	9,06	6,57	5,78	8,65
Meža platība (tūkst. ha)	8,79	5,29	5,28	8,23
Izcirtumu kopplatība 1988–2011 (%)	12,8	15,7	15,9	26,4
Meža autoceļu blīvums (km × 100 ha ⁻¹)	0,77	0,50	0,88	0,85
<i>Ekomežu</i> īpatsvars (%)	0,4	25,9	12,2	9,0

Staiceles meža masīva ainavā ir raksturīgs lielākais *ekomežu* platības īpatsvars starp analizētajām ainavām (25,9%) – to skaitā *ekomeži* „Zābaku purvs”, „Korģene” un „Klētnieku mežs”. Zemais meža autoceļu blīvums Staiceles meža masīva ainavā (0,50 km uz 100 ha) ir skaidrojams ar salīdzinoši augsto nemeža platību (galvenokārt purvu) īpatsvaru (19,4%) (3.6. tabula). Salacgrīvas meža masīvā, kurš ir lielākais pēc kopējās platības (9,06 tūkst. ha), *ekomežu* teritorijas aizņem tikai 0,4% no meža masīva kopējās platības.

Mežaudžu vecumstruktūra trim mežsaimnieciski nozīmīgākajām koku sugām (priedei, eglei un bērzam) parāda uzskatāmas atšķirības starp dažādu vecumklašu aizņemtajām platībām visu analizēto meža masīva ainavās (3.6. att.). Pēc 2000. gada analizētajās valsts meža masīvu ainavās priežu audzēm proporcionāli pieaugusi jaunaudžu (līdz 40 gadiem) un briestaudžu (81–120 gadus vecas audzes) platība. No trim dominējošajām koku sugām (priede, egle un bērzs) priežu mežaudzēs ir visvairāk pāraugušu audžu. Tomēr attiecībā pret citām koku sugām pāraugušo priežu audžu platība ir samazinājusies vairāk nekā trīs reizes kopš 2000. gada. 49% no visām priežu audzēm valsts mežos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā sasniegs ciršanas vecumu tuvāko 40 gadu laikā.



3.6. attēls. Mežaudžu vecumstruktūra 2000. un 2011. gadā valsts meža masīvos Salacgrīva, Staicele, Rencēni un Naukšēni (A – priede, B – egļe, C – bērzs)

Figure 3.6. Stand age structure for 2000 and 2011 in state forest landscapes Salacgrīva, Staicele, Rencēni and Naukšēni (A – pine, B – spruce, C – birch)

Starp egļu mežaudzēm gan 2000., gan 2011. gadā dominē jaunaudzēs un vidēja vecuma audzes (3.6. att.). 2011. gadā 59% no visām egļu mežaudzēm pētītajos valsts meža masīvos ir jaunākas par 41 gadu, bet vecāku audžu proporcionāli ir daudz mazāk. Savukārt egļu audžu, kuras ir vecākas par 80 gadiem, platība strauji samazinājusies pēc 2000. gada. Bērzu mežaudžu aizņemtajās platībās kopumā dominē audzes vecumā no 41 līdz 80 gadiem. Pāraugušu bērza audžu (101–120 gadus vecas) platības palielinās pēc 2000. gada, bet to kopējā platība ir neliela (mazāk nekā 5%) (3.6. att.).

Mežaudžu vecumstruktūru analīze Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta valsts meža masīvos parāda nozīmīgas izmaiņas 11 gadu periodā pēc Latvijas neatkarības atgūšanas. Meža izmantošanas vēstures ietekmē pēckara periodā tika atjaunoti daudzie izcirtumi – šajā periodā ir izteikti palielinājušās priežu briestaudžu un pieaugušo audžu platības, kā arī vidēja vecuma egļu audžu platības. Šajā periodā relatīvi samazinājusies egļu jaunaudžu platība, parādot, ka kopš 2000. gada relatīvi mazāk ir tikuši cirstas egļu audzes un vienlaikus līdz ar to izcirtumi arī nav tikuši atjaunoti ar egli.

3.2.2. Izcirtumu telpiskā raksta dinamika ainavas līmenī

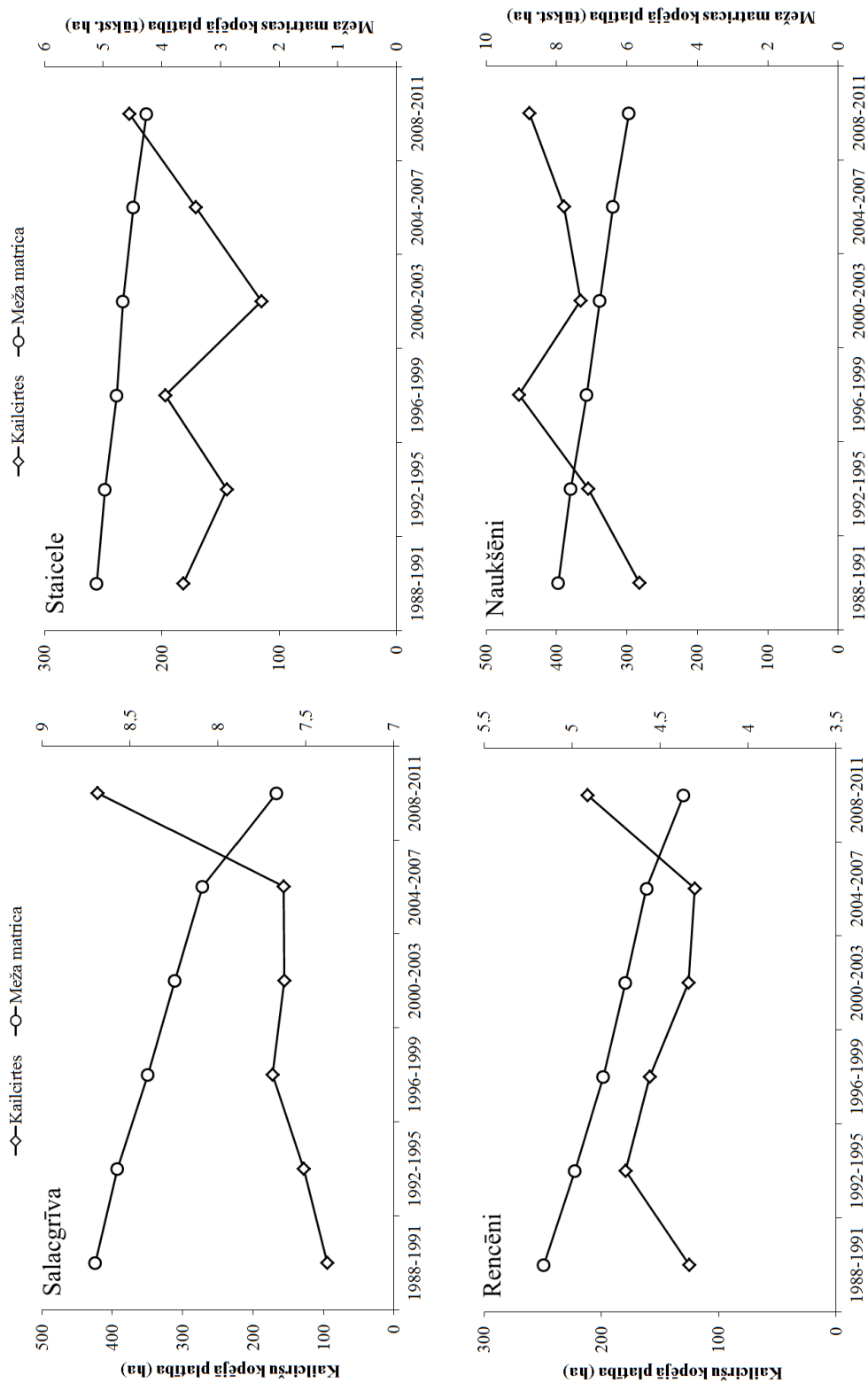
Pētījuma rezultāti parāda izteiktas atšķirības starp izcirtumu, meža ainavas pamatnes (mežaudžu aizņemtās platības) un jaunaudžu (mežaudzes agrāko periodu izcirtumu teritorijās) telpiskā raksta indikatoru vērtībām izdalītos pētījuma periodos, kas raksturo konkrētu valsts meža rīcības politiku. Laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam, pieaugot izcirtumu platībai, samazinās mežaudžu ainavas pamatnes aizņemtā platība. Kailciršu kopējā platība nosaka izcirtumu plankumu malu blīvumu. Gan ainavas, gan klašu līmenī periodā no 2008.–2011. gadam ir novērojams statistiski būtisks izcirtumu plankumu malu blīvuma un agregācijas pakāpes pieaugums. Tas saistāms ar atļautā ciršanas apjoma palielināšanu par 4 milj. m³ uz diviem gadiem, kas stājās spēkā 2009. gadā (Grozījumi Ministru kabineta..., 2008).

Izcirtumu platības un meža pamatnes platību dinamika (3.7. att.) pētītajā laika periodā katrā no analizētajām meža masīva ainavām atšķiras.

Salacgrīvas meža masīva ainavā izcirtumu platība pakāpeniski pieaug līdz 2008. gadam, bet, sākot ar 2008. gadu, ir novērojama, ļoti strauja izcirtumu kopējās platības palielināšanās. Staiceles meža masīva ainavā izcirtumu kopējā platība ir ļoti dinamiska līdz 2000. gadam. Sākot ar 2000. gadu, iezīmējas stabila izcirtumu platības pieauguma tendence (3.7. att.). Savukārt Rencēnu meža masīva ainavā jaunas izcirtumu platības, salīdzinot ar iepriekšējo periodu, laika periodā no 1996. līdz 1999. gadam samazinās, bet to pieaugums ir novērojams pēc 2008. gada. Naukšēnu meža masīva ainavā, līdzīgi kā Staiceles meža masīvā, izcirtumu platība strauji pieaug periodā no 1996. līdz 1999. gadam. Izcirtumu skaita un platības pieaugšanas tendence turpinās arī pēc 2000. gada. Tas parāda, ka straujākais mežizstrādes aktivitātes pieaugums Salacgrīvas un Rencēnu meža masīvu ainavās noticis periodā no 2008.–2011. gadam. Staiceles un Naukšēnu mežu masīvu ainavās izcirtumu platības pieauga arī periodā no 1996. līdz 1999. gadam. Līdz ar izcirtumu platību pieaugumu relatīvi

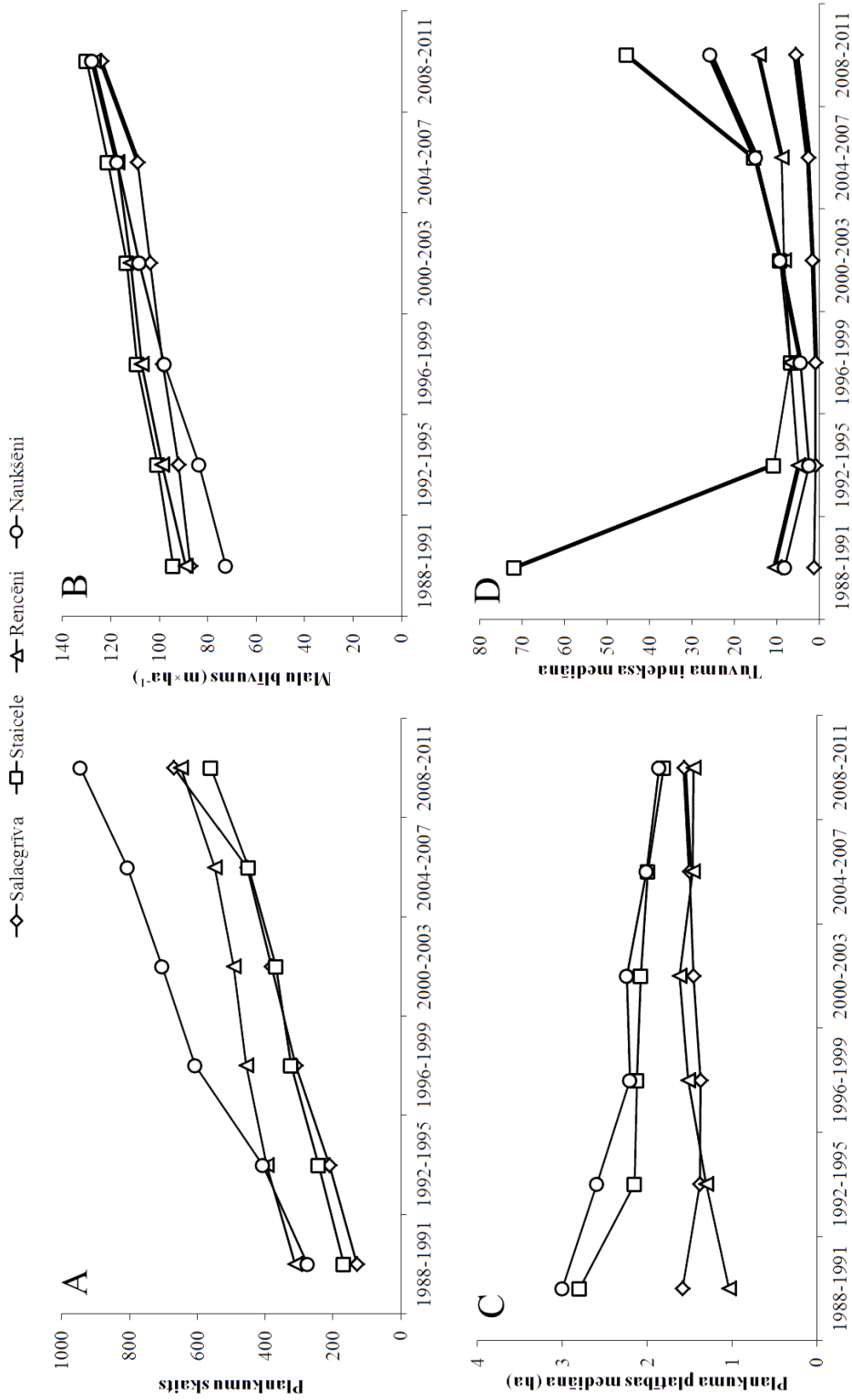
netraucētai meža ainavas pamatnes platībai ir raksturīga stabili lejupejoša tendence visās analizētajās ainavās, bet izteiktākais kritums ir raksturīgs Salacgrīvas mežu masīva ainavā periodā no 2008.–2011. gadam (3.7. att.). Līdz ar to kopumā var uzskatīt, ka līdz 2008. gadam mežizstrādes apjomu katrā no pētītajiem valsts meža masīviem noteikusi audzes vecumstruktūra un piekļuves iespējas meža nogabaliem, bet, sākot ar periodu no 2008. līdz 2011. gadam, būtisku nozīmi iegūst lēmums par atļautā ciršanas apjoma palielināšanu par 4 milj. m³ uz diviem gadiem (no 2009. līdz 2010. gadam).

Meža masīvu telpiskā struktūras analīze ainavas līmenī uzrāda telpiskas izmaiņas visiem ainavas struktūras elementiem (izcirtumu un jaunaudžu plankumiem un meža ainavas pamatnei) kopumā (3.8. att.).



3.7. attēls. Izcirtumu un meža ainavas pamatnes platību dinamika valsts ainavās Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam

Figure 3.7. Area dynamics of clearcuts and forest matrix in state forest landscapes within the North Vidzeme Biosphere Reserve during 1988–2011



3.8. attēls. Valsts meža ainavu telpiskā raksta dinamika Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam ainavas līmenī. A – plankumu skaits, B – malu blīvums, C – plankuma platības mediana, D – tuvuma indeksa mediana. Statistiski būtiskas atšķirības starp periodu vērtībām apzīmētas ar dubultu ($p < 0,05$) vai trīskāršu ($p < 0,01$) līnijas biezumu

Figure 3.8. Landscape-level pattern dynamics of state forest landscapes within the North Vidzeme Biosphere Reserve during 1988–2011. A – number of patches, B – edge density, C – median patch area, D – median proximity index. Statistically significant differences between periods are marked with double ($p < 0.05$) or triple ($p < 0.01$) thick lines

Periodā no 1988. līdz 2011. gadam arī ainavas līmenī meža ainavu telpiskais raksts būtiski izmainās. Tas izpaužas izcirtumu un jaunaudžu plankumu skaitā, malu blīvumā un agregācijas pakāpē (3.8. att.). Visos pētītajos meža masīvos pieaug kopējais ainavas plankumu skaits. Tā kā daudzas audzes ir sasniegušas ciršanas vecumu, kā arī labas meža autoceļu infrastruktūras dēļ, it īpaši strauji mežizstrāde laika periodā no 1996. līdz 1999. gadam notiek Naukšēnu meža masīvā. Savukārt Salacgrīvas meža masīvā izcirtuma platību straujš pieaugums novērojams periodā no 2008. līdz 2011. gadam. Kopējais izcirtumu un jaunaudžu plankumu skaits Naukšēnu masīva ainavā ir aptuveni divas reizes lielāks nekā Salacgrīvas un Staiceles masīvos. Staiceles un Naukšēnu meža masīvu ainavās periodā no 2008. līdz 2011. gadam samazinās gan izcirtumu un jaunaudžu plankumu izmērs, gan meža ainavas pamatnes segmentu izmērs (3.8. att. C). Salacgrīvas meža masīva ainavā pēc 2008. gada izcirtumu, jaunaudžu plankumu izmērs un meža ainavas pamatnes segmentu izmērs statistiski būtiski ($p < 0,05$) pieaug.

Izcirtumu un jaunaudžu plankumu platība un līdz ar to arī malu blīvums Salacgrīvas un Naukšēnu meža ainavās būtiski palielinās ($p < 0,05$) periodā no 2008 līdz 2011. gadam. Šo indikatoru pieauguma tendence ir novērojama visos analizētajos meža masīvos, tomēr Salacgrīvas un Rencēnu masīvos tā nav tik izteikta. Iepriekš minēto plankumu tuvuma indeksa mediānas vērtības uzrāda būtiskas izmaiņas ($p < 0,01$) visās meža ainavās pēc 2008. gada, liecinot par izcirtumu un jaunaudžu plankumu kopējās agregācijas pieaugumu. Staiceles un Rencēnu meža masīvos periodā no 1992. līdz 1995. gadam būtiski ($p < 0,05$) palielinās visu kategoriju plankumu kopējā agregācijas pakāpe (3.8. att. D).

Konstatētās izmaiņas liecina par ainavas telpiskā raksta kopējās sarežģītības pieaugumu pieaugoša izcirtumu un jaunaudžu plankumu skaita un to malu blīvuma ietekmē. Arī šajā gadījumā ir redzams, ka līdzīgi kā iepriekš jau ticis atzīmēts, līdz 2008. gadam mežizstrādes apjomu un līdz ar to ainavas telpiskās struktūras izmaiņas noteica audzes vecumstruktūra un piekļuves iespējas meža nogabaliem, bet, sākot ar 2008. gadu, būtisku nozīmi iegūst lēmums par atļautā ciršanas apjoma palielināšanu, kas noveda pie meža ainavas pamatnes fragmentācijas un izcirtumu skaita, platības un malas ietekmes pieauguma.

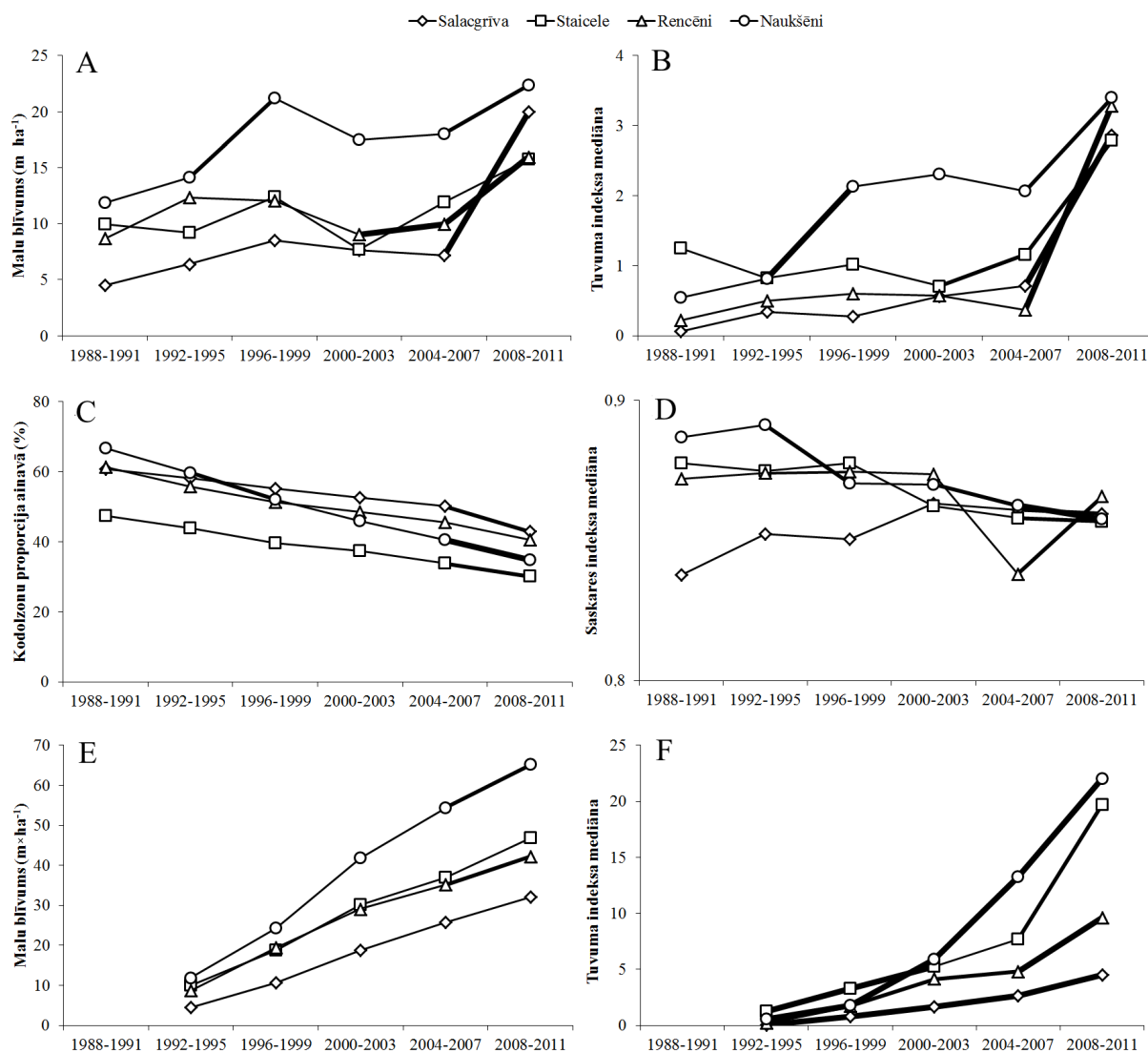
3.2.3. Telpiskā raksta dinamika klašu līmenī

Izcirtumu un jaunaudžu ainavu plankumu un meža ainavas pamatnes telpiskā raksta (6. pielikums) dinamika promocijas darbā analizēta arī klašu līmenī (3.9. att.). Salacgrīvas meža masīva ainavā izcirtumu malu blīvums un izcirtumu plankumu agregācijas pakāpe pēc

2008. gada palielinājusies ļoti strauji, un šis pieaugums ir statistiski būtisks ($p < 0,01$). Visās četrās meža masīva ainavās arī tuvuma indeksa vērtības šajā periodā būtiski pieaug ($p < 0,01$), parādot izteiktu izcirtumu plankumu agregāciju (telpisko grupēšanos). Izmaiņas meža ainavas pamatnes kodolzonu platībā un saskares indeksa vērtībās ir statistiski būtiskas pēdējā izdalītā perioda (no 2008. līdz 2011. gadam) laikā, kas norāda uz meža pamatnes konektivitātes samazinājumu. Jaunaudžu plankumu agregācija un malu blīvums Salacgrīvas meža masīvā palielinās visa pētījuma perioda garumā (3.9. att. E–F), kaut arī absolūtos skaitļos šie indikatori parāda zemākās vērtības starp analizētajām meža masīva ainavām.

Staiceles meža masīva ainavā izmaiņas izcirtumu malu blīvumā nav statistiski būtiskas (3.9. att. A), toties būtisks pieaugums ($p < 0,05$) konstatēts izcirtumu plankumu agregācijā pēdējo divu periodu laikā no 2004. līdz 2011. gadam. Tas norāda uz izcirtumu koncentrētu izvietojumu meža masīvos iepriekš minētā perioda laikā. Meža ainavas pamatnes kodolzonu platība Staiceles meža masīva ainavā ir zemākā starp analizētajiem meža masīviem. Pēc 2008. gada šajā masīvā būtiski samazinās ($p < 0,05$) gan meža ainavas pamatnes kodolzonu platība, gan tās konektivitāte. Jaunaudžu plankumu telpiskā agregācija līdz 2004. gadam Staiceles meža masīva ainavā ir vidēji augstāka nekā citos masīvos. Būtisks pieaugums ir novērojams arī pēc 2008. gada ($p < 0,05$; 3.9. att. F).

Rencēnu meža masīva ainavā izcirtumu telpiskais raksts parāda būtisku ($p < 0,01$) malu blīvuma un agregācijas pieaugumu pēdējā pētītā perioda laikā no 2008. līdz 2011. gadam. Turklāt izcirtumu agregācija šajā meža masīvā pieaug vairāk nekā deviņas reizes (3.9. att. B). Meža ainavas pamatnes kodolzonu platība Rencēnu meža masīva ainavā samazinās visa perioda laikā, bet šis samazinājums nav statistiski būtisks nevienā no pētījuma periodiem. Meža masīva ainavas pamatnes konektivitāte (3.9. att. D) būtiski pieaug pēdējā pētītā perioda laikā no 2008. līdz 2011. gadam. Savukārt straujš samazinājums minētajam rādītājam konstatēts periodā no 2004. līdz 2007. gadam. Jaunaudžu plankumu malu blīvums Rencēnu meža masīva ainavā strauji palielinās visa pētījuma perioda garumā, kas atspoguļojas arī jaunaudžu plankumu agregācijā (tuvuma indeksa vērtībās) (3.9. att. E).



3.9. attēls. Izcirtumu (A–B), meža ainavas pamatnes (C–D) un jaunaudžu (E–F) telpiskā raksta dinamika valsts meža masīvu ainavās Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā periodā no 1988. līdz 2011. gadam (A, E – malu blīvums; B, F – tuvuma indeksa mediāna; C – kodolzonu proporcija ainavā; D – saskares indeksa mediāna). Statistiski būtiskās atšķirības atzīmētas ar dubultu ($p < 0,05$) vai trīskāršu ($p < 0,01$) līnijas biezumu

Figure 3.9. Class-level landscape pattern dynamics of clearcuts (A–B), forest matrix (C–D) and regenerating stands (E–F) in state forest tracts within the North Vidzeme Biosphere Reserve during 1988–2011. A, E – edge density, B, F – median proximity index; C – core area proportion of landscape, D – median contiguity index. Statistically significant differences are marked with double ($p < 0.05$) or triple ($p < 0.01$) thick lines

Naukšēnu meža masīva ainavā izcirtumu malu blīvuma un agregācijas pakāpe būtiski pieaug divos periodos, tas ir no 1996. līdz 1999. gadam un no 2008. līdz 2011. gadam (3.9. att. A). Arī absolūtos skaitļos malu blīvums Naukšēnu meža masīva ainavā, salīdzinot ar citiem pētītajiem meža masīviem, ir vislielākais, pārsniedzot attiecīgās vērtības citās meža

ainavās visos pētījuma periodos. Meža ainavas pamatnes kodolzonu proporcija būtiski samazinās pēc 2008. gada. ($p < 0,01$). Tieši Naukšēnu meža masīva ainavā ir raksturīgs straujākais pamatnes kodolzonu platības samazinājums starp analizētajām meža masīva ainavām laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam (3.9. att. C). Meža ainavas pamatnes saskares indekss Naukšēnu meža masīva ainavā uzrāda pakāpenisku meža audžu konektivitātes samazinājumu, kas ir statistiski būtisks ($p < 0,05$) laika periodā no 1996. līdz 1999. gada un arī no 2000. līdz 2011. gadam. Jaunaudžu plankumu telpiskā agregācija Naukšēnu meža masīva ainavā īpaši strauji palielinās pēc 1996. gada ($p < 0,01$), parādot augstākās tuvuma indeksa vērtības starp analizētajām meža ainavām periodā no 2000. līdz 2011. gadam (3.9. att. F).

Kopējās izcirtumu platības pieaugums visās analizētajās meža masīvu ainavās (3.7. att.) izraisa būtiskas izmaiņas meža ainavu telpiskajās struktūrās, kas atspoguļojas meža pamatnes samazinājumā un jaunaudžu platību pieaugumā. Izcirtumu plankumu agregācija (3.9. att. B) parāda kailciršu koncentrācijas ietekmi visos meža masīvos pēc 2008. gada. Savukārt jaunaudžu telpiskie raksti ainavās atspoguļo iepriekšējo periodu izcirtumu kumulatīvo efektu. Telpiskās struktūras indikatori parāda, ka mežizstrādes intensitātes pieaugums meža masīvu ainavās Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir saistāms arī ar konkrētu meža masīvu kontūrām. Meža masīvos ar vienkāršāku formu, piemēram, Salacgrīvas masīvā, straujš izcirtumu platības un agregācijas pieaugums nespēj sadalīt meža ainavas pamatni, salīdzinot ar pretēju efektu Naukšēnu un Staiceles meža masīvu ainavās (3.9. att. C un D).

3.2.4. Pāraugušo mežaudžu un dabisko meža biotopu telpiskais raksts

Pētījuma rezultāti parāda izteiktas atšķirības starp pāraugušo mežaudžu un dabisko meža biotopu (DMB) telpiskā raksta indikatoru vērtībām (3.7. tabula) Salacgrīvas, Staiceles, Rencēnu un Naukšēnu meža masīvu ainavās. Pāraugušo mežaudžu platību 2011. gadā visvairāk ir Staiceles meža masīvā (8,5%), kas ir saistāms ar augsto aizsargājamo dabas teritoriju platību īpatsvaru šajā teritorijā. Pāraugušo mežaudžu platību īpatsvars citu meža masīvu ainavās ir izteikti zemāks (mazāk nekā 4% no kopējā masīva platības). Staiceles un Rencēnu meža masīva ainavās ir lielākā pāraugušo audžu plankumu platība starp analizētajiem masīviem (mediāna attiecīgi 1,57 ha un 2,09 ha) (3.7. tabula). Viszemākā minēto mežaudžu plankumu telpiskās izolācijas pakāpe ir Staiceles un Naukšēnu mežu masīvu ainavās (tuvākā kaimiņa attāluma mediāna 123 m). Ļoti augsta pāraugušo mežaudžu

izolācijas pakāpe ir raksturīga Rencēnu meža masīva ainavā (607 m), kas liecina par šo audžu telpisko izkliedi un zemo konektivitāti.

3.7. tabula

Pāraugušo mežaudžu telpiskā raksta indikatori valsts meža ainavās Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā 2011. gadā ainavas līmenī

Table 3.7.

Landscape-level metrics for overmature stand patterns in state forest landscapes in the North Vidzeme Biosphere Reserve in 2011

<i>Indikators</i>	<i>Salacgrīva</i>	<i>Staicele</i>	<i>Rencēni</i>	<i>Naukšēni</i>
<i>Pāraugušo mežaudžu telpiskais raksts</i>				
Platības īpatsvars (%)	2,5	8,5	1,9	4,0
Plankuma platības mediāna (ha)	1,10	1,57	2,09	1,11
Tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma mediāna (m)	183	123	607	123
<i>Dabisko meža biotopu telpiskais raksts</i>				
Platības īpatsvars (%)	1,7	3,5	2,2	6,1
Plankuma platības mediāna (ha)	2,59	2,37	2,71	5,62
Tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma mediāna (m)	396	415	593	442

Dabisko meža biotopu (DMB) telpiskajam rakstam ir raksturīga kopumā lielāka biotopu plankumu platības mediāna (3.7. tabula) nekā pāraugušo mežaudžu rakstam (lielāka par 2,30 ha), kas parāda, ka dabiskajos meža biotopos ir iekļautas arī relatīvi jaunākas audzes. Kopējā DMB platība Naukšēnu meža masīva ainavā sasniedz 6,1% no masīva kopplatības, turklāt, salīdzinot ar pāraugušo mežaudžu plankumu platību šajā meža masīvā, arī biotopa plankuma platības mediāna šajā ainavā ir izteikti lielāka (5,62 ha).. Augstākā dabisko meža biotopu izolācijas pakāpe ir raksturīga Rencēnu meža masīva ainavā (593 m), bet zemākā biotopu izolācijas pakāpe ir Salacgrīvas meža masīva ainavā (396 m). Dabisko meža biotopu plankumu izolācija, salīdzinot ar pāraugušo mežaudžu telpisko plakumu izolācijas pakāpi, kopumā ir lielāka, kas ir saistāms ar plankumu skaita atšķirībām un to telpisko izkliedi.

Papildus promocijas darbā novērtēta arī izcirtumu malu efekta ietekme uz dabiskiem meža biotopiem (3.8. tabula). Salīdzinot pētījumā izmantotos mežizstrādes periodus, konstatēts, ka izdalītajos pētījuma periodos izcirtumu 50 m malas zonā iekļaujas vidēji 8–50% no visiem dabiskajiem meža biotopiem.

**Dabisko meža biotopu skaits 50 metru malas zonā valsts meža ainavās
Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam**

Table 3.8.

**The number of woodland key habitats within the 50 meter edge zone in state
landscapes in the North Vidzeme Biosphere Reserve from 1988 till 2011**

<i>Laika periods</i>	<i>Dabisko meža biotopu skaits un relatīvā platība (%) malas zonā</i>			
	<i>Salacgrīva</i>	<i>Staicele</i>	<i>Rencēni</i>	<i>Naukšēni</i>
1988.–1991.	7 (7,5%)	10 (9,7%)	6 (7,9%)	25 (16,0%)
1992.–1995.	7 (7,5%)	17 (16,5%)	10 (13,2%)	42 (26,9%)
1996.–1999.	21 (22,5%)	20 (19,4%)	8 (10,5%)	65 (41,7%)
2000.–2003.	3 (3,2%)	14 (13,5%)	8 (10,5%)	28 (17,9%)
2004.–2007.	5 (5,3%)	17 (16,5%)	5 (6,6%)	62 (39,7%)
2008.–2011.	10 (10,7%)	15 (14,5%)	10 (13,2%)	60 (38,5%)

Relatīvi vislielākā platība malas zonā izvietoto dabisko meža biotopu ir Naukšēnu meža masīvā – vidēji 30,1%, bet atsevišķos periodos sasniedzot pat 41,7% (periodā no 1996. līdz 1999. gadam). Savukārt zemākā malas efekta ietekmēto biotopu relatīvā platība attiecībā pret visu dabisko mežu biotopu platību ir Salacgrīvas un Rencēnu meža masīvos (vidēji attiecīgi 9,45% un 10,3%). Laika periods no 1996. līdz 1999. gadam izceļas ar relatīvi augstāku izcirtumu malas efekta ietekmēto dabisko mežu biotopu platību visās meža masīva ainavās (3.8. tabula). Vidēji 23,5% no visiem biotopiem šajā laika periodā atrodas 50 m malas efekta ietekmes zonā. Tas skaidrojams ar to, ka dabisko meža biotopu inventarizācija sākusies tikai 1997. gadā un līdz ar to mežu apsaimniekošanas plānošanā pirms minētā gada netika ņemta vērā inventarizācijas rezultātā izdalīto biotopu atrašanās vieta. Pētījums parāda, ka tieši Naukšēnu meža masīva ainavā dabiskie meža biotopi ir visvairāk pakļauti izcirtumu malas zonu efekta ietekmei. To nosaka gan augstā biotopu koncentrācija šajā meža masīvā, gan arī augstā mežizstrādes intensitāte kopumā.

3.2.5. Meža autoceļu tīkla attīstība valsts mežu ainavā

Analizējot valsts meža masīvos autoceļu tīkla attīstības dinamiku, promocijas darbā veikta meža autoceļu telpiskās attīstības izvērtēšana kopš 2000. gada. Uzskata, ka optimālais autoceļu blīvums no mežu apsaimniekošanas viedokļa ir 1,5 km uz 100 ha meža (Latvijas valsts meži, 2011). Autoceļu attīstību meža masīvos varam arī uzskatīt kā meža rīcības politikas vienu no izpausmēm, kas sekmē intensīvu mežu apsaimniekošanu. Pirms 2000. gada visās pētītās meža masīva ainavās (izņemot Staiceles meža masīvu) ir relatīvi vienāds meža autoceļu kopgarums, kas pēc 2000. gada pētītajos masīvos attīstās nevienmērīgi. Vislielākais

jaunu ceļu kopgarums ir izbūvēts laika periodā no 2004. līdz 2007. gadam, kad katrā no analizētajiem meža masīviem izbūvēti no 9,4 līdz 27,3 km meža autoceļu (3.9. tabula, 3.10. att.). Šajā periodā pētītajos meža masīvos kopumā izbūvēti 73 km meža autoceļu. Tas galvenokārt noticis Salacgrīvas meža masīva centrālajā un ziemeļu daļā un Naukšēnu meža masīva ziemeļu daļā.

3.9. tabula

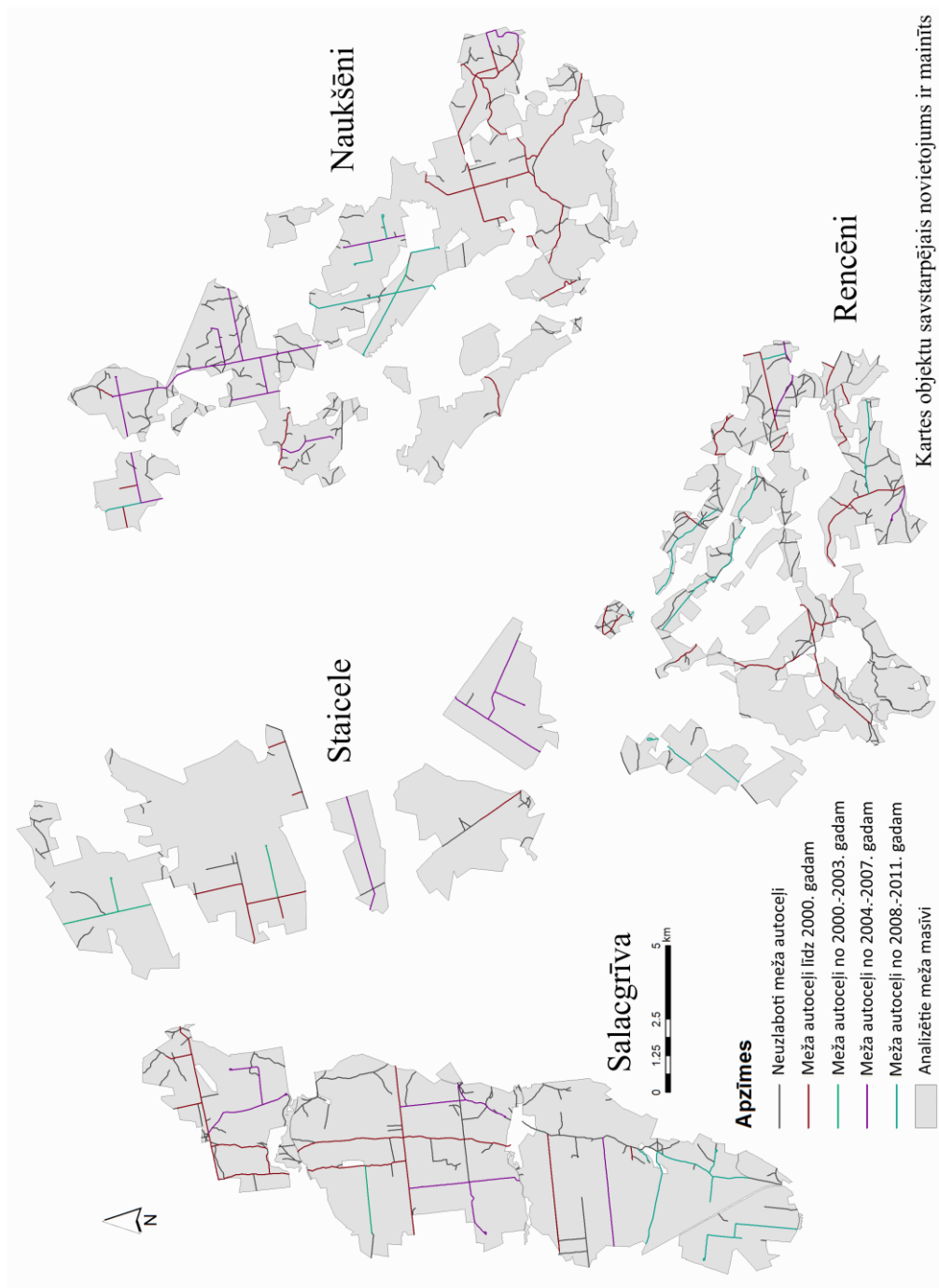
Meža autoceļu tīkla kopgarums un izmaiņas valsts meža masīvu ainavās

Table 3.9.

The total length and changes of forest road length in state forest tract landscapes

Laika periods	Meža autoceļu kopgarums (km)				
	<i>Salacgrīva</i>	<i>Staicele</i>	<i>Rencēni</i>	<i>Naukšēni</i>	<i>KOPĀ</i>
1988.–2000. gads	38,175	14,166	35,795	36,250	124,386
<i>Jaunu ceļu izbūve (km)</i>					<i>Izmaiņas kopā</i>
2000.–2003. gads	2,338	7,430	–	2,120	+11,888
2004.–2007. gads	20,384	15,828	9,436	27,364	+73,012
2008.–2011. gads	20,179	–	21,597	14,931	+56,707

Jaunu autoceļu būves apjoms pētītajos meža masīvos samazinājies pēc 2008. gada, ka ticis izbūvēts tikai 56,7 km autoceļu. Pēc 2000. gada Naukšēnu un Salacgrīvas mežu masīvu ainavās VAS „Latvijas valsts meži” izbūvēja attiecīgi 44,4 km un 42,8 km meža autoceļu (3.9. tabula). Pēc 2000. gada jaunu meža autoceļu izbūves apjomi pieauga tikai Rencēnu meža masīva ainavā, bet Staiceles meža masīva ainavā periodā no 2008. līdz 2011. gadam jauni meža autoceļi netika izbūvēti (3.10. att.).



3.10. attēls. Meža autoceļu izbūvētie posmi valsts meža masīvu ainavās Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā laikā no 2000. līdz 2011. gadam

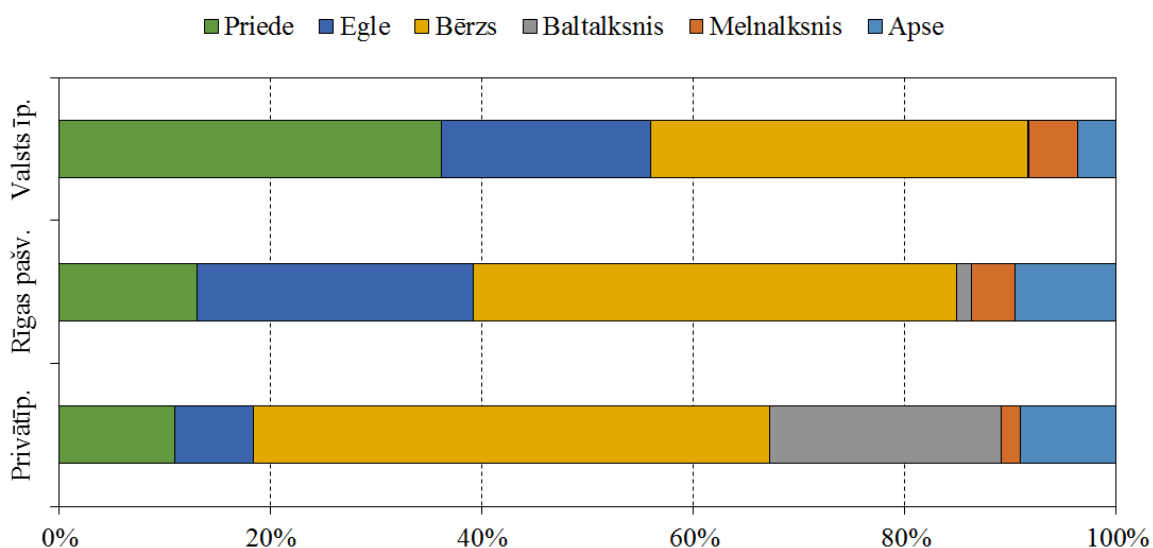
Figure 3.10. Forest road building phases in state forest tract landscapes within the North Vidzeme Biosphere Reserve during 2000–2011

3.3. Mežaudžu telpiskās struktūras raksturojums atkarībā no meža īpašuma piederības

Mežaudžu telpiskās struktūras salīdzinošā analīze atkarībā no meža īpašuma piederības veikta ar mērķi noskaidrot meža rīcības politikas ietekmi uz dažādu īpašumu mežiem. Pētījumā salīdzināta mežaudžu struktūra valsts, Rīgas un privāto īpašnieku meža masīvos.

3.3.1. Mežaudžu kompozīcija un telpiskais raksts

Promocijas darbā izstrādātais pētījums atklāj būtiskas atšķirības Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā starp valsts, Rīgas pašvaldības un privāto īpašnieku meža masīvu sugu sastāvu un telpisko rakstu. Divu ekonomiski nozīmīgāko skujkoku sugu – priedes un egles – aizņemtā platība minētajos īpašumos izteikti atšķiras (3.11. att.), savukārt bērza audžu relatīvā platība ir līdzīga visu pētīto īpašnieku meža masīvos. No pārējām koku sugām par izplatītākajām minamas apse un baltalksnis.



3.11. attēls. Koku sugu izplatība dažādu īpašnieku meža masīvos

Figure 3.11. The distribution of tree species in forest tracts with different ownerships

Valsts meža masīvā „Norēnu mežs” izplatītākie meža tipi ir platlapju ārenis (21,3% no kopējās mežaudžu platības), šaurlapu ārenis (20,8%), vēris (11,8%) un damaksnis (9,8%). Valsts meža masīvā sugu sastāvā dominē trīs komerciāli nozīmīgākās koku sugas – priede (33,6%), bērzs (33,0%) un egles (19,3%). Pārējo koku sugu aizņemtās platības ir izteikti mazākas. Valsts meža masīvā nav sastopamas baltalkšņu audzes. Meliorācijas darbi būtiski ir

ietekmējuši mežaudžu telpisko kompozīciju, jo 62,8% audžu valsts meža masīvā ir nosusinātas.

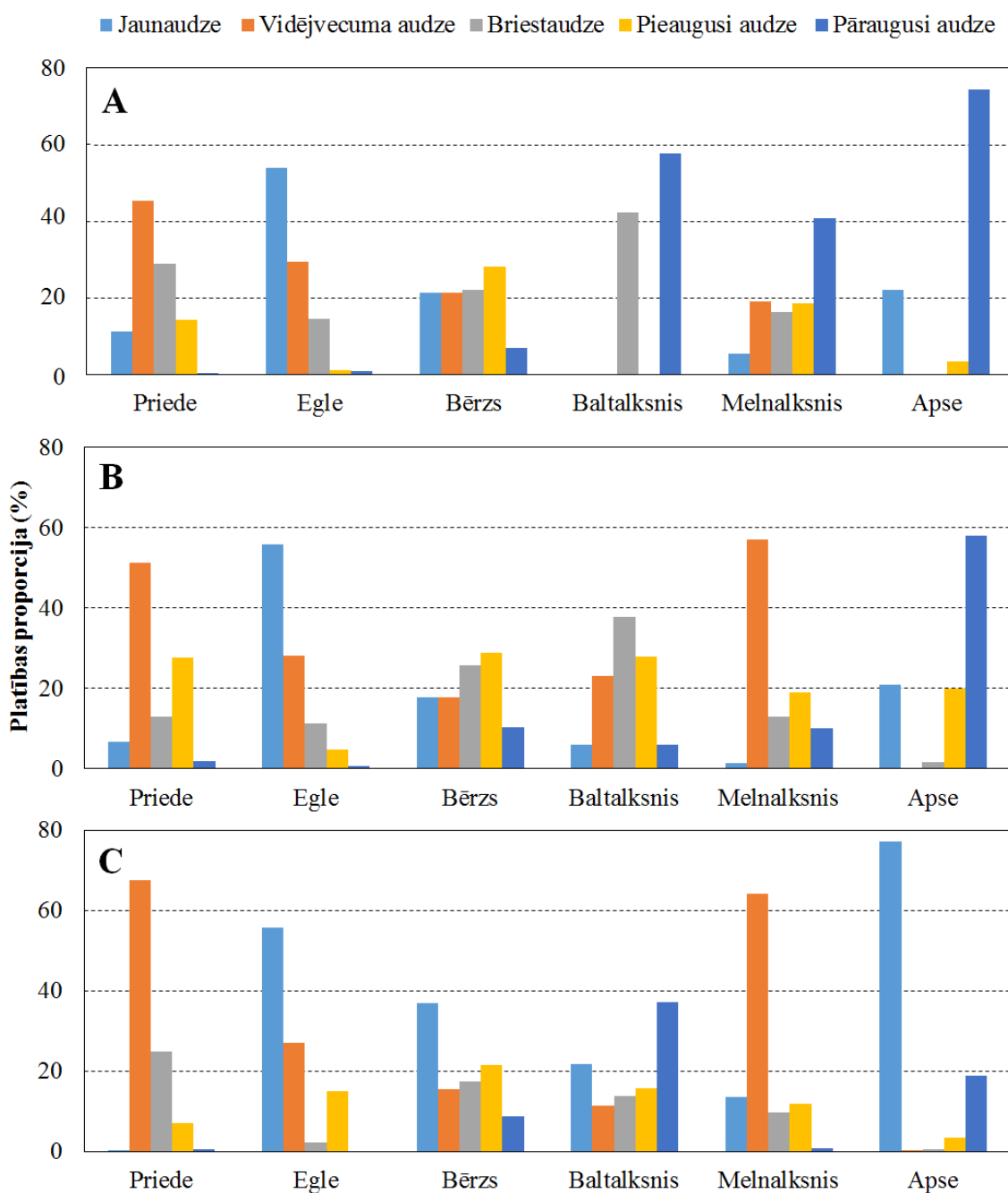
Rīgas pašvaldības Katrīnas meža masīvā dominē bērza (45,2%) un egļu audzes (25,9%) ar bērza un apses piemistrojumu. Šajā masīvā starp pētītajiem meža masīviem ir vislielākā egļu audžu platība (566,8 ha). Savukārt priedes audžu kopplatība te ir ievērojami mazāka nekā valsts meža masīvā. Katrīnas meža masīvu raksturo arī salīdzinoši augsta apšu audžu kopējā platība. Izplatītākie meža tipi šajā masīvā ir platlapu ārenis (16,8%), damaksnis (27,1%), vēris (9,8%). Meža masīva ainavā sausieņu mežu tipu un nosusinātas mežaudzes aizņem 54,2% no masīva kopplatības.

Privāto īpašnieku meža masīvā „Domeru mežs” galvenokārt ir sastopami mistroti, bieži pārmitri egļu–priežu meži ar bērzu piejaukumu. Izplatītākie meža tipi te ir damaksnis (38,1%), slapjais damaksnis (11,4%) un vēris (10,7%). Privāto īpašnieku masīvā pēc aizņemtās platības (82%) izteikti dominē lapu koku mežaudzes. Izplatītākās koku sugas Rīgas pašvaldības meža masīvā ir bērzs (988,5 ha, jeb 47,9% no mežaudžu kopplatības) un baltalksnis (21,4%).

Visizteiktākā atšķirība ir tieši baltalkšņa audžu platībās, kas privāto īpašnieku meža masīvā (platība 443 ha) vairākkārt pārsniedz attiecīgās platības valsts (2 ha) un Rīgas pašvaldības (30 ha) meža masīvos. Tas nozīmē, ka liela daļa privāto mežu padomju periodā ir veidojušās uz bijušajām lauksaimniecības zemēm (skatīt meža masīva raksturojumu 2.1.2. apakšnodaļā), kā arī daudzviet privātie īpašnieki ir atjaunoši izcirstās audzes dabiski – ar baltalksni.

Kopumā lielāka koku sugu bagātība, salīdzinot ar valsts meža masīvu (8 sugas), ir Rīgas pašvaldības un privāto īpašnieku meža masīvos (mežaudzes veido 10 sugas).

Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta mežaudžu vecumstruktūru analīze pa sugām (3.12. att.) parāda nevienādu vecumklašu sadalījumu vairumam apskatīto koku sugu. Valsts meža masīvā starp priežu audzēm dominē vidēja vecuma audzes (74% no priežu mežaudžu kopplatības), bet starp egļu audzēm – jaunaudzes (54%). Visos meža masīvos kopumā ir ļoti maza skujkoku veco audžu sastopamība. Tās veido mazāk par 1,8% no kopējās katras sugas aizņemtās platības.



3.12. attēls. Mežaudžu vecumstruktūra valsts (A), Rīgas pašvaldības (B) un privāto īpašnieku (C) meža masīvos 2011. gadā

Figure 3.12. Stand age structures in state (A), Riga municipality (B) and privately-owned (C) forest tracts in 2011

Katrīnas meža masīvā atsevišķu koku sugu vecumstruktūra kopumā ir sabalansētāka nekā abos pārējos meža masīvos (3.12. att. B). Mežaudzē visām koku sugām, izņemot apšu audzes, ir pārstāvētas visas vecumklases. Egļu un bērzu mežaudžu vecumklašu sadalījums pašvaldības meža masīvā ir ļoti līdzīgs valsts meža masīvam. Savukārt priežu audzēs ir novērojams briestaudžu (91–110 gadus vecas audzes) iztrūkums. Vairāk nekā 50% egļu

audžu masīvā Rīgas pašvaldības īpašumā ir jaunaudzēs, bet priežu un bērzu jaunaudžu īpatsvars ir mazāks nekā valsts meža masīvā. Baltalkšņu un melnalkšņu vecumklašu sadalījumā Katrīnas meža masīvā dominē vidēja vecuma un pieaugušas audzes. Apšu audžu vecumstruktūra parāda augstu veco audžu īpatsvaru Rīgas pašvaldības meža masīvā (118 ha, 57% no kopējās apšu audžu platības).

Privāto īpašnieku meža masīvā „Domeru mežs” dominē vidēja vecuma (41–110 gadi) priežu audzes, kas veido 93% no visu priežu audžu kopējās platības (3.12. att. C). Ļoti nelielas platības aizņem priežu jaunaudzēs un vecās audzes. Egļu un melnalkšņu vecumstruktūra privāto īpašnieku meža masīvā ir līdzīga kā pašvaldības meža masīvā. Vienīgi privāto īpašnieku meža masīvā ir novērojams egles briestaudžu iztrūkums. Baltalkšņu audzēs vecumklašu sadalījums ir relatīvi izlīdzināts, turklāt ar palielinātu veco audžu platību (37% no kopējās baltalkšņu platības). Melnalkšņu audzēs privātajā meža masīvā dominē vidēja vecuma audzes, bet apšu jaunaudzēs privāto īpašnieku meža masīvā veido 77% (jeb 142 ha) no audžu kopplatības.

Valsts un Rīgas pašvaldības meža masīvos ir līdzīga vecumstruktūra vairumam apskatīto koku sugu (priedei, eglei, bērzam, melnalkšnim). Egļu un bērzu audžu vecumstruktūra ir ļoti līdzīga visos trijos analizētajos meža masīvos, norādot uz līdzībām meža vēsturiskajā apsaimniekošanā.

Analizētajiem dažādu īpašnieku meža masīviem ir līdzīga kopējā platība, tomēr pastāv izteiktas atšķirības vispārīgos meža ainavas struktūru raksturojošos parametros (3.10. tabula). Laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam mežizstrāde aktīvākā bijusi privāto īpašnieku meža masīvā. Tur periodā no 2000. līdz 2011. gadam izcirtumu kopējā platība sasniedza 699 ha. Valsts un Rīgas pašvaldības meža masīvos izcirtumu kopējā platība attiecīgajā periodā ir izteikti mazāka. Meža autoceļu blīvums valsts masīvā ir gandrīz trīs reizes augstāks nekā privāto īpašnieku meža masīvā (1,14 pret 0,37 km uz 100 ha). Augstākais pāraugušo mežaudžu platības īpatsvars privāto īpašnieku meža masīvā kontrastē ar mazāko mežaudžu vidējo vecumu (45,5 gadi) starp analizētajiem meža masīviem. Tas liecina, ka liela daļa no masīva pāraugušajām audzēm ir baltalkšņa audzes. Privāto īpašnieku meža masīva „Domeru mežs” sarežģīto telpisko konfigurāciju raksturo lielākais kopējais mežaudžu plankumu skaits (663), kas ir būtiski lielāks nekā valsts un Rīgas pašvaldības meža masīvos (3.10. tabula).

Ainavas līmeņa raksturlielumi dažādu īpašnieku meža masīvos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā

Table 3.10.

Landscape-level statistics for forest tracts with different ownerships in the North Vidzeme Biosphere Reserve

<i>Meža masīvu raksturlielumi</i>	<i>Valsts</i>	<i>Rīgas pašvaldības</i>	<i>Privāto īpašnieku</i>
Kopējā platība (ha)	1780,8	2184,7	2062,3
Kopējā izcirtumu platība 1988.–2011. g. (ha)	320,76	410,41	698,99
Pāraugušo mežaudžu relatīvā platība (%)	11,6	10,7	13,9
Mežaudžu vidējais vecums (gadi)	60,6	54,5	45,5
Meža ceļu blīvums (km × 100 ha ⁻¹)	1,14	0,70	0,37
Mežaudžu plankumu skaits	421	366	663
Koku sugu skaits	8	10	10
<i>Mežaudzes stāvu skaits (% no kopējā nogabalu skaita)</i>			
1	34,9	13,7	18,0
2	38,4	28,7	29,4
3	26,7	57,6	52,6

Kokaudzes vertikālā struktūra masīvos ar dažādiem īpašniekiem ir novērtēta pēc kokaudzes stāvu skaita (3.10. tabula). Valsts meža masīvā vairumam meža nogabalu (73,3% no kopējā skaita) ir izdalīti divi stāvi, bet Rīgas pašvaldības un privāto īpašnieku meža masīvos tādu ir attiecīgi 42,4% un 47,4%. Trīs kokaudzes stāvi konstatēti 26,7% valsts meža masīva audžu, bet Rīgas pašvaldības un privātajā meža masīvā – attiecīgi 57,6% un 52,6% no kopējā mežaudžu skaita. Tas liecina, ka valsts meža masīvā ir raksturīga vienkāršāka kokaudzes vertikālā struktūra, salīdzinot ar Rīgas pašvaldības un privāto īpašnieku meža masīviem.

Valsts meža masīvu „Norēnu mežs” kopumā raksturo labi attīstīts meža autoceļu tīkls un vienkāršāka meža masīva telpiskā konfigurācija, kā arī mazāka koku sugu bagātība un vienkāršāka kokaudzes vertikālā struktūra. Savukārt privāto īpašnieku meža masīvā ir notikusi plaša mežizstrāde. Domeru meža masīvu raksturo sarežģīta kopēja konfigurācija (meža masīva kontūra) un komplicētāka vertikālā struktūra, ko var izskaidrot ar mežaudžu dabisko atjaunošanos pēc audžu izciršanas.

Mežaudžu telpiskā raksta analīze parāda būtiskas atšķirības starp dažādu īpašnieku meža masīviem (3.11. tabula) mežaudžu plankumu platības, formas, agregācijas un telpiskās izolācijas indikatoros. Analizējot mežaudžu plankumus visām sugām kopā, to platības mediāna un agregācijas pakāpe būtiski atšķiras ($p < 0,01$) starp valsts un privāto īpašnieku meža masīviem. Lielākā šo mežaudžu plankuma platība raksturo Rīgas pašvaldības meža

masīvu (mediāna 1,93 ha). Mežaudžu agregācijas pakāpe valsts masīvā „Norēnu mežs” ir būtiski ($p < 0,01$) augstāka, salīdzinot ar Rīgas pašvaldības un privāto īpašnieku meža masīviem. Tuvākā kaimiņa attāluma vērtības parāda zemāko mežaudžu plankumu izolāciju (mediāna 16 m) valsts meža masīvā, salīdzinot ar abiem pārējiem masīviem (3.11. tabula). Rīgas pašvaldības Katrīnas masīvs būtiski atšķiras no pārējiem mežaudžu plankumu formas, agregācijas un telpiskās izolācijas indikatoru rādītājos. Valsts meža masīvā „Norēnu mežs” kopumā raksturīgi būtiski lielāki visu koku sugu mežaudžu plankumi ar sarežģītāku formu nekā privāto īpašnieku masīvā. Šo mežaudžu plankumi Rīgas pašvaldības un privāto īpašnieku meža masīvos ir vairāk telpiski izkaisīti, salīdzinot ar valsts meža masīvu, kuram kopumā ir raksturīga arī vienkāršāka kontūra.

3.11. tabula

Ainavas līmeņa raksturlielumi dažādu īpašumu meža masīvos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā 2011. gadā

Table 3.11.

Landscape-level statistics for forest tracts with different ownerships within the North Vidzeme Biosphere Reserve in 2011

<i>Telpiskā raksta indikators</i>	<i>Valsts</i>	<i>Rīgas pašvaldības</i>	<i>Privāto īpašnieku</i>
Mežaudžu plankuma platības mediāna (ha)	<u>1,27</u> ¹	1,93	<u>1,05</u> ²
Formas indeksa mediāna	<u>1,57</u> ¹	<u>1,52</u> ²	<u>1,46</u> ³
Tuvuma indeksa mediāna	<u>56,25</u> ¹	<u>12,34</u> ²	<u>12,45</u> ³
Tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma mediāna (m)	<u>16</u> ¹	<u>74</u> ²	<u>55</u> ³

Statistiski būtiskas atšķirības starp dažādu īpašumu meža masīviem pasvītrotas ar vienu ($p < 0,05$) vai divām līnijām ($p < 0,01$). Atšķirīgās vērtības atzīmētas ar augšraksta indeksiem.

Klašu līmenī veikts mežaudžu telpiskā raksta izvērtējums pa koku sugām (3.12. tabula) izvērtējums, vērtējot katras sugas mežaudžu plankumu platību un to agregāciju (telpisko grupēšanos). Salīdzinot ar Rīgas pašvaldības meža masīvu, valsts masīvā mežaudžu plankuma platības mediāna ir zemāka visām sugām. Mežaudžu plankumu agregācija (izteikta tuvuma indeksa vērtībās) valsts masīvā ir būtiski augstāka ($p < 0,01$) priežu un egļu audzēm, salīdzinot ar privātīpašnieku masīvu. Savukārt apšu audžu plankumu agregācijas pakāpe ir būtiski augstāka privātīpašnieku meža masīvā (attiecīgi 2,90 pret 1,13 valsts meža masīvā). Katrīnas meža masīvu raksturo lielākā egļu mežaudžu plankumu platība starp analizētajiem masīviem (mediāna 2,71 ha) un arī plankumu agregācijas pakāpe (tuvuma indeksa mediāna 44,58). Bērzu un apšu mežaudžu plankuma izmērs šajā masīvā ir būtiski lielāks nekā

privātīpašnieku masīvā ($p < 0,05$). Mežaudžu plankumu agregācijas aspektā pašvaldības masīvs neuzrāda statistiski būtiskas atšķirības (3.12. tabula).

3.12. tabula

Klašu līmeņa mežaudžu telpiskā raksta indikatori dažādu koku sugu plankumiem meža masīvos ar atšķirīgu īpašumu piederību

Table 3.12.

Class-level metrics for tree species in forest tracts with different ownerships

Koku suga	Plankuma platības mediāna (ha)			Tuvuma indeksa mediāna		
	<i>Valsts</i>	<i>Pašvaldības</i>	<i>Privāto īpašnieku</i>	<i>Valsts</i>	<i>Pašvaldības</i>	<i>Privāto īpašnieku</i>
Priede	<u>1,49</u> ¹	<u>1,53</u> ²	<u>1,02</u> ³	<u>1187,24</u> ¹	10,65	<u>11,67</u> ²
Egle	<u>0,92</u> ¹	<u>2,71</u> ²	<u>0,89</u> ³	<u>43,16</u> ¹	44,58	<u>2,86</u> ²
Bērzs	1,43	<u>2,54</u> ¹	<u>1,24</u> ²	145,09	87,29	116,86
Melnalksnis	1,16	1,35	0,46	7,10	0,39	0,44
Apse	1,44	<u>2,16</u> ¹	<u>1,28</u> ²	<u>1,13</u> ¹	5,06	<u>2,90</u> ²
Baltalksnis	0,41	0,81	0,99	17,75	0,57	20,08
Osis	1,00	1,62	0,99	0,96	0,88	0,47
Ozols	–	–	0,41	–	–	0,01
Liepa	–	1,01	–	–	0,05	–
Lapegle	–	0,26	–	–	0,02	–

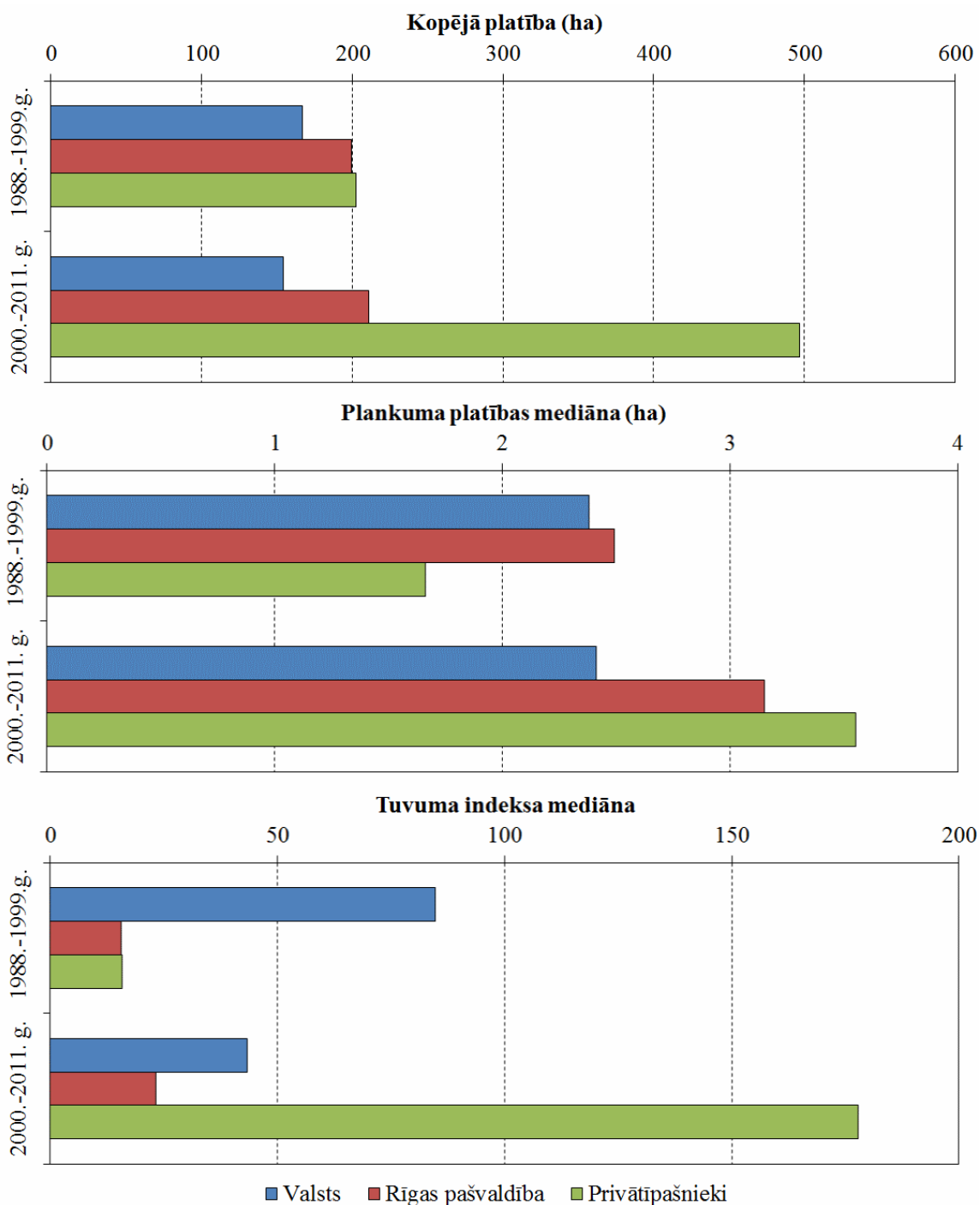
Statistiski būtiskas atšķirības starp dažādu īpašumu meža masīviem ir pasvītrotas ar vienu ($p < 0,05$) vai divām līnijām ($p < 0,01$). Atšķirīgās vērtības atzīmētas ar augšraksta indeksiem.

Salīdzinot ar valsts un pašvaldības masīviem (3.12. tabula), privātīpašnieku masīvā „Domeru mežs” ir augstākas plankumu agregācijas vērtības apšu un baltalkšņu mežaudžu telpiskajiem rakstiem (tuvuma indeksa mediāna attiecīgi 2,90 un 20,08). Mežaudžu plankumu platības mediāna kopumā ir zemāka ($< 5,85$ ha) privātīpašnieku masīvā, salīdzinot ar valsts un Rīgas pašvaldības mežiem (izņēmumi – baltalkšņu un ošu mežaudzes). Arī mežaudžu plankumu agregācijas pakāpe privātīpašnieku masīvā kopumā ir zemāka, salīdzinot ar Rīgas meža masīvu.

Telpisko rakstu salīdzinošā analīze pa koku sugām parāda, ka mežaudžu telpiskā struktūra priežu un egļu audzēm valsts meža masīvā ir būtiski ($p < 0,01$) homogēnāka nekā privāto īpašnieku masīvā. Rīgas pašvaldības Katrīnas meža masīvā savukārt ir raksturīgi būtiski lielāki priežu, egļu un bērza mežaudžu plankumi, bet mežaudžu plankumu agregācija būtiski neatšķiras no valsts un privāto īpašnieku meža masīviem.

3.3.2. Mežizstrādes telpiskās izpausmes atšķirīgu īpašnieku meža masīvos

Mežizstrādes aktivitāte dažādu īpašnieku meža masīvos analizēta, salīdzinot izcirtumu telpiskos rakstus starp diviem periodiem – no 1988. līdz 1999. gadam un no 2000. līdz 2011. gadam (3.13. att.).



3.13. attēls. Izcirtumu telpiskā raksta izmaiņas meža masīvos ar dažādu īpašuma piederību Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam

Figure 3.13. Clearcut pattern metrics in forest tracts with different ownerships in the North Vidzeme Biosphere Reserve from 1988 till 2011

Valsts meža masīvā „Norēnu mežs” periodā no 2000. līdz 2011. gadam ir samazinājusies izcirtumu kopējā platība, gan arī izcirtumu plankumu telpiskā agregācija. Savukārt izcirtumu plankumu platības mediāna šajā periodā valsts meža masīvā nedaudz pieaugusi no 2,38 ha līdz 2,41 ha. Izcirtumu plankumu izmērs (platības mediāna) pēc 2000. gada pieauga visu īpašnieku meža masīvos, salīdzinot ar 1988.–1999. gada periodu. Rīgas pašvaldības Katrīnas meža masīvā periodā no 2000. līdz 2011. gadam izcirtumu kopējā platība palielinājusies par 5,7% (no 199 ha līdz 211 ha). Savukārt privāto pašnieku meža masīvā izcirtumu kopējā platība periodā pēc 2000. gada pieaugusi par 146% (3.13. att.). Arī izcirtumu plankumu telpiskā agregācijas pieaugums privāto pašnieku masīvā ir straujākais starp pētītajiem meža masīviem.

Mežizstrādes intensitātes pieaugums periodā no 2000. līdz 2011. gadam Domeru meža masīvā saistīts galvenokārt ar izcirtumu plankumu koncentrēšanos masīva ziemeļu un austrumu daļās, būtiski palielinot tuvuma indeksa vērtības masīva ainavā kopumā.

Promocijas darba pētījums kopumā parāda, ka koku sugu sastāvs un mežaudžu telpiskā struktūra atšķiras dažādu īpašnieku mežiem un šīs atšķirības ir novērojamas gan ainavas līmenī, gan konkrētu koku sugu mežaudžu izvietojumā. 3.1. apakšnodaļā noskaidrotās atšķirības starp valsts un citu īpašnieku (privāto īpašnieku un Rīgas pašvaldības) mežiem Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta mērogā ir novērojamas, arī veicot detālāku telpiskās struktūras analīzi mazākos meža masīvos. Noskaidrotās atšķirības meža ainavu struktūrā netiek integrētas meža apsaimniekošanas plānos, jo plānošanas process notiek viena īpašuma robežās, nevis ainavu līmenī. Tā kā Latvijas meža politika (1998) un Meža likums (2000) nosaka vienādas tiesības un pienākumus visiem mežu īpašniekiem un apsaimniekotājiem, tas rada sarežģījumus ainavas līmeņa meža apsaimniekošanas plānošanā, jo visā Latvijas teritorijā valsts meža masīvi mijas ar privāto īpašnieku un arī ar pašvaldību mežiem.

4. REZULTĀTU INTERPRETĀCIJA UN DISKUSIJA

Raksturīga Latvijas meža nozares rīcības politikas iezīme ir samērā stingrais mežu apsaimniekošanas regulējums. To nosaka vairāk nekā 20 normatīvo aktu. Meža nozares normatīvais regulējums ir nozīmīgs elements meža rīcības politikas ieviešanā Latvijā. Tieši regulējošie rīcības politikas instrumenti, kā meža ciršanas, atjaunošanas un dabas aizsardzības noteikumi, būtiski ietekmē meža ainavu struktūru. V. Bruks ar līdzautoriem (Brukas et al., 2009), analizējot meža izmantošanu un rīcības politiku ietekmējošos faktoros, secina, ka meža nozari Lietuvā laika periodā no 1986. līdz 2007. gadam ietekmējuši divi galvenie faktori – pāreja uz tirgus ekonomikas sistēmu un izmaiņas koksnes resursu apjomā. Papildus šiem diviem faktoriem par nozīmīgiem faktoriem ir minēti arī stingrs meža nozares normatīvais regulējums, pieaugošas prasības vides aizsardzībā, valsts mežu apsaimniekošanas ekonomiskais modelis un gausā zemes reforma. Pētnieki arī norāda, ka, lai gūtu pilnīgāku priekšstatu par meža rīcības politikas attīstību, jāņem vērā arī faktori ārpus meža nozares, piemēram, vispārējā ekonomiskā situācija valstī (Brukas et al., 2009). Privāto īpašnieku mežu telpisko struktūru ietekmē arī tādi faktori, kā, piemēram, koksnes iepirkuma cenas un mājsaimniecību vajadzības pēc koksnes, tajā skaitā malkas. Promocijas darba pētījums atklāj, ka arī Latvijā iepriekš minētie procesi un faktori ir galvenie, kas ir noteikuši meža nozares rīcības politiku, kurā pieņemtie normatīvie akti vai arī konkrēta VAS „Latvijas valsts meži” rīcība, plānojot mežu apsaimniekošanu, vairumā gadījumu būtiski ietekmē meža ainavas telpisko rakstu.

4.1. Meža nozares rīcības politikas maiņas ietekme uz meža ainavu telpisko struktūru

Meža nozares normatīvo aktu analīzes rezultātā laika periodā no 1988. līdz 2011. gadam varam izdalīt trīs periodus:

- 1) no 1988. līdz 1999. gadam – padomju periodam raksturīgās meža rīcības politikas turpinājums;
- 2) no 2000. līdz 2007. gadam – jauna apsaimniekošanas sistēma valsts mežos atbilstoši jaunajai Latvijas meža politikai (1998);
- 3) no 2008. līdz 2011. gadam – intensificēta mežizstrāde valsts mežos, izmantojot plānošanas vienības un praktizējot kailciršu koncentrāciju.

Promocijas darba rezultāti daļēji apstiprina izvirzīto hipotēzi, ka dažādi meža rīcības politikas periodi izpaužas valsts meža ainavu telpiskā raksta indikatoru vērtību izmaiņās. Daži no izmantotajiem indikatoriem (meža ainavas pamatnes saskares indekss un jaunaudžu plankumu malu blīvums) parāda strukturālās izmaiņas klašu līmenī tikai atsevišķās meža masīva ainavās.

Periodā no 1988. līdz 1999. gadam Latvijā, līdzīgi kā Lietuvā (skatīt Brukas et al., 2009), pāreja no centralizēti plānotas komandekonomikas uz tirgus ekonomiku ir uzskatāma par būtiskāko faktoru meža rīcības politikas izmaiņu kontekstā. Šajā periodā konstatētās izmaiņas meža ainavu telpiskajā struktūrā klašu līmenī dažādos valsts meža masīvos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā noritējušas atšķirīgi. Koksnes importa samazināšanās no Krievijas pēc valstiskās neatkarības atjaunošanas veicinājusi pārslēgšanos uz Latvijas meža resursu straujāku izmantošanu (Meža nozare 20 Latvijas neatkarības gados, 2011), kas atspoguļojās kā mežizstrādes apjomu pieaugums šajā periodā. Relatīvi straujo cirsmu skaita un platību pieaugumu Salacgrīvas, Rencēnu un Naukšēnu meža masīvos noteica arī faktors, ka te relatīvi lielās platībās mežaudzes bija sasniegušas ciršanas vecumu. Mežizstrādes apjomu pieaugumu šajās meža ainavās pagājušā gadsimta 90. gados ietekmēja arī cirsmu pieejamība, jo meža autoceļu tīkls iepriekš minēto meža masīvu ainavās tolaik bija labāk attīstīts nekā, piemēram, Staiceles meža masīvā (3.9. tabula).

Mežizstrādes apjomi valsts mežos Latvijā pieaug jau sākot ar pagājušā gadsimta 90. gadu pirmo pusi. Visstraujāk no valsts meža masīviem tas norisinās Naukšēnu ainavā (3.8. att.). Izcirtumu malu blīvuma un agregācijas pieaugums Naukšēnu meža masīva ainavā laika periodā no 1996. līdz 1999. gadam ir statistiski būtisks. Tas nav būtisks citos (Salacgrīvas, Staiceles un Rencēnu) analizētajos valsts meža masīvos. Mežizstrādes apjoma pieaugums samazinājis meža ainavas pamatnes konektivitāti un kodolzonu platību Naukšēnu meža masīvā (3.9. att.). Šāds intensitātes pieaugums Naukšēnu meža masīvā ir skaidrojams ar ciršanai pieejamo egļu mežaudžu lielo apjomu un cirsmu sasniedzamību šajā periodā. Pētījums parāda, ka tieši šajā periodā visvairāk valsts mežos tika izcirstas un vēlāk atjaunotas egļu audzes (3.6. att.).

Šajā periodā privātajos mežos mežizstrādes pieaugums ir daudz lielāks (1.1. att.) nekā valsts mežos, kas skaidrojams ar to, ka, atgūstot meža īpašumus, daudzi īpašnieki izmantoja meža resursus kā iespēju īsā laikā iegūt finanšu līdzekļus. Platības ziņā nelielie meža īpašumi noteica, ka ierobežojums jaunu cirsmu izveidei, ieviešot nosacījumus mežaudžu atjaunošanai izcirtumos, nenovērsa izcirtumu plankumu kopējās platības un to telpiskās agregācijas pieaugumu ainavas līmenī privāto īpašnieku meža masīvos. Līdz ar to varam uzskatīt, ka

vienotam meža apsaimniekošanas un vides normatīvajam regulējumam ir atšķirīgas izpausmes meža ainavu telpiskajā struktūrā.

Periodā no 2000. līdz 2007. gadam izcirtumu kopējās platības pieaugums Staiceles un Naukšēnu meža masīvu ainavās (3.7. att.) iezīmē kailciršu mežizstrādes intensitātes pieaugumu. Šis mežizstrādes apjomu pieaugums ir saistāms arī ar izmaiņām mežizstrādes noteikumos, kad pēc 2000. gada tika noteikti atšķirīgi kritēriji koku ciršanai (1.3. tabula). Meža apsaimniekošanas intensitātes pieaugumu noteica arī meža autoceļu izbūves pieaugums, kas ir būtisks meža apsaimniekošanas elements. Meža autoceļu tīkls valsts mežu ainavās tika būtiski paplašināts pēc 2004. gada (pētītajās ainavās izbūvēti 129,7 km meža autoceļu (4.1. att.), nodrošinot turpmāko meža apsaimniekošanas un mežizstrādes intensitātes pieaugumu valsts meža ainavās. Analizēto valsts masīvu ainavās konstatētais meža autoceļu izbūves temps atspoguļo attiecīgo tendenci VAS „Latvijas valsts meži” apsaimniekotajos mežos Latvijā kopumā. Šajā laika periodā valsts mežos vislielākais meža autoceļu kopgarums (617 km) ticis izbūvēts tieši 2005. gadā (Latvijas valsts meži, 2010).



4.1. attēls. Izbūvētais jaunais meža autoceļš valsts meža masīvā „Norēnu mežs” (O. Nikodemus foto)

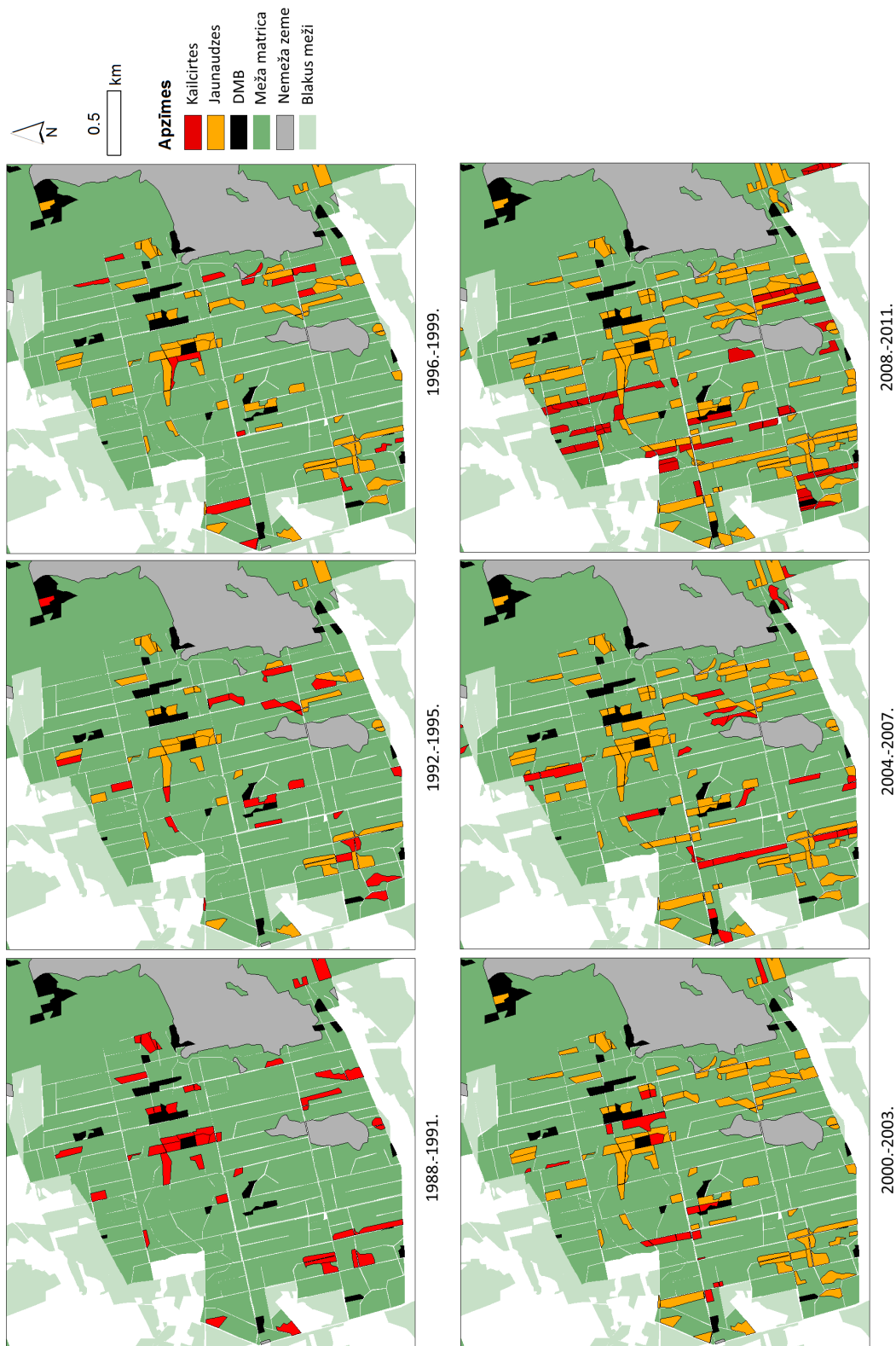
Figure 4.1. Forest road in state forest tract „Norēnu mežs” (photo by O. Nikodemus)

Promocijas darba pētījums parāda statistiski būtisku izcirtumu plankumu agregācijas pieaugumu Staiceles meža masīvā, salīdzinot ar periodu no 2000. līdz 2003. gadam. Savukārt

konstatētā izcirtumu malu blīvuma pieaugums Rencēnu meža masīvā laika periodā no 2004. līdz 2007. gadam (3.9. att. A) saistāms ar izcirtumu atstato novietojumu. Meža ainavas pamatnes konektivitāte Naukšēnu masīva ainavā būtiski samazinās pēc 2000. gada. Minētais samazinājums Staiceles un Salacgrīvas meža masīvu ainavās ir būtisks tikai periodā no 2008. līdz 2011. gadam, kad šajos masīvos strauji pieaug izcirtuma platības. Lokāls samazinājums ainavas pamatnes konektivitātē periodā no 2004. līdz 2007. gadam Rencēnu meža masīva ainavā ir skaidrojams ar izcirtumu koncentrācijas efektu attiecīgajā teritorijā kombinācijā ar sarežģīto ainavas telpisko konfigurāciju. Šie dažādie piemēri raksturo izcirtumu plānošanas stratēģijas ietekmi uz meža masīvu ainavu ekoloģisko struktūru. Izvietojot cirsmas atstatus citu no citas, pieaug kontrastējošu malu blīvums meža ainavā (4.2. att.), bet izvietojot cirsmas blakus citu citai, tas ir, cirsmas koncentrējot, meža masīvu šaurākajās vietās rodas pārrāvumi ainavas pamatnē (4.3. att.). Jaunaudžu plankumu agregācija sāk straujāk pieaugt tieši periodā no 2000. līdz 2007. gadam (3.7. att. F), kad tika veikta audžu atjaunošana pēc iepriekšējā perioda mežu izciršanas.

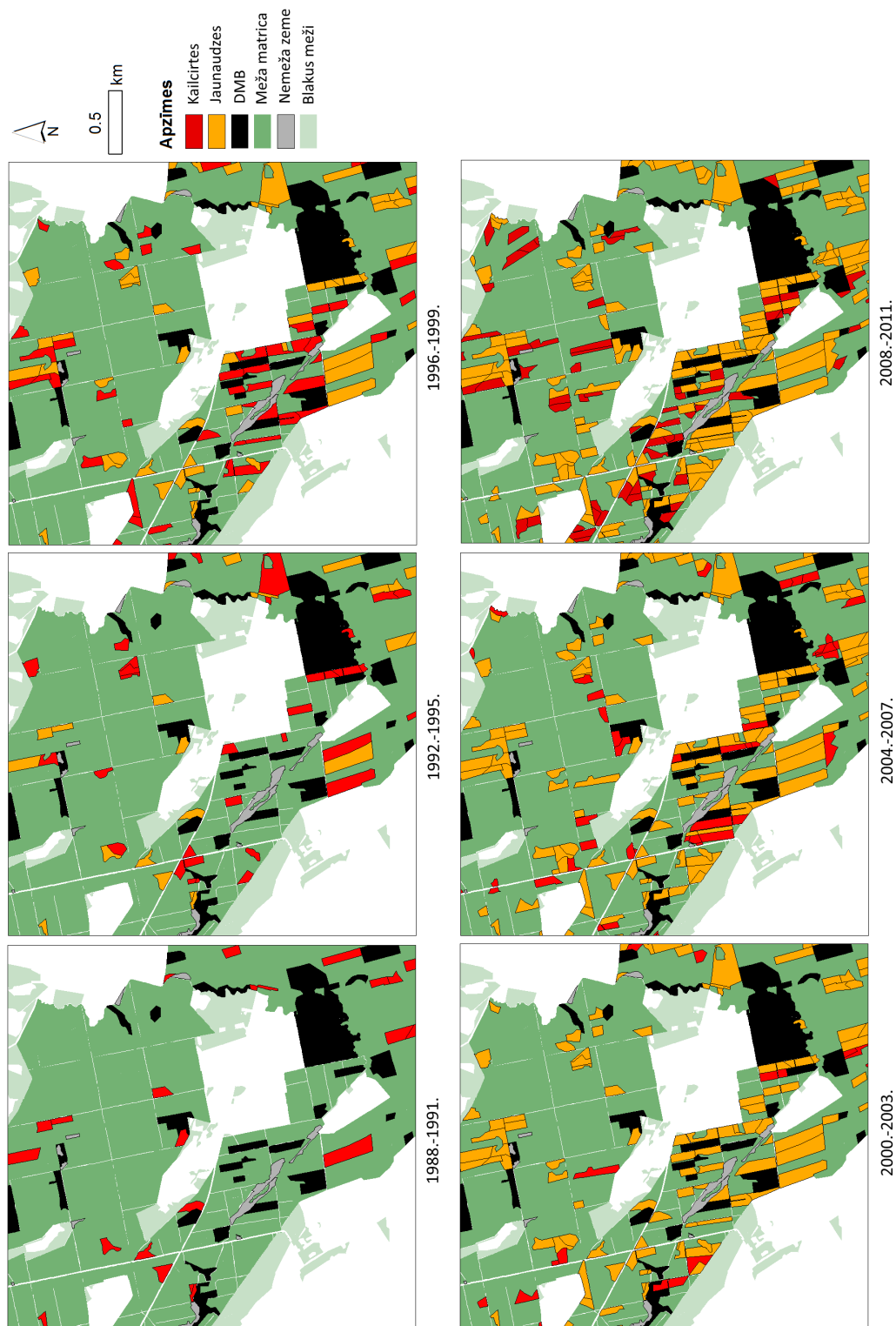
Ainavas līmenī, analizējot gan izcirtumu un jaunaudžu plankumus, gan meža ainavas pamatni kopumā, šis periods (no 2000. līdz 2007. gadam) iezīmējas ar maz izteiktām izmaiņām meža ainavas telpiskajā rakstā – turpinās visu kategoriju plankumu skaita pieaugums un to agregācija būtiski palielinās (3.6. att.) visās pētītajās meža ainavās (ar izņēmumu Rencēnu meža masīva ainavā laika periodā no 2004. gada līdz 2007. gadam). 2005. gada 9. janvāra vētra radīja postījumus galvenokārt Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta austrumu daļā (Latvijas valsts meži, 2006). Šo postījumu novēršana (sanitāro kailciršu veikšana) neatspoguļojas analizēto meža masīvu struktūrā kā izteikts kailciršu platību pieaugums. Meža rīcības politika nodrošināja vēja radītā traucējuma seku operatīvu novēršanu VAS „Latvijas valsts meži” apsaimniekotajos mežos.

Izmaiņas meža rīcības politikā ir atgriezeniski saistītas ar mežizstrādei pieejamo koksnes resursu apjomu – šis faktors vienlaikus ir rīcības politikas subjekts un ietekmējošais faktors (Apsey, Reed, 1996; Brooks, 1997). Piemēram, priežu mežaudzes tuvu ciršanas vecumam pašlaik veido lielu daļu no kopējās platības Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā (Rendenieks, Nikodemus, 2012), turklāt priežu audzēs valsts meža ainavās kopš 2000. gada pieaugusi briestaudžu (81–100 gadus vecas audzes) īpatsvars. Arī Eiropā koksnes kopējā krāja pieaug, jo tiek nocirsts aptuveni 60–65% no ikgadējā koksnes pieauguma (Forest Europe, UNECE FAO, 2011).



4.2. attēls. Izcirtumu telpiskā raksta izmaiņas Staiceles meža masīva ainavā laikā no 1988. līdz 2011. gadam

Figure 4.2. The changes in spatial patterns of clearcuts in Staicele forest tract landscape from 1988 till 2011



4.3. attēls. Izcirtumu telpiskā raksta izmaiņas Naukšēnu meža masīva ainavā laikā no 1988. līdz 2011. gadam

Figure 4.3. The changes in spatial patterns of clearcuts in Naukšēni forest tract landscape from 1988 till 2011

Mežizstrādei pieejamās koksnes apjomu palielinājušas arī izmaiņas koku ciršanas noteikumos pēc 2000. gada, kas ieviesa minimālā caurmēra un bonitātes papildus kritērijus. Tas nozīmē, ka, palielinoties pieejamās koksnes apjomam, ir sagaidāms mežizstrādes intensitātes pieaugums nākotnē, tostarp darbā pētītajos meža masīvos (3.6. att.), jo arī Latvijas meža politikā kā prioritāte ir uzsvērtā meža ekonomiskās vērtības saglabāšana un meža nozares rentabilitātes palielināšana (Latvijas meža politika, 1998). Tādēļ tas var novest vēl pie straujākas meža ainavas fragmentācijas, kas savukārt var ietekmēt bioloģisko daudzveidību (Hansen et al., 1991; Lindenmayer, Franklin, 2002). Svarīgs solis, lai minimizētu šo negatīvo ietekmi ir meža politikā, arī pašlaik izstrādājamās „Meža un saistīto nozaru attīstības pamatnostādnes 2014.–2020. gadam (2014), iestrādāt prasību par ainavu ekoloģisko principu ieviešanu meža apsaimniekošanas plānošanā.

Periodā no 2008. līdz 2011. gadam lielākā daļa testēto struktūras indikatoru (izcirtumu plankumu malu blīvums un tuvuma indekss, meža ainavas pamatnes kodolzonu proporcija ainavā un saskares indekss un jaunaudžu plankumu tuvuma indekss) klašu līmenī uzrāda būtiskas atšķirības. Šajā periodā izcirtumu plankumu telpiskā agregācija un malu blīvums būtiski palielinās visās pētītajās valsts meža ainavās, izņemot Staiceles meža masīva ainavu (3.7. att.). Straujš mežizstrādes intensitātes pieaugums Salacgrīvas meža masīva ainavā notiek pēc apjomīgas meža autoceļu izbūves pēc 2004. gada (3.9. tabula), kad astoņu gadu laikā VAS „Latvijas valsts meži” šajā meža masīvā izbūvēja 40,5 km meža autoceļu. Savukārt Naukšēnu meža masīva ainavā pie Latvijas valsts robežas izcirtumu plankumu agregācijas pieaugums pēdējā perioda laikā ir mazāk izteikts, jo mežizstrādes apjomu pieaugums tur norisinājās jau periodā no 1996. līdz 1999. gadam. No 1988. līdz 2011. gadam izcirtumu platība visos izdalītos periodos Naukšēnu meža masīva ainavā ir augstāka nekā visās citās pētītajās ainavās. Augstais izcirtumu platības īpatsvars, kā arī lielais dabisko meža biotopu skaits šajā ainavā (3.8. tabula) veicinājis pieaugošu biotopu izolāciju un malas ietekmes palielināšanos. Arī meža ainavu pamatnes kodolzonu proporcija un saskares indekss šajā periodā parāda būtisku samazinājumu trijās no četrām pētītajām ainavām (3.7. att.). Meža pamatnes konektivitātes pieaugums pēdējā izdalītā perioda laikā ir skaidrojams ar jauno izcirtumu izvietojumu atstatus no iepriekšējo periodu izcirtumiem, kas palielināja kopējo konektivitāti. Jaunaudžu telpiskā raksta plankumu malu blīvums šajā periodā būtiski pieaug Naukšēnu un Rencēnu meža ainavās (3.7. att. E), turklāt agregācijas pieaugums ir būtisks visās ainavās (tas parāda jaunaudžu telpiskā raksta kumulatīvo efektu). Jaunaudžu plankumi, kas izveidojušies agrāko izcirtumu teritorijās, rada pārrāvumus meža ainavas pamatnē un veicināja kontrastējošo malas biotopu dominanci ainavās un līdz ar to ekoloģiski plastisko

meža sugu izplatību. Kopumā tas parāda, ka no rīcības politikas lēmumiem meža telpisko rakstu valsts meža ainavās visbūtiskāk ietekmē koku ciršanas maksimāli pieļaujamā apjoma palielinājums (spēkā no 2009. līdz 2010. gadam).

Rezultātu interpretācijā ir grūti nodalīt ciršanas intensitātes un kailciršu koncentrācijas ietekmi uz meža ainavas telpisko struktūru, kas norisinājušās vienlaicīgi. Tomēr būtiskais izcirtumu plankumu agregācijas pieaugums (3.9. att. B) pēc 2008. gada parāda to, ka kailciršu koncentrācijas prakses ieviešana periodā no 2008. līdz 2011. gadam pastiprināja ciršanas apjoma pieauguma ietekmi. Tā kā VAS „Latvijas valsts meži” 96% no galvenās cirtes veic ar kailciršu metodi (Valsts meža dienests, 2011), analizēto meža masīvu ainavās tas izpaudās kā straujš izcirtumu platības pieaugums (3.7. att.).

Ainavas līmenī šis periods iezīmējas ar pieaugošu telpiskā raksta sarežģītību izcirtumu un jaunaudžu plankumu skaita un telpiskās agregācijas aspektos. Būtisks malu blīvuma pieaugums Salacgrīvas un Naukšēnu ainavās (3.6. att. B) atspoguļo izcirtumu telpiskā raksta lielo ietekmi uz kopējo ainavas telpisko struktūru. Kopējā plankumu agregācija pēdējā izdalītā perioda laikā pieaug visās ainavās (3.6. att. D). Visizteiktāk tas izpaūžas Staiceles ainavā. Šīs izmaiņas telpiskā raksta indikatoru vērtībās turklāt atspoguļo arī katras meža ainavas kopējās konfigurācijas nozīmi fragmentācijas procesā – lielas un kompakas formas ainavas, piemēram, Salacgrīva, ir strukturāli noturīgākas pret meža pamatnes caurumošanu, pārrāvumiem un meža teritoriju plankumu izolācijas pieaugumu, kā arī malas efekta ietekmi, salīdzinot ar sarežģītākas konfigurācijas ainavām – Staiceli un Rencēniem (3.9. att. A).

Promocijas darba pētījums parāda, ka meža apsaimniekošanas intensitātes pieaugums kopumā samazina meža teritoriju konektivitāti Latvijā. To parāda arī S. Sauras pētījums (Saura et al. 2011), kas izceļ konektivitātes samazinājumu Baltijas valstīs periodā no 1990. līdz 2000. gadam, salīdzinot ar citām Austrumeiropas valstīm. Piemēram, Polijā pēdējo 15 gadu laikā ir samazinājies kailciršu mežistrādes apjoms, bet aizsargāto mežaudžu platības ir dubultojušās (Mederski et al. 2009). Bioloģiskās daudzveidības izmaiņas ES īpaši aizsargājamajos biotopos novērtētas kā negatīvas Biotopu direktīvas A17 Latvijas ziņojumā (National Summary for Article 17, 2013). Šajā ziņojumā izvērtētas izmaiņas ES īpaši aizsargājamo biotopu areālā, platībā, kā arī struktūras un funkciju kritērijos, deviņiem ES īpaši aizsargājamajiem biotopiem. Meža biotopu grupā boreālajā bioreģionā periodā no 2007. līdz 2012. gadam biotopu stāvoklis kopumā novērtēts kā „nelabvēlīgs” vai „slikts”, turklāt tas nozīmē izteiktu pasliktināšanos kopš iepriekšēja perioda (no 2001. līdz 2006. gadam). Mērķa platība biotopa stāvokļa novērtējumā tiek aprēķināta, balstoties uz P. Angelstama pētījumu (Angelstam et al., 2005). Arī īpaši aizsargājamo sugu stāvokļa izvērtējums parāda stāvokļa

pasliktināšanos minētajā periodā, īpaši samazinoties labvēlīgam stāvoklim atbilstošu novērtēto sugu īpatsvaram (National Summary for Article 17, 2013). Lai gan promocijas darbā netika īpaši analizēti iepriekš minētie biotopi, iegūto rezultātu kontekstā izcirtumu malu blīvuma un to kopējās platības pieaugums meža ainavās negatīvi ietekmē bioloģisko daudzveidību, it īpaši meža kodolzonās mītošās biotopu speciālistu sugas.

Darba pētījuma rezultāti kopumā sakrīt ar veiktā pētījuma rezultātiem Somijas dienvidos (Löfman, Kouki, 2001), kurā, izdalot trīs periodus (no 1937. līdz 1956. gadam, no 1969. līdz 1974. gadam un no 1991. līdz 1997. gadam), tika konstatēts, ka mežizstrādes intensifikācija ir izmainījusi meža ainavu struktūru visās piecās pētītajās meža ainavās. Šajā pētījumā dažādos periodos kailciršu mežizstrādes radītā meža fragmentācija izpaudās dažādā intensitātē. Ainavas līmenī pētnieki konstatēja meža teritoriju plankumu malu blīvuma pieaugumu un plankuma vidējās platības samazinājumu visās pētītajās ainavās izdalītā vidējā perioda laikā, bet pēdējā perioda laikā no 1991. līdz 1997. gadam parādījās pretējas tendences. Mežizstrādes telpiskā raksta dinamika mežu ainavās ir pētīta arī Kanādā (Boucher et al., 2009). Laika periodā no 1930. līdz 2000. gadam trijās hemiboreālās joslas meža ainavās Austrumkanādā mežizstrādes ietekmē pētnieki konstatēja izteiktas izmaiņas meža vecumstruktūrā (samazinājās veco mežaudžu īpatsvars) un sugu sastāvā (pieauga lapu koku dominance ainavās). Abi pētījumi parāda, ka meža ainavu telpiskā raksta izmaiņu analīzi ir iespējams veiksmīgi sasaistīt ar mežizstrādes intensitātes dinamiku noteiktās teritorijās, izmantojot vienkāršu meža ainavas struktūras kategorizāciju.

Promocijas darba rezultāti ļauj secināt, ka mežizstrādes apjomu un no tā izrietošās ainavas telpiskās struktūras izmaiņas laika periodā līdz 2008. gadam nosaka mežaudžu vecumstruktūra un meža autoceļu stāvoklis, bet periodā pēc 2008. gada būtiskākā ietekme uz meža ainavu izmaiņām ir lēmums par atļautā ciršanas apjoma palielināšanu, kas veicināja meža ainavas pamatnes fragmentāciju un izcirtumu skaita, platības un malu efekta pieaugumu. Īpaši aizsargājamo biotopu stāvokļa pasliktināšanās kontekstā šādas izmaiņas rada pamatotas bažas par pašreizējās meža rīcības politikas spēju nodrošināt ekoloģiski ilgtspējīgu meža ainavu apsaimniekošanu.

4.2. Dabisko meža biotopu telpiskās struktūras optimizācija

Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā

No meža apsaimniekošanas lēmumiem par vissvarīgāko uzskatāma koku sugas izvēle, jo tā nosaka meža kopējo sugu sastāvu (Spiecker, 2003). Egļu audžu vecumstruktūra mūsdienā

mežos parāda padomju perioda meža rīcības politikas sekas. Pagājušā gadsimta 70. gados veiktās masveida egļu stādīšanas rezultātā pašlaik Latvijā ļoti lielas platības aizņem jauna un vidēja vecuma egļu audzes (Laiviņš, 1998; Meža nozare Latvijā 2012, 2013). Egļu ir nozīmīga koku suga meža atjaunošanā arī šobrīd (4.4. att.). Arī promocijas darba pētījuma rezultāti parāda, ka 59% no egļu mežaudzēm pētījuma ainavās ir jaunākas par 41 gadu (3.4. att.). Intensīvas meža apsaimniekošanas apstākļos samazinās veco (pāraugušo) mežaudžu īpatsvars (Kouki et al., 2001; Rowland et al., 2005). Veco mežaudžu telpiskais raksts Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir iepriekš pētīts arī vēsturiskā kontekstā (Rendenieks, 2010). Šajā pētījumā konstatēts, ka 75 gadu laikā veco mežaudžu platība četrās pētītajās valsts meža masīvu ainavās kopumā pieaugusi par 153,9%. Melnalkšņu un apšu pāraugušo mežaudžu plankumu platība un konektivitāte šajā periodā pieaug, jo padomju periodā izcirtumu dabiski atjaunoti ar apsi un slapjās pļavas dabiski apmežojušās ar melnalksni.



4.4. attēls. Izcirtuma mākslīgā atjaunošana ar egli Katrīnas meža masīvā (O. Nikodemus foto)

Figure 4.4. Artificial regeneration of a clearcut with spruce in Katrīna forest tract (photo by O. Nikodemus)

Mežaudžu vecumstruktūrai (vecumklašu sadalījumam) ir būtiska loma meža bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanā (Kouki et al., 2001; Fall et al., 2004). Mežaudzes, kas ir jaunākas par 70 gadiem, reti satur struktūras, kas raksturīgas dabiskiem mežiem (Angelstam

et al., 2005) un tādēļ tās nespēj nodrošināt eksistences apstākļus daudzām retām meža sugām. Promocijas darba pētījums parāda, ka koku sugu vecumstruktūra analizētajās meža ainavās izteikti atšķiras no dabiskam mežam raksturīgās vecumstruktūras, kurā relatīvi lielu īpatsvaru veido vecās mežaudzes (Angelstam u. c., 2005). Kopš 2008. gada situācijas (skatīt Tērauds et al., 2011) valsts meža masīvos ir palielinājies par 100 gadiem vecāku priežu audžu īpatsvars un samazinājusies par 80 gadiem vecāku egļu audžu platība. Tas kopumā apstiprina promocijas darbā konstatētās mežaudžu vecumstruktūras izmaiņu tendences. Lai nodrošinātu meža apsaimniekošanas ilgtspēju gan ekoloģiskajā, gan ekonomiskajā dimensijā, meža apsaimniekošanas plānošanai jāveicina veco (ciršanas vecumu pārsniegušo) mežaudžu saudzēšana un to platības palielināšana. Tas ir izdarāms, ilgtermiņā veicot mērķtiecīgu koku sugu izvēli meža atjaunošanā un selektīvi no mežizstrādes saudzējot pāraugušās audzes. Šādu mežaudžu telpiskais novietojums ir īpaši svarīgs, novērtējot veco mežaudžu potenciālu nākotnē papildināt pastāvošo aizsardzības teritoriju tīklu (Siitonen et al., 2002). Kā rāda promocijas darba rezultāti un citu zinātnieku (Aune et al., 2005; Laita et al., 2010) pētījumi, ir nepieciešams analizēt īpaši aizsargājamo dabas teritoriju, ekomežu un pieaugušu un pāraugušu mežaudžu telpisko izvietojumu, izmantojot ainavu struktūras indikatorus.

Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijā, tāpat kā mežos visā Eiropā, īpaši aizsargājamās dabas teritorijas ir dabas aizsardzības stūrakmens (Parviainen, Frank, 2003). Tā kā Eiropā tikai 3,7% mežu ir aizsargāti (FAO, 2010b), lielākā daļa no bioloģiskās daudzveidības ir mežos, kas tiek apsaimniekoti koksnes ieguvei. Vairāki pētījumi (Hansen et al., 1991; Lindenmayer, Franklin, 2002; Kupfer et al., 2006) uzsver nepieciešamību izvērst dabas aizsardzības pasākumus apsaimniekotos mežos, ārpus īpaši aizsargājamajām dabas teritorijām. Dabisko meža biotopu tīkls Fenoskandijā un Baltijas valstīs ir izveidots tieši ar šādu mērķi (Timonen et al., 2010). Dabisko mežu biotopu un ekomežu izdalīšanu varam uzskatīt par nozīmīgu VAS „Latvijas valsts meži” rīcību, nodrošinot ilgtspējīgu mežu apsaimniekošanu. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijā dabisko meža biotopu tīkls būtiski samazina īpaši aizsargājamo dabas teritoriju kopējo telpisko izolāciju reģionālā līmenī.

K. Aune ar līdzautoriem (Aune et al., 2005) pētījumā Zviedrijas ziemeļos ir konstatējusi pieaugušu dabisko meža biotopu izolāciju mežsaimnieciskās darbības ietekmē. Autori uzsver nepieciešamību izveidot funkcionālu ekoloģiski augstvērtīgo biotopu tīklu, kurā reto sugu populācijas spētu veiksmīgi eksistēt. Līdzīgā pētījumā Somijā (Laita et al., 2010) noskaidrots, ka dabisko meža biotopu platība un konektivitāte ir savstarpēji saistīti rādītāji un dabisko

meža biotopu tīkla funkcionalitāte var tikt adekvāti izvērtēta tikai ainavas līmenī un kontekstā ar citām aizsardzības teritorijām.

Pāraugušo mežaudžu telpiskajam rakstam Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir potenciāls nākotnē uzlabot veco mežaudžu telpisko rakstu, lai samazinātu to izolācijas pakāpi. Potenciālo dabisko meža biotopu kategorijā ir ieskaitāmas pieaugušas un pāraugušas mežaudzes, kas tuvāko dekāžu laikā var sasniegt dabiskā meža biotopa kritērijus (Ikauniece et al., 2012). Iepriekšējie pētījumi (Madžule et al., 2012a) liecina, ka šajos mežos ir ievērojams mirušās koksnes apjoms un bioloģisko daudzveidību uzturošās struktūras var izveidoties relatīvi neilgā laikā (Madžule et al., 2012b). Šajā kontekstā pārtraukto koridoru (*stepping stones*) izveide piemērotās pieaugušās un pāraugušās mežaudzēs var uzlabot kopējo ainavas struktūru un dot ieguldījumu reģionālās bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā, iesaistot visu meža īpašnieku grupas (Ohmann et al., 2007).

Tiesa, pāraugušo mežaudžu potenciālu biotopu konektivitātes uzlabošanā var samazināt mežizstrāde, ka šīs ar likumu neaizsargātās audzes var nocirst kailcirtē. Pāraugušo mežaudžu koksnes krāja Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā (3.2. tabula) ir ievērojama – tā sasniedz 1,93 milj. m³ valsts mežos un 1,33 milj. m³ citos mežos. Šī apdraudējuma ieteicamais risinājums ir šo mežaudžu saudzēšana, izslēdzot tās no cirsmu fonda mežizstrādes plānošanas procesā. Promocijas darbā veiktā īpaši aizsargājamo dabas teritoriju telpiskā raksta optimizācijas simulācija parāda, ka VAS „Latvijas valsts meži” izdalītie dabiskie meža biotopi ir būtiski svarīgi kopējās aizsargāto mežaudžu biotopu konektivitātes nodrošināšanā (3.4. att.). No visiem dabiskajiem meža biotopiem Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta teritorijā tieši egļu, lapu koku (šaurlapu un platlapu āreņu un kūdreņu meža tipos) un priežu purvaiņu biotopu grupās konstatēts vislielākais potenciāls dabisko meža biotopu izolācijas samazināšanai. Tieši pāraugušo egļu audžu lielā platība (4964 ha) un telpiski izkaisītā struktūra Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā nodrošina konstatēto biotopu konektivitātes pieaugumu.

VAS „Latvijas valsts meži” pēc 2010. gada izveidotie *ekomeži* ietver gan īpaši aizsargājamās dabas teritorijas, gan dabiskos meža biotopus, šādi veicinot ekoloģiski vērtīgu mežaudžu agregāciju teritorijās ar zemas intensitātes meža apsaimniekošanu. Tomēr promocijas darba rezultāti parāda, ka to platība ir salīdzinoši maza un *ekomeži* lielā mērā pārklājas ar mežaudzēm īpaši aizsargājamās dabas teritorijās. Tādējādi *ekomežu* teritorijas mazā mērā nodrošina ekoloģiski augstvērtīgo mežaudžu aizsardzību ārpus aizsargājamajām teritorijām, jo lielākā daļa no Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta dabiskajiem meža biotopiem (69% no kopējās platības) paliek ārpus *ekomežu* robežām.

4.3. Mežaudžu telpiskā struktūra dažādu īpašnieku mežos

Latvijas meža politika (1998) uzliek vienādus pienākumus un nosaka vienādas tiesības visiem meža īpašniekiem un apsaimniekotājiem, tomēr Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā meža zemes telpiskā struktūra būtiski atšķiras valsts, privāto īpašnieku un Rīgas pašvaldības mežos. Par to liecina konstatētās būtiskās atšķirības meža teritoriju plankumus raksturojošajos indikatoros (3.1. tabula).

Meža vēstures un pastāvošās īpašumu struktūras ietekmē pastāv izteiktas atšķirības mežu telpiskajā struktūrā starp valsts un privāto īpašnieku mežiem. Padomju laikā valsts mežos izcirtumu atjaunošana un jaunaudžu kopšana notikusi konsekvētāk un plānveidīgāk nekā kolhozu un padomju saimniecību mežos (Zviedris, Maike, 1955). Valsts mežos mākslīgā atjaunošana notikusi ar augstvērtīgu stādu materiālu, kas kopumā paaugstina meža īpašuma vērtību (Kozłowski, 2002). Valsts meži Latvijā pašreizējās mežu teritorijās lielākoties pastāv vairāk nekā 80 gadus (Tērauds, 2011), un to telpiskā raksta indikatori ainavā parāda būtiski lielāku meža teritoriju plankuma platību un zemāku telpisko izolāciju nekā privāto īpašnieku meži (3.1. tabula). Arī pētījumā Somijā (Löfman, Kouki, 2001) iegūti līdzīgi rezultāti. Ainavu ekoloģijā valda uzskats, ka lielāki meža teritoriju plankumi labāk nodrošina reto un speciālo biotopu sugu izdzīvošanu nekā mazāki plankumi (Forman, 1995). Ļoti atšķiras arī vidējais mežaudžu vecums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā, kas valsts mežos sasniedz 60,5 gadus, bet privāto īpašnieku un pašvaldības mežos tikai 49,6 gadus. Rīgas pašvaldības meži tiek apsaimniekoti līdzīgi valsts mežiem, ko parāda arī līdzības sugu sastāvā (3.11. att.) mežaudžu vecumstruktūrā (3.12. att.). Tomēr, salīdzinājumā ar valsts un privātajiem mežiem, pašvaldības meži Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā aizņem nelielu platību (4316,6 ha jeb 2,2% no rezervāta mežaudžu kopplatības).

Privāto īpašnieku meži Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā veido vairāk nekā pusi no mežu kopējās platības. Meža īpašumu fragmentētā struktūra un īpašumu mazā platība (vidēji 7,5 ha, Meža un saistīto nozaru pamatnostādnes, 2006) privātajos mežos Latvijā, pieaugot mežizstrādes apjomiem privātajos mežos pēc meža īpašumu restitūcijas pagājušā gadsimta 90. gadu vidū, veicināja privātu mežu fragmentāciju ar izcirtumiem (1.1. att.). Pastāvot daudziem maziem meža īpašumiem, meža ciršanas normatīvajā regulējumā paredzētie ierobežojumi (cirsmu piesliešanās laiks) nespēja novērst negatīvo biotopu fragmentācijas efektu meža masīva ainavas līmenī. Straujš izcirtumu platības pieaugums privāto īpašnieku masīvā „Domeru mežs” novērojams laika periodā no 2000. līdz 2011. gadam. Šis

mežizstrādes apjomu pieaugums parāda, ka ciršanas apjoms šajā masīvā ir noticis pēc straujā mežizstrādes kāpuma 90. gadu otrajā pusē (1.1. att.). To noteica meža īpašumu restitūcijas gaita un ciršanas vecumu sasniegušo audžu īpatsvars analizētajā meža masīvā. Tā kā auglīgāko lapu koku audzēs ap 90% izcirtumi tiek atstāti dabiskai atjaunošanai, tajos izveidojas nevienmērīgā sugu sastāva audzes, kurām ir nepieciešama agrīna sastāva kopšana (Jansons, 2009). Privāto īpašnieku meža masīvā šādu audžu ir relatīvi daudz, tuvākajā nākotnē nav sagaidāma to mežsaimnieciskās vērtības palielināšanās. Gandrīz puse no izcirtumu platībām Latvijā (48%) tiek atjaunotas mākslīgi. Valsts mežos dominē mākslīgā atjaunošana – 67% no atjaunotajām platībām – savukārt pārējos mežos dominējošais meža atjaunošanas veids ir dabiskā atjaunošanās (mākslīgi atjaunoti 28%) (Meža un saistīto nozaru pamatnostādnes, 2006).

Promocijas darba pētījumā strukturālās atšķirības dažādu īpašnieku mežos sīkāk izpētītas konkrētos meža masīvos. Šo meža masīvu telpiskās struktūras analīze parāda, ka ar vienādu rīcības politiku privāto īpašnieku mežos ir būtiski zemāks potenciāls īstenot ilgtspējīgu meža apsaimniekošanu reģiona un ainavas līmenī (Rendenieks et al., 2015).

Ainavas līmenī telpiskā raksta integritāte valsts mežu masīvos kopumā ir augstāka. To parāda būtiskākie telpiskā raksta parametri – mežaudžu plankumu platība, forma, agregācija un telpiskā izolācija (3.11. tabula). Pētījuma rezultāti liecina, ka valsts un Rīgas pašvaldības meža masīvos ir lielāka mežaudžu plakuma platība, salīdzinot ar privāto īpašnieku meža masīvu (3.10. tabula). Privāto īpašnieku meža masīvu savukārt raksturo augstāka koku sugu bagātība, lielāks pāraugušo mežaudžu īpatsvars un sarežģītāka audzes vertikālā struktūra nekā valsts meža masīvā. Arī atšķirīgais koku sugu sastāvs, kurā salīdzinoši liels īpatsvars ir baltalkšņa audzēm (4.5. att.), kas izveidojušās, dabiski apmežojoties lauksaimniecības zemēm, liecina par izteiktajām strukturālajām atšķirībām starp dažādu īpašnieku mežu ainavām. H. Šaihs un T. Plīningers (Schaich, Plieninger, 2013), salīdzinot meža struktūras raksturlielumus mežos ar dažādu īpašuma piederību Švābijas Albu biosfēras rezervātā Dienvidvācijā, neatrada būtiskas atšķirības mežaudžu struktūrā starp valsts un pašvaldības mežiem, bet mazo privāto meža īpašnieku mežiem ir raksturīga būtiski augstāka iekšējā strukturālā daudzveidība, koku blīvums un mirušās koksnes daudzums. M. Maltamo ar līdzautoriem (Maltamo et al., 1997) izdarījuši līdzīgu atklājumu Somijā. Arī viņu pētījumā secināts, ka privātajos mežos mežaudzes raksturo lielāka strukturālā daudzveidība – sarežģītāka audzes vertikālā struktūra un lielāka koku stumbru diametru variācija. Citos pētījumos valsts meža ainavās konstatēta augstāka bioloģiskā daudzveidība un lielāks reto sugu skaits (Thomas et al., 1997; Lovett–Doust et al., 2003; Ohmann et al., 2007), salīdzinot

ar privātajiem mežiem. Līdz ar to var uzskatīt, ka kopumā pētījumi parāda, ka situācija privātajos mežos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir līdzīga situācijai citās Eiropas valstīs.



4.5. attēls. Baltalkšņu audze privātīpašnieku masīvā „Domeru mežs” (autora foto)
Figure 4.5. Grey alder stand in privately-owned forest tract „Domeru mežs” (photo by author)

80% no pasaules mežu fonda jeb 3,9 mlrd. m³ koksnes ir valsts mežos (White, Martin, 2002; Cubbage et al., 2006). Tādējādi valstij kā meža apsaimniekotājam ir milzīga ietekme uz mežu nozari visā pasaulē (Krott, Stevanov, 2008). Gan institucionālie faktori (meža īpašumu pārvaldība un meža apsaimniekošana), gan meža telpiskā struktūra liecina, ka meža apsaimniekošanas ekoloģisko ilgtspēju racionālāk ir plānot tieši valsts mežos. To veicina lielie vienlaidus meža masīvi valsts mežos un augstāka strukturālā konektivitāte. Privātajiem mežiem raksturīgās daudzveidīgās apsaimniekošanas un telpiski izkliedēto meža teritoriju plankumu dēļ plānošana ainavas līmenī ir nopietna problēma (Kurttila et al., 2002; Shinnenman et al., 2010). Lai saglabātu meža bioloģisko daudzveidību un sniegtos ekosistēmu pakalpojumus, šādos apstākļos tiek ieteikts izstrādāt apsaimniekošanas vadlīnijas specifiski dažādām meža īpašnieku grupām. Tās paredz valsts mežos lietot mežsaimnieciskās metodes, kas atdarina dabiskos traucējumus un aizsargāt vecās mežaudzes un privātajos mežos attīstīt finansiālās iniciatīvas (maksājumus par bioloģiskās daudzveidības struktūrām vai kompensācijas par mežaudžu saudzēšanu) (Schaich, Plieninger, 2013). Var pilnībā

piekrist P. Angelstamam un T. Kūluvainenam (2004), ka apsaimniekotos mežos ainavas telpisko rakstu nosaka cilvēka saimnieciskā darbība un dabiskajiem traucējumiem šādos mežos ir ļoti maza nozīme telpiskās struktūras veidošanā.

Mežos, kas pieder valstij, lielākajos pašvaldību un privāto kompāniju mežos, veicot mežsaimniecisko darbību atbilstoši saimnieciskā izdevīguma principam, Latvijas tautsaimniecība var plānot mežaudžu platību, kvalitātes un produktivitātes pieaugumu. Valsts meža īpašumu platību saglabāšana vai palielināšana sekmēs resursu pieejamības prognozējamību un dabas aizsardzības pasākumu efektīvu īstenošanu. Veicinot privāto meža īpašnieku kooperāciju, tiek veicināta meža apsaimniekošanas ekonomiskā efektivitāte (samazinot apsaimniekošanas izdevumus, kā arī palielinot ieņēmumus) un dabas aizsardzības prasību ievērošana (Kittredge, 2003). Šādos apstākļos veidojas prognozējamas koksnes plūsmas un rodas pieprasījums, kas veicina meža apsaimniekošanas plānošanu un ilgtspējīgāku meža apsaimniekošanu.

4.4. Risinājumi meža apsaimniekošanas optimizācijai Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā

Latvijas meža nozares rīcības politika tikai pēdējos gados nosaka kritērijus meža telpiskā raksta novērtēšanai (Meža ilgtspējīgas apsaimniekošanas novērtēšanas kārtība, 2013), kas ir vērtējams kā būtisks elements ainavu telpiskās struktūras monitoringam un ilgtspējīgas meža apsaimniekošanas veicināšanai. Mežu apsaimniekošanas plānošanas procesā reģionālajā līmenī nepieciešams integrēt ainavu ekoloģiskos principus, pievēršot lielāku uzmanību meža telpiskajai struktūrai. 2007. gadā izstrādātajā Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta ainavu ekoloģiskajā plānā (Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta ainavu ekoloģiskais plāns, 2007) tieši valsts meža masīvi veido ekoloģiskā tīklojuma pamatstruktūras – starptautiskas nozīmes kodolzonas, koridorus un to buferzonas, ka ir pamats bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanai reģionālā līmenī. Ar specifiskiem apsaimniekošanas režīmiem (piemēram, kailciršu aizliegums, lapu koku piejaukuma palielināšana u. c.) meža ainavu un masīvu līmenī, tiktu nodrošināta šo elementu funkcionēšana un aizsardzība, veicinot ekoloģisko plūsmu atjaunošanos reģionālā līmenī.

M. Kurttilas un līdzautoru (Kurttila et al., 2002) pētījumā Somijas ziemeļos 44 privātīpašnieku meža ainavā tika simulēti vairāki scenāriji, kā optimizēt veco mežaudžu telpisko struktūru, izveidojot saudzējamo mežaudžu zonas. 30 gadu periodam simulētās veco audžu telpiskā agregācijas stratēģijas tika izvērtētas no ekonomiskajiem, ekoloģiskajiem un

sociālajiem aspektiem. Pētnieki secināja, ka optimālais veids, kā samazināt veco mežaudžu fragmentāciju, ir integrēt ainavu ekoloģiskos apsvērumus pašā meža apsaimniekošanas plānošanas sistēmā. Izmantojot telpiskās optimizācijas algoritmus, jaunie izcirtumi ir jāplāno tā, lai saudzētu un attīstītu ekoloģiski vērtīgo mežaudžu kodolzonu platību un konektivitāti. Saistītā pētījumā (Jumppanen et al., 2003) apskatītas cirsmu plānošanas stratēģijas šajā pētījuma ainavā Somijā. Pētījumā ir izmantota metodiskā pieeja, kas ļauj identificēt potenciālās veco mežaudžu agregācijas teritorijas un novērtēt ekonomiskos zaudējumus, kas rastos izmainot cirsmu izvietojuma stratēģiju. Šajā kontekstā svarīga ir arī privāto meža īpašnieku kooperācijas veicināšana, kas kopumā ļautu ilgtspējīgāk apsaimniekot privātos mežus mērogā, kas ir lielāks par vienu īpašumu (Kittredge et al., 2005). Veiksmīgs piemērs ir Zviedrija, kur daudzi mazie meža īpašnieki ir apvienojušies kooperatīvos, lai veiksmīgāk organizētu savu īpašumu apsaimniekošanu (Kittredge, 2003).

Promocijas darba pētījumā noskaidrotās ainavas struktūras izmaiņas rosina izdarīt noteiktus ieteikumus pašreizējās meža apsaimniekošanas sistēmas optimizācijai. Fišers un līdzautori (Fischer et al., 2006) ir izstrādājuši vadlīnijas, kas jāievēro, lai saglabātu bioloģisko daudzveidību, ekosistēmas funkcijas un noturību apsaimniekotās mežu ainavās:

- saglabāt un izveidot lielus, strukturāli kompleksus dabiskā meža plankumus (lielāki plankumi var uzturēt vairāk sugu);
- saglabāt strukturālo daudzveidību ainavās (kas nodrošina lielāku biotopu daudzveidību);
- izveidot buferjoslas ap ekoloģiski vērtīgām teritorijām (samazina malas ietekmi);
- saglabāt un izveidot vienlaidus un pārtrauktos koridorus (uzlabo ainavas plankumu konektivitāti);
- saglabāt ainavas neviendabību un dabiskos vides gradientus (nodrošina lielāku biotopu daudzveidību);
- saglabāt atslēgas sugas un procesus ainavās (ar īpašu nozīmi ekosistēmu funkcionēšanā);
- veicināt biotopiem atbilstošus traucējumu režīmus (tie veido un uztur dabiskiem mežiem raksturīgos biotopus un struktūras);
- kontrolēt agresīvās un invazīvās sugas (kas izplatās antropogēnā ietekmē);
- novērst specifiskus draudus ekosistēmām (medības, piesārņojums);
- saglabāt konkrētas sugas ainavās (īpaši apdraudētās sugas).

Lielāko daļu no šiem ieteikumiem iespējams īstenot, veicot kompleksu ainavu ekoloģisko plānošanu. Vairākums meža apsaimniekošanas plānu neietver telpiskos kritērijus (Baskent,

Keles, 2005), kas ir būtiski ainavu ekoloģijā. Viens no galvenajiem apsvērumiem meža ainavu ekoloģiskajā plānošanā ir ekoloģisko plūsmu nodrošināšana ainavās (Diaz, Apostol, 1992). To ir iespējams izdarīt, tikai saudzējot un attīstot ainavas telpiskās struktūras elementus, kas nodrošina organismu pārvietošanos starp ainavas plankumiem (Forman, 1995). Somijā ainavu ekoloģiskie principi ir iestrādāti valsts mežu apsaimniekošanas plānos, kur 5–10% mežu noteikti ciršanas ierobežojumi, lai pasargātu kritiski svarīgus ainavas struktūras elementus (Itkonen, 1998, cit. pēc Kurttila et al., 2002). Tāpat Ziemeļvalstīs daļa mazo meža īpašnieku brīvprātīgi saudzē mežaudzes no nociršanas (Kurttila et al., 2002). Vairāki autori (Hanski, 2011; Halme et al., 2013) argumentē, ka meža bioloģiskās daudzveidības aizsardzībai nepieciešams veidot biotopu agregācijas, koncentrējoties uz teritorijām, kurās saglabājusies augsta bioloģiskā daudzveidība. VAS „Latvijas valsts meži” *ekomežu* izveide daļēji saskan ar šo ieteikumu.

Latvijas mežsaimniecībai vēsturiski bija raksturīga relatīvi nelielas platības izcirtumu veidošana (1–3 ha), kas atspoguļojās arī promocijas darba pētījuma rezultātos. Šādu izmēru galvenokārt noteica tradicionālais meža zemju dalījums nogabalos. Tomēr valsts mežos pēc 2000. gada tiek pieļauts veidot 5 līdz 10 ha lielus izcirtumus, bet kopš 2008. gada, ieviešot cirsmu koncentrācijas praksi, blakus izcirtumi un jaunaudzes veido vēl lielākus plankumus, kas atrodas līdzīgā sukcesijas stadijā. Savukārt privātajos meža masīvos, sakarā ar relatīvi nelielajiem īpašumiem, jau pēc Latvijas neatkarības atgūšanas bija raksturīga telpiski plašu izcirtumu un jaunaudžu veidošana. Vairākos pētījumos secināts, ka mērķtiecīga izcirtumu telpiska agregācija kopumā var samazināt mežu fragmentāciju un palielināt mežizstrādes darbību rentabilitāti (Franklin, Forman, 1987; Li et al., 1993; Gustafson, 1996). Šādi tiek saglabāti neskarti lieli (lielāki par 100 ha) meža plankumi ar lielām kodolzonām, bet mežizstrāde tiek koncentrēta citās teritorijās. Tomēr arī paši autori atzīst, ka šīs pieejas ieviešana praksē ir problemātiska. Latvijā problemātiski tas noteikti ir privātajos mežos, kur ir raksturīgi relatīvi nelieli meža īpašumi un pašlaik valstij nav politisku un administratīvu instrumentu, lai ierobežotu lielu un neskartu neskartu meža plankumu saglabāšanu. Savukārt meža rīcības politika valsts mežu apsaimniekošanā pašlaik veicina meža apsaimniekošanas intensifikāciju, tajā skaitā arī mežsaimniecisko darbu koncentrāciju plānošanas vienības līmenī, kas ne vienmēr nozīmē to izvietojumu blakus citu citai, tādejādi kopējā malas zonu ietekme meža ainavās palielinās. Cirsmu koncentrācija valsts un pašvaldības mežos izsauc arī nopietnus sabiedrības iebildumus. Arī tradicionālās mežsaimniecības apsvērumi ir pretrunā šādai praksei, kas palielina vējgāžu un vējlaužu, izcirtumu pārpurvošanās un dzīvnieku bojājumu risku (Skudra, Dreimanis, 1993).

Pētījumi metapopulāciju dinamikā liecina, ka aptuveni 20–30% no sākotnējā biotopa ainavā ir jāsaglabā lai nodrošinātu vairāku biotopu speciālistu sugu izdzīvošanu (Andren, 1994; Hanski, 2011). Ekomežu platības mediāna Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir 247 ha, kas ir būtiski vairāk nekā iepriekš minētie 100 ha, tomēr to iekšējais zonējums pieļauj mežsaimnieciskās darbības atsevišķās zonās. Promocijas darba rezultāti parāda, ka rezervāta mērogā ekoloģiski vērtīgo mežaudžu izolācijas samazināšanā dabisko meža biotopu tīkls ir nozīmīgāks nekā ekomeži. Līdz ar to nepieciešams atkārtoti no telpiskā viedokļa izvērtēt visus dabiskos meža biotopus un, lai uzlabotu veco mežaudžu ainavu ekoloģisko struktūru, tos iekļaut ekomežu teritorijās. Vairāki metodiski pētījumi parāda, ka ir iespējams būtiski samazināt veco mežaudžu fragmentāciju, optimizējot apsaimniekošanas plānošanu ilgtermiņā (Öhman, 2000; Öhman, Lämås, 2005; Tóth, McDill, 2008). Šādi tiktu veicināta veco audžu telpiskā agregācija ar minimāliem ekonomiskiem zaudējumiem, kas rastos, saudzējot šīs mežaudzes.

Meža ekoloģija un apsaimniekošana nodarbojas ar ekosistēmām, kas veidojas ļoti ilgā laika posmā, tādēļ ir nepieciešams izmantot simulācijas eksperimentus, lai paredzētu šodienas lēmumu sekas relatīvi tālā nākotnē. Ainavu ekoloģiskā plānošana un ainavu attīstības scenāriju modelēšana ir metodes, kas ļaus optimizēt pastāvošo meža ainavu struktūru un tādējādi veicināt ilgtspēju meža apsaimniekošanā. Scenāriju pieeja meža ainavu izpētē tiek izmantota, lai noskaidrotu vides apstākļu un apsaimniekošanas režīmu maiņas ietekmi uz meža struktūru, kā arī kā lēmumu pieņemšanas atbalsta rīku (Mohren, 2003). Tiesa, šajā pieejā datu kvalitāte un ticamība ir kritiski svarīga. Ainavu telpiskā raksta indikatori plānošanas procesā ir lietojami sākotnējās situācijas raksturošanai, kā arī izmaiņu novērtēšanai (Baskent, Jordan, 1996). Meža ainavu telpiskā raksta modelēšana (skatīt Mladenoff, Baker, 1999) ainavas līmenī līdz šim Latvijā nav praktiski lietota meža apsaimniekošanas plānošanā (Lakovskis, 2013). Telpiskie scenāriji meža masīva vecumstruktūrai Ziemeļvidzemē 12 gadu periodam izstrādāti P. Lakovska pētījumā (Lakovskis, 2013). Autors izmantojis ekonomisko, bāzes un alternatīvo scenāriju, lai modelētu mežaudžu telpiskos rakstus atbilstoši audzes vecumam un modelēšanas rezultāti aprakstīti, izmantojot ainavu indikatorus. Darbā noskaidrots, ka arī bāzes scenārija (kas neparedz krasas izmaiņas meža rīcības politikā) gadījumā mežaudžu vidējais vecums samazināsies, bet audžu telpiskais izvietojums būs atkarīgs no izvēlētās cirsmu izvietojuma stratēģijas. Pētījumā ASV rietumos (Tyler, Peterson, 2004) tika izvērtēti trīs alternatīvi rīcības politikas scenāriji privāto mežu ainavās upju piekrastes joslu un nogāžu mežu aizsardzībai. 200 gadus tālā nākotnē, turpinoties pašreizējam meža apsaimniekošanas

režimam, tika paredzēts veco mežaudžu īpatsvara pieaugums no 8% līdz 39–48%. Trešais scenārijs, kas paredzēja lielākos ierobežojumus apsaimniekošanā, uzrādīja lielāko kodolzonu platības pieaugumu.

Turpmākajos pētījumos nepieciešams identificēt ainavas elementus ar kritiski svarīgu nozīmi ekoloģisko plūsmu nodrošināšanā mežu ainavās. Lai sasniegtu šo mērķi, ir izstrādātas uz grafu teoriju (Bunn et al., 2000; Zetterberg et al., 2010) un tīklu struktūru analīzi (Saura et al., 2011) balstītas metodikas, lai identificētu kritiski svarīgos ainavas telpiskās struktūras elementus (mežaudžu plankumus), kas nodrošina strukturālo konektivitāti ainavas līmenī.

Promocijas darbā iegūtajiem secinājumiem ir vairāki ierobežojumi. Pirmkārt, darbā veiktās analīzes izmanto vienkāršotu pieeju ainavas telpiskās nevienādības reprezentācijai tematisko karšu veidā. Reālās ainavas kompleksitāte, lai gan atkarīga no pētījumam izvēlēta mēroga, tikai daļēji ir ietverta izmantotajos ainavu modeļos. Kaut arī darbā veikti pētījumi vairākos mērogos, darbs nepretendē izskaidrot mērogošanas problemātiku un rezultātu un secinājumu ekstrapolāciju citos mērogos. Otrkārt, ainavas telpiskā raksta indikatoru un telpiskās analīzes skaidrošanas spēja (*explanatory power*) darba pētījumos bija ierobežota, jo pētījumā galvenokārt tika izmantoti indikatori ainavu struktūras vispārīgai raksturošanai bez piesaistes konkrētiem ekoloģiskiem procesiem. Treškārt, promocijas darbā izmantotais biotopa jēdziens apzīmē teritoriju ar resursiem, kas nodrošina sugu eksistenci. Tas ietver ļoti plašu loku reālu biotopu, kas ekoloģiskās teorijas kontekstā ir specifiski konkrētām sugām (Lindenmayer, Fischer, 2006). Ceturtkārt, meža pamatnes iekšējā nevienādība un spēja nodrošināt ekoloģiskās plūsmas starp fragmentētiem plankumiem nav tikusi apskatīta šajā pētījumā. Vairāki pētnieki (Kupfer et al., 2006; Prugh et al., 2008; Franklin, Lindenmayer, 2009) uzsver nepieciešamību analizēt meža pamatnes struktūru, lai iegūtu rezultātus ar augstāku ticamību ekoloģiskā kontekstā. Tomēr lielākā daļa kritikas, kas veltīta pieejām, kuras ignorē ainavas pamatnes īpašības ainavu telpiskās struktūras analīzē, ir saistīta ar gadījumiem, kad ainavas pamatni veido nemeža ekosistēmas – lauksaimniecības zemes, ūdeņi, purvi u. c. Promocijas darba pētījumā ainavas pamatni veido augošu dažāda vecuma mežaudžu telpisko mozaīku ar salīdzinoši zemu kontrastu.

Ņemot vērā šos ierobežojumus, promocijas darbs sniedz vērtīgus secinājumus par ainavu izmaiņām dažādu īpašnieku mežos un ļauj apzināt risinājumus meža apsaimniekošanas ilgtspējas veicināšanai Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā.

SECINĀJUMI

1. No pētījumā izdalītajiem trim meža rīcības politikas periodiem (no 1988. līdz 1999. gadam, no 2000. līdz 2007. gadam un no 2008. līdz 2011. gadam) tieši periods no 2008. līdz 2011. gadam atspoguļo būtiskākās izmaiņas valsts meža ainavu telpiskajā rakstā, kas izpaužas izcirtumu plankumu platību pieaugumā, telpiskajā agregācijā, kā arī meža ainavas pamatnes konektivitātes samazināšanā. Šī sakarība ir saistāma ar atļautā ciršanas apjoma pieaugumu valsts mežos, kas bija spēkā laikā no 2009. līdz 2010. gadam. Šajā periodā pieauga arī meža apsaimniekošanas intensitāte un valsts mežu apsaimniekošanā tika ieviestas plānošanas vienības un pielietota galvenās cirtes koncentrācija.
2. Pētījumā ir relatīvi grūti nodalīt mežizstrādes intensitātes un kailciršu koncentrācijas ietekmi uz valsts mežu ainavas telpisko struktūru, kas norisinājās vienlaicīgi. Tomēr būtiskais izcirtumu plankumu agregācijas pieaugums visos analizētajos valsts meža masīvos pēc 2008. gada parāda, ka kailciršu koncentrācijas prakses ieviešana pastiprinājusi ciršanas apjoma pieauguma ietekmi uz meža ainavu telpisko rakstu.
3. Pētījums parāda, ka neskatoties uz vienotu normatīvo regulējumu mežizstrādes intensifikācija un līdz ar to meža ainavas fragmentācija dažādos valsts meža masīvos ir sākusies atšķirīgos laikos. Valsts meža masīvos „Staicele” un „Rencēni” būtisks izcirtumu plankumu agregācijas un izcirtumu malu blīvuma pieaugums konstatēts pēc 2004. gada. Savukārt Naukšēnu meža masīva ainavā periodā no 1996. līdz 1999. gadam. Tas nozīmē, ka ļoti liela nozīme mežizstrādes plānošanā valsts mežos ir bijusi audzes sastāvam un vecumam, kā arī meža ceļu infrastruktūrai.
4. Īpaši aizsargājamo dabas teritoriju telpiskā raksta optimizācijas simulācija parāda, ka valsts mežos dabiskie meža biotopi un *ekomeži* ir ļoti nozīmīgi aizsargājamo meža teritoriju izolācijas samazināšanai. Perspektīvā nepieciešams pilnveidot šo tīklu, ņemot vērā tīkla elementu pašreizējo telpisko rakstu un pieaugušo un pāraugušo audžu izvietojumu. Pašreizējo biotopu izolācijas pakāpi visbūtiskāk iespējams samazināt, dabisko meža biotopu tīklā iekļaujot egļu un lapu koku mežaudzes uz nosusinātām augsnēm.
5. Strukturālās atšķirības starp dažādu īpašnieku meža masīviem gan mežaudžu sugu sastāva, gan telpiskās konfigurācijas aspektos parāda, ka ilgtspējīgu meža apsaimniekošanu ainavu līmenī iespējams īstenot valsts un pašvaldību mežos. Valsts

mežu apsaimniekošanā reģionālā līmenī nepieciešams integrēt ainavu ekoloģiskos principus, identificējot un aizsargājot ainavas telpiskās struktūras elementus, kuriem ir īpaši liela nozīme meža ainavu bioloģiskās daudzveidības un ekoloģisko plūsmu nodrošināšanā.

6. Privātajos mežos īpašumu sadrumstalotība un mazā vidējā platība būtiski apgrūtina ainavu ekoloģiskās plānošanas potenciālu. Lai risinātu šo problēmu, ieteicams turpmāk veicināt mazo īpašnieku kooperāciju vismaz viena meža masīva robežās un izglītot īpašniekus un apsaimniekotājus ainavu ekoloģiskās plānošanas un telpiskā raksta optimizācijas jautājumos.
7. Privātie īpašnieki vairāk izmanto dabisko mežu atjaunošanu, kā rezultātā veidojas ekonomiski mazvērtīgas mežaudzes, kurām vienlaikus piemīt liels bioloģiskās daudzveidības potenciāls. Tomēr, uzskatot, ka lielākā daļa privāto meža īpašnieku mežus neapsaimnieko ar mērķi nodrošināt bioloģisko daudzveidību, tas nav racionāli un ekonomiski pamatoti.
8. Mežaudžu vecumstruktūras parāda vēsturisko apsaimniekošanas lēmumu ietekmi pašreizējo meža ainavu struktūrā. Piemēram, izcirtumu atjaunošana ar egli padomju periodā vairāku dekāžu garumā radīja neproporcionāli lielu jaunaudžu un vidēja vecuma audžu īpatsvaru. Savukārt marginālo lauksaimniecības zemju dabiskā apmežošanās palielināja baltalkšņa audžu platības privāto īpašnieku mežos.

LITERATŪRAS SARAKSTS

Publicētie avoti:

1. Abdullah, S.A., Nakagoshi, N. 2006. Changes in landscape spatial pattern in the highly developing state of Selangor, peninsular Malaysia. *Landscape and Urban Planning*, 77(3), 263–275.
2. Andersson, R., Östlund, L. 2004. Spatial patterns, density changes and implications on biodiversity for old trees in the boreal landscape of northern Sweden. *Biological Conservation*, 118, 443–453.
3. Andren, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 355–366.
4. Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletins*, 46, 171–181.
5. Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science*, 9, 593–602.
6. Angelstam P., Andersson L. 2001. Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 3, 38–51.
7. Angelstam, P., Kuuluvainen, T. 2004. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures: a European perspective. *Ecological Bulletins*, 117–136.
8. Angelstam, P., Bērmanis, R., Ek, T., Šica, L. 2005. Maintaining forest biodiversity in Latvia's forests – are there gaps in the amount of different forest vegetation types? Project report, Latvia.
9. Angelstam, P., Kapylova, E., Korn, H., Lazdinis, M., Sayer, J.A., Teplyakov V., Törnblom, J. 2013. Changing Forest Values in Europe. In: Maginnis, S., Sayer, J. A. (Eds.). *Forests in landscapes: ecosystem approaches to sustainability*. Routledge, 59–74.
10. Antrop, M. 2005. Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and urban planning*, 70(1), 21–34.
11. Apsey, T.M., Reed, F.L.C. 1996. World timber resources outlook: current perceptions with implications for policy and practice. *The Commonwealth Forestry Review*, 155–159.
12. Arano, K.G., Munn, I.A. 2006. Evaluating forest management intensity: a comparison among major forest landowner types. *Forest Policy and Economics*, 9(3), 237–248.
13. Aune et al., 2010. Is forest policy promoting WKH fragmentation? *Forest Ecology and Management*, 23, 127–134.
14. Auniņš, A., Priednieks, J. 2008. Ten years of farmland bird monitoring in Latvia: population changes 1995–2004. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 24, 53–64.
15. Axelsson, A., Östlund, L., Hellberg, E. 2002. Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866–1999 based on interpretation of historical records. *Landscape Ecology*, 17, 403–418.

16. Baker, W.L. 1992. Effects of settlement and fire suppression on landscape structure. *Ecology*, 1879–1887.
17. Baskent, E.Z., Jordan, G.A. 1996. Designing forest management to control spatial structure of landscapes. *Landscape and urban planning*, 34(1), 55–74.
18. Baskent, E.Z., Keles, S. 2005. Spatial forest planning: A review. *Ecological Modelling*, 188(2), 145–173.
19. Baskent, E.Z., Yolasıgımaz, H.A. 2000. Exploring the concept of a forest landscape management paradigm. *Turkish Journal of Agriculture & Forestry*, 24(4), 443–451.
20. Bayne, E., Boutin, S., Moses, R. 2004. Are boreal forest mammals good indicators of cumulative effects? Sustainable Forest Management Network Project Reports 2003/2004.
21. Bell, S., Apostol, D. 2008. Designing sustainable forest landscapes. Taylor & Francis.
22. Bemelmans–Videc, M., Rist, L., Vedung, R.C. (Eds.), 1998. Carrots, Sticks, and Sermons: Policy Instruments and Their Evaluation. Transaction Publisher, Inc., New Brunswick, NJ.
23. Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M., Moberg, F., Nyström, M. 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32(6), 389–396.
24. Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D., Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica*, 36(1), 81–95.
25. Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. P., Grebner, D.L. 2010. Forest management and planning. Academic Press.
26. Botequilha Leitão, A., Ahern, J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and urban planning*, 59(2), 65–93.
27. Botequilha Leitão, A., Miller, J., Ahern, J., McGarigal, K. 2006. Measuring landscapes: A planner's handbook. Island press.
28. Boucher, Y., Arseneault, D., Sirois, L., Blais, L. 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology*, 24(2), 171–184.
29. Boutin, S., Hebert, D. 2002. Landscape Ecology and Forest Management: Developing an Effective Partnership. *Ecological Applications*, 390–397.
30. Brooks, D.J. 1997. The outlook for demand and supply of wood: implications for policy and sustainable management. *The Commonwealth Forestry Review*, 31–36.
31. Brotons, L., Mönkkönen, M., Huhta, E., Nikula, A., Rajasärkkä, A. 2003. Effects of landscape structure and forest reserve location on old-growth forest bird species in Northern Finland. *Landscape Ecology*, 18(4), 377–393.
32. Brown, N. 2004. Landscape Ecology, Use and Application in Forestry. In: Burley, J., Youngquist, J., Evans, J. (Eds). *Encyclopedia of forest sciences*. Elsevier, 498–502.
33. Brukas, V., Linkevičius, E., Činga, G. 2009. Policy drivers behind forest utilisation in Lithuania in 1986–2007. *Baltic Forestry*, 15(1), 86–96.

34. Brukas, V., Weber, N. 2009. Forest management after the economic transition—at the crossroads between German and Scandinavian traditions. *Forest policy and economics*, 11(8), 586–592.
35. Brukas, V., Sallnäs, O. 2012. Forest management plan as a policy instrument: Carrot, stick or sermon? *Land Use Policy*, 29(3), 605–613.
36. Brukas, V., Felton, A., Lindbladh, M., Sallnäs, O. 2013. Linking forest management, policy and biodiversity indicators—A comparison of Lithuania and Southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 291, 181–189.
37. Bunn, A.G., Urban, D.L., Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59(4), 265–278.
38. Burton, P.J., Messier, C., Smith, D.W., Adamowicz, W.L. 2003. Towards sustainable management of the boreal forest. *Towards sustainable management of the boreal forest*. Ottawa, NRC Research Press.
39. Butler, K.F., Koontz, T.M. 2005. Theory into practice: implementing ecosystem management objectives in the USDA Forest Service. *Environmental Management*, 35(2), 138–150.
40. Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and forest meteorology*, 63(3), 219–237.
41. Chen, J., Saunders, S.C., Crow, T.R., Naiman, R.J., Brosofske, K.D., Mroz, G.D., brookshire, B.L., Franklin, J. F. 1999. Microclimate in Forest Ecosystem and Landscape Ecology. *BioScience*, 49(4), 288–297.
42. Crooks, K.R., Suarez, A.V., Bolger, D.T. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological conservation*, 115(3), 451–462.
43. Cubbage, F., Harou, P., Sills, E. 2007. Policy instruments to enhance multi-functional forest management. *Forest Policy and Economics*, 9(7), 833–851.
44. Cushman, S. A., McGarigal, K., Neel, M. C. 2008. Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecological indicators*, 8(5), 691–703.
45. D'Eon, R.G., Glenn, S.M. 2005. The influence of forest harvesting on landscape spatial patterns and old-growth-forest fragmentation in southeast British Columbia. *Landscape ecology*, 20(1), 19–33.
46. DeMaynadier, P.G., Hunter, M.L. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews*, 3(3–4), 230–261.
47. Diaz, N. M., Apostol, D. 1992. *Forest landscape analysis and design: a process for developing and implementing land management objectives for landscape patterns*. USDA Forest Service, Portland.
48. Dramstad, W.E., Olson, J.D., Forman, R.T.T. 1996. *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning*. Island press.
49. Drever, C.R., Peterson, G., Messier, C., Bergeron, Y., Flannigan, M. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Canadian Journal of Forest Research*, 36(9), 2285–2299.

50. Eberhart, K.E., Woodard, P.M. 1987. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 17, 1207–1212.
51. Ecke, F., Magnusson, M., Hörnfeldt, B. 2013. Spatiotemporal changes in the landscape structure of forests in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28(7), 651–667.
52. Estreguil, C., Caudullo, G., de Rigo, D., Whitmore, C., San–Miguel–Ayanz, J. 2012. Reporting on European forest fragmentation: Standardized indices and web map services. *IEEE Earthzine*, 5(2), 384031.
53. European Commission. 2003. Sustainable forestry and the European Union – Initiatives of the European Commission. Luxembourg.
54. Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*, 61, 603–610.
55. Fahrig, L. 2002. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. *Ecological Applications*, 346–353.
56. Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487–515.
57. Fall, A., Fortin, M.J., Kneeshaw, D.D., Yamasaki, S.H., Messier, C., Bouthillier, L., Smyth, C. 2004. Consequences of various landscape–scale ecosystem management strategies and fire cycles on age–class structure and harvest in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(2), 310–322.
58. FAO. 2010a. Developing effective forest policy. A guide. FAO, Rome.
59. FAO. 2010b. Global Forest Resources Assessment 2010 Main Report. FAO.
60. Feranec, J., Jaffrain, G., Soukup, T., Hazeu, G. 2010. Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. *Applied Geography*, 30(1), 19–35.
61. Finder, R.A., Roseberry, J.L., Woolf, A. 1999. Site and landscape conditions at white–tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning*, 44(2), 77–85.
62. Fischer, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A. D. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(2), 80–86.
63. Fleishman, E., Noss, R.F., Noon, B.R. 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators*, 6(3), 543–553.
64. Fletcher Jr, R.J., Koford, R.R. 2002. Habitat and landscape associations of breeding birds in native and restored grasslands. *The Journal of wildlife management*, 1011–1022.
65. Flies, R. 2004. Forestry strategy for Europe. In: *Forest Research Crossing Borders, EFI Proceedings*, 50, pp. 19–25.
66. Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309, 570–574.

67. Forest Europe, UNECE, FAO. 2011. State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.
68. Forman R.T.T., Godron M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley and Sons. New York.
69. Forman, R.T.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge university press, New York.
70. Forman, R. T., Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. Annual review of ecology and systematics, 29, 207–31.
71. Franklin, J.F., Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. Landscape ecology, 1(1), 5–18.
72. Franklin, J.F., Lindenmayer, D.B. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106(2), 349–350.
73. Gane, M. 2007. Forest strategy: strategic management and sustainable development for the forest sector. Springer.
74. Gardner, R.H., O'Neill, R.V., Turner, M.G. 1993. Ecological implications of landscape fragmentation. Springer, New York.
75. Gillis, M., Repetto, R. (Eds.). 1988. Public policies and the misuse of forest resources. Cambridge University Press.
76. Girvetz, E.H., Thorne, J.H., Berry, A.M., Jaeger, J.A. 2008. Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: a statewide multi-scale case study from California, USA. Landscape and Urban Planning, 86(3), 205–218.
77. Graudums, M. 2005. Latvijas meža nozares likumdošana. No: Ošlejs, J. (Sast.). Ceļvedis privāto mežu īpašniekiem. LVMI Silava.
78. Groom, M.J., Meffe, G.K., Carroll, C.R. 2006. Principles of conservation biology. Sunderland, Sinauer Associates.
79. Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management? Conservation biology, 8(1), 27–38.
80. Guerry, A.D., Hunter, M.L. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. Conservation Biology, 16(3), 745–754.
81. Gullison, R.E. 2003. Does forest certification conserve biodiversity? Oryx, 37(02), 153–165.
82. Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? Ecosystems, 1(2), 143–156.
83. Gustafson, E. J., 1996. Expanding the scale of forest management: allocating timber harvests in time and space. For. Ecol. Manage. 87(1), 27–39.
84. Gustafson, E. J., Parker, G. R., 1994. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. Landscape and Urban Planning, 29, 117–30.
85. Gustafsson, L., De Jong, J., Noréng, M. 1999. Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. Biodiversity & Conservation, 8(8), 1101–1114.

86. Gustafsson, L., Kouki, J., Sverdrup–Thygeson, A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25(4), 295–308.
87. Haas, C.A. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation biology*, 9(4), 845–854.
88. Haines–Young, R., Chopping, M. 1996. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in physical geography*, 20(4), 418–445.
89. Halme, P., Allen, K.A., Auniņš, A., Bradshaw, R.H., Brūmelis, G., Čada, V., Clear, J., Eriksson, A–M., Hannon, G., Hyvärinen, E., Ikauniece, S., Iršėnaitė, R., Jonsson, B–G., Junninen, J., Kareksela, S., Komonen, A., Kotiaho, J.S., Kouki, Kuuluvainen, T., Mäkelä, A., Mazziotta, A., Mönkkönen, M., Nyholm, K., Shorohova, E., Strange, N., Toivanen, T., Vanha–Majamaa, I., Wallenius, T., Ylisirniö, A–L, Zin, E. 2013. Challenges of ecological restoration: lessons from forests in northern Europe. *Biological Conservation*, 167, 248–256.
90. Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press.
91. Hanski, I. 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 40(3), 248–255.
92. Hansen, A.J., Spies, T.A., Swanson, F.J., Ohmann, J.L. 1991. Conserving biodiversity in managed forests. *BioScience*, 382–392.
93. Hansson L. 2001. Key habitats in Swedish managed forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16 (3), 52–61.
94. Hargis, C.D., Bissonette, J., Turner, D.L. 1999. The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *Journal of applied Ecology*, 36(1), 157–172.
95. Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Brosofske, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S., Esseen, P.A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768–782.
96. Hartsfield, A., Ostermeier, D. 2003. Certification: the view from FSC–certified land managers. *Journal of Forestry*, 101(8), 32–36.
97. Hendrickx, F., Malefait, J.P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(2), 340–351.
98. Herbers, J., Klenner, W. 2007. Effects of logging pattern and intensity on squirrel demography. *The Journal of Wildlife Management*, 71(8), 2655–2663.
99. Hodder, K.H., Newton, A.C., Cantarello, E., Perrella, L. 2014. Does landscape–scale conservation management enhance the provision of ecosystem services? *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 10(1), 71–83.

100. Hottola, J., Siitonen, J. 2008. Significance of woodland key habitats for polypore diversity and red-listed species in boreal forests. *Biodiversity and Conservation*, 17(11), 2559–2577.
101. Ikauniece, S., Brūmelis, G., Zariņš, J. 2012. Linking woodland key habitat inventory and forest inventory data to prioritize districts needing conservation efforts. *Ecological Indicators*, 14(1), 18–26.
102. Itkonen, P., 1998. Metsähallituksen alue-ekologinen suunnittelu. In: Jokimäki, J., Kangas, J., Varmola, M., Virtanen, E. (Eds.), *Alue-ekologista tietoa metsä suunnitteluun—Metsäntutkimuspäivä Rovaniemellä*. Finnish Forest Research Institute, 685, 85–90.
103. Jansons, J. 2009. Lapu koku mežu dabiskā atjaunošanās un koksnes resursi. Promocijas darba kopsavilkums. Latvijas Lauksaimniecības universitāte.
104. Jasinski, K., Angelstam, P. 2002. Long-term differences in the dynamics within a natural forest landscape – consequences for management. *Forest Ecology and Management*, 161, 1–11.
105. Johnson, A.R., Milne, B.T., Wiens, J.A., Crist T.O. 1992. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology*, 7, 63–75.
106. Johnson, K.N., Bettinger, P.S., Howard, T.E. 2001. *Forest management: to sustain ecological, economic, and social values*. New York, McGraw Hill.
107. Jongman R.H.G. 2002. Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning* 58, Issues 2–4, 211–221.
108. Jongman, R.H., Ter Braak, C.J., Van Tongeren, O.F. (Eds.). 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge university press.
109. Jumppanen, J., Kurttila, M., Pukkala, T., Uutera, J. 2003. Spatial harvest scheduling approach for areas involving multiple ownership. *Forest Policy and Economics*, 5(1), 27–38.
110. Karlsson, I. 2012. Sustainable Forestry. In: Karlsson, I., Ryden, L. (Eds.) *Rural development and land use*, SLU, 3, 165–169.
111. Kittredge, D.B. 2003. Private forestland owners in Sweden: large-scale cooperation in action. *Journal of Forestry*, 101(2), 41–46.
112. Kittredge, D.B., Finley, A.O., Foster, D.R. 2003. Timber harvesting as ongoing disturbance in a landscape of diverse ownership. *Forest Ecology and Management*, 180(1), 425–442.
113. Kong, F., Nakagoshi, N. 2006. Spatial-temporal gradient analysis of urban green spaces in Jinan, China. *Landscape and Urban Planning*, 78(3), 147–164.
114. Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S., Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16(S3), 27–37.
115. Kozłowski, T.T., 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 158(1), 195–221.

116. Krott, M. 2005. Forest policy analysis. Dordrecht, Springer.
117. Krott, M. 2008. Forest Government and Forest governance within a Europe in Change. *The Multifunctional Role of Forests Policies, Methods and Case Studies*, 13.
118. Krott, M., Stevanov, M. 2008. Comprehensive comparison of state forest institutions by a causative benchmark model. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 179(4), 57.
119. Kupfer, J.A., Malanson, G.P., Franklin, S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 8–20.
120. Kurttila, M., Uuttera, J., Mykrä, S., Kurki, S., Pukkala, T. 2002. Decreasing the fragmentation of old forests in landscapes involving multiple ownership in Finland: economic, social and ecological consequences. *Forest Ecology and Management*, 166(1), 69–84.
121. Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31, 35–51.
122. Kuuluvainen, T., Grenfell, R. 2012. Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management—theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(7), 1185–1203.
123. LaGro, J. 1991. Assessing patch shape in landscape mosaics. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 57(3), 285–293.
124. Laita, A., Mönkkönen, M., Kotiaho, J.S. 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological conservation*, 143(5), 1212–1227.
125. Laiviņš M. 1998. Latvijas boreālo priežu mežu sinantropizācija un eitrofikācija. *Latvijas Veģetācija*, 1, 1–137.
126. Lakovskis, P. 2013. Ainavu ekoloģiskā plānošana un tās metodoloģiskie risinājumi mozaīkveida ainavās. *Promocijas darbs, Latvijas Universitāte*.
127. Larsen, J.B., Nielsen, A.B. 2007. Nature-based forest management—Where are we going? Elaborating forest development types in and with practice. *Forest Ecology and Management*, 238(1), 107–117.
128. Latvijas ģeogrāfijas atlants. 2011. Jāņa Sēta.
129. Lausch, A., Herzog, F. 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological indicators*, 2(1), 3–15.
130. Lazdinis, M., Carver, A., Tõnisson, K., Silamiķele, I. 2005. Innovative use of forest policy instruments in countries with economies in transition: experience of the Baltic States. *Forest policy and Economics*, 7(4), 527–537.
131. Lazdinis, M., Carver, A.D., Lazdinis, I., Paulikas, V.K. 2009. From union to union: forest governance in a post-soviet political system. *Environmental Science & Policy*, 12(3), 309–320.
132. Lee, S.W., Hwang, S.J., Lee, S.B., Hwang, H.S., Sung, H.C. 2009. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 92(2), 80–89.

133. Levers, C., Verkerk, P.J., Müller, D., Verburg, P.H., Butsic, V., Leitão, P.J., Linder, M., Kuemmerle, T. 2014. Drivers of forest harvesting intensity patterns in Europe. *Forest Ecology and Management*, 315, 160–172.
134. Levin, S.A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology*, 73(6), 1943–1967.
135. Li, H., Franklin, J. F., Swanson, F. J., and Spies, T. A., 1993. Developing alternative forest cutting patterns: a simulation approach. *Landscape Ecology*, 8(1), 63–75.
136. Lovett–Doust, J., Biernacki, M., Page, R., Chan, M., Natgunarajah, R., and Timis, G. 2003. Effects of land ownership and landscape–level factors on rare–species richness in natural areas of southern Ontario, Canada. *Landscape Ecology*, 18(6), 621–633.
137. Li, H., Wu, J. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape ecology*, 19(4), 389–399.
138. Lindenmayer, D.B., Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press.
139. Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press.
140. Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters*, 11(1), 78–91.
141. Lindenmayer, D., Margules, C.R., Botkin, D.B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation biology*, 14(4), 941–950.
142. Löfman, S., Kouki, J. 2001. Fifty years of landscape transformation in managed forests of southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16(1), 44–53.
143. Lõhmus, A., Kraut, A. 2010. Stand structure of hemiboreal old–growth forests: characteristic features, variation among site types, and a comparison with FSC–certified mature stands in Estonia. *Forest ecology and management*, 260(1), 155–165.
144. Long, J.N. 2009. Emulating natural disturbance regimes as a basis for forest management: a North American view. *Forest Ecology and Management*, 257(9), 1868–1873.
145. Lyon, L.J., Jensen, C.E. 1980. Management implications of elk and deer use of clear–cuts in Montana. *The Journal of Wildlife Management*, 352–362.
146. Madžule, L., Brūmelis, G., Tjarve, D. 2012a. Structures determining bryophyte species richness in a managed forest landscape in boreo–nemoral Europe. *Biodiversity and Conservation*, 21(2), 437–450.
147. Madžule, L., Brūmelis, G., Tērauds, A., Zariņš, J. 2012b. Time needed to achieve sufficient richness of structural elements and bryophytes in deciduous forest stands. *Environmental and Experimental Biology*, 10, 57–66.
148. Maltamo, M., Uuttera, J., Kuusela, K. 1997. Differences in forest stand structure between forest ownership groups in central Finland. *Journal of environmental management*, 51(2), 145–167.
149. Mayer, P., Rametsteiner, E. 2004. Forest science–policy interface in the context of the ministerial conference on the protection of forests in Europe: a policy perspective. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(S4), 150–156.

150. McGarigal K. Cushman S.A. 2005. The gradient concept of landscape structure. In: Wiens J., Moss, M. (Eds.) *Issues and perspectives in landscape ecology*, Cambridge, Cambridge University Press, 112–119.
151. McGarigal, K., McComb, W.C. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological monographs*, 65(3), 235–260.
152. Melluma, A. 1994. Metamorphoses of Latvian landscapes during fifty years of Soviet rule. *GeoJournal*, 33(1), 55–62.
153. Meža nozare 20 Latvijas neatkarības gados. 2011. Zemkopības Ministrija.
154. Mladenoff, D.J., White, M.A., Pastor, J., Crow, T.R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecological applications*, 3(2), 294–306.
155. Mladenoff, D.J., Baker, W.L. (Eds.). 1999. *Spatial modeling of forest landscape change: approaches and applications*. Cambridge University Press.
156. Moen, J. Jonsson, B.G. 2003. Edge effects on liverworts and lichens in forest patches in a mosaic boreal forest and wetland. *Conservation Biology*, 17, 380–388.
157. Mohren, G.M.J. 2003. Large-scale scenario analysis in forest ecology and forest management. *Forest Policy and Economics*, 5(2), 103–110.
158. Mörtberg, U., Wallentinus, H.G. 2000. Red-listed forest bird species in an urban environment—assessment of green space corridors. *Landscape and Urban Planning*, 50(4), 215–226.
159. Newton, A.C. 2007. *Forest ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press.
160. Niklasson, M., Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, 81, 1484–1499.
161. Nikodemus O., Bell S., Grīne I., Liepiņš I. 2005. The Impact of Economic, Social and Political Factors on the Landscape Structure of the Vidzeme Uplands in Latvia. *Landscape and Urban Planning*, 70, 57–67.
162. Nilsson, S. 2005. Experiences of policy reforms of the forest sector in transition and other countries. *Forest Policy and Economics*, 7(6), 831–847.
163. Noss, R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 33(11), 700–706.
164. Öhman, K. 2000. Creating continuous areas of old forest in long-term forest planning. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(11), 1817–1823.
165. Öhman, K., Lämås, T. 2005. Reducing forest fragmentation in long-term forest planning by using the shape index. *Forest Ecology and Management*, 212(1), 346–357.
166. Ohmann, J.L., Gregory, M.J., Spies, T.A. 2007. Influence of environment, disturbance, and ownership on forest vegetation of coastal Oregon. *Ecological Applications*, 17(1), 18–33.
167. Oliver, C.D., Larsen, B.C. 1996. *Forest stand dynamics*. New York, John Wiley & Sons.

168. O'Neill, R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. Princeton University Press.
169. Opdam, P., Steingröver, E., Rooij, S.V. 2006. Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban planning*, 75(3), 322–332.
170. Östlund, L., Zackrisson, O., Axelsson, A. L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(8), 1198–1206.
171. Palmer, J.F. 2004. Using spatial metrics to predict scenic perception in a changing landscape: Dennis, Massachusetts. *Landscape and urban Planning*, 69(2), 201–218.
172. Parviainen, J., Frank, G. 2003. Protected forests in Europe approaches—harmonising the definitions for international comparison and forest policy making. *Journal of Environmental Management*, 67(1), 27–36.
173. Peng, C. 2000. Understanding the role of forest simulation models in sustainable forest management. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(4), 481–501.
174. Perera, A.H., Buse, L.J., Weber, M.G. 2007. Emulating natural forest landscape disturbances: concepts and applications. Columbia University Press.
175. Priedītis, N. 1999. Latvijas mežs: daba un daudzveidība. WWF, Rīga.
176. Pojar, J., Diaz, N., Steventon, D., Apostol, D., Mellen, K. 1994. Biodiversity planning and forest management at the landscape scale. In: Huff, M.H., Norris, L.K., Nyberg, J.B., Wilkin, N.L. Expanding horizons of forest ecosystem management: proceedings of third habitat futures workshop. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 55–70.
177. Prugh, L.R., Hodges, K.E., Sinclair, A.R., Brashares, J.S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(52), 20770–20775.
178. Rametsteiner, E., Mayer, P. 2004. Sustainable Forest Management and Pan-European Forest Policy. *Ecological Bulletins*, 51-57.
179. Rametsteiner, E., Simula, M. 2003. Forest certification—an instrument to promote sustainable forest management? *Journal of environmental management*, 67(1), 87–98.
180. Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N. & Jonsson, B. G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management*, 182, 13–29.
181. Reed, R.A., Johnson-Barnard, J., Baker, W.L. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10(4), 1098–1106.
182. Rendenieks, Z. 2010. Veco mežaudžu telpiskā struktūra Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā. Maģistra darbs. Latvijas Universitāte.
183. Rendenieks, Z. 2012. Harvesting as a factor in the recent forest spatial structure change in Latvia. *Problems of Landscape Ecology*, 30, 301–307.
184. Rendenieks, Z., Nikodemus, O., Brūmelis, G. 2015. The implications of stand composition, age and spatial patterns of forest regions with different ownerships for management optimisation in Northern Latvia. *Forest Ecology and Management*, 335, 216–224.

185. Rendenieks, Z., Nikodemus, O. 2012. Spatial Patterns of the Old Stands in the North Vidzeme Biosphere Reserve. *Baltic Forestry*, 18(2), 178–186.
186. Ricklefs, R.E., Miller, G.L. 2000. *Ecology*, fourth edition. Williams & Wilkins Inc.
187. Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B., Jackson, B.L. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape ecology*, 10(1), 23–39.
188. Ripple, W.J., Hershey, K.T., Anthony, R.G. 2000. Historical forest patterns of Oregon's central Coast Range. *Biological Conservation*, 93(1), 127–133.
189. Rivera, J. 2002. Assessing the voluntary environmental initiative in the developing world: the Costa Rican Certification for Sustainable Tourism. *Policy Science* 35, 333 – 360.
190. Rolstad, J., Wegge, P. 1987. Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation. *Oecologia*, 72(3), 389–394.
191. Rosenvald, R. Lõhmus, A. 2008. For what, when, and where is green–tree retention better than clear–cutting? A review of the biodiversity aspects. *Biological Conservation*, 255, 1–15.
192. Rowland, E.L., White, A.S., Livingston, W.H. 2005. A literature review of the effects of intensive forestry on forest structure and plant community composition at the stand and landscape levels (Vol. 754). Maine Agricultural and Forest Experiment Station, University of Maine.
193. Saunders, D.A., Hobbs, R. J., Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18–32.
194. Saura, S., Carballal, P. 2004. Discrimination of native and exotic forest patterns through shape irregularity indices: an analysis in the landscapes of Galicia, Spain. *Landscape Ecology*, 19(6), 647–662.
195. Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C., Rodríguez–Freire, M. 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407–416.
196. Schaich, H., Plieninger, T. 2013. Land ownership drives stand structure and carbon storage of deciduous temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 305, 146–157.
197. Schmiegelow, F.K., Mönkkönen, M. 2002. Habitat Loss and Fragmentation in Dynamic Landscapes: Avian Perspectives From the Boreal Forest. *Ecological Applications*, 375–389.
198. Serbruyns, I., Luyssaert, S. 2006. Acceptance of sticks, carrots and sermons as policy instruments for directing private forest management. *Forest Policy and Economics*, 9(3), 285–296.
199. Shinneman, D.J., Cornett, M.W., Palik, B.J. 2010. Simulating restoration strategies for a southern boreal forest landscape with complex land ownership patterns. *Forest ecology and management*, 259(3), 446–458.
200. Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P., Uotila, A. 2002. Conservation of beetles in boreal pine forests: the effects of forest age and naturalness on species assemblages. *Biological Conservation*, 106, 19–27.

201. Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P., 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management*, 174, 365–381.
202. Siry, J.P., Cubbage, F.W., Ahmed, M.R. 2005. Sustainable forest management: global trends and opportunities. *Forest Policy and Economics*, 7(4), 551–561.
203. Skudra, P., Dreimanis, A. 1993. *Mežsaimniecības pamati. Rīga, Zvaigzne.*
204. Spiecker, H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe—temperate zone. *Journal of Environmental Management*, 67(1), 55–65.
205. Spies, T.A., Ripple, W.J., Bradshaw, G.A. 1994. Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications*, 4(3), 555–568.
206. Sun, D., Dawson, R., Li, H., Wei, R., Li, B. 2007. A landscape connectivity index for assessing desertification: a case study of Minqin County, China. *Landscape Ecology*, 22(4), 531–543.
207. Swanson, F., Berg, D. 1991. The ecological roots of new approaches to forestry. *Forest Perspectives*, 1(3), 6–8.
208. Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A., Mattsson, J. 1994. Landscape structure and forest dynamics in continental Russian European taiga. *Annales Zoologici Fennici*, 31, 19–34.
209. Tang, S.M., Gustafson, E.J. 1997. Perception of scale in forest management planning: challenges and implications. *Landscape and Urban Planning*, 39(1), 1–9.
210. Tērauds, A. 2011. Ainavas struktūras izmaiņu ainavekoloģiska analīze un vērtējums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā. Promocijas darbs, Latvijas Universitāte.
211. Tērauds, A., Nikodemus, O., Rasa, I. Bell, S. 2008. Landscape ecological structure in the eastern part of the North Vidzeme Biosphere reserve, Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B*, 62(1/2): 63–70.
212. Tērauds, A., Brūmelis, G., Nikodemus, O. 2011. Seventy-year changes in tree species composition and tree ages in state-owned forests in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26(5), 446–456.
213. Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A. 1994. Habitat Destruction and the Extinction Debt. *Nature*, 371(6492), 65–66.
214. Timonen, J., Siitonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J.S., Stokland, J.N., Sverdrup–Thygeson, A., Mönkkönen, M. 2010. Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25, 309–324.
215. Tinker, D.B., Resor, C.A., Beauvais, G.P., Kipfmüller, K.F., Fernandes, C.I., Baker, W.L. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology*, 13(3), 149–165.
216. Tóth, S. F., McDill, M. E. 2008. Promoting large, compact mature forest patches in harvest scheduling models. *Environmental Modeling & Assessment*, 13(1), 1–15.
217. Trani, M.K., Giles, R.H. 1999. An analysis of deforestation: metrics used to describe pattern change. *Forest Ecology and Management*, 114(2), 459–470.

218. Turner, M.G. 1987. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of 3 transition models. *Landscape Ecology*, 1(1), 29–36.
219. Turner M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171–197.
220. Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer.
221. Tyler, M.W., Peterson, D.L. 2004. Effects of forest policy on landscape pattern of late-seral forest of the Western Olympic Peninsula, Washington. *Agriculture, ecosystems & environment*, 101(2), 289–306.
222. Ulanova, N.G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management*, 135, 155–167.
223. Urtans A.V., Seilis V. (Eds.). 2009. *Planning and Management of a Biosphere Reserve. Reference book for Practitioners and Managers*. Latvian National Commission for UNESCO, Salacgriva.
224. Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R., Mander, Ü. 2009. Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research*, 3(1), 1–28.
225. Van Kooten, G.C., Nelson, H.W., Vertinsky, I. 2005. Certification of sustainable forest management practices: a global perspective on why countries certify. *Forest Policy and Economics*, 7(6), 857–867.
226. Vanwambeke S. O., Meyfroid P., Nikodemus O. 2012. 20 years of rural landscape changes in Vidzeme, Latvia. *Landscape and Urban Planning*, 105, 241–249.
227. Villard, M.A., Trzcinski, M.K., Merriam, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation biology*, 13(4), 774–783.
228. Vittoz, P., Engler, R. 2007. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica*, 117(2), 109–124.
229. Waggener, T.R. 1977. Community stability as a forest management objective. *Journal of Forestry*, 75(11), 710–714.
230. Wallenius, T., Kuuluvainen, T., Heikkilä, R., Lindholm, T. 2002. Spatial tree age structure and fire history in two old-growth forests in eastern Fennoscandia. *Silva Fennica*. 36, 185–199.
231. Wallin, D.O., Swanson, F.J., Marks, B. 1994. Landscape pattern response to changes in pattern generation rules: land–use legacies in forestry. *Ecological Applications*, 569–580.
232. Walz, U. 2011. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research*, 5(3), 1–35.
233. Wang, S. 2004. One hundred faces of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics*, 6(3), 205–213.
234. Watkins, R.Z., Chen, J., Pickens, J., Brosnoff, K.D. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology*, 17(2), 411–419.

235. White, A., Martin, A. 2002. Who owns the world's forests? – Forest tenure and public forests in transition. *Forest Trends*, Washington, D.C.
236. Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385–397.
237. Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B., Ims, R. A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 369–380.
238. Wiersum, K.F., Elands, B.H., Hoogstra, M.A. 2005. Small-scale forest ownership across Europe: characteristics and future potential. *Small-scale Forest Economics, Management and Policy*, 4(1), 1–19.
239. Wikars, L.–O. 2002. Dependence on fire in wood-living insects: an experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *Journal of Insect Conservation*, 6, 1–12
240. With, K.A., Crist, T.O. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology*, 76(8), 2446–2459.
241. With, K. 1999. Is landscape connectivity necessary and sufficient for wildlife management? In: Rochelle, J. A. et al. (eds.) *Forest fragmentation: wildlife and management implications*. Leiden, Koninklijke Brill NV, 97–115.
242. Woodward, F.I. 1987. *Climate and Plant Distribution*. Cambridge University Press.
243. World Commission on Environment and Development. 1987. *Our common future* (Vol. 383). Oxford, Oxford University Press.
244. Wu J. 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. *Landscape Ecology*, 19, 125–138.
245. Wulder, M.A., White, J.C., Andrew, M.E., Seitz, N.E., Coops, N.C. 2009. Forest fragmentation, structure, and age characteristics as a legacy of forest management. *Forest ecology and management*, 258(9), 1938–1949.
246. Wulf, M. 2003. Forest policy in the EU and its influence on the plant diversity of woodlands. *Journal of Environmental Management*, 67(1), 15–25.
247. Zeng, H., Peltola, H., Talkkari, A., Venäläinen, A., Strandman, H., Kellomäki, S., Wang, K., 2004. Influence of clear-cutting on the risk of wind damage at forest edges. *Forest Ecology and Management*, 203(1), 77–88.
248. Zetterberg, A., Mörthberg, U.M., Balfors, B. 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape and Urban Planning*, 95(4), 181–191.
249. Zunde, M. 1999. Mežainuma un koku sugu sastāva pārmaiņu dinamika un to galvenie ietekmējošie faktori Latvijas teritorijā. *Latvijas mežu vēsture līdz 1940. gadam*. WWF Latvija, 111–203.
250. Zviedre, A., Mangalis, I. 2003. Priedes. No: Broks, J. (Red.). *Meža Enciklopēdija*. Rīga, Zelta Grauds, 258–259.
251. Zviedris, A., Maike, P. 1955. Kolhozu meži un to apsaimniekošana. Rīga, ZA izdevniecība.
252. Дыренков, С.А. 1984. Структура и динамика таежных ельников. Ленинград, Наука.

253. Маслов, А.А. 1998. Динамика фитоцено-экологических групп видов и типов леса в ходе природных сукцессии заповедных лесов центра Русской равнины. Общество испытатели природы. Отделение биологии, 103, 34–43.

Normatīvie akti un rīcības politikas dokumenti:

254. Ainavu politikas pamatnostādnes 2013.–2019. g. Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija. Pieejams:
http://www.varam.gov.lv/in_site/tools/download.php?file=files/text/dokumenti/pol_d oc/telp_plan//VARAM_pamn_21062013_ain.pdf [skatīts 23.08.2014.].
255. Centrālā statistikas pārvalde. Pieejams: <http://www.csb.gov.lv> [skatīts 11.08.2014.].
256. Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā. 2001. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 189. Pieņemti 08.05.2001., spēkā no 12.05.2001. (ar grozījumiem).
257. EU Forest Action Plan. 2006. European Commission. Pieņemts 15.06.2006.
258. EU Forestry Strategy. 1998. European Commission. Pieņemts 15.12.1998.
259. Galvenās cirtes noteikumi. 1996. LR Ministru kabineta noteikumi Nr.449. Pieņemti 9.12.1996., spēkā no 01.01.1997.
260. Grozījumi Ministru kabineta 2005. gada 5.oktobra rīkojumā Nr.655 „Par koku ciršanas maksimāli pieļaujamo apjomu 2006.–2010. gadam”. 2008. LR Ministru kabineta rīkojums Nr.850. Izdots 23.12.2008., spēkā no 23.12.2008.
261. Latvijas Evanģēliski luteriskās baznīcas draudžu meža apsaimniekošanas instrukcija. Pieejams: http://www.lalb.lv/lv/box/files/mezu_instrukcija15062011.doc [skatīts 15.09.2014.]
262. Latvijas meža politika. 1998. LR Ministru Kabinets. Pieņemts 28.04.1998.
263. Meža atjaunošanas noteikumi. 2000. LR Ministru kabineta noteikumi Nr.354. Pieņemti 10.10.2000., spēkā no 14.10.2000.
264. Meža ilgtspējīgas apsaimniekošanas novērtēšanas kārtība. 2013. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 248. Pieņemti 07.05.2013., spēkā no 23.05.2013. (ar grozījumiem)
265. Meža likums. 2000. Latvijas Republikas Saeima. Pieņemts 24.02.2000., spēkā no 17.03.2000. (ar grozījumiem).
266. Meža nozares attīstības novērtējums 1990.–2013. g. 2014. Pielikums Meža un saistīto nozaru attīstības pamatnostādnēm 2014.–2020. gadam (projekts). LR Vides Aizsardzības un Reģionālās Attīstības Ministrija.
267. Meža un saistīto nozaru attīstības pamatnostādnes. Informatīvā daļa. 2006. Apstiprināts ar Ministru kabineta 2006. gada 18.aprīļa rīkojumu Nr.273.
268. Meža un saistīto nozaru attīstības pamatnostādnes 2014.–2020. gadam (projekts). Informatīvā daļa. 2014. LR Vides Aizsardzības un Reģionālās Attīstības Ministrija.
269. MCPFE. 1993. Resolution H1. General Guidelines for the Sustainable Management of Forests in Europe. Second MCPFE conference in Helsinki. Pieejams:
http://www.foresteurope.org/docs/MC/MC_helsinki_resolutionH1.pdf [skatīts 23.09.2014.]
270. MCPFE. 1998. Pan-European Criteria, Indicators and Operational Level Guidelines for Sustainable Forest Management. Resolution L2. Pieejams:

- http://www.foresteurope.org/docs/MC/MC_lisbon_resolutionL2.pdf [skatīts 24.09.2014.]
271. MCPFE. 2002. Improved Pan–European Indicators for Sustainable Forest Management. Liaison Unit Vienna. Pieejams: http://www.foresteurope.org/docs/ELM/2002/Vienna_Improved_Indicators.pdf [skatīts 12.09.2014]
 272. Noteikumi par koku ciršanu meža zemēs. 2000. LR Ministru kabineta noteikumi Nr.372. Pieņemti 24.10.2000., spēkā no 28.10.2000. (ar grozījumiem).
 273. Noteikumi par koku ciršanu meža zemēs. 2006. LR Ministru kabineta noteikumi Nr.892. Pieņemti 31.10.2006., spēkā no 04.11.2006. (ar grozījumiem).
 274. Par meža apsaimniekošanu un izmantošanu. 1992. LR Augstākā Padome. Pieņemts 21.05.1992., spēkā no 01.06.1992.
 275. Par meža apsaimniekošanu un izmantošanu. 1994. LR Saeima. Pieņemts 11.01.1994., spēkā no 20.04.1994. (ar grozījumiem).
 276. Par Latvijas PSR meža kodeksa apstiprināšanu. 1978. LPSR Augstākā Padome. Izdots 14.12.1978.
 277. Par valsts akciju sabiedrības "Latvijas valsts meži" izveidošanu. 1999. LR Ministru kabineta rīkojums Nr.453. Izdots 24.09.1999., spēkā no 24.09.1999.
 278. Par Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātu. 1997. LR Saeima. Pieņemts 11.12.1997., spēkā no 13.01.1998. (ar grozījumiem).
 279. Valsts meža dienesta likums. 1999. LR Saeima. Pieņemts 25.11.1999., spēkā no 01.01.2000. (ar grozījumiem).

Nepublicētie avoti:

280. Angelstam, P., Bērmanis, R., Ek, T., Šica, L. 2005. Bioloģiskās daudzveidības saglabāšana Latvijas mežos. Noslēguma ziņojums. Valsts meža dienests, VAS Latvijas Valsts meži, Ūstra Götaland Meža pārvalde. Pieejams: http://old.lvm.lv/tools/download.php?name=Biol_saglabasana.pdf [skatīts 21.09.2014.]
281. Ašmanis, G., Neicenieks, M., Neimanis, A., Purviņa, A., Skrebelis, I., Šukīte, N., Upens, J. 2011. Meža autoceļu rokasgrāmata. Latvijas Valsts meži. Pieejams: http://www.lvm.lv/images/lvm/Petijumi_un_publicijas/Publicijas/Meza_autoceli.pdf [skatīts 17.10.2014.]
282. Bioloģiskās daudzveidības nacionālā programma. 2000. LR Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija. Pieejams: http://www.varam.gov.lv/files/text/biol_daudzveid_nac_progr.doc [skatīts 17.09.2014.]
283. ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute. Redlands, CA.
284. GIS Latvija 10. SIA Envirotech ĢIS datu bāze.
285. Īpaši aizsargājamās dabas teritorijas. Dabas aizsardzības pārvalde. Pieejams: <http://www.daba.gov.lv/publicē/lat/iadt/> [skatīts 21.09.2014.]

286. Latvijas FSC meža uzraudzības standarts. 2012. Biedrība „Latvijas mežu sertifikācijas padome”. Pieejams: http://www.fsc.lv/Latvijas_FSC_standarta_pirms-apstiprinanas_versija_20120517_balsojumam.pdf [skatīts 2.10.2014.]
287. Latvijas valsts meži. 2006. 2005. gada 8.-9. janvāra vētras sekas un to likvidēšanas gaita un ietekme uz AS "Latvijas valsts meži". Latvijas valsts meži. Pieejams: old.lvm.lv/tools/download.php?name=Vetras%20postijumi-lab.pdf [skatīts 21.09.2014.]
288. Latvijas valsts meži. 2010. AS „Latvijas valsts meži” vidēja termiņa stratēģija (paskaidrojošais raksts). Pieejams: <http://old.lvm.lv/tools/download.php?name=files%2Ftext%2FLVM+strategija+paskaidrojošais+raksts+2010.pdf> [skatīts 21.09.2014.]
289. Latvijas valsts meži. 2012. Skaitļi un fakti. Pieejams: old.lvm.lv/tools/download.php?name=LVM-fakti-Lv-2012-w4.pdf [skatīts 12.09.2014.]
290. Latvijas meža resursu ilgtspējīgas, ekonomiski pamatotas izmantošanas un prognozēšanas modeļu izstrāde. 2013. Pētījuma pārskats, LVMI Silava. Pieejams: http://www.zm.gov.lv/public/ck/files/ZM/mezhi/MAF/MAF_2013/Latv_me%C5%BEu_ilgtspejiga.pdf [skatīts 12.09.2014.]
291. Latvijas Satelītkarte mērogā 1: 50 000 (vektoru versija). 2006. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra.
292. Latvijas topogrāfiskā karte mērogā 1:50 000 (civilā versija). 2008. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra.
293. LVGD Kvartargeoloģija. Valsts Ģeoloģijas Dienesta Kvartāra nogulumu karšu mozaīka mērogā 1:200 000. LU ĢZZF virtuālais karšu serveris.
294. McGarigal, K. 2014. FRAGSTATS help. Pieejams: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf> [skatīts 2.10.2014.]
295. McGarigal, K., Marks, B., Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. University of Massachusets, Amherst.
296. Meža apsaimniekošanas plāns. 2014. SIA „Rīgas meži”. Pieejams: <http://www.rigasmezi.lv/tools/download.php?file=files/text/SIA%20Rigas%20mezi%20MAP.pdf> [skatīts 12.09.2014.]
297. Meža inventarizācijas datu sagatavošanas programmatūra. 2000. Valsts meža dienests. Pieejams: http://www.vmd.gov.lv/doc_upl/INSTRUKC.pdf [skatīts 14.12.2013.]
298. Meža nozare Latvijā 2012. 2013. Zemkopības Ministrija. Pieejams: https://www.zm.gov.lv/public/ck/files/ZM/mezhi/buklets/MN_2012_LV.pdf [skatīts 21.09.2014.]
299. Mežsaimniecisko darbu optimizācija. 2012. Ietekmes uz vidi novērtējums. AS Latvijas valsts meži. Pieejams: http://www.lvm.lv/images/lvm/sabiedribai/meza_apsaimniekosana/MAP/KOPEJIE/Mesaimn_darbu_optimizacija_IVNv0.3.pdf [skatīts 22.09.2014.]
300. National Summary for Article 17 - Latvia. 2014. European Topic Centre on Biological Diversity. Pieejams: https://circabc.europa.eu/sd/a/54ac326a-7612-4b75-9f8a-7824fc910779/LV_20140528.pdf [skatīts 21.09.2014.]

301. PEFC Mežu apsaimniekošanas sertifikācijas standarts Latvijai. 2010. Biedrība „PEFC Latvijas padome”. Pieejams: http://www.pefc.lv/wp-content/uploads/2010/09/PEFC_MA_standarts_2010-1.pdf [skatīts 17.09.2014.]
302. R Development Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing.
303. Rubene, D. 2010. Can forest management with clear-cutting resemble a natural fire-disturbance regime and sustain biodiversity? SLU. Pieejams: <http://www.slu.se/PageFiles/75467/Introductionsuppsats.pdf> [skatīts 23.09.2014.]
304. TOPO 75K Latvijas laika. Latvijas armijas galvenā štāba topogrāfisko karšu mozaīka mērogā 1:75 000. LU ĢZZF virtuālais karšu serveris.
305. Valsts meža dienests. 2012a. Meža valsts reģistra dati.
306. Valsts meža dienests. 2012b. Meža statistikas CD (2011. gads).
307. Valsts meža dienests. Personīgā saziņa. 30.11.2013.
308. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta ainavu ekoloģiskais plāns. 2007. Nikodemus O., Konošonoka L., Lakovskis P., Beikulis O., Strazds M., Pilāts V., Birzaks J., Aleksejevs Ē., Rove I., Bergmanis U., Barševskis A., Auniņš A., Kaupuža D., Kirhenšteina I., Ranka M. Latvijas Universitāte un SIA “Estonian, Latvian & Lithuanian Environment”.

PATEICĪBAS

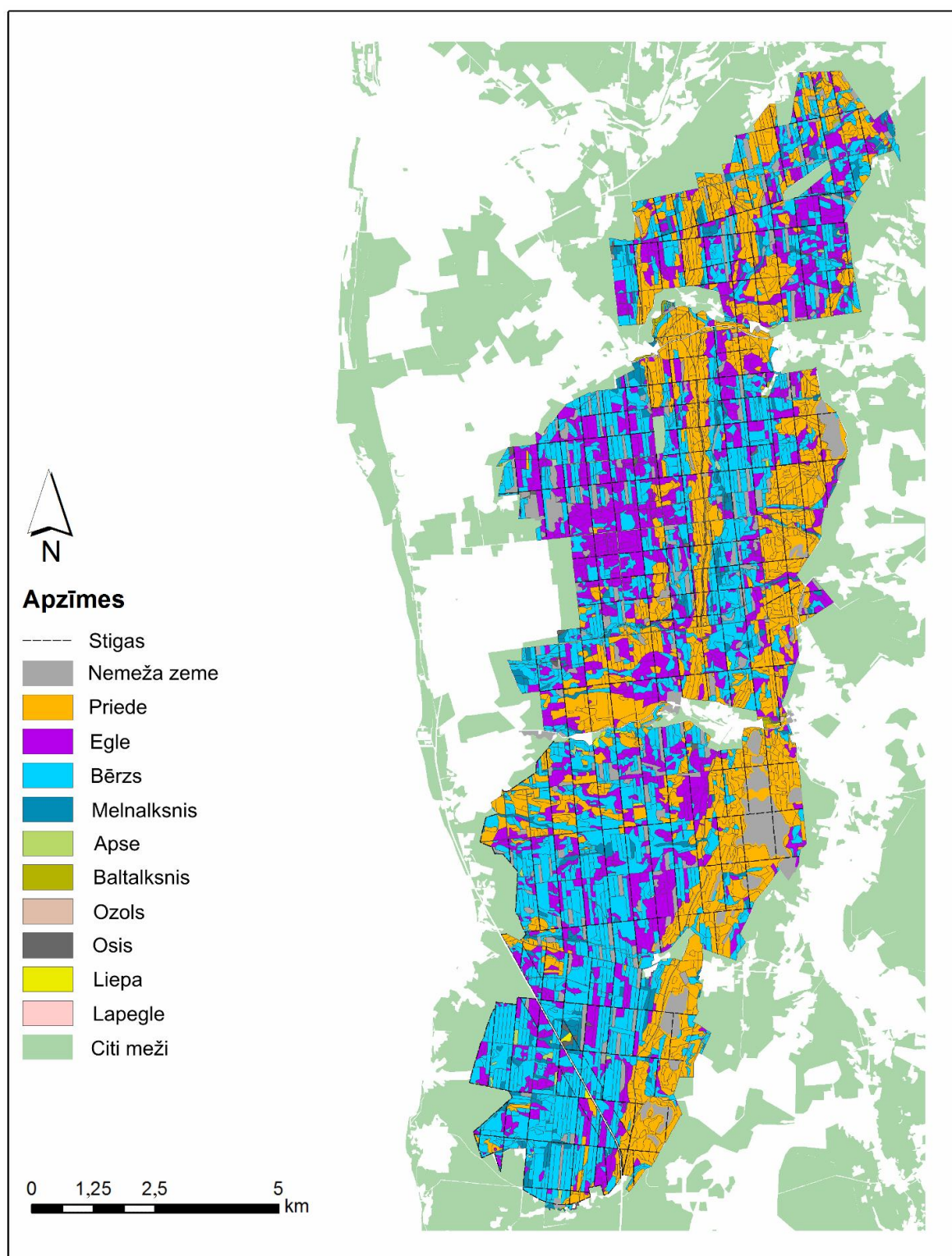
Šis darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā «Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē» (vienošanās Nr. 2009/0138/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/004).

Autors pateicas darba vadītājam profesoram *Dr. geogr.* Oļģertam Nikodemum par atbalstu studiju un darba izstrādes gaitā, par pacietību un vērtīgajiem padomiem. Īpaša pateicība arī profesoram *Dr. biol.* Guntim Brūmelim par zinātniskajām konsultācijām un padomiem publikāciju izstrādes gaitā. Tāpat pateicība docentam *Dr. biol.* Didzim Elfertam, docentam *Dr. geogr.* Raimondam Kasparinskim, *Dr. geogr.* Aivaram Tēraudam, *Dr. geogr.* Pēterim Lakovskim, profesoram Jari Kouki, Jurim Zariņam, Mārtiņam Lūkinam un citiem, kas palīdzējuši un atbalstījuši mani promocijas darba tapšanā. Autors izsaka pateicību Evelīnai Zilgalvei par darba literāro redakciju. Par atsaucību datu izsniegšanā un konsultācijām pateicos valsts akciju sabiedrībai „Latvijas valsts meži”, Valsts meža dienestam; SIA „Envirotech” par programmatūras atbalstu. Personīgi pateicos arī Līgai Liepai, Laumai Gustiņai, Olgai Ritenbergai, Vsevolodam Gudovannijam, Valentīnam Kukšinovam, Ritai Bentai un citiem.

PIELIKUMI
APPENDIXES

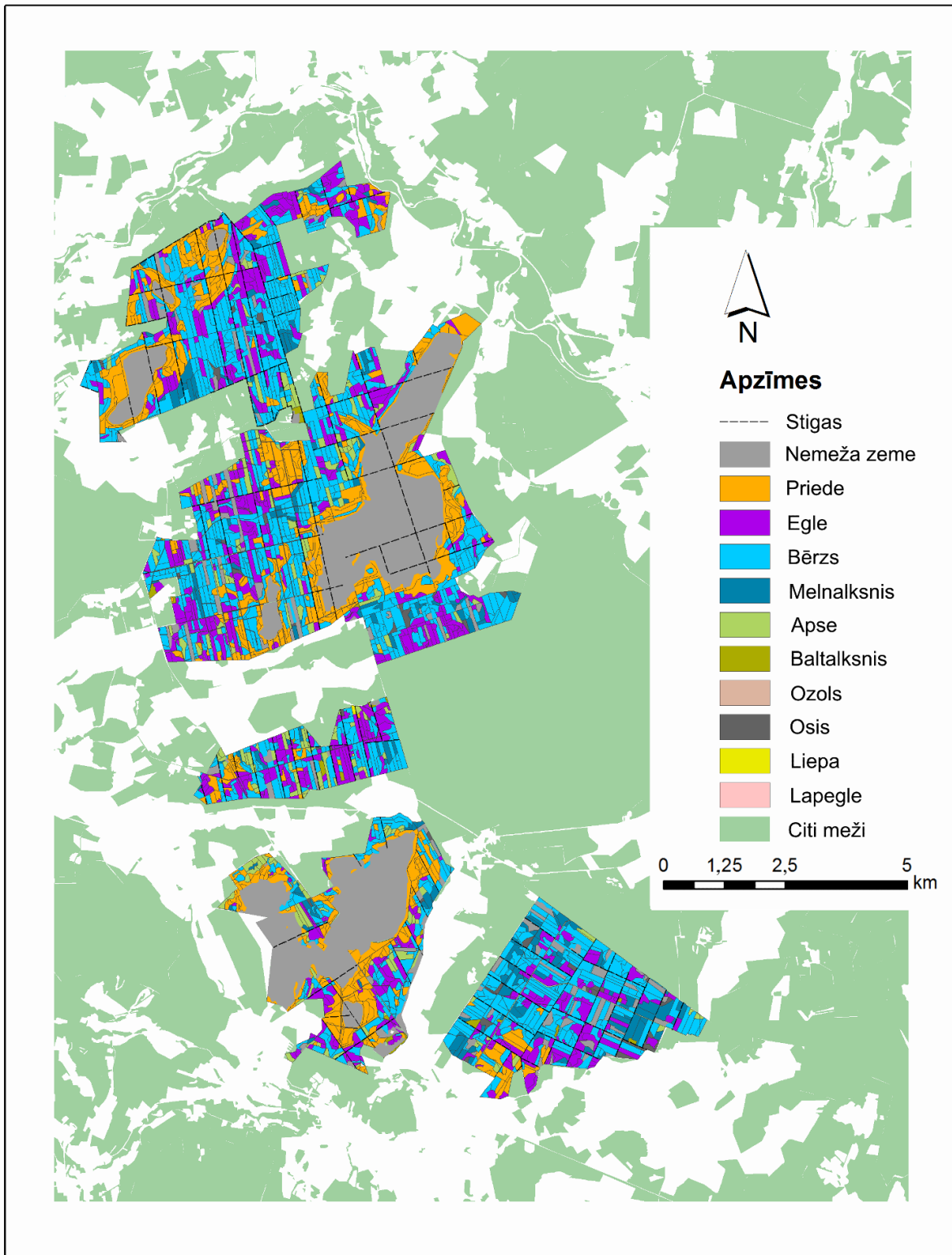
1. pielikums. Salacgrīvas ainavas mežaudžu telpiskais raksts 2011. gadā

Appendix 1. Forest stand pattern in Salacgrīva landscape in 2011



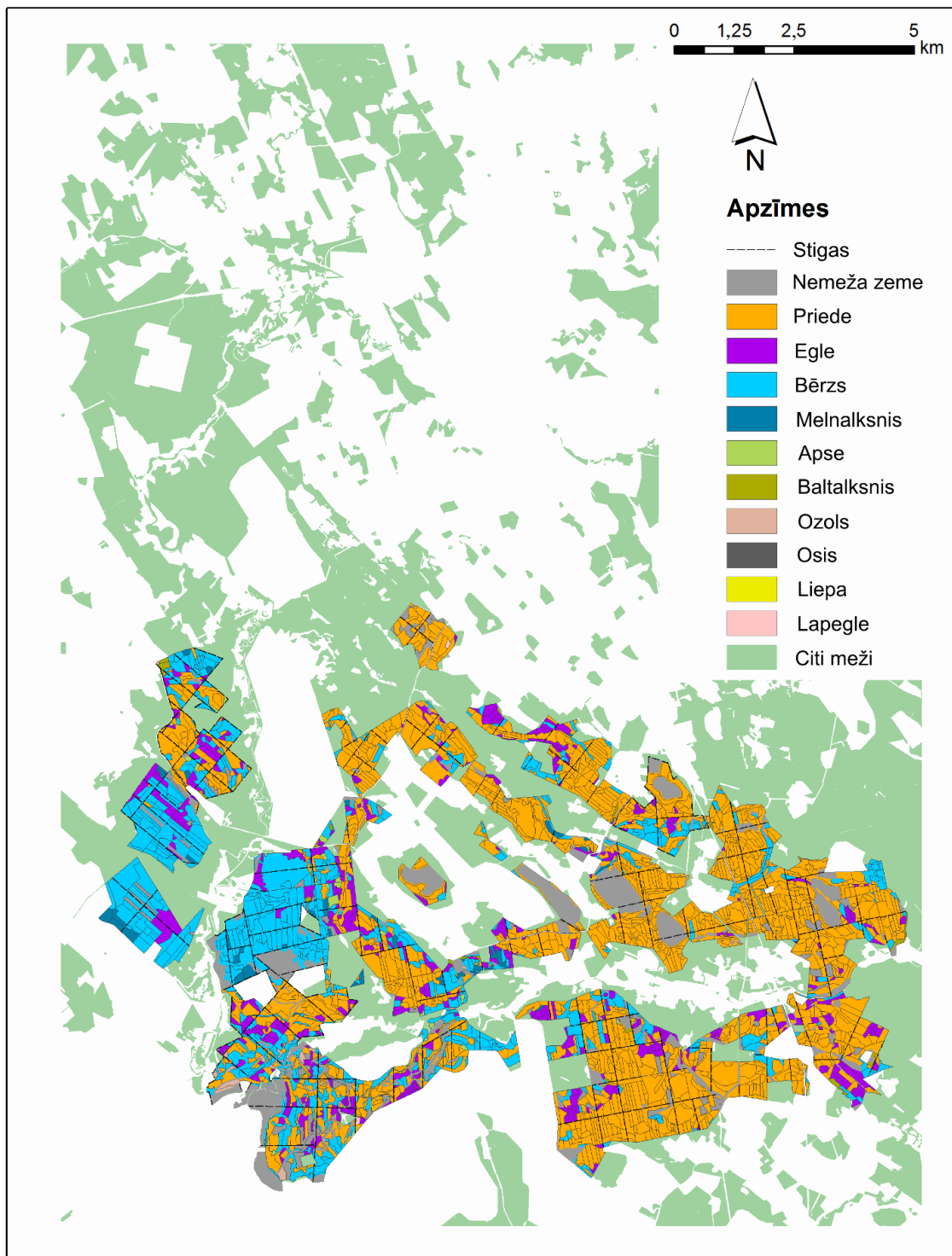
2. pielikums. Staiceles ainavas mežaudžu telpiskais raksts 2011. gadā

Appendix 2. Forest stand pattern in Staicele landscape in 2011

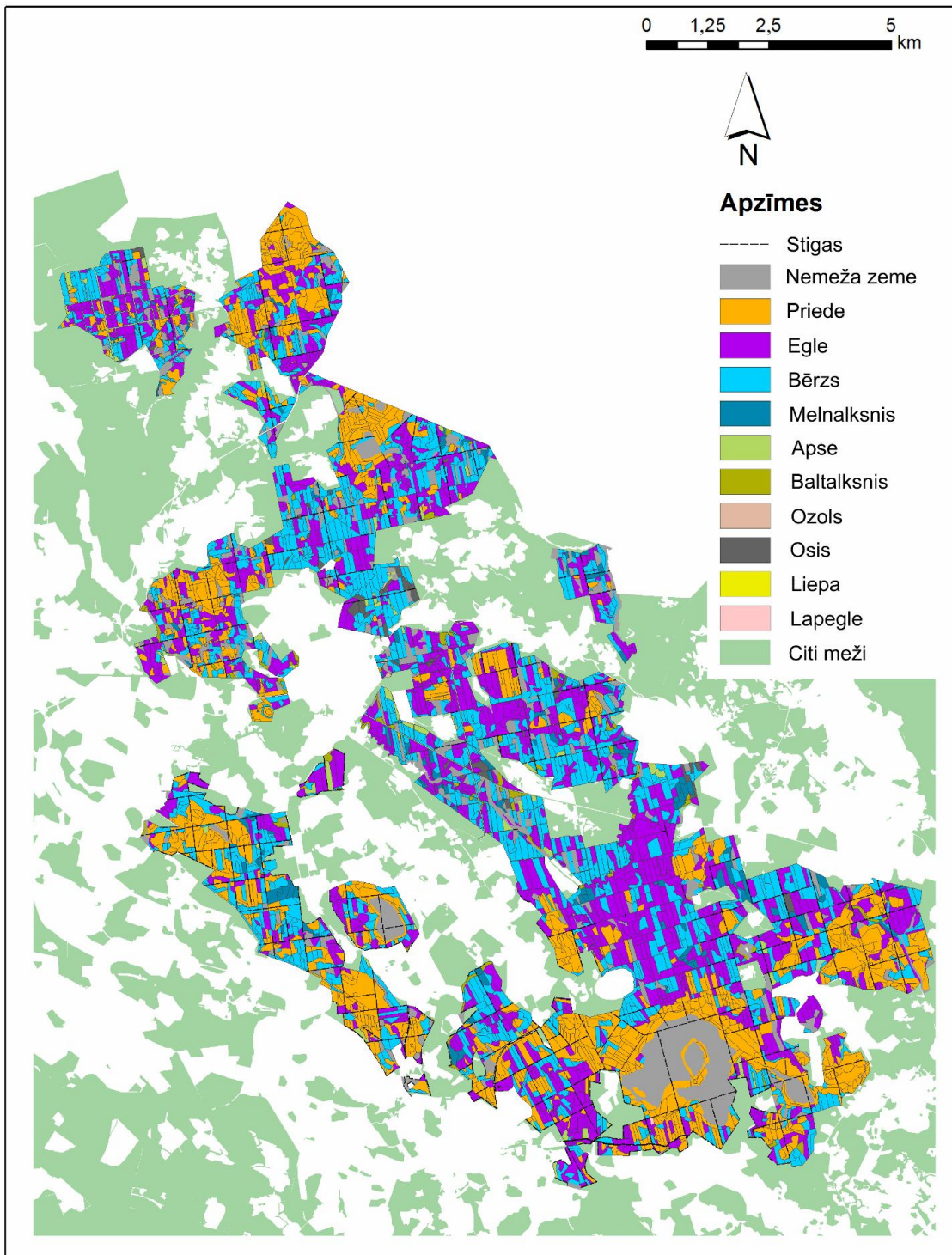


3. pielikums. Rencēnu ainavas mežaudžu telpiskais raksts 2011. gadā

Appendix 3. Forest stand pattern in Rencēni landscape in 2011

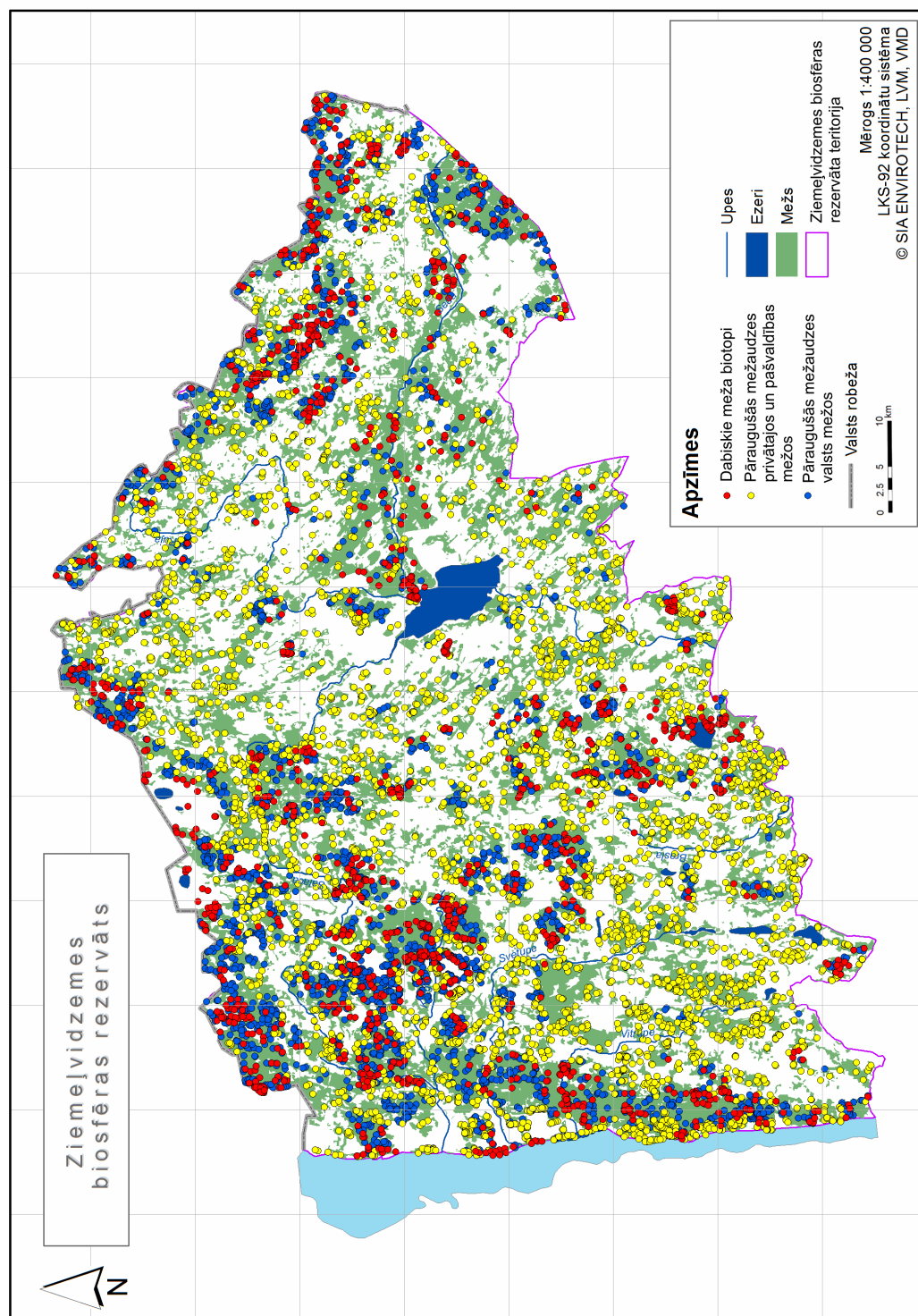


4. pielikums. Naukšēnu ainavas mežaudžu telpiskais raksts 2011. gadā
 Appendix 4. Forest stand pattern in Naukšēni landscape in 2011



5. pielikums. Dabisko meža biotopu, un pāraugušo mežaudžu izvietojums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā 2011. gadā

Appendix 5. The location of woodland key habitats and overmature stands within the North Vidzeme Biosphere Reserve in 2011



6. pielikums. Izcirtumu, meža ainavas pamatnes un jaunaudzžu telpiskais raksts četros meža masīvos no 1988. līdz 2011. gadam

Appendix 6. The pattern clearcuts, forest matrix and regenerating stands in four state forest tracts during 1988-2011

