

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
VIDES ZINĀTNES NODAĻA

Aivars Tērauds

**Ainavas struktūras izmaiņu ainavekoloģiska analīze un vērtējums
Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā**

Promocijas darbs

Doktora grāda iegūšanai ģeogrāfijā vides zinātnes nozarē
Apakšnozare: dabas aizsardzība

**Darba zinātniskais vadītājs
profesors *Dr. geogr.* Oļģerts Nikodemus**

Rīga, 2011

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Vides zinātnes nodaļā laikā no 2004. gada oktobra līdz 2010. gada oktobrim. Darbs izstrādāts ar Eiropas sociālā fonda projektu „Doktorantu un jauno zinātnieku pētniecības darba atbalsts Latvijas Universitātē” (ESS2004/3) un „Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē” (ESS2009/77) finansiālu atbalstu.



PROMOCIJAS DARBA VADĪTĀJS

Prof. *Dr. geogr.* **Olģerts Nikodemus**

PROMOCIJAS PADOMES SASTĀVS

Prof. *Dr. biol.* **Viesturs Melecis**, padomes priekšsēdētājs

Prof. *Dr. habil. chem.* **Māris Kļaviņš**

Asoc. prof. *Dr. biol.* **Gunta Sprinģe**, padomes zinātniskā sekretāre

Prof. *Dr. geogr.* **Olģerts Nikodemus**

Prof. *Dr. geogr.* **Agrita Briede**

Doc. *Dr. geogr.* **Solvita Rūsiņa**

OFICIĀLIE RECENZENTI

Prof. *Dr. biol.* **Viesturs Melecis**, Latvijas Universitāte

Prof. *Dr. habil. geogr.* **Māris Laiviņš**, LU Bioloģijas institūts

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

Promocijas darba aizstāvēšana notiks 2011. gada 8. aprīlī plkst. 10.00 Latvijas Universitātes Vides zinātnes nozares promocijas padomes sēdē LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē Rīgā, Alberta ielā 10, 313. telpā.

Ar promocijas darbu var iepazīties Latvijas Universitātes Bibliotēkā Rīgā, Kalpaka bulvārī 4. Atsaukmes sūtīt: asoc. prof. *Dr. biol.* Guntai Sprinģei, Latvijas Universitāte, Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, Vides zinātnes nodaļa Raiņa bulv. 19, LV-1586, Rīga, Latvija. Fakss (00)37167332704, e-pasts: gunta.springe@lu.lv

© Aivars Tērauds, 2011

© Latvijas Universitāte, 2011

Ievads.....	5
Darba aktualitāte	5
Darba mērķis	6
Darba galvenie uzdevumi.....	6
Darba novitāte un praktiskā izmantošana.....	7
Pētījumu rezultātu aprobācija.....	7
1. Literatūras apskats.....	11
1.1. Promocijas darbā lietotie jēdzieni un to skaidrojumi.....	11
1.2. Strukturālās izmaiņas ainavā un to ietekme uz ekoloģiskajiem procesiem	21
1.3. Kvantitatīvo indikatoru izmantošana ainavu izpētē.....	24
1.4. Ainavas struktūras maiņa 20. gadsimtā Latvijā	28
2. Materiāli un metodes.....	31
2.1. Pētāmās teritorijas raksturojums	31
2.2. Pētījumā izmantotās datubāzes	33
2.3. Pētījuma metodes.....	35
2.3.1. Ainavu struktūras izmaiņu analīze	35
2.3.2. Mežu ainavu struktūras izmaiņu analīze	37
2.3.3. Mežaudžu vēstures ietekme uz dabiskajiem meža biotopiem.....	39
2.4. Mērogs un ainavu struktūras kvantitatīvie indikatori	41
2.4.1. Mēroga problēma ainavekoloģiskajos un ģeogrāfiskajos pētījumos.....	42
2.4.2. Mēroga ietekmes uz ainavu struktūras indikatoriem izpētes metodika, kas lietota promocijas darbā	45
2.4.3. Mēroga ietekmes izpētes rezultāti	51
2.4.4. Kopsavilkums	62
3. ZBR ainavu struktūras kvantitatīvās izmaiņas 20. un 21. gadsimtā.....	63
3.1. Ainavu struktūras kvantitatīvās izmaiņas ainavapvidos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā klases līmenī.....	65
Vidzemes piekrastes ainavapvidus.....	65

Alojas–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidus	68
Salacas apvidus ar Salacas ieleju	70
Augstrozes pauguraines ainavapvidus	73
Burtnieku drumlinu āru apvidus ar Sedas mežaines joslu.....	75
Ērgemes pauguraines ainavapvidus	78
Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidus	81
3.2. Ainavu struktūras izmaiņu vispārējās likumsakarības.....	83
4. Mežu ainavas struktūras izmaiņa ZBR teritorijā.....	94
4.1. Mežaudžu valdošās sugas un tās izmaiņas pagājušajā gadsimtā	94
4.2. Mežaudžu vecuma struktūras raksturojums.....	98
4.3. Diskusija par ZBR lielo meža masīvu ainavas struktūras izmaiņām.....	101
5. Mežaudžu vēstures ietekme uz dabiskajiem meža biotopiem.....	105
Secinājumi	111
Literatūras saraksts	113
Elektroniskā literatūra un npublicētie materiāli	126

Ievads

Darba aktualitāte

Kopš pagājušā gadsimta vidus, kad ainavu ekoloģija kā zinātnes nozare piedzīvoja uzplaukumu, zinātnieki lielu uzmanību ir pievērsuši ainavas struktūras un to ietekmējošo faktoru izpētei. Viena no ainavas struktūras izpausmēm ir zemes segums, kura izmaiņas ietekmē visas struktūras attīstību (Radeloff & Mladenoff, 2003).

Visbūtiskākās izmaiņas zemes segumā rada cilvēku saimnieciskā darbība. Tās ietekmē ainavā norisinās strukturālās izmaiņas – novērojama ainavas fragmentācija vai homogenizācija. Mežu ainavas fragmentācija būtiski ietekmē teritorijas bioloģisko daudzveidību (Kuoki et al., 2001). Savukārt, tā kā nelielās dabiskā zemes seguma platības intensīvi izmantotajos lauksaimniecības reģionos samazinās un lauksaimniecības zemes marginālajās teritorijās aizaug, ainavas kļūst homogēnākas un zaudē savu daudzveidību un estētisko kvalitāti (Verburg et al., 2006). Latvijas ainavā ir novērojams gan homogenizācijas, gan fragmentācijas process (LVĢMA, 2007; Penēze, 2009). Kā rāda daudzie pētījumi, izmaiņas ainavā un tās struktūrā, it īpaši, ja to ietekmē cilvēka darbība, notiek nepārtraukti (Burgess & Sharpe, 1981; Soule et al., 1992; Farina, 2006).

Lai varētu prognozēt iespējamo izmaiņu ietekmi uz teritorijas bioloģisko daudzveidību, kā arī rast optimālos risinājumus teritoriju izmantošanai, lieto kvantitatīvus indikatorus, ar kuru palīdzību ir iespējams novērtēt gan notikušās, gan arī plānotās izmaiņas ainavā. Ja ainavas telpiskā struktūra tiek interpretēta kā telpiskās datubāzes elementu kopums, tad tā ir izmērāma, saskaitāma, analizējama un skaitliski savstarpēji salīdzināma, izmantojot dažādus ainavas struktūras indikatorus (*metrics*) (McGarigal & Marks, 1995; McGarigal et al., 2002; Botequilha Leitão et al., 2006). Aizvien biežāk indikatorus, kas raksturo ainavas struktūru, izmanto ainavu plānošanā, arī mežu apsaimniekošanas plānu izstrādāšanā (Botequilha Leitão & Ahern, 2002).

Kopš pagājušā gadsimta 90. gadiem, attīstoties informācijas tehnoloģijām, pasaulē ir ievērojami palielinājusies telpisko datubāzu apstrādes un analīžu metožu daudzveidība. Šīs datubāzes satur parametrus, kas raksturo ainavu struktūru elementus un funkcijas. Lielu daļu no ainavas elementu analīzes metodēm ietver datorprogramma *FRAGSTATS*, kas izstrādāta 1995. gadā ASV (McGarigal et al., 1995). Lietojot tajā iestrādāto metodiku, daudzās pasaules valstīs – gan Ziemeļamerikā (Tischendorf, 2001; D'eon et al., 2002; Wu, 2004), gan Eiropā (Van Dorn, 2006) pēdējos 15 gados ir analizēta ainavu struktūra, vērtējot ainavas vēsturiskās izmaiņas, prognozējot tās attīstību nākotnē un novērtējot lokālās teritorijas vai reģiona

bioloģisko daudzveidības izmaiņas. Latvijā līdz šim šāda ainavu struktūras un tās izmaiņu analīze nav veikta. Tādi pētījumi ir aktuāli gan no ainavu ekoloģijas zinātnes attīstības viedokļa, jo parāda mozaīkveida ainavas struktūras izmaiņas pēcpadomju telpā, gan arī no praktiskā viedokļa, jo tie dod iespēju kvantitatīvi novērtēt vienu vai otru pieņemto lēmumu. Promocijas darbā veiktie pētījumi sniedz ziņas par Latvijas ainavas struktūras izmaiņām pēdējos 70–80 gados. Tā kā ainavas struktūra ir analizēta ar vienu un to pašu metodi, kura izmantota citviet pasaulē, turpmākajos pētījumos var salīdzināt Latvijas un citu pasaules valstu ainavu izmaiņas.

Tā kā ainavas indikatori tiek izmantoti, strādājot ar datorizētu ainavas modeli, aprēķina rezultātus būtiski ietekmē šī modeļa kvalitatīvās un kvantitatīvās īpašības, kā arī mērogs jeb telpiskā izšķirtspēja un ainavas zemes segumu klasifikācijas shēma jeb tematiskā izšķirtspēja (Lausch & Herzog, 2002; Wu, 2004; Buyantuyev & Wu, 2007). Daudzās pasaules valstīs ainavu struktūras analīzes pētījumos papildus ir apskatīts šis jautājums, vērtējot, kā dažādas telpiskas un tematiskas izšķirtspējas ainavas modelis ietekmē ainavas indikatoru rezultātus (Fuhlendorf & Smeins, 1996; Lawrence & Ripple, 2000; Oline & Grant, 2002; Wu, 2004). Arī promocijas darbā ir salīdzināti dažādas izšķirtspējas ainavu modeļi, lai noteiktu piemērotāko reģionāla mēroga vizuāli uztveramās ainavas struktūras modeli.

Darba mērķis

Sniegt kvantitatīvu raksturojumu un ekoloģisku vērtējumu Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta ainavu struktūras izmaiņām 20. gadsimtā.

Darba galvenie uzdevumi

1. Sniegt ainavu ekoloģijā lietotajiem terminiem skaidrojumu latviešu valodā.
2. Noskaidrot optimālo mērogu kartogrāfiskajam materiālam, kas visprecīzāk raksturo izmaiņas Latvijas mozaīkveida ainavā.
3. Izpētīt ainavu struktūras kvantitatīvās izmaiņas zemes seguma klašu līmenī, lietojot ainavas struktūras indikatorus.
4. Izmantojot ainavu ekoloģijā lietotās metodes, noskaidrot bioloģiski vērtīgo mežaudžu saglabāšanas likumsakarības Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta meža ainavā.

Darba novitāte un praktiskā izmantošana

Promocijas darbā pirmo reizi latviešu valodā tulkoti un skaidroti ainavu ekoloģijā lietotie starptautiskie termini un jēdzieni.

Analizējot ainavas struktūru un par izejas informāciju izmantojot dažāda mēroga kartes, promocijas darbā pierādīts, ka zinātniskajās publikācijās un arī ainavu monitoringā bieži lietotais mērogs 1 : 100 000 vai tuvi tam izšķirtspējas dati vāji raksturo Latvijas ainavas un to izmaiņu īpatnības. Relatīvi mazie ainavas struktūras elementi, kas sadala un fragmentē teritoriju, parādās tikai lielāka mēroga datos. Tas liecina, ka ainavas pētījumos, ja tiek analizētas teritorijas izmaiņas un modelēta nākotnes situācija, ir nepieciešams lietot datus, kam ir augstāka izšķirtspēja nekā mērogā 1 : 100 000.

Pirmo reizi Latvijā kvantitatīvi analizētas ainavu struktūras izmaiņas un tās vērtētas no ekoloģiskā viedokļa, kā arī, analizējot mežu ainavas attīstības vēsturi, iegūta jauna informācija par bioloģiski vērtīgo mežaudžu veidošanās apstākļiem.

Promocijas darbā iegūtās atziņas un secinājumi ir izmantojami mežu apsaimniekošanas plānu izstrādāšanā, nodrošinot bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu. Pētījuma rezultāti izmantoti Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta ainavekoloģiskā plāna izstrādāšanā.

Pētījumu rezultātu aprobācija

Promocijas darba rezultāti ir atspoguļoti trijās zinātniskajās publikācijās, piecu starptautisko konferenču tēzēs, četrus Latvijas konferenču tēzēs. Par pētījumu rezultātiem sniegti ziņojumi četrās starptautiskajās konferencēs, kā arī četrās Latvijas konferencēs.

Publicētie pētījuma rezultāti

1. Tērauds, A., Brumelis, G. & Nikodemus, O. 2011. Seventy-year changes in the area distribution of age and composition of state-owned forests in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research*. [Submitted.]
2. Tērauds, A., Nikodemus, O., Rasa, I. & Bell S. 2008. Landscape ecological structure in the eastern part of the North Vidzeme Biosphere rezerve, Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences*. Section B, Vol. 62 (2008), No. 1/2, p. 63–70.
3. Tērauds, A., Nikodemus O. & Rasa, I. 2008. Analysis of the landscape structure in the North Vidzeme Biosphere Reserve, Latvia. In: *Economic, social and cultural aspects in biodiversity conservation*. Proceedings of the 1st North Vidzeme Biosphere Reserve international scientific conference of 23 November, 2006, Valmiera, Latvia, p. 111–121.

Starptautisko konferenču referātu tēzes

1. Tērauds A., Brumelis, G. & Nikodemus, O. 2010. How natural are woodland key habitats in Latvia? In: *Northern Primeval Forests: Ecology, Conservation & Management*. August 9–13, 2010, Sundsvall, Sweden. Abstracts, p. 168.
2. Tērauds, A., Nikodemus, O. & Brumelis, G. 2009. Changes in landscape level forest structure and naturalness in the North Vidzeme Biosphere reserve, Latvia (1930–2008). In: *2nd European Congress of Conservation Biology. Conservation biology and beyond: from science to practice*. September 1–5, 2009, Prague. Abstracts, p. 1.
3. Tērauds A. & Nikodemus O. 2007. Analysis of the landscape ecological structure applying maps of different scale. In: *4th International Conference „Research and conservation of biological diversity in Baltic Region”. Book of abstracts*. April 25–27, 2007. Daugavpils University, Institute of Systematic Biology. Daugavpils University Academic Press „Saule”, p. 130. Available: <http://www.biology.lv/conference/AbstractBook2007.pdf>.
4. Tērauds, A. & Nikodemus, O. 2006. Landscape ecological analyse of the landscape structure in North Vidzeme Biosphere Reserve. In: *The 14th International Symposium on Landscape Ecology Research. Implementation of landscape ecology in new and changing conditions. Abstract proceedings*. October 4–7, 2006. Stará Lesná, Slovak Republic, p. 90–91.
5. Nikodemus, O., Granta, D., Tērauds, A., Penēze, Z. & Rasa, I. 2005. Land use in the marginal areas of Latvia: trends evaluation and prospective. In: *International Conference Multifunctionality of Landscapes – Analysis, Evaluation and Decision Support*. May 18–19, 2005. Abstracts. Giessen: Justus-Liebig Universität, p. 169.

Latvijas konferenču referātu tēzes

1. Tērauds A., Brumelis, G. & Nikodemus, O. 2010. Dabisko meža biotopu vēsture Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā. *Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes*. Rīga: Latvijas Universitāte, 238.–239. lpp.
2. Tērauds A. & Silamiķele I. 2010. Bioloģiski vērtīgo zālāju apsekošanas un novērtēšanas rezultāti 2009. gadā. *Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes*. Rīga: Latvijas Universitāte, 239.–241. lpp.

3. Tērauds, A. & Nikodemus, O. 2008. Mēroga faktors ainavu ekoloģiskās struktūras analīzē. *Latvijas Universitātes 66. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes.* Rīga: Latvijas Universitāte, 160.–161. lpp.
4. Tērauds, A. & Nikodemus, O. 2007. Ainavekoloģiskās struktūras pētījumu rezultāti Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā. *Latvijas Universitātes 65. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes.* Rīga: Latvijas Universitāte, 107.–108. lpp.
5. Tērauds, A. 2006. CORINE LandCover datu bāzes izmantošana ainavu sukcesijas pētījumos. *Latvijas Universitātes 64. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes.* Rīga: Latvijas Universitāte, 260.–262. lpp.

Konferences un sanāksmes, kur ziņots par pētījuma rezultātiem. Starptautiskās konferences

1. Northern Primeval Forests: Ecology, Conservation & Management. Sundsvall, Sweden. August 9–13, 2010. Stenda referāts „How natural are woodland key habitats in Latvia?”.
2. 4th International Conference „Research and conservation of biological diversity in Baltic Region”. Daugavpils, Latvija. April 25–27, 2007. Stenda referāts „Analysis of the landscape ecological structure applying maps of different scale”.
3. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta un Vidzemes Augstskolas 1. Starptautiskā zinātniskā konference „Dabas aizsardzības ekonomiskie, sociālie un kultūrvēsturiskie aspekti”. Valmiera, Latvija, 23.11.2006. Stenda referāts „Analysis of the landscape structure in the North Vidzeme Biosphere Reserve, Latvia”.
4. The 14th International Symposium on Landscape Ecology Research. Implementation of landscape ecology in new and changing conditions. Stará Lesná, Slovak Republic. October 4–7, 2006. Stenda referāts „Landscape ecological analyse of the landscape structure in North Vidzeme Biosphere Reserve”.

Konferences Latvijā

1. Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Rīga, 2010. gada februāris. Referāts „Dabisko meža biotopu vēsture Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā”.
2. Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Rīga, 2010. gada februāris. Referāts „Bioloģiski vērtīgo zālāju apsekošanas un novērtēšanas rezultāti 2009. gadā”.
3. Latvijas Universitātes 66. zinātniskā konference. Rīga, 2008. gada februāris. Referāts „Mēroga faktors ainavu ekoloģiskās struktūras analīzē”.

4. Latvijas Universitātes 65. zinātniskā konference. Rīga, 2007. gada februāris. Referāts „Ainavekoloģiskās struktūras pētījumu rezultāti Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā”.
5. Latvijas Universitātes 64. zinātniskā konference. Rīga, 2006. gada februāris. Referāts „CORINE LandCover datu bāzes izmantošana ainavu sukcesijas pētījumos”.

1. Literatūras apskats

1.1. Promocijas darbā lietotie jēdzieni un to skaidrojumi

Zinātniskajā literatūrā latviešu valodā tikpat kā nav publikāciju ainavu ekoloģijā, kur tiek lietotas kvantitatīvās metodes ainavu struktūras analīzē. Līdz ar to viena no problēmām, kuru vajadzēja atrisināt promocijas darbā, bija ainavu ekoloģijas terminoloģijas precizēšana. Tāpēc vispirms tiek apskatīti un zinātniski skaidroti promocijas darbā lietotie jēdzieni un termini. Tāpat tiek skaidroti tie jēdzieni un termini, kuri vides zinātnē, ģeogrāfijā, ainavu ekoloģijā un citās zinātnes nozarēs bieži tiek lietoti ar atšķirīgu nozīmi.

Vispārējie ainavu ekoloģijas terminoloģijas skaidrojumi

Ainava (*landscape*) – heterogēna teritorija, kas sastāv no vairākām savstarpējā mijiedarbībā esošām ekosistēmām (vai elementiem), kuras līdzīgā veidā telpiski atkārtojas (modificēts pēc Forman & Gordon, 1986). Jēdziens „ainava” šādā aspektā ietver mērogus, kuri ir mazāki par valsts un reģionu līmeni, bet lielāki par meža nogabala vai mežaudzes līmeni.

Ainavas elements (*landscape element*) ir ainavas struktūrvienība – ainavas robežās ietilpstoša relatīvi homogēna ekoloģiskā pamatvienība (tā var būt gan dabiska, gan cilvēku veidota) (Forman & Gordon, 1986).

Ainavas fragmentācija (*landscape fragmentation*) ir ainavas sadalīšana sīkākās formas ziņā izmainītos un izolētos plankumos. Ainavu fragmentāciju izraisa lauksaimniecības intensifikācija, mežizstrāde, apdzīvoto vietu attīstība, jaunu ceļu izbūve un citi procesi (Botequilha Leitão et al., 2006; Jongman & Pungetti, 2004; Garland & Bradley, 1984).

Ainavas homogenizācija (*landscape homogenization*) ir ainavu telpiskās daudzveidības un variāciju samazināšanās un viendabīguma palielināšanās. Ainavu homogenizāciju izraisa lauksaimniecības un mežsaimniecības intensifikācija, urbanizācija, zemju pamešana un citi procesi (Jongman & Pungetti, 2004).

Ainavas indikatori (*landscape metrics*) ir algoritmi, kas kvantitatīvi izsaka plankumu, plankumu klašu un visas ainavas mozaīkas specifiskus telpiskos raksturlielumus (McGarigal et al., 2002). Tie novērtē un apraksta plankumu un mozaīkas telpisko struktūru (Gustafson, 1998).

Ainavas izmaiņas jeb **attīstība** (*landscape change*) ir ainavas struktūras un funkciju pārveidošanās laika gaitā (Botequilha Leitão et al., 2006). To izraisa gan dabiskie procesi, gan cilvēka darbība. Cilvēka relatīvi maz ietekmētās meža ainavās tā izpaužas kā traucējumi un sukcesijas process. Tipisks ainavu izmaiņas procesa rezultāts ir biotopu zudums vai fragmentēšana, kas ir viens no lielākajiem draudiem bioloģiskajai daudzveidībai visā pasaulē (Sorrel, 1998).

Ainavas koridors (*landscape corridor*) ir atšķirīga zemes seguma lineāras formas struktūra, kas pēc fiziskām īpašībām atšķiras no apkārtējās teritorijas (pēc Forman, 1995). Koridori nodrošina barības vielu pārnesi, augu un dzīvnieku migrāciju, bioloģiskās daudzveidības saglabāšanos, vienlaikus tie ir sava veida barjeras. Tipiski ainavas koridori ir upes, grāvji, meža joslas, autoceļi u. c. (Botequilha Leitão et al., 2006).

Ainavas pamatne (matrica) (*landscape matrix*) ir ainavu elementu tipu kopums, kam ir būtiska nozīme ainavas funkcionēšanā (t. sk. ainava, kas apņem atsevišķus plankumus) (Forman & Gordon, 1986). To veido savstarpēji saistīts un nepārtraukts dominējošais zemes seguma veids. Ainavas pamatni izdala, ja kāds no zemes seguma veidiem aizņem vairāk par 50% no ainavas (Botequilha Leitão et al., 2006).

Ainavas plankums (*landscape patch*) ir: 1) relatīvi homogēna nelineāra teritorija, kas vizuāli atšķiras no apkārtējās teritorijas (Forman, 1995), 2) virsmas teritorija, kas atšķiras no apkārtnes pēc raksturojuma vai izskata (pēc Turner et al., 2001).

Ainavas struktūra (*landscape structure*) atspoguļo ekosistēmu telpiskās attiecības ainavā (Botequilha Leitão et al., 2006).

Traucējumi ainavā (*disturbance*) ir dabiskas vai antropogēnas izcelsmes notikumi, kas sagrauj ekosistēmas, augu sabiedrības vai dzīvnieku populācijas struktūru un/vai pārveido tās fizisko vidi. Pie tiem pieder gan katastrofālas izmaiņas, gan maz nozīmīgi dabiskas izcelsmes procesi (White & Pickett, 1985).

Ainavu struktūru raksturojošie indikatori

Ainavu indikatori ir plaši pazīstami zinātniekiem, kas nodarbojas ar ainavu ekoloģiskajiem pētījumiem (Botequilha Leitão et al., 2006). Galvenā ainavu indikatoru vērtība ir to plašais lietojums ainavu konfigurāciju salīdzināšanai, piemēram, salīdzinot dažādas viena laika posma ainavas, novērtējot vienu un to pašu ainavu dažādos laika posmos, kā arī izvērtējot dažādas ainavu pārveidošanas alternatīvas (Gustafson 1998). Ar ainavas indikatoru palīdzību novērtē divas fundamentālas ainavas struktūras īpašības – **kompozīciju**

(*composition*) un **konfigurāciju** (*configuration*) (McGarigal Marks, 1995; McGarigal et al., 2002).

Kompozīcijas indikatori raksturo plankumu klašu (veidu) dažādību, neņemot vērā plankumu telpiskās īpašības (McGarigal et al., 2002). Tie vērtē plankumu klašu skaitu [plankumu bagātība (*patch richness*)], plankumu klašu proporcionālo attiecību [klases platības proporcija (*class area proportion*)] vai visaptverošu plankumu veidu daudzveidību [Šenona daudzveidības indekss (*Shannon's diversity indice*)].

Konfigurācijas indikatori attiecas uz ainavas elementu telpisko raksturojumu, izkārtojumu, novietojumu un orientāciju. Konfigurācijas indikatori raksturo, piemēram, plankuma formu un blīvumu, attālumus starp vienas klases plankumiem [tuvākā kaimiņa attālums (*nearest neighbor distance*)], plankumu puduru pakāpi (McGarigal et al., 2002).

Ainavu telpiskās struktūras indikatori var tikt klasificēti arī pēc to interpretācijas iespējām ekoloģiskā kontekstā – vai tiem ir saistība ar kādu konkrētu ekoloģisku procesu. Visus indikatorus var iedalīt strukturālajos un funkcionālajos indikatoros (McGarigal et al., 2002).

Strukturālie indikatori raksturo ainavas telpiskās struktūras īpašības bez to tiešas piesaistes ekoloģiskām funkcijām vai procesiem. Šī tipa indikatoru funkcionālās nozīmes izvērtēšana atstājama interpretācijai. Pie šī tipa pieder lielākā daļa indikatoru, kas raksturo ainavu struktūru, piemēram, plankumu skaits (NP), klases kopējā platība (CA) un formas indekss (SHAPE_AM).

Funkcionālie indikatori novērtē ainavas telpiskās struktūras īpašības ekoloģiskajā kontekstā saistībā ar konkrēto dzīvo organismu vai ekoloģisko procesu. Tiem parasti nepieciešams papildus definēt parametrus to aprēķināšanai. Konkrētā indikatora vērtība atšķirsies atkarībā no definētajiem papildu parametriem, piemēram, konektivitātes (CONNECT) un proksimitātes indeksi (PROX). Funkcionālie indikatori sniedz plašākas iespējas ainavas struktūras īpašību interpretācijai ekoloģiskā kontekstā (McGarigal et al., 2002).

Ainava, izmantojot indikatorus, var tikt analizēta 4 līmeņos – ainavas, klases, plankuma un šūnas līmenī (attiecas tikai uz rastra datiem). Šūnas līmeņa indikatori ainavekoloģijā nav attīstīti, tādēļ tie turpmāk nav aprakstīti (McGarigal et al., 2002; Botequilha Leitão et al., 2006).

Plankuma līmeņa indikatori raksturo katru plankumu, piemēram, platību, formu vai attālumu līdz citam plankumam, un šo indikatoru vērtības tiek dotas katram plankumam individuāli.

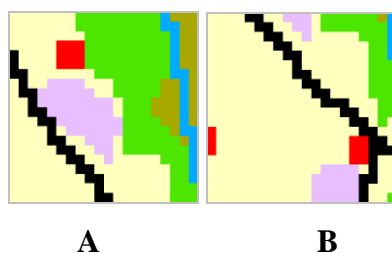
Klases līmeņa indikatori kopumā raksturo vienu klasi (piemēram, vienam zemes seguma veidam). Šādi indikatori ir, piemēram, vidējā plankumu platība, kopējā aizņemtā teritorija. Lielāko daļa no klases līmeņa indikatoriem var skaidrot kā fragmentācijas indikatorus, jo tie vērtē noteiktu plankumu klases konfigurāciju. Klases līmeņa indikatori parasti ir visnozīmīgākie, un tie tiek lietoti visbiežāk. Liela daļa klases līmeņa indikatoru ir plankuma līmeņu indikatoru summa vai vidējā vērtība.

Ainavas līmeņa indikatori nosaka visu pētītās ainavas plankumu mozaīkas raksturu, piemēram, plankumu klašu daudzveidību, vidējo plankumu izmēru, un dod vienu kopēju indikatora vērtību visai ainavai. Ainavas līmeņa indikatoru vairākumu var uzskatīt par ainavas nevienādīguma indeksiem, jo tie raksturo visu pētīto teritoriju kopumā (McGarigal et al., 2002; Botequilha Leitão et al., 2006).

Promocijas darbā lietotie ainavas indikatori un to raksturojums (pēc McGarigal et al., 2002; Botequilha Leitão et al., 2006)

Ainavu kompozīciju raksturojošie indikatori

Plankuma klases aizņemtās platības proporcija [*Percentage of Landscape (PLAND)*]. Plankuma līmeņa indikators, kas raksturo plankumu klases proporciju (īpatsvaru) ainavā (1.1. att.). Tas parāda plankumu veida aizņemto platību attiecībā pret visu ainavas platību. Indikatora vērtības diapazons ir no 0 līdz 100, mērvienība – procenti. Ja ainava sastāv tikai no 1 plankumu klases, indikatora vērtība ir 100. Jo lielāku īpatsvaru ainavā aizņem konkrētā plankuma klase, jo tuvāk skaitlim 100 ir PLAND vērtība.



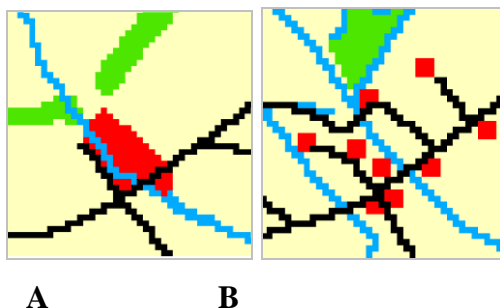
1.1. att. Shematisks zīmējums, kas raksturo plankuma¹ klases aizņemtās platības proporcijas (PLAND). Divas ainavas ar atšķirīgu klases platību proporciju. A attēlā redzamajā ainavā plankumu klašu platības ir relatīvi līdzīgākas, bet B attēlā ainavā dominē lauksaimniecības zeme, kas aizņem 71% no teritorijas

¹ Plankumu apzīmējumi 1.1.–1.9. attēlā: gaiši dzeltens – lauksaimniecības zemes un cita neklasificēta atvārtā teritorija, zaļš – mežs, zils – ūdens, gaiši violets – karjeri un kūdras ieguves lauki, sūnu zaļš – purvs, sarkans – apbūve, melns – autoceļš un dzelzceļš.

PLAND ir viens no vissvarīgākajiem lielumiem, kas raksturo ainavu struktūru (Botequilha Leitão et al., 2006). PLAND būtiski ietekmē zemes seguma klasifikācijas shēma ainavas modelī, jo no tās ir atkarīgs analizējamo plankumu klašu skaits.

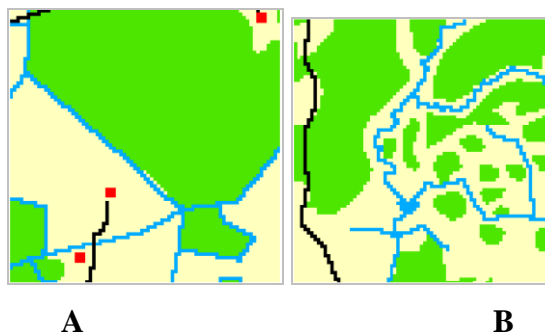
Ainavu konfigurāciju raksturojošie indikatori:

Plankumu skaits [*Number of Patches (NP)*]. Indikatoru aprēķina plankuma klasei vai ainavai (1.2. att.). Indikatora diapazons ir 1 vai vairāk, bez maksimālās vērtības ierobežojuma. Vērtība 1 nozīmē, ka plankuma klase vai ainava sastāv tikai no viena plankuma. Jo vairāk ir atsevišķu plankumu konkrētā plankumu klasē vai visā ainavā, jo lielāka ir šī indikatora vērtība. Minētais indikators raksturo ainavas fragmentāciju un heterogenitāti (McGarigal & Marks, 1995). To ieteicams analizēt kopā ar citiem indikatoriem, piemēram, PLAND, AREA_MN, SHAPE.



1.2. att. Shematisks zīmējums, kas raksturo ainavas plankumu skaitu (NP). A attēlā redzamajā ainavā kopējais plankumu skaits (NP) ir 18, bet B attēlā – 33

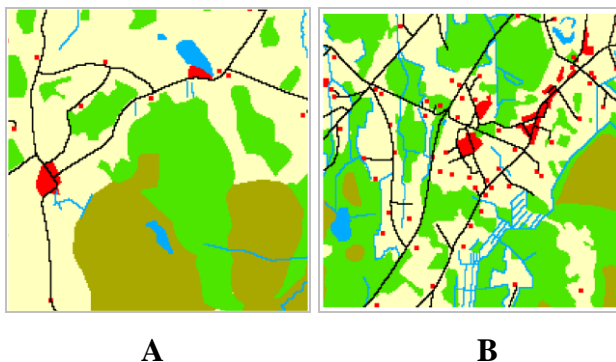
Plankumu blīvums [*Patch Density (PD)*]. Indikatoru aprēķina plankuma klasei vai ainavai. Tas raksturo atsevišķu plankumu blīvumu konkrētai plankumu klasei vai visai ainavai (1.3. att.).



1.3. att. Shematisks zīmējums, kas raksturo plankumu blīvumu (PD) atšķirību. Attēlā ir divas ainavas ar atšķirīgu plankumu blīvumu, kas aprēķināts uz 100 hektāru lielu platību. A attēlā redzamajā ainavā kopējais plankumu blīvums (PD) ir 7, bet B attēlā – 11

Indikatora skaitliskā vērtība ir lielāka par 0, mērvienība – plankumu skaits 100 hektāros. Jo lielāks ir atsevišķu plankumu skaits 100 hektāros, jo lielāka ir šī indikatora skaitliskā vērtība. Šis rādītājs ir ievērojami atkarīgs no minimālās kartes vienības vai rastra šūnas izmēriem. Maksimālais plankumu blīvums ir iespējams tad, kad katra šūna veido savu atsevišķu plankumu. Indikators sniedz vispārīgu ainavas struktūras un sarežģītības raksturojumu gan ainavas, gan katras plankumu klases līmenī. Šo indikatoru ieteicams analizēt kopā ar citiem indikatoriem, piemēram, PLAND, AREA_MN, SHAPE.

Plankumu vidējā platība [*Patch Size (AREA_MN)*]. Indikators raksturo katras klases vai visas ainavas plankumu vidējo platību (1.4. att.). Indikatoru izsaka hektāros (ha). Indikatora vērtības diapazons ir robežās starp minimālo un maksimālo plankuma platību ainavā. Jo lielāki ir plankumi katrā plankuma klasē vai visā ainavā, jo lielāka ir šī indikatora vērtība.



1.4. att. Shematisks zīmējums, kas raksturo plankumu vidējās platības (AREA_MN) indikatoru. Divas ainavas ar atšķirīgu plankumu vidējo platību. A attēlā redzamajā ainavā plankumu vidējā platība (AREA_MN) ir 36 ha, plankumu vidējā svērtā platība (AREA_AM) ir 213 ha; tā ir krietni augstāka, salīdzinot ar ainavu, kas redzama B attēlā, kur AREA_MN ir 9 ha, bet AREA_AM – 60 ha

Vidēji svērtā plankuma platība [*Patch Size (AREA_AM)*]. Indikators raksturo katras plankuma klases vai visas ainavas vidēji svērto plankumu platību.

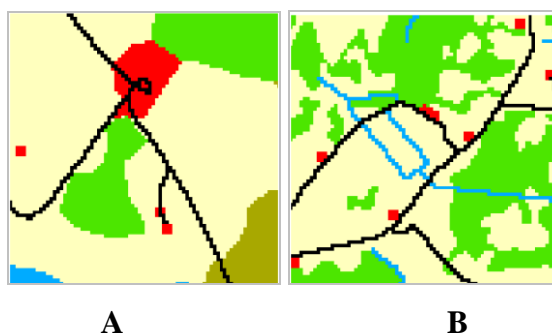
AREA_AM no AREA_MN atšķiras ar to, ka šinī indikatorā lielāka nozīme tiek piešķirta plankumiem ar lielāku platību un ka mazāku plankumu ietekme uz šo indikatoru ir neliela. AREA_AM ir ērti lietojams gadījumos, kad ainavā dominē viens vai vairāki lieli plankumi un pārējie tās pašas klases plankumi ir mazi. Ainavas līmenī šis indikators ir interpretējams kā ainavas plankumainības indikators.

Platības un tā atvasinājumu indikatori lietojami kā vienkārši ainavas funkciju rādītāji, piemēram, plankumu izmēru lieto kā biotopu fragmentācijas rādītāju. Ja salīdzina vairākas

ainavas, tām plankumu skaits ir līdzīgs, bet vidēji svērtā plankumu platība vienai no tām samazinās, var uzskatīt, ka šī ainava ir vairāk fragmentēta.

Plankumu forma [*Patch Shape* (SHAPE)]. Indikatoru aprēķina plankumam, plankuma klasei vai ainavai. Tas raksturo plankumu formas sarežģītību (1.5. att.).

Indikatora vērtības diapazons – 1 vai lielāks, bez maksimālā ierobežojuma. Jo lielāks ir viena plankuma klases plankumu kopējais malu garums ainavā, jo lielāka ir SHAPE indeksa vērtība. Plankuma forma parāda malas ietekmes lielumu uz kaimiņu plankumu, t. i., ja pieaug plankuma sarežģītība, pieaug arī malas efekts. Malas efektam ir gan pozitīvas, gan negatīvas ekoloģiskās sekas, un to ņem vērā, raksturojot dažādu plankumu klašu plankuma formas indeksu. Plankumu forma ietekmē arī dažādus ekoloģiskos procesus starp dažādiem plankumiem, piemēram, materiālu, enerģijas un organismu plūsmu. Promocijas darbā tiek lietots vidēji svērtais plankuma formas indikators (SHAPE_AM).



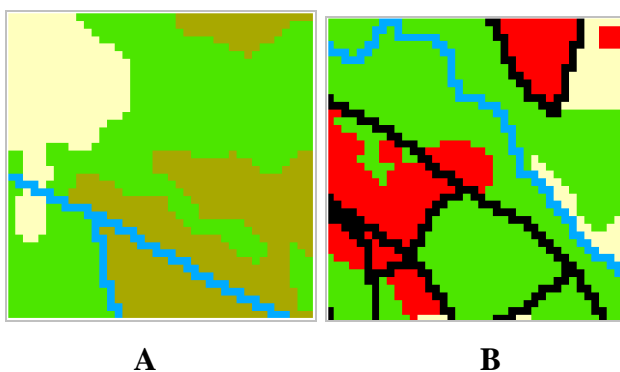
1.5. att. Shematisks zīmējums, kas raksturo plankumu formas indikatoru (SHAPE). Divas ainavas ar atšķirīgu plankumu formu. A attēlā redzams, ka ainavā lauksaimniecības un meža plankumi ir ar relatīvi taisnām, neizlocītām robežām un plankumu forma ir kompakta. B attēlā redzamajā ainavā meža un lauksaimniecības plankumi ir ar izlocītām robežām un plankumu formas ir ļoti daudzveidīgas. A attēlā vidējā plankumu formas indikatora vērtība (SHAPE_MN) ir 1.53, vidējā platības svērtā plankumu formas indikatora vērtība (SHAPE_AM) ir 1.73. Meža plankumu klasei šajā ainavā SHAPE_MN ir 1.36, SHAPE_AM ir 1.34. Savukārt B attēlā redzamajā ainavā vidējā plankumu formas indikatora vērtība (SHAPE_MN) ir 1.83, vidējā platības svērtā plankumu formas indikatora vērtība (SHAPE_AM) ir 2.68. Meža plankumu klasei B attēlā redzamajā ainavā SHAPE_MN ir 1.76, SHAPE_AM ir 2.76. Neapšaubāmi, ka augstākie SHAPE lielumi ir lineārajiem elementiem, A attēlā ceļu plankumu klasei SHAPE_AM ir 7.4, bet B attēlā SHAPE_AM ceļiem ir 8.5

Malu kontrasta indekss [*Edge Contrast Index* (ECON)]. Indikatoru aprēķina plankumam, plankuma klasei vai ainavai.

Malu kontrasta indekss ir plankuma perimetra relatīvs indikators. Indeksa aprēķināšanā tiek izmatots īpašs „nozīmības” koeficients. Koeficients raksturo divu plankumu klašu savstarpējās robežas nozīmību pētījumā. Koeficienta vērtības ir robežās no 0 līdz 1, un šo

vērtību nosaka pētnieks pēc saviem ieskatiem atkarībā no pētījuma virziena, piemēram, hidrogrāfijā, veģetācijas struktūras izpētē. Lielāks koeficients starp 2 plankumu klasēm parāda, ka robežai, piemēram, meža un atkritumu izgāztuves robežai, ir nozīmīgāks ekoloģisks efekts. Mazāks koeficients ir, nosakot funkcionāli līdzīgu plankumu malu kontrastu, piemēram, pļavas un ganības robežu.

Indikatora diapazons ir starp 0 un 100, mērvienība – procenti. Plankuma līmenī vērtība ir 100, ja visam plankuma perimetram ir maksimālais nozīmības koeficients (t. i., 1). Ja plankuma perimetra kādai daļai koeficients ir zem 1, tad indeksa vērtība ir mazāka par 100. Jo lielāka daļa no plankuma klases perimetra būs ar lielāku nozīmības koeficientu, jo lielāks būs malas kontrastainības indekss (1.6. att.). Citiem vārdiem, jo garākas ainavā būs konkrētās plankumu klases robežas vai visas ainavas robežas ar augstu definēto ekoloģisko (vai citu) nozīmību, jo lielāka būs indeksa vērtība. Promocijas darbā tiek lietots vidēji svērtais malas kontrasta indekss (ECON_AM).



1.6. att. Shematisks zīmējums, kas raksturo malu kontrasta indeksu (*Edge Contrast Index* (ECON)). A attēlā redzama robeža starp mežu un purvu, kurai malas atšķirības ir norādītas kā nelielas (0.3). B attēlā dominē meža robeža ar apbūvi un autoceļiem un malas atšķirības ir norādītas kā lielas. A attēlā mežam ECON_AM ir 33%, bet B attēlā – 67%

Plankuma kompakums [*Patch Compaction (Radius of Gyration)* (GYRATE)].

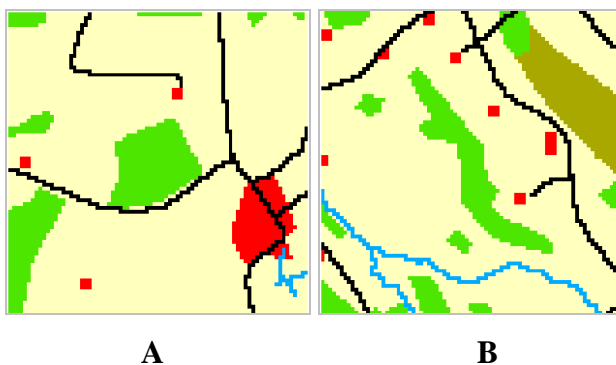
Indikatoru aprēķina plankumam, plankuma klasei vai ainavai (1.7 att.).

Plankuma kompakuma indikators tiek aprēķināts katram atsevišķam plankumam kā vidējā vērtība starp katru plankuma šūnu un plankuma centrālo punktu. Summējot vērtības, tiek aprēķināta vidējā GYRATE vērtība katrai plankuma klasei vai visai ainavai.

Indikatora skaitliskās vērtība ir lielāka (bez maksimālā ierobežojuma) vai vienāda ar 0. Vērtība 0 ir tad, ja ainavu veido tikai viena šūna. Maksimālā GYRATE vērtība – ja visu ainavu aizņem tikai viens plankums. Skaitlisko vērtību izsaka metros.

GYRATE ir plankuma kompakuma indikators, kas parāda plankumu mozaīkas fizisko struktūru. Jo plašāku teritoriju aizņem plankums, jo lielāka ir GYRATE vērtība. To ietekmē gan plankuma platība, gan plankuma konfigurācija. GYRATE vērtību starpība starp

atšķirīgām ainavām parāda, ka ainavās ir dažādas organismu pārvietošanās iespējas, ja tie pārvietojas viena plankuma robežās. Šo indeksu lieto meža platību un piekrastes mežu joslu, kā arī koridoru elementu – dzīvžogu, ūdensteču – raksturošanai. GYRATE var lietot kopā ar dažādiem kompozīcijas un konfigurācijas indikatoriem, piemēram, AREA, ECON, NP u. c. Promocijas darbā tiek lietots vidēji svērtais plankuma kompaktuma indikators (GYRATE_AM).



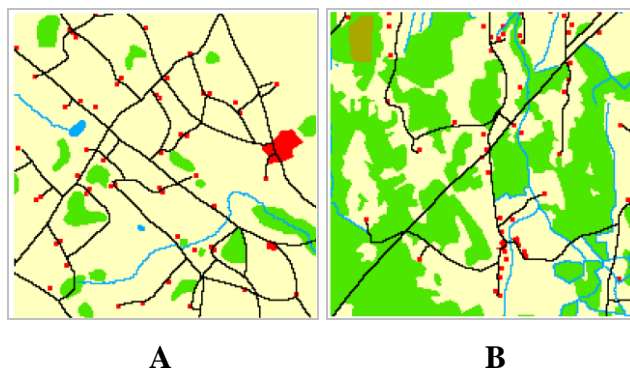
1.7. att. Shematisks zīmējums, kas raksturo plankuma kompaktuma (GYRATE) indikatoru. Šajos attēlos uzmanība jāpievērš meža plankumam attēlu centrā. A attēlā tas ir kompakts, bet B attēlā – izstiepts, turklāt meža plankuma platība abos attēlos ir vienāda. Plankuma izpletums ir vidējais attālums starp plankuma centru un katru šūnu šajā plankumā. Tāpēc, jo kompaktāks ir plankums, jo zemāka ir GYRATE vērtība, un pretēji – jo izplestāks, sarežģītākas formas plankums, jo augstāka ir GYRATE vērtība (ja plankuma platība ir vienāda). No otras puses, jo lielāks ir plankums, jo lielāka ir GYRATE vērtība, tādēļ ka plankums satur vairāk šūnu, kas atrodas tālāk no plankuma centra. A attēlā redzamajam meža plankumam GYRATE ir 190 m, bet B attēlā – 348 m

Tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums [*Euclidean Nearest Neighbor Distance* (ENN)].

Indikatoru aprēķina plankumam, plankuma klasei vai ainavai.

Eiklīda attālums tiek rēķināts starp katru atsevišķu plankumu un tam tuvāko tās pašas klases plankumu. Indikatora maksimālā iespējamā skaitliskā vērtība ir attālums starp divām vistālāk novietotajām šūnām ainavas modelī. Indikatora skaitliskā vērtība ir lielāka par 0, bez maksimālā ierobežojuma. Indikatora vērtību izsaka metros.

ENN bieži tiek lietots plankumu telpiskā izvietojuma raksturošanai atsevišķās plankumu klasēs. Indikators parāda plankumu izolētību. Ja plankumu izmēri ir nelieli, to izolētība liecina par augstu ainavas fragmentāciju un, piemēram, par iespējamiem draudiem sugu migrācijai starp plankumiem (1.8. att.). Attālums starp kaimiņu biotopiem ir viens no galvenajiem ekoloģiskajiem faktoriem, un iespēja sugām pārvietoties ir viens no biežāk lietotajiem šī indikatora interpretēšanas paņēmieniem. Fragmentētās ainavās, ja fragmentēti ir dabiskie biotopi, attālums starp tiem ir ļoti nozīmīgs faktors dažādu sugu dzīvotspējas nodrošināšanai. Promocijas darbā tiek lietots vidēji svērtais tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM).



1.8. att. Shematisks zīmējums, kas raksturo tuvākā kaimiņa Eiklīda attālumu (ENN). Attēlos redzamas divas ainavas ar atšķirīgu attālumu līdz tuvākajam kaimiņam meža plankumu klasei. A attēlā meža plankumi ainavā ir izvietoti tālu cits no cita, toties B attēlā meža plankumi ir daudz tuvāk cits citam. A attēlā meža plankumiem ENN_MN ir 358 m, ENN_AM – 396 m, bet B attēlā ENN_MN un ENN_AM ir 50 m. Lietojot ENN ir jāņem vērā, ka minētais lielums tiek rēķināts tikai starp 2 tuvākajiem plankumiem. Ja plankumi ir izvietoti pa pāriem, šis lielums var būt mazs, kaut arī plankumi kopumā ir ļoti izkaisīti

Tuvuma indekss (plankumu izolācijas indekss) [*Proximity Index (PROX)*]. Indikators aprēķina plankumam, plankuma klasei vai ainavai. Tas tiek aprēķināts katram plankumam, izmantojot tās pašas klases tuvāko kaimiņu plankumu platību un attālumu līdz tiem. Indeksa aprēķināšanā tiek izmantots pētnieka norādītais maksimālais attālums, kādā notiek tuvākā kaimiņu plankuma meklēšana. Vērtības tiek summētas katrai plankuma klasei vai visai ainavai kopā, un tiek iegūta vidējā PROX indeksa vērtība katrai plankuma klasei vai ainavai.

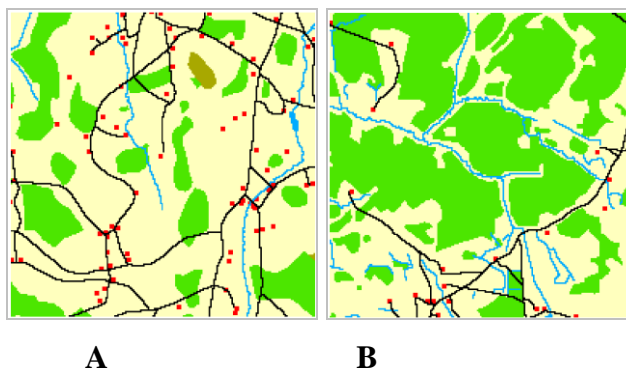
Indikatora skaitliskā vērtība ir vienāda vai lielāka par 0, bez maksimālā ierobežojuma. Vērtība ir 0, ja plankumam norādītajā attālumā nav tās pašas klases kaimiņu plankumu.

Jo tuvāk plankumam ir tās pašas klases plankumi un tie ir mazāk fragmentēti, kompaktāki un aizņem lielāku teritoriju plankuma tuvumā, jo lielāka ir PROX indeksa vērtība plankumam (1.9. att.). Šī indeksa absolūtai vērtībai nav lielas interpretēšanas nozīmes, jo aprēķins balstās uz lietotāja norādītu analīzes attālumu, tā nozīme ir salīdzināšanā starp dažādām plankumu klasēm. PROX ir ainavas plankumu telpiskā izvietojuma indikators, un tas rāda, kā plankumi ainavā ir izvietoti cits pret citu. To galvenokārt lieto, lai ir salīdzinātu plankumu telpisko konfigurāciju dažādās ainavās, noteiktu izmaiņas un atšķirības.

Ainavā, kurā dominē kāds zemes seguma veids, piemēram, mežs, un meža plankumi ir lieli (daudz lielāki nekā vidējais plankuma izmērs ainavā), maz fragmentēti un tuvu cits pie cita, meža plankumiem PROX indeksa vērtība būs liela, bet maziem plankumiem, piemēram, apbūve lauku teritorijās, kuru ir maz un atrodas tālu cits no cita, PROX vērtība ir maza. Tāpat relatīvi maza PROX vērtība ir daudzveidīgā ainavā, kurā plankumi ir mazi un attālināti cits no cita. Ainavā, kurā zemes lietojuma veidi ir ar līdzīgu platību un plankumu skaitu, PROX indeksa vidējās vērtības galvenajām plankumu klasēm būs apmēram vienādas (1.10. att.).

Klases un ainavas līmeņa analīzēs plašāk tiek lietots vidēji svērtais PROX indekss PROX_MN, kas ir lietots arī promocijas darbā. Klases līmenī tas ir attiecīgās zemes seguma klases plankumu izolācijas indikators, bet ainavas līmenī – ainavas struktūras sarežģītības indekss (McGarigal & Marks, 1995).

Viens no PROX lietojumiem ir biotopu izvietojuma analīze dabas aizsardzības mērķiem. PROX ir ieteicams analizēt kopā ar PLAND, NP, ENN un citiem ainavu konfigurācijas indikatoriem. Šis indikators nav izmantojams, ja tiek analizēti dati ar atšķirīgu telpisko izšķirtspēju, apjomu, datu shēmu un meklēšanas rādus.



1.9. att. Shematisks zīmējums, kas raksturo tuvuma indeksu (plankumu izolācijas indeksu) (PROX). Abu ainavu meža plankumu klasēm ir atšķirīgas tuvuma indeksa (PROX) skaitliskās vērtības. Attālums, kādā tiek rēķināts PROX, ir 500 metri. A attēlā meža plankumi izvietoti izklaidus lielākā attāluma cits no cita, bet B attēlā meža plankumi ir tuvu cits pie cita, tie ir lielāki. Ja viens plankums atrodas tālāk par 500 m no otra plankuma, tas netiek ņemts vērā. A attēlā plankumiem PROX_MN ir 38, PROX_AM ir 22, bet B attēlā – attiecīgi 317 un 432

1.2. Strukturālās izmaiņas ainavā un to ietekme uz ekoloģiskajiem procesiem

Lai parādītu ainavu struktūras nozīmi ekoloģisko procesu norisēs, promocijas darba teorētiskās daļas sākumā apskatīsim savstarpējo sakarību, kas pastāv starp ainavu struktūru, struktūras izmaiņām un ainavā noritošajiem ekoloģiskajiem procesiem un to ietekmi uz bioloģisko daudzveidību.

Tiek uzskatīts, ka viens no galvenajiem pasaules bioloģiskās daudzveidības samazināšanās cēloņiem ir ainavas fragmentācija (Wilcox & Murphy, 1985; Saunders et al., 1991; Wiens, 1994). Meža ainavu fragmentāciju izraisa dabiski procesi – insekti, meža ugunsgrēki un stipras vētras. Tomēr galvenais šīs parādības cēlonis pasaulē ir cilvēka darbība (Burgess & Sharpe, 1981; Soulé et al., 1992). Mežu fragmentācija parasti izraisa biotopu izzušanu un biotopu konfigurācijas izmaiņas, tas ir, atlikušo meža zemju platību samazināšanos (Freemark & Merriam, 1986; Wade et al., 2003), to lielāku izolāciju (Lynch & Whitcomb, 1978) un malu ietekmes palielināšanos (Gates & Gysel, 1978; Wilcove, 1985).

Fragmentācija tiek definēta kā process, kurā biotops tiek sadalīts mazākos un daudz izolētākos atsevišķos plankumos, turklāt vienlaikus biotopi arī izzūd (Berglund, 2004). Daudzus ekoloģiskos procesus būtiski ietekmē plankuma izmērs. Piemēram, lielam meža klajumam, kas, iespējams, radies ugunsgrēka vai kailcirtes dēļ, dabiskā atjaunošanās bieži būs citādāka nekā mazam klajumam, jo dažādas sugas atšķirīgi spēj kolonizēt atklātas vietas. Apsei ir vieglas sēklas, ko pārnēs vējš, tādēļ tās var izplatīties pat ļoti lielu klajumu centrā. Citām sugām, piemēram, kļavai, sēklas ir smagākas. Tās nevar pārvietoties lielos attālumos un var sasniegt tikai mazu klajumu centru. Līdz ar to lielos klajos dominēs tādas sugas kā apse, pat ja audzes vecums, augsnes apstākļi un klimats ir vienādi (Radeloff & Mladenoff, 2003).

Bieži biotopa kvalitāte pasliktinās ne tikai atlikušajos biotopu plankumos, bet arī (ainavu pamatnē) starp plankumiem (Berglund, 2004), tāpēc fragmentācija negatīvi ietekmē ainavu ekoloģiskos procesus un izmaiņas dabiskā meža ainavā negatīvi iespaido dzīvnieku populāciju (Fahring, 1997), piemēram, ķirzakas (Diaz et al., 2000), kukaiņus (Tschardtke, 1992; Komonen et al., 2000; Loreau et al., 2001; Davies et al., 2001), rāpuļus (Vallan, 2000), mazos zīdītājus (Cutler, 1991; Nupp & Swihart, 2001), putnus (Robinson et al., 1995; Villard et al., 1999; Doherty & Grubb, 2002) un pat meža augu sabiedrības (Burke & Nol, 1998; Cunningham, 2000; Laurance et al., 2000). Samazinoties fragmentēto bloku izmēriem, samazinās sugu populāciju un metapopulāciju blīvums un palielinās to izzušanas risks (Farina, 2006). Plankuma izmērs var būt noteicošais faktors – vai plankums būs piemērots biotops dzīvnieku sugām. Mazāki plankumi nevar nodrošināt nepieciešamo barības daudzumu (Radeloff & Mladenoff, 2003).

Sugas, kuru sastopamība ainavā ir reta vai kurām ir specifiskas dzīvotnes un resursu prasības, var izzust biotopa iznīcināšanas sākotnējās stadijās (Soulé & Simberloff, 1986; Andrén, 1997). Statistiskās attiecības starp teritorijas platību un sugu skaitu apliecina, ka vismaz 30% no visām sugām izzūdīs, kad to dzimtais biotops būs iznīcināts par 90% (Rosenzweig, 1999). Teritorijas kvalitāte starp pastāvīgā biotopa plankumiem tik ļoti samazinās, ka tā nav piemērota pamata sugām, kas kādreiz bija sastopamas dabiskajā biotopā (Bengtsson et al., 2003).

Atsevišķās vietās, piemēram, Austrālijā un Brazīlijā (Hobbs & Hopkins, 1990), ainavu fragmentācija ar postošām sekām uz vidi norisinājusies galvenokārt iepriekšējos gadsimtos. Jaunākie pētījumi pierādījuši, ka vairāk kā puse mēreno lapu koku un jauktu koku mežu biomi un aptuveni viena ceturtdaļa tropisko lietusu mežu biomi ir fragmentēti vai izzuduši cilvēku darbības rezultātā. Toties boreālajās teritorijās tikai 4% mežu ir fragmentēti vai izzuduši (Farina, 2006).

Ainavas fragmentācija var palielināties, ne tikai samazinot plankuma izmēru, bet arī izolējot plankumus, ko rada kailcirtes un lieli ceļi (Tinker et al., 1998). Brotons un Herando (2001) ir novērojuši spēcīgu lielceļu ietekmi uz putnu izplatību lauksaimniecības zemju matricās. Sevišķi jutīgi pret šādām barjerām ir meža putni. Troksnis, ko rada satiksme, tomēr nav vienīgais faktors, kas ietekmē putnu sastopamību. Nozīmīgāks faktors ir savstarpējās savienojamības samazināšanās jeb izolētības pieaugums starp meža plankumiem (Farina, 2006). Eiropas boreālajos mežos novērots, ka ainavu fragmentācija negatīvi ietekmē melnā rubeņa (*Tetrao tetrix*) un medņa (*Tetrao urogallus*) vairošanos (Kurki et al., 2000). Lielceļi un satiksme iespaido arī mazu un vidēja izmēra dzīvnieku, piemēram, ežu (*Erinaceus europaeus*), blīvumu (Huijser & Bergers, 2000).

Ainavu ekoloģijā ļoti svarīga ir arī plankuma robeža un forma. Apaļam plankumam ir vismazākais perimetrs, salīdzinot ar tā laukumu. Tā vērtība palielinās, ja plankumi ir daudz izstieptāki vai tiem ir sarežģītas robežas (Radeloff & Mladenoff, 2003). Malās sugu uzvedība ir atšķirīga. Dažām sugām malas ir ļoti piemērotas dzīvotnes, bet citas no tām izvairās (Pasitschniak-Arts et al., 1998). Pieaugot malas īpatsvaram, malu jutīgu sugu (iekšējo sugu), daudzums un vairošanās var samazināties (Villard et al., 1993). Mežs gar plankuma malām funkcionē citādāk nekā mežs plankuma iekšienē. Gar malām mežs vairāk ir pakļauts saules gaismai un vējam, tāpēc veidojas atšķirīgs mikroklimats un daudz labvēlīgāki apstākļi sauli mīlošām koku sugām un zemsedzes augiem (Radeloff & Mladenoff, 2003). Berija (Berry, 2001) pētījumā novērots, ka malu teritorijās patiesībā sugu daudzums var palielināties, jo šīm teritorijām piemīt abu blakus esošo plankumu īpašības. Savukārt tropiskos areālos malu efekts būtiski ietekmē lielu koku izdzīvošanu, jo tie ir īpaši vāri. Lielu koku ir pakļauti lielākam riskam – tie var tikt izrauti ar saknēm vai nolauzti pie meža malām, kur vēja turbulence ir biežāka un lielāka. Tāpat arī pakļaušana lielākai saules gaismai un iztvaikošanai var veicināt koku nokalšanu. Lielu koku samazināšanās savukārt ietekmē ziedu un augļu veidošanos apjomu, tātad arī patvērumu dažādām dzīvnieku populācijām (Laurance et al., 2000).

Ja tiek pētīta fragmentācija ainavu līmenī, jāņem vērā ne tikai individuālā plankuma izmērs, bet arī citi faktori – savienojumi, koridori un ekotoni, kā arī meta-populācijas struktūra (Gu et al., 2001). Koridori ir funkcionālas struktūras ainavā, un tie ir būtiski, lai mazinātu fragmentācijas ietekmi, vai otrādi – veicinātu svešu sugu ienākšanu (Mabry & Barrett, 2002).

Lai pilnībā izprastu ainavu struktūru, nepieciešams apskatīt ne tikai individuāla plankuma izmēru un formu, bet arī plankumu telpisko izvietojumu ainavā. Attālums starp vienas klases plankumiem ir būtisks parametrs. Maksimālais attālums, kas ietekmē dzīvnieku sugu izplatīšanos, katrai sugai ir atšķirīgs. Tas var būt gan ļoti mazs, piemēram, augsnes

vabolēm, gan arī ļoti liels – dažādu sugu zīdītājiem vai putniem. No tā izriet šāds secinājums: jo tālāk meža plankums atrodas no cita meža plankuma, jo mazāk sugu tajā būs sastopamas (Radeloff & Mladenoff, 2003). Cilvēka darbības negatīvā ietekme, kā arī dabiskie traucējumi izraisa fragmentāciju, taču bieži veģetācijas atjaunošanās nomaskē vai palēlina šo procesu. Citos gadījumos atsevišķu sugu uzticība vietai samazina fragmentācijas ietekmi (Farina, 2006).

Ainavas struktūru būtiski var ietekmēt arī dzīvnieki, piemēram, insekti, kas var izmainīt meža ainavu lielā platībā. Insektu uzbrukums var būt sastopams vienlaikus vairāku simtu tūkstošu hektāru platībā. Tie noposta koku lapotni, un šāda uzbrukumu rezultātā koku sugu sastāvs ainavā tiek izmainīts. Piemēram, boreālajos mežos tārpī iznīcina pumpurus, tāpēc iznīkst egles un attīstītās lapu koku sugas, piemēram, apses (Radeloff & Mladenoff, 2003).

Ainavu būtiski var izmainīt arī bebbri, kas veido aizsprostus grāvjos un upītēs, kuru krastos galvenokārt aug jauni lapu koki. Aizsprosts var pastāvēt vairākus gadus, līdz barības resursi apkārtnē tiek izsmelti. Pēc laika pamestais aizsprosts tiek pārrauts, tādējādi nosusinot dīķi. Pāri paliek barības vielām bagātas nogulsnes, kuras ātri pārņem veģetācija – sākumā zālājs, bet vēlāk koku sugas, piemēram, bērzs un apse. Kad jaunais mežs ir izveidojies, cikls var atkal atkārtoties un bebbri var izveidot jaunu aizsprostu (Radeloff & Mladenoff, 2003).

Ainavu veidošanos ietekmē arī vairākas putnu sugas. Piemēram, sīlis, kas barojas ar ozolzīlēm. Šie putni pārnes zīles dažreiz pat vairākus kilometrus un ierok tās zemē. Ne vienmēr tie visas apraktās zīles atrod, un dažas no tām uzdīgst. Koku izplatība ar tik smagām sēklām kā zīles ir ierobežota, jo tās nekrīt tālu no koka. Taču sīļa darbība nodrošina, ka ozoli izplatās teritorijās, kur iepriekš tie netika sastapti (Radeloff & Mladenoff, 2003).

Nomaļās lauku ainavās bioloģiskās daudzveidības samazināšanos veicina galvenokārt lauksaimniecības zemju pamešana (Burel & Baudry, 1995; Power & Cooper, 1995; Rescia et al., 1997). Bioloģiskās daudzveidības izmaiņas galvenokārt rada pašreizējais zemes lietojuma veids, vēsturiskais zemes lietojuma veids un zemes lietojuma veida dinamika, proti, bioloģiskā daudzveidība ir atkarīga ne tikai no pašreizējā zemes lietojuma veida un zemes izmantošanas intensitātes, bet arī no tā, kā zemes lietota un cik intensīvi izmantota iepriekšējā periodā (Foster, 1992; Turner et al., 1994; Fuller et al., 1998; Hietel et al., 2004).

1.3. Kvantitatīvo indikatoru izmantošana ainavu izpētē

Kā rāda promocijas darba 1.1. sadaļa un daudzās zinātniskās publikācijas (Trani & Giles, 1999; Bartel, 2000; McAlpine & Eyre, 2002; Tischendorf, 2001; Baldwin et al., 2004;

Li & Wu, 2004), mūsdienās ainavu analīzē, lai aprakstītu tās struktūru, izmanto dažādus kvantitatīvus indikatorus. Šie ainavu raksturojošie parametri palīdz noskaidrot biotopa piemērotību noteiktu sugu izdzīvošanai vai citas ekosistēmu īpašības ainavā, nodrošina pamatnoteikumus atšķirīgu ainavu salīdzināšanai un dod iespēju kvantitatīvi analizēt ainavas izmaiņas laika gaitā (Radeloff & Mladenoff, 2003). Tieši pēdējos 20 gados ir pieaugusi ainavas struktūras un ainavas ekoloģisko procesu izpēte. Pastāv uzskats – ja struktūra ietekmē procesu, tad ainavas struktūras rādītāji var korelēt ar ekoloģiskajiem procesiem un var atklāt un kontrolēt ekoloģiskās izmaiņas (Rutledge, 2003).

Tanī pašā laikā vairāki zinātnieki atzīst, ka, lietojot dažādus pieejamos ainavu indikatoru aprēķināšanas rīkus, drīzāk ir iespējams izmērīt un aprakstīt ainavas sistēmu, nekā skaidrot ainavas sistēmas ietekmi uz ekoloģiskajiem procesiem (Turner et al., 2001, Botequilha Leitão et al., 2006). Zinātnieki arī atzīst, ka ainavu indikatori var dot labi lietojamu informāciju ainavu plānošanā pat tādos gadījumos, kad tie nesniedz informāciju par precīzu ainavas struktūras un procesu attiecību novērtējumu. Svarīgi, ka, lietojot ainavas indikatorus, var salīdzinoši novērtēt ainavas stāvokli un savstarpēji salīdzināt dažādas ainavas vai novērtēt ainavas struktūras izmaiņas dažādos laika posmos. Tas ievērojami atvieglo ainavas indikatoru ekoloģisko interpretāciju (Botequilha Leitão et al., 2006).

Ainavas struktūras indikatori atspoguļo ainavu struktūru konkrētā vietā un laikā. Tie raksturo mozaīkveida ainavas elementus, katras ainavas klases proporcijas pētāmajā teritorijā vai arī pētāmās ainavas elementu formas (Botequilha Leitão & Ahern, 2002).

Lielākā daļa dabisko ekosistēmu ir sadalītas vai fragmentētas mazākos (bieži daudzos) nogabalos. Šie nogabali, ko parasti sauc par ainavas plankumiem vai fragmentiem, savstarpēji atšķiras. Pirmkārt, tie atšķiras pēc skaita. Teorētiski plankumu skaits var būt neierobežots, bet praktiski plankumu skaits ir ierobežots, jo to nosaka plankuma noteiktība, pētāmās teritorijas izmērs un plašums un pētāmā objekta izšķirtspēja. Otrkārt, tie atšķiras pēc izmēriem, sākot ar vienu ļoti lielu plankumu un daudziem stipri mazākiem plankumiem un beidzot ar vienvēidīgu sadalījumu, kur katrs plankums pēc izmēra ir aptuveni vienāds. Treškārt, tie atšķiras pēc formas, sākot ar tik vienkāršu formu kā aploks un beidzot ar tādām stipri sarežģītām un rievotām formām kā piekrastes teritorijas. Ceturtkārt, tie atšķiras pēc telpiskās konfigurācijas, pēc to izvietojuma salīdzinājumā ar citiem plankumiem. Piemēram, meža teritorija variē no salīdzinoši liela plankuma, kas atrodas aizsargājamā teritorijā, līdz ļoti maziem plankumiem uz privātās zemes, kas izkļiedēti intensīvi izmantotā lauksaimniecības teritorijā (Rutledge, 2003). Ainavu indikatoru izmantošana ainavu ekoloģijas pētījumos dod iespēju novērtēt un savstarpēji salīdzināt atšķirīgas ainavas. Telpiski izmērāma ir arī ainavu heterogenitāte un ainavu fragmentācijas procesi (dzīvotņu iznīcināšana, izolācija un platības

samazināšana), kas rada priekšstatu par ainavu struktūru un procesiem (Botequilha Leitão & Ahern, 2002).

Kā tika atzīmēts promocijas darba 1.1. sadaļā, ar ainavas indikatoru palīdzību novērtē divas fundamentālas ainavas struktūras īpašības – **kompozīciju** (*composition*) un **konfigurāciju** (*configuration*). Gustafsons (Gustafson, 1998) iepriekš minētos indikatorus sauc arī par netelpiskajiem un telpiskajiem indikatoriem. Netelpiskie indikatori apraksta ainavas kompozīciju un raksturo plankumu klašu daudzumu un to aizņemto platību proporciju. Plankumu klases bagātības indikators ir visvienkāršāk izmērāmais rādītājs, un tas tiek definēts kā dažādu plankumu klašu skaits ainavā. Citi kompozīcijas indikatori raksturo ainavas daudzveidību. Ainavekoloģijā plaši tiek lietoti divi daudzveidības indikatori, kuri savu popularitāti ir ieguvuši kā augu un dzīvnieku sugu daudzveidības rādītāji: Simpsona indekss, kas ir sevišķi jutīgs pret visbiežāk sastopamām sugām, un Šenona indekss, kas ir jutīgs pret reti sastopamajām sugām (Rutledge, 2003).

Telpiskie rādītāji, savukārt, raksturo elementu telpisko izvietojumu ainavā. Tie ir nozīmīgi, lai novērtētu biotopa piemērotību noteiktām sugām. Biotopu telpiskā konfigurācija nosaka sugu sastopamību un uzvedību ainavā (Mcintyre & Wiens, 2000).

Viens no visbiežāk sastopamiem ainavu izmaiņu veidiem ir ainavu fragmentācija, kas ietekmē ainavas struktūru un funkcijas (Botequilha Leitão & Ahern, 2002). Vislabāk ainavas fragmentāciju apraksta ainavas konfigurācijas indikatori. Divi pamata rādītāji, kas parāda ainavas fragmentētību, ir plankumu skaits un plankuma platība, kas parasti tiek aprēķināta kā plankuma klases vai ainavas vidējā platība. Tomēr šie indikatori pilnībā neraksturo ainavas sadrumstalotību, jo fragmentācijas jēdziens ietver arī citas plankumu izmēra un izvietojuma īpašības (With & King, 1999; Saura & Martínez-Millán, 2001).

Indikatoru skaitliskās vērtības ietekmē pētāmās ainavas elementu izšķirtspēja un teritorijas apmērs (Benson & MacKenzie, 1995). Plankumu blīvuma indikators daļēji novērš šo problēmu, parādot plankumu daudzumu pētāmās teritorijas vienībā (parasti 100 hektāros, tāpēc to iesaka izmantot, lai salīdzinātu ainavas ar dažādu platību (McGarigal & Marks, 1995; Saura & Martínez-Millán, 2001).

Daudzi ainavu struktūras indikatori ir izstrādāti, lai novērtētu plankuma formu, sevišķi ģeogrāfiskā kontekstā (Farina, 2006). Plankuma formu raksturojošie parametri parāda plankuma sarežģītību, kas var būt būtiska dažādiem ekoloģiskiem procesiem (Forman, 1995). Piemēram, apliem un kvadrātiem būs mazāks malu garums un līdz ar to lielāka kodola teritorija. Citiem plankumiem, kas ir gari un šauri (piemēram, koku rindas) vai roboti (piemēram, meža masīvi), var būt salīdzinoši maza kodola teritorija, neskatoties uz lielu kopējo platību (Forman, 1995). Kā atzīmē Farina A. (2006), plankumu formas indikatori

jāanalizē un jāizmanto piesardzīgi, jo bieži nav vienkārši noteikt precīzu ekoloģisko saistību starp pētāmo procesu un ainavas elementu. Jebkurā gadījumā plankuma forma, tā regularitāte un neregularitāte ietekmē daudzus organismus. Vairums plankuma formas indikatoru domāti perimetra un laukuma attiecību dažādu variantu izskaitļošanai (Krummel et al., 1987). Telpiski sarežģītiem plankumiem būs lielāks perimetrs vai malas garums un līdz ar to lielāka perimetra/laukuma attiecība. Vienkārša ainavas elementa perimetra un laukuma attiecību negatīvi ietekmē izmērs, kaut arī forma ir vienāda. Piemēram, 4 x 4 kvadrātam perimetra/laukuma attiecība ir $16/16 = 1$, bet 10 x 10 kvadrātam šī attiecība ir $40/100 = 0,4$ (Frohn, 1998). Plankuma formas indekss (Patton, 1975; McGarigal & Marks, 1995) atrisina minēto problēmu, salīdzinot perimetra/laukuma attiecību ar tādu standarta formu kā kvadrāts vai aplis. Cits bieži izmantotais indekss, kas raksturo ainavas plankumu formu, ir fraktālā dimensija (Krummel et al., 1987; Milne, 1991). Fraktālā dimensija parāda formas sarežģītības pakāpi. Elementiem rastra kartēs fraktālā dimensija variē no 1, kas atbilst tādām salīdzinoši vienkāršas formas objektam kā kvadrāts, līdz 2, kas savukārt atbilst daudz sarežģītākām un izrobotākām formām. Tāpat kā formas indeksu, fraktālo dimensiju plankuma mērogs pats par sevi neietekmē, piemēram, jebkura izmēra kvadrātam būs vienāda fraktālā dimensija. Taču fraktālā dimensija ir atkarīga no plankumu izšķirtspējas, jo smalkāka izšķirtspēja bieži atklāj sīkākas detaļas un ietekmē perimetra/laukuma attiecības.

Plankuma konfigurācijas rādītāji novērtē arī savienojamības pakāpi (Tischendorf & Fahring, 2000) vai, pretēji, – izolāciju (Moilanen & Hanski, 2001) starp atsevišķiem plankumiem ainavā. Plankumu konfigurācijas indikatorus var iedalīt divās kategorijās: rādītāji, kas balstās uz attālumu starp plankumiem, un rādītāji, kas salīdzina kopumā ainavas telpisko struktūru, ko bieži sauc par tekstūru (Rutledge, 2003). Plankuma vai plankuma grupas attālums citai no citas ir ļoti būtisks rādītājs ainavas mozaīkas analīzē (Farina, 2006). Attālums starp līdzīgiem ainavu elementiem ietekmē enerģijas zudumu, dzīvniekiem pārvietojoties, un palielina risku tikt apēstiem (van Dorp & Opdam, 1987). Attālumu var mērīt dažādi:

- 1) no katra plankuma līdz visiem blakus esošajiem plankumiem;
- 2) no plankuma līdz visiem pārējiem tās pašas klases plankumiem;
- 3) no katra plankuma līdz citas klases tuvākam plankumam;
- 4) no noteiktas klases plankuma līdz citas noteiktas klases plankumam (Baker & Cai, 1992).

Tekstūras indikatorus, piemēram, iekļaušanas (*contagion*) indikatoru, ainavu ekoloģijā izmanto, lai analizētu mozaīkas sarežģītību un kontrastu starp plankumiem (Farina, 2006), Šis

indikators rāda, cik lielā mērā plankumu klases ir izkārtotas pudurotā izvietojumā, nevis izkliedētas daudzos mazos fragmentos (McGarigal et al., 2002).

Pierādījumi, kas iegūti ainavu ekoloģijas pētījumos pēdējos gados, atklāj, ka plankumu telpiskos rādītājus un plankumu īpašības var izmantot sugu sastopamības prognozēšanai (Mazerolle & Villard, 1999; Aauri & de Lucio, 2001). Tādējādi plankuma izmēru, plankumu blīvumu, perimetra/laukuma attiecību, plankuma formu un attālumu starp plankumiem var izmantot, lai prognozētu iespējamo bioloģisko daudzveidību (Hernandez-Stefanoni, 2005).

Promocijas darbā tiek izmantoti ainavekoloģijā visbiežāk lietotie un zinātniskos pētījumos aprobētie indikatori, kurus iesaka kā piemērotus ilgtermiņai ainavu plānošanai (Botequilha Leitão & Ahern, 2002; Botequilha Leitão et al., 2006).

1.4. Ainavas struktūras maiņa 20. gadsimtā Latvijā

20. gadsimtā Latvijas ainavā notikušas lielas pārmaiņas. Līdz Pirmajam pasaules karam Latvijā dominēja izteikti lauksaimnieciska ainava, kur muižu zemes mijās ar mežu puduriem un izkliedētām zemnieku sētām.

Zemes īpašuma struktūra un zemes izmantošana krasi mainījās pēc Pirmā pasaules kara, kad Latvija ieguva neatkarību no Krievijas. Jaunā Latvijas valsts ņēma savā pārziņā muižu zemes. Meži pārsvarā palika valsts kontrolē, bet lauksaimniecības zemes nonāca valsts zemes fondā un tika sadalītas gan par izpirkšanas maksu, gan arī piešķirtas kā apbalvojums (Vasiļevskis, 2007). Valsts zemkopības politika ietvēra lauksaimniecības modernizācijas programmu, kas veicināja jaunu paraugsaimniecību veidošanos (Bells & Nikodemus, 2000). Zemas kvalitātes mežu un krūmāju zemes tika piešķirtas zemniekiem jaunsaimniecību veidošanai, un tādējādi tās daudzviet tika transformētas par lauksaimniecības zemēm (Latvijas mežu statistika..., 1929). 1921. gadā meža platība bija ap 28%, bet līdz 1925. gadam agrārās reformas dēļ tā bija samazinājusies līdz 25% no valsts teritorijas (Kronītis, 1991; Vasiļevskis, 2007). Citos avotos ir minēti pat 23,6% (Salnais & Maldrups, 1930; Melluma, 1994; Environmental Indicators..., 2002). Lauksaimniecības zemju pieaugumu veicināja arī Latvijas tautsaimniecības politika, kas par galveno prioritāti šajā laikā izvirzīja lauksaimniecisko ražošanu. To galvenokārt sekmēja zemniekiem labvēlīga kredītpolitika, fiskālā un muitas politika, valsts monopols lauksaimniecības produktu tirgū un garantētas iepirkuma cenas (Rutkis, 1960; Aizsilnieks, 1968; Bērziņš, 2003). Meža zemes 20. gadsimta 20. gados visvairāk samazinājās Latgalē (34% no visas Latgales mežu platībām) (Latvijas mežu statistika..., 1929). Lai gan pirms Otrā pasaules kara kopumā Latvijā zemkopība uzplauka,

tomēr tika novēroti arī tādi procesi, kas raksturīgi 20. gadsimta beigām un 21. gadsimta sākumam, kad mājas un lauki tika pamesti un vietas pakāpeniski aizauga ar kokiem. Daudzas saimniecības tika pamestas, jo saimniekošana kļuva nerentabla vai kapitāls bija ieguldīts neefektīvi (Aizsilnieks, 1968). Līdz ar to ainavā attīstījās renaturalizācijas procesi.

Lai saudzētu mežu resursus, pagājušā gadsimta 30. gados tika sāka pārdomāta mežu apsaimniekošanas un atjaunošanas politika, kas sekmēja daļu lauksaimniecības zemju apmežošanu. Šīs politikas pamatā bija doma, ka katram zemniekam nepieciešams savs mežs malkas un kokmateriālu ieguvei un meža platību pieaugums varētu veicināt eksporta palielināšanos. Tas bija pirmais solis 20. gadsimtā ceļā no atklātas ainavas uz mežiem klātu ainavu (Bells & Nikodemus, 2000). Valsts mežos tika apmežotas izcirstās platības un lauces, meliorācijas rezultātā uzlabota mežu kvalitāte, tāpēc 1935. gadā lauksaimniecībā izmantojamās zemes aizņēma 57,3%, bet meža zemes 26%, savukārt pirms Otrā pasaules kara mežiem klātās platības sasniedza 30% (Rutkis, 1960; Zunde, 1999; Bērziņš, 2003).

Pilnīgi cits laikmets aizsākās 1940. gadā, kad Padomju Savienība okupēja Latviju. Okupācijas sekas bija zemes nacionalizācija. Latviešu zemnieku deportācija uz Sibīriju pirmskara un pēckara gados noveda pie daudzu zemnieku sētu bojāejas (Zālīte & Dimanta, 1998; Strods, 1998), tāpēc lauksaimniecības zeme daudzviet pamazām aizauga ar mežu (Bells & Nikodemus, 2000). 1980. gadā lauksaimniecībā izmantojamās zemes aizņēma 40%, bet meža zemes 42,2% no valsts kopējās platības (Environmental Indicators..., 2002).

Lauksaimniecības kolektīvizācijas rezultātā 50.–60. gados lauku iedzīvotāji brīvprātīgi vai piespiedu kārtā pārcēlās uz dzīvi padomju ciemos un ciematos. Latvijas lauku ainavā ienāca daudzdzīvokļu mājas (Krastiņš, 1976; Лyce & Якобсоне, 1990). Daudzās vietās izzuda Latvijas ainavai raksturīgās viensētas. Palielinoties meliorēto zemju īpatsvaram, lauksaimnieciskā ražošana koncentrējās lielos masīvos tuvāk apdzīvotām teritorijām un galvenajiem ceļiem. Attālākās vietas pamazām pārņēma mežs, vai arī tās apmežoja. Ļoti strauji samazinājās nemeliorēto pļavu īpatsvars (Bells & Nikodemus, 2000; Boruks, 2003). Līdz pat 20. gadsimta 90. gadu sākumam bija meliorēts 61,1% no lauksaimniecībā izmantojamām zemēm, tai skaitā 68,8% tīrumu (Ainavu aizsardzība..., 2000). Līdz ar to padomju periodā Latvijas ainavu attīstībā norisinājās polarizācijas process, kad veidojās antropogēnas ainavas, kuras ievērojami ietekmēja cilvēks, un nosacīti dabiskas jeb daļēji dabiskas ainavas, kurās bija samazinājusies cilvēka saimnieciskā darbība (Melluma, 1990; Melluma & Leinerte, 1992; Melluma & Penēze, 1999).

Pēc padomju sistēmas sabrukuma un Latvijas neatkarības atjaunošanas zemi atguva bijušie īpašnieki vai to mantinieki. Lauksaimniecības produkcijas augstā pašizmaksa un zemā konkurētspēja, zemes īpašnieku dzīve tālu no sava īpašuma, arī ārzemēs, un daudzo īpašnieku

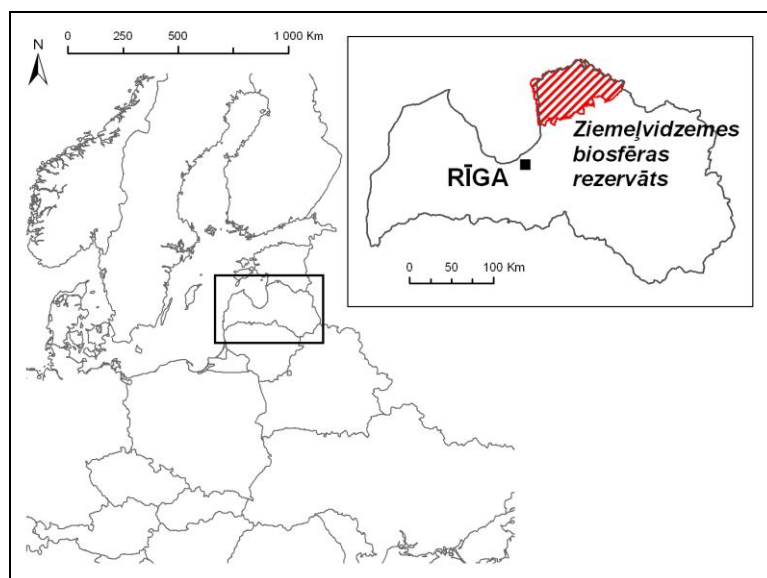
mazā interese par lauksaimniecību veicinājusi lauksaimniecības zemju atstāšanu atmatā (Bells & Nikodemus, 2000). 20. gadsimta 90. gadu beigās lauksaimniecībā neizmantojamās zemes platības katru gadu pieauga par 1,8% (Lauksaimniecības gada ziņojums, 2002; Leščinskis, 2002).

Kopumā lauku ainavu izmaiņas 20. gadsimta otrajā pusē ir bijušas teritoriāli neviendabīgas. Mežu īpatsvars galvenokārt palielinājies augstienēs un valsts nomalēs (Austrumvidzemes, Augšzemes, Vidzemes augstienes un Austrumlatgales ainavzemēs). Meliorētajos līdzenumos veidojušās atklātas lauksaimniecības zemju ainavas ar reti izkaisītiem mežu puduriem (Melluma, 1994; Laiviņš, 1997).

Izmaiņas zemes izmantošanā un līdz ar to lauku ainavās Latvijā ir novērojamas arī 21. gadsimta sākumā. Lauksaimniecībā izmantojamās zemes turpina samazināties, bet neizmantoto un aizaugušo platību īpatsvars palielināties (Penēze, 2009). Pēc Lauku atbalsta dienesta datiem, 2005. gadā valstī vidēji neizmantotās lauksaimniecības zemes platības sasniedza 14,9% no visām lauksaimniecības zemēm (Lauksaimniecībā izmantojamās zemes apsekojuma..., 2005). 2006. gada sākumā meži aizņēma 45,2% valsts teritorijas, lauksaimniecībā izmantojamās zemes – 38,1%, krūmāju platības – 1,8% (Latvijas Republikas zemes bilance..., 2006). Izmaiņas zemes izmantošanas struktūrā ietekmē arī ainavu struktūru, tajās notiekošos ekoloģiskos procesus un bioloģisko daudzveidību.

2. Materiāli un metodes

Promocijas darbā ainavas tika pētītas Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā (turpmāk ZBR) (2.1. att.). Ainavas struktūras un tās izmaiņu analīze atkarībā no darbā izvirzītajiem uzdevumiem un noteiktajiem ainavas struktūras parametriem aptvēra visu rezervāta teritoriju vai kādu konkrētu tās daļu.



2.1. att. Pētāmās teritorijas ģeogrāfiskais novietojums

2.1. Pētāmās teritorijas raksturojums

ZBR pārstāv boreālai mežu zonai raksturīgas sauszemes ekosistēmas un Baltijas jūras piekrastes akvatoriju. Teritorijas platība ir 474 350 ha (4 745 km²), ieskaitot arī jūras teritoriju. (Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāts, 2010). Rezervāta sauszemes teritorija aizņem ap 7% no Latvijas teritorijas. ZBR raksturīgas ļoti atšķirīgas un daudzveidīgas ainavas. Vidzemes piekrastes ainavapvidū un Sedas apkārtnē dominē meža ainava, Augstrozes un Ērgemes paugurainē – mozaīkveida ainava, bet Burtnieku drumlinu āru apvidū – lauksaimniecības zemju ainava. ZBR teritoriju veido 7 dabas apvidi: Vidzemes piekraste, Metsepoles līdzenums, Burtnieka līdzenums, Limbažu viļņotais līdzenums, Augstrozes paugurvalnis, Ērgemes pauguraine, Sedas līdzenums (Latvijas ģeoloģiskā..., 2000, 2002). Vidzemes piekrastes dabas apvidū dominē Baltijas ledus ezera līdzenumam ar atsevišķām kāpām raksturīgā ainava. Gruntsūdeņi tuvu virspusei, un tie veicina pārpurvošanos. Augsnes cilmiezi veido smilts nogulumu. Mežaudzē dominē priežu audzes.

Metsepoles līdzenumā dominē viļņots morēnas līdzenums. Salacas, Alojās un Limbažu apkārtnes ainavu veido plašas lauksaimniecībā izmantojamās zemes, bet meža ainavas sastopamas uz Z no Salacas un starp Ungurpili un Korģeni. Šajā dabas apvidū ir daudz purvu, arī augstie purvi. Teritorijā augsnes cilmieži veido morēnas mālsmilts. Mežaudzēs dominē egles un bērzi, bet relatīvi daudz sastopami arī platlapji – ozols un osis. Burtnieka līdzenums ietver Burtnieka drumlinu lauku, kurā ainavas raksturu nosaka lēzenie D vai DR virzienā izstiepti vaļņi – drumlini. Ainavā dominē lauksaimniecībā izmantojamās zemes. Paceltajā reljefa daļā izplatītas aramzemes, bet pazeminājumos – pļavas, ganības un arī meža puduri, kur mežaudzes veido egles, bērzi un baltalkšņi. Gar Sedas upi sastopami fluvioglaciālie nogulumu, kur tie veido viļņotus līdz 15 m augstus paugurus, bet līdzenuma D daļā pie Augstrozes pauguraines – izstieptas vaļņveida formas. Glaciofluviālos nogulumos dominē smilts ar grants un oļu starpkārtām. Te izplatītas ir priežu mežaudzes.

ZBR ietilpst Limbažu viļņotā līdzenuma augstākā un paugurotākā Z daļa. Tās lielāko daļu aizņem gari vaļņveida pacēlumi ar relatīvo augstumu 10–12 m un plaši pārpurvoti pazeminājumi. Augsnes cilmiežus pacēlumos veido morēnas nogulumu, bet ieplakās sastopami smilts nogulumu. Reljefa pacēlumus aizņem lauksaimniecībā izmantojamās zemes, bet ieplakas – meži un purvi. Mežaudzēs dominē priedes un bērzi.

ZBR teritorijā ietilpst arī Augstrozes paugurvaļņa Z daļa. Ainavas raksturu te nosaka 10–15 m augsti morēnas vaļņi un plašas pārpurvotas ieplakas starp tiem. Morēnas pauguros dominē mālsmilts cilmieži, bet Dauguļos – smilts un grants cilmieži. Lauksaimniecībā izmantojamās zemes te izvietotas salveidā ap lielākām apdzīvotām vietām – Ozolciem, Buivām u. c. Mežaudzēs dominē egles, priedes, bērzi, bet sastopami arī samērā daudz platlapju koku – ozoli, liepas, oši.

Ērgemes paugurainē ainavu veido viļņots līdzenums ar 7–10 m augstiem morēnas vaļņiem, kas mijas ar sīkpauguriem un paugurgrēdām. Augsnes cilmiežis – morēnas mālsmilts ar smilts grants ieslēgumiem. Ieplakās morēnas smilšmāls. Pauguraines A daļā paugurmasīvus klāj māla nogulumu. Teritorijas zemākās vietas pārpurvotas. Ērgemes paugurainei raksturīga mozaīkveida ainava, kurā mijas lauksaimniecībā izmantojamās zemes ar meža puduriem un masīviem. Mežaudzes veido egles, priedes un bērzi.

ZBR ietver Sedas glaciolimniskā līdzenuma Z daļu, kur augsnes cilmieži veido smilts nogulumu. Daudzviet sastopamas 2–15 m augstas kāpas un kāpu masīvi. Te dominē mežu ainava, kurā mežaudzi galvenokārt veido priede. Plašos reljefa pazeminājumos izvietojušies purvi, arī viens no lielākajiem augstajiem purviem Latvijā – Sedas tīrelis (Latvijas ģeoloģiskā., 2000, 2002).

No ainavu rajonēšanas viedokļa ZBR teritorijā ir šādi ainavapvidi: Vidzemes piekrastes ainavu apvidus, Alojās–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavu apvidus, Salacas ainavu apvidus ar Salacas ieleju, Augstrozes pauguraines ainavu apvidus, Burtnieku drumlinu āru ainavu apvidus ar Sedas mežaines joslu, Ērgemes pauguraines ainavu apvidus, Vaidavas ielieces mežaines ainavu apvidus (Ramans, 1994).

ZBR ir starptautiskas nozīmes aizsargājama dabas teritorija, kas atrodas valsts aizsardzībā. Rezervātā nodalītas 3 zonas: dabas liegumu zona, ainavu aizsardzības zona un neitrālā zona. Dabas liegumu zonā saglabājušās maz pārveidotas dabiskās ekosistēmas – purvu masīvi, Salacas ieleja, Vidzemes akmeņainā jūrmala. Dabas lieguma zona, kā arī ZBR ietilpstošie dabas liegumi un dabas parki ir noteikti par *Natura 2000* teritorijām. Apkārt dabas lieguma zonām ir izveidotas ainavu aizsardzības zonas. To izmantošanas noteikumi saskaņojami ar rezervāta veidošanas mērķiem. Pārējo teritoriju aizņem neitrālā zona.

2.2. Pētījumā izmantotās datubāzes

Promocijas darba izstrādāšanā izmantotas dažādas datubāzes un arhīva materiāli. Šīs datubāzes ir iegūtas vai izveidotas vektoru datu formātā. Analīzēs, kurās ir lietoti rastra dati (ESRI GRID formātā), tie ir veidoti no vektoru formātā esošiem datiem.

1. Valsts meža dienesta (VMD) Meža valsts reģistrs (Meža inventarizācijas..., 2007).

Darbā izmantoti 2008. gada dati par valsts mežiem. Meža valsts reģistru veido telpisko datu slāņi un tabulu datubāze, kas raksturo valsts meža teritoriju. Nogabalu slāņiem, izmantojot atslēgas lauku slānī un tabulā, ir pievienota atribūtu tabula. Dažādiem analīžu veidiem ir lietota dažāda tabulas informācija par attiecīgo nogabalu. Konkrēti, katras analīzes metodes aprakstā ir norādīts, kāda tabulas informācija ir izmantota. No minētās datubāzes galvenokārt ir izmantota nogabala kokaudzes formula, kas raksturo valdošo sugu sastāvu un to īpatsvaru, kokaudzes vecumu, un informācija par mežaudzes 2. stāva sugām un papildu sugām, kā arī nogabala zemes kategorija. Galvenais analīzē lietotais datu slānis ir nogabalu slānis. Minimālā poligona platība šajā slānī ir 0,1 hektārs.

2. Latvijas valsts mežzinātnes institūta „Silava” arhīva materiāli (Latvijas Valsts mežzinātnes..., 1929–1941). Darba izstrādē izmantoti 1929.–1941. gada Latvijas valsts mežu taksācijas materiāli par valsts mežiem. Analogā formāta kartes ir skenētas un iegūtie attēli ir sadalīti mazākos attēlos, lai atvieglotu un uzlabotu ģeoreferencēšanas kvalitāti. Attēli ir piesaistīti koordinātām, izmantojot VMD Meža valsts reģistra

kvartālu robežas, jo tika konstatēts, ka lielākā daļa kvartālu robežu un stigu laika gaitā praktiski nav mainījusies. Vietās, kur tās ir mainītas, izmantota cita telpiski identificējama informācija. Koordinātām piesaistītie attēli ir digitizēti un uz to pamata radīta 30. gadu nogabalu telpiska vektoru datubāze, ko veido nogabalu poligoni ar atribūtu tabulas informāciju. Tabulā ir norādīts novads, taksācijas gads, kvartāla un nogabala identifikatori, meža tips, vecums un bonitāte, kā arī dots nogabalu apraksts. Šī informācija par katru nogabalu ņemta no arhīva meža taksācijas aprakstiem. Tabulai ir tāda pati struktūra kā VMD Meža valsts reģistra tabulai. Izveidotā datubāzē ir informācija par meža tipu, dominējošām sugām, to attiecību un vecumu, kā arī par zemes seguma veidiem (mežs, purvs, lauce, pļava u. c.).

3. **CORINE LandCover 2006 datubāze** (Corine Land Cover 2006., 2010). *CORINE LandCover 2006* (CLC2006) telpiskā datu bāze ir zemes seguma datu bāze par lielāko daļu Eiropas valstu teritoriju, tai skaitā arī Latvijas teritoriju. CLC2006 ir iepriekšējās, CLC2000, datubāzes atjaunotā versija. Tā tika atjaunota pēc īpaši izstrādātiem kritērijiem, kas aprakstīti projekta tehniskajā dokumentācijā (CLC2006 technical guidelines., 2007). Latvijas teritorijas dati tika atjaunoti 2008. gadā. Atjaunošanai tika izmantoti 2005. un 2006. gada SPOT-4 un IRS P6 satelītattēli, IĢIA ortofotoattēli, topogrāfiskās kartes M 1 : 10 000 un 1 : 50 000, kā arī dažādas Latvijas teritorijas kartes, kas ir publicētas, piemēram, SIA „Jāņa sēta” autoceļu kartes. Tā ir universāla visas Eiropas datubāze, kur ir 44 dažādi seguma veidi, no tiem Latvijā ir 29. Pētāmajā teritorijā ietilpst 13 atšķirīgi zemes seguma veidi. Datubāzes paredzētais izmantošanas mērogs ir 1 : 100 000. Minimālā kartes vienība ir 25 hektāri, un minimālais lineāro elementu platums ir 100 metri (CLC2006 technical guideline., 2007).
4. **Latvijas topogrāfiskās kartes mērogā 1 : 75 000** (Latvijas armijas., 1927.–1935). Kartes ir izdotas laika posmā no 1926. līdz 1935. gadam. Tās ir pieejamas analogā formātā un skenētu attēlu formātos. Promocijas darba izstrādes laikā attēli tika piesaistīti koordinātām un digitizēti, izveidojot zemes segumu veidu telpisku vektoru datubāzi. Datubāzē, izmantojot LR ortofotokarti (Ortofotokartes., 2006), elementi ir telpiski pielīdzināti mūsdienu situācijai, jo pagājušā gadsimta pirmajā pusē izdotā kartē attēlotā situācija daļēji nesakrīt ar reālo elementu izvietojumu dabā. Datubāzē ir poligonu elementi (mežs, izcirtums, krūmājs, purvs, apbūve, ūdensteces (attēlotas mērogā) un ūdenstilpes), līniju elementi (ceļi, dzelzceļi, upes un grāvji) un punktu elementi (viensētas un cita veida apbūves objekti (skola, pagasta padome, dzirnavas u. c.)) u. c.

- 5. Latvijas satelītkarte mērogā 1 : 50 000** (Latvijas satelītkartes., 2002). Satelītkarte ir veidota 1994.–1998. gadā kā digitāla LR teritorijas pamatne ģeogrāfiskās informācijas sistēmas (ĢIS) vajadzībām un atjaunota 2001. un 2002. gadā (Satelītkarte., 2010). Tajā ietverti visi galvenie apvidus objekti – mežs, ūdens, apbūve, infrastruktūra un transporta tīkli. Kartes elementi ir izvietoti 10 datu slāņos. Karte ir pieejama gan rastra (JPG) gan vektoru (ESRI *Coverage*, SHP, DGN) formātā. Kartes izstrādāšanā pamatā izmantoti vidējas izšķirtspējas (10 m) SPOT satelītattēli, papildus lietoti dažādi citi pieejamie kartogrāfiskie materiāli.
- 6. Latvijas topogrāfiskā karte mērogā 1 : 10 000** (Topogrāfiskās kartes M 1 : 10 000 informācijas., 2008). Promocijas darbā izmantota 2. cikla (2005–2009) topogrāfiskās kartes dati. Kartei ir 2 versijas – vienkāršotā un pilnā. Promocijas darbā lietota vienkāršotās kartes versija. Kartē ir visi būtiskie apvidus objekti, kuri ir attēlojami kartes mērogā un paredzēti kartes specifikācijā. Oriģināli, karte un dati ir veidoti ar programmu *Microstation*, un tie ir DGN failu formātā, bet ir pieejami arī ESRI ģeodatu bāzes un SHP formātā. Topogrāfiskās kartes 2. cikla dati ir sagatavoti, par pamatu izmantojot 2003.–2005. gada un 2007.–2008. gada aerofotografēšanas materiālus (Topogrāfiskās kartes M 1 : 10 000. Pieejamība., 2010).
- 7. Latvijas topogrāfiskā karte mērogā 1 : 50 000** (Topogrāfiskās kartes M 1 : 50 000 pamatprasības, 2007). Darbā izmantota topogrāfiskās kartes 2. izdevuma civilā versija, kuru sāka gatavot 2005. gadā, lietojot 2003.–2005. gada aerofotografēšanas materiālus. Dati ir pieejami ESRI *Coverage*, ģeodatu bāzes vai SHP formātā. (Topogrāfiskās kartes M 1 : 50 000. Pieejamība., 2010). Kartē ir visi galvenie apvidus objekti, kas attēloti kartes mērogā – hidrogrāfija, veģetācija, apbūve, infrastruktūra un citi. Topogrāfisko karti veido datubāze ar 19 telpisko datu slāņiem.

2.3. Pētījuma metodes

2.3.1. Ainavu struktūras izmaiņu analīze

Ainavu struktūras izmaiņu telpiskā analīze tika veikta, lai noskaidrotu, kā mainījies zemes segums un līdz ar to ainavu struktūra ZBR dažādos ainavapvidos laika posmā no 1930. gada līdz mūsdienām, kā arī ainavekoloģiski novērtētu šīs izmaiņas. Šī izpēte tika veikta šādos ainavapvidos: Vidzemes piekrastē, Alojās–Limbažu āru un iegultņu ezeru apvidū,

Salacas apvidū ar Salacas ieleju, Augstrozes paugurainē, Burtnieku drumlinu āru apvidū ar Sedas mežaines joslu, Ērgemes paugurainē un Vaidavas ielieces mežainē (2.1. tab.)

2.1. tabula

Ainavapvidu platība (ha) un proporcija (%) ZBR teritorijā

Ainavapvidi ZBR teritorijā	Platība	
	(ha)	(%)
Alojas–Limbažu āru un iegultņu ezeru apvidus	97486	21,3
Augstrozes pauguraine	37590	8,2
Burtnieku drumlinu āru apvidus ar Sedas mežaines joslu	164722	35,9
Ērgemes pauguraine	39578	8,6
Salacas apvidus ar Salacas ieleju	55012	12,0
Vaidavas ielieces mežaine	17630	3,8
Vidzemes piekraste	46267	10,1
Kopā	458285	100

Analīzē tika izmantota divu laika posmu zemes seguma informācija – zemes seguma dati no Latvijas topogrāfiskajām kartēm M 1 : 75 000, kas izdotas no 1927. līdz 1935. gadam, un dati par 2002. gadu no Latvijas satelītkartes M 1 : 50 000. Satelītkarte, pēc autora domām, gan precizitātes, gan objektu klasifikācijas ziņā vislabāk atbilst 1927.–1935. gada topogrāfiskajai kartei. No abu laika posmu datiem analīzei tika atlasīti šādi zemes seguma veidi:

- **mežs** – meži, izcirtumi, jaunaudzes un slapjie meži;
- **atklātā telpa** – lauksaimniecības zemes, kā arī citas neklasificētas teritorijas;
- **purvs** – sūnu purvi un citu tipu purvi, kas veido kompleksu ar sūnu purvu;
- **apbūve** – pilsētu, ciemu, muižu apbūve, viensētas un citas apbūves teritorijas;
- **ūdens** – upes, strauti, ezeri, dīķi un grāvji;
- **ceļi** – autoceļi un dzelzceļi;
- **atsegtā zeme** – karjeri un kūdras ieguves lauki.

Ainavas struktūras analīzē izcirtumi netika nodalīti kā atsevišķs zemes seguma veids. Izcirtums zemes seguma izmaiņu analīzes kontekstā tika uzskatīts par mežu, jo izcirtums ir īslaicīga zemes seguma veida maiņa ainavas matricā. Arī slapjaines (slapjie meži un slapjās pļavas) netika klasificētas kā atsevišķi zemes seguma veidi. Slapjaines ir iekļautas meža vai atklātās telpas zemju kategorijā.

Šūnas izmērs analizētajos datos ir 25 metri. Zemes seguma un ainavas struktūras izmaiņas analizētas, izmantojot programmu *FRAGSTATS* (McGarigal et al., 1995). Lietojot šo programmu, katrai ainavapvidus teritorijai pēc Botequilha Leitāo A. (2006) ieteikuma tika aprēķināti šādi klases līmeņa indikatori:

- plankumu klases platība (CA);
- plankumu klases aizņemto platību proporcija (īpatsvars) (PLAND);
- plankumu skaits (NP);
- plankumu blīvums (PD);
- plankuma vidējā platība (AREA_MN).

Plankumu vidēji svērtie indikatori (_AM):

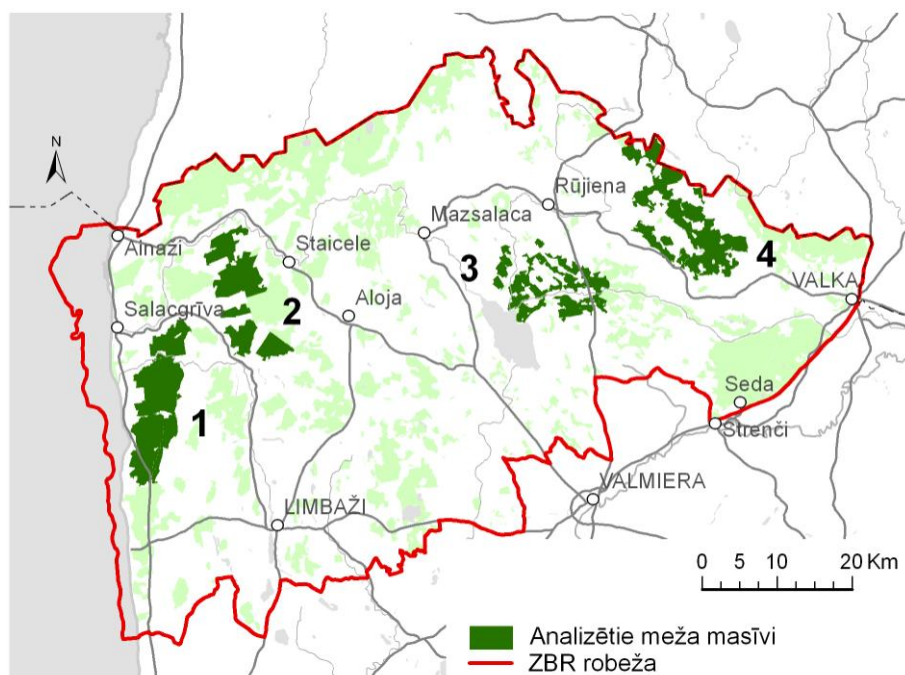
- plankuma platība (AREA_AM);
- plankuma kompakums (GYRATE_AM);
- tuvuma indekss (PROX_AM);
- tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM);
- malu kontrasta indekss (ECON_AM);
- plankuma forma (SHAPE_AM).

2.3.2. Mežu ainavu struktūras izmaiņu analīze

Mežu masīvu ainavu izmaiņu telpiskā statistiskā analīze tika veikta, lai noskaidrotu, kā mainījusies atsevišķu mežu ainavu iekšējā struktūra – kokaudzes sastāvs un vecumstruktūra laika posmā no 1929. gada līdz mūsdienām, kā arī ainavekoloģiski novērtētu šīs izmaiņas.

Pētījumā tika izmantoti Latvijas valsts mežzinātnes institūta „Silava” arhīva materiāli un Valsts meža dienesta Meža valsts reģistra dati.

Ainavekoloģiska analīze tika veikta četros meža masīvos (2.2. att.). Analizēto masīvu aizņemtā platība laika posmā no 1929. gada līdz 2008. gadam nedaudz ir mainījusies (2.2. tab.). Katra meža masīva platība un mežaudžu platība ir parādīta rezultātu sadaļā „Mežu ainavas struktūras izmaiņa ZBR teritorijā”.



2.2. att. Mežu ainavu struktūru analīzei izmantotie meža masīvi

2.2. tabula

Mežu masīvu ainavu iekšējās struktūras analīzei izmantoto meža masīvu aizņemtā platība un analīzē izmantotās teritorijas platība

Izpētes gads un analizējamā teritorija	Platība (ha)
30. gadi – kopējā meža masīvu platība	29 591
30. gadi – mežaudžu aizņemtā platība	23 571
2008. gads – kopējā meža masīvu platība	29 876
2008. gads – mežaudžu aizņemtā platība	27 167

Ainavu struktūras izpētē par mežaudzi 2008. gadā tika uzskatīta tā teritorija, kura Meža valsts reģistrā definēta kā „mežaudze”. Savukārt 1929.–1941. gadā par mežaudzi tika uzskatīta tā teritorija, kurai taksācijas aprakstā ir dota valdošā suga un šīs sugas vecums. Eiropas osis (*Fraxinus excelsior* L.) un parastais ozols (*Quercus robur* L.) ir apvienoti vienā platlapju klasē, jo atsevišķi šo sugu aizņemtās platības īpatsvars ainavā ir ļoti niecīgs.

Mežu masīvu ainavu iekšējās struktūras analīzei tika izmantota informācija par katra meža nogabala kokaudzes sastāvu un vecumu, kā arī zemes seguma veidu. Ainavu kokaudzes vecuma sadalījuma analīzē tika izmantota tikai ar kokaudzi klātā platība ainavā. Vecuma klases tika grupētas ar soli 10 gadi (piemēram, 1–10, 11–20 ... 221–230). Tā kā pagājušā gadsimta 30. gadu taksācijas aprakstos valdošās sugas vecums vairumā gadījumu ir dots ar 5, 10 un līdz pat 30 gadu intervālu, kokaudzei tika aprēķināts vidējais vecums, un pēc tā nogabals tika iekļauts kādā no vecuma klasēm. Veicot ainavekoloģisko analīzi, tika

salīdzināta katras sugas aizņemtā platība meža masīvos, kā arī katras sugas vecuma sadalījums pētītajos laika posmos. Līdz ar to ir analizēts katras valdošās sugas vecuma klašu īpatsvars no kopējās sugas aizņemtās teritorijas. Statistiskā analīze tika veikta, izmantojot programmu *ArcGIS* un tās statistiskās analīzes funkcijas (Ormsby et al., 2001).

Kopējā ainavas sugu izplatības un vecuma sadalījuma analīzē tika lietota katras sugas vai vecuma grupas vidējā – 4 ainavu – platība. Tā kā ainavām ir dažāda kopējā platība, katrai no tām tika izrēķināta katras valdošās sugas vai vecuma grupas platība 10 000 hektāru standarta teritorijā. Rezultātā ir parādīts 4 ainavu sugas vai vecuma grupas platības vidējais rādītājs un standarta novirze.

Lai noskaidrotu pašreizējo mežaudzes sastāvu, kas veidojies uz 1930. gadā neapmežotajām zemēm, tika izmantota informācija par 30. gadu zemes seguma veidiem meža ainavās un 2008. gada mežaudzes sugu un vecuma sadalījumu.

2008. gada valdošo sugu aizņemtās teritorijas vēsture tika analizēta, izmantojot 30. gadu un 2008. gada meža ainavu informāciju par valdošām sugām, to vecumu un zemes seguma veidiem. Analīzē tika noteikta 2008. gadā valdošo sugu un zemes seguma veidu proporcija katrā 30. gadu valdošās sugas un zemes seguma veida teritorijā. Minētā analīze veikta, izmantojot *ArcGIS* telpiskā pārklājuma analīzes funkcijas (Berry, 2009). Rezultāta apstrādē tika lietotas *ArcGIS* statistiskās datu apstrādes metodes.

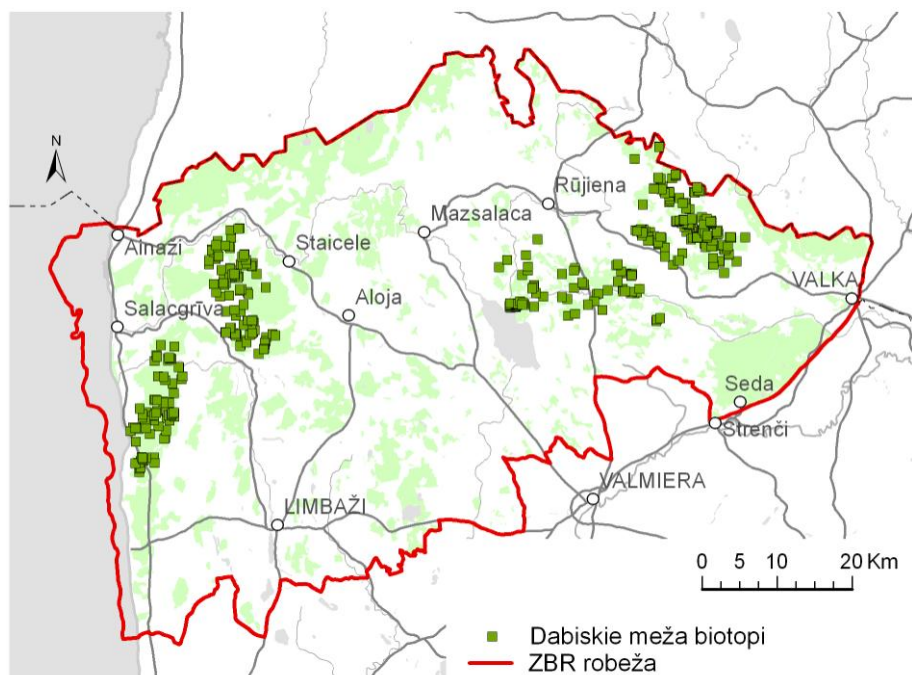
Izmantojot Meža valsts reģistra datus, katrai valdošajai koku sugai, kas atrodas īpaši aizsargājamajās dabas teritorijās (neskaitot ZBR zonējumu), dabiskajos meža biotopos un mikroliegumos, tika noteikta aizsargātās teritorijas proporcija.

2.3.3. Mežaudžu vēstures ietekme uz dabiskajiem meža biotopiem

Analīzei tika izmantoti četru pētīto meža ainavu dabiskie meža biotopi (DMB) (Dabiskie meža biotopi..., 2010). Promocijas darbā ir analizēti 440 biotopi ar kopējo platību 778 hektāri (2.3. att.). Biotopi tika sadalīti septiņās biotopu grupās: šaurlapju biotopi, platlapju biotopi, egļu biotopi, melnalkšņu biotopi, sausieņu priežu biotopi, mitraiņu un kūdraiņu priežu biotopi un drenēti priežu biotopi (2.3. tab.).

Dabiskie meža biotopi šādās grupās ir sadalīti pēc valdošās koku sugas vai sugām audzes pirmajā stāvā ar lielāko vecumu. Biotopi, kuros vecākā suga ir bērzs, apse un baltalksnis, veido šaurlapju biotopu grupu. Biotopi, kuros vecākā suga ir liepa, osis vai ozols – platlapju biotopu grupu. Biotopi, kuros vecākā suga ir egle – egles biotopu grupu, bet biotopi, kuros vecākā suga ir melnalksnis – melnalkšņu biotopu grupu. Biotopi, kuros vecākā suga ir

priede, atbilstoši augšanas apstākļu tiptiem ir dalīti 3 biotopu grupās: sausieņu tiptiem atbilst sausieņu priežu biotopi, slapjainu un kūdraiņu tiptiem – mitraiņu un kūdraiņu priežu biotopi un drenētiem priežu tiptiem – drenētu priežu biotopi.



2.3. att. Promocijas darbā pētīto dabisko meža biotopu izvietojums ZBR

2.3. tabula

Dabisko meža biotopu dalījums biotopu grupās

Biotopu grupa	DMB skaits	Platība (ha)
Šaurlapu biotopi	104	186,9
Platlapju biotopi	35	35,9
Egļu biotopi	67	133,1
Melnalkšņu biotopi	89	154,0
Sausieņu priežu biotopi	50	76,8
Slapjainu un kūdraiņu priežu biotopi	59	124,5
Drenēti priežu biotopi	36	66,8

Dabisko meža biotopu vēstures izpētē tika savstarpēji salīdzināts pašreizējā dabiskā meža biotopa kokaudzes vecums 2008. gadā un koku vecums 30. gados. 2008. gadā tiek izmantots vecākās koku sugas vecums meža 1. stāvā, kas fiksēts Meža valsts reģistrā. Meža nogabala vecums 30. gados ir noteikts pēc šādas metodes. Ja 30. gadu nogabala aprakstā ir suga (tai skaitā papildu suga) ar lielāku vecumu nekā valdošā, ir vērtēts, vai šī suga tiek lietota kā biotopa vecākā suga 2008. gadā. Ja tiek lietota, tad šīs sugas vecumu izmanto kā nogabala vecākās sugas vecumu 30. gados. Citos gadījumos par nogabala vecākās sugas vecumu tiek izmantots valdošās sugas vecums.

Par pamatu ņemot pašlaik noteiktos dabisko meža biotopu nogabalus, 30. gadu meža taksācijas materiālos tika atlasīti meža nogabali, kurus izmantoja tālākai analīzei. Analīzē netiek ņemti vērā tās 30. gadu nogabalu daļas, kas aizņem mazāk par 20% no 2008. gada biotopa nogabala. Līdz ar to analīzē lietotās pagājušā gadsimta 30. gadu meža nogabalu teritoriju platības tika proporcionāli pielīdzinātas 2008. gada biotopa nogabala platībai. Ja biotopā ietilpst viens 30. gadu nogabals, tam tika aprēķināta visa biotopa platība. Ja biotopā ietilpst 2–5 nogabali vai to daļas, tika izrēķināts 30. gadu nogabalu platības procentuālais sadalījums un šis sadalījums tika attiecināts uz mūsdienu biotopa kopējo platību. Analīzes rezultātā tika iegūta informācija par to, kāda vecumu kokaudze 30. gados bija mūsdienu dabiskā meža biotopa teritorijā. Analīze ir veikta, izmantojot *ArcGIS* telpiskās analīzes funkcijas (Berry, 2009), un rezultāta apstrādei lietotas *ArcGIS* statistiskās analīzes metodes.

2.4. Mērogs un ainavu struktūras kvantitatīvie indikatori

Mērogs ainavu ekoloģijā ir viens no galvenajiem jautājumiem, kura izpētei ir pievērsušies daudzi zinātnieki, risinot dažādas aktuālas ainavu ekoloģijas problēmas (Levin, 1992; Oline & Grant, 2002; Verburg & Veldkamp, 2004; Wu, 2004). Lielākā daļa pētījumu ekoloģijā tiek veikti mērogos, sākot ar dažiem metriem un beidzot ar vairākiem tūkstošiem kilometru, tas ir, visos mērogos, kuros noris vairums ekoloģisko procesu. Tāpat pētījumi tiek veikti dažādos laika posmos, kad izmaiņas tiek aplūkotas, sākot ar sezonālām izmaiņām, piemēram, pētījumā par metapopulāciju dinamiku, un beidzot ar laika posmu vairāku gadu tūkstošu garumā. Tālīzpētes un ģeogrāfiskajās informācijas sistēmu progress pēdējo gadu desmitu laikā piedāvā iespējas veikt pētījumus daudz plašākā telpiskā un laika diapazonā, nekā tas notika senāk (Farina, 2006).

Pareizā mēroga izvēli ainavekoloģiskajos pētījumos uzsver Levins (Levin, 1992), Tērners un citi (Turner et al., 2001). Levins (Levin, 1992) atzīmē: ja nav viena pareiza mēroga vai līmeņa, kurā aprakstīt sistēmu, tas nenozīmē, ka visi mērogi sistēmu attēlo vienlīdz labi vai ka nepastāv nosacījumi mērogu izvēlei. Nosacījumu definēšana, lai izvēlētos pareizu mērogu un atrisinātu konkrētu problēmu, ir būtiska pētījuma daļa. Ekologi atzīst, ka pareizā mēroga identificēšanai nepieciešams kombinēt mākslu un zinātni, jo parasti neeksistē apmierinoši algoritmi tā identificēšanai (Turner et al., 2001). Teritorijas apjoms (*extent*) un graudainums (*grain*) ir jāizvēlas atbilstoši konkrētajam pētījumam, un tiem, cik vien iespējams labi ir jāattēlo pētījuma objekts. Tā kā parasti nav iespējams noteikt, kāda izšķirtspēja pētījumam ir vispiemērotākā, nepieciešams izvēlēties datus ar augstāku

izšķirtspēju, nekā ir plānots (McGarigal et al., 2002). Vēlams analīzei izvēlēties datus, kuros graudainums ir 2–5 reizes mazāks par mazāko analizējamo ainavas elementu (O'Neil et al., 1997). Mazākā kartes elementa (plankuma) platībai analizējamajos datos līdz ar to ir jābūt lielākai nekā graudainuma izmēram (McGarigal et al., 2002). Pētot ainavu, jānosaka graudainuma un teritorijas apjoma izvēles praktiskā ietekme. Daudzi ainavas indikatori ir atkarīgi no graudainuma, jo tie izmanto malu garumus, plankuma platību un citus parametrus. Piemēram, ja pieaug izšķirtspēja, pieaug apkārtnes ietekme uz plankumu (McGarigal & Cushman, 2005; Botequilha Leitão et al., 2006).

Teritorijas apjomam (*extent*), tajā skaitā ainavas ārējās robežas garumam, arī ir būtiska ietekme uz ainavas indikatoriem. Vairāki indikatori (tuvākā kaimiņa attālums, tuvuma indekss) tiek aprēķināti, lietojot tuvāku vai tālāku apkārtni ap plankumu, un gadījumos, kad plankums ir pie ainavas robežas, aprēķinātais plankuma vai plankumu grupas indikatoru lielums var būt neprecīzs. Jo lielāka ir to plankumu proporcija, kas ir tuvu ainavas robežai, jo mazāk izmantojams ir attiecīgā indikatora lielums. Tātad ainavas robežas ietekme uz indikatoriem pieaug, ja samazinās ainavas teritorija (apjoms), nemainoties ainavas daudzveidībai vai plankumainībai (McGarigal & Cushman, 2005; Botequilha Leitão et al., 2006).

Ainavas struktūras analīzei izmantojamā informācija bieži ir pieejama dažādos mērogos, un, lai veiktu salīdzināšanu, informācija ir jāpārveido no viena mēroga uz otru. Tas ir nepieciešams, jo indikatori ievērojami atšķiras ar to jutīgumu pret mērogu un mēroga izmaiņām (O'Neil et al., 1997; McGarigal et al., 2002; Wu, 2004). Turklāt daudzu iepriekš veikto pētījumu rezultāti ir pierādījuši, ka ainavas indikatori, kas iegūti no dažāda mēroga vai dažādas izšķirtspējas datiem, ir ļoti piesardzīgi vai pat nav salīdzināmi (McGarigal et al., 2002; Botequilha Leitão et al., 2006; Wu, 2004; Bailey et al., 2007).

Promocijas darbā ir veikts atsevišķs metodiska rakstura pētījums, lai noskaidrotu kartogrāfiskā materiāla mēroga ietekmi uz ainavu struktūras kvantitatīvajiem indikatoriem. Šis pētījums bija nepieciešams, lai mēģinātu noskaidrot izdevīgāko mērogu mozaīkveida ainava struktūras analīzei un raksturošanai.

2.4.1. Mēroga problēma ainavekoloģiskajos un ģeogrāfiskajos pētījumos

Vārdu „mērogs” izmanto dažādās nozīmēs daudzās disciplīnās. Ekoloģijā, sevišķi ainavekoloģijā, mērogs attiecas uz telpas un laika dimensiju, kurā organisms, struktūra vai process tiek identificēts (Farina, 2006). Telpiskais mērogs nosaka pētāmās ainavas struktūras

mozaīku, un mērogu raksturo graudainums (*grain*) un teritorijas apjoms (*extent*) (Forman & Gordon, 1986; Turner et al., 2001). Graudainums ir telpiskās izšķirtspējas augstākais līmenis konkrētā datu kopā. Piemēram, graudainumu raksturo šūnas izmērs rastra datos (Turner et al., 1989) vai minimālā kartes vienība kartēs, kurās elementi attēloti kā poligoni. Maza izmēra graudainumu vienība pētījuma informācijā dod iespēju veidot datus ar augstāku izšķirtspēju (McGarigal et al., 2002), un, iespējams, tie ir piemērotāki ainavas struktūras analīzei. Teritorijas apjoms ir pētāmās teritorijas lielums vai platība (Turner et al., 1989). Graudainums un teritorijas apjoms vienkāršāk ir saprotams satelītzīpētē, jo dažādu satelītu sensoriem ir atšķirīgs šūnas izmērs, piemēram, 10 x 10 m SPOT attēli vai 30 x 30 m, vai 60 x 60 m *Landsat TM* attēli. Informācijas detalizācijas pakāpe, kas ir nolasāma no šiem sensoriem, ir atšķirīga, jo tiem ir atšķirīga izšķirtspēja. Teritorijas apjoms var mainīties neatkarīgi no izšķirtspējas, lai gan pastāv arī noteiktas sakarības, piemēram, mazai teritorijai ir nepieciešama mazs graudainuma izmērs jeb augsta izšķirtspēja (Turner et al., 2001).

Ainavekoloģiskajos pētījumos dažādi autori retāk lieto mērogu klasiskajā izpratnē, norādot, kāda mēroga kartes dati tiek lietoti. Biežāk tiek dota informācija par izšķirtspēju, piemēram, minimālās kartes vienības [*minimal map unit* (MMU)] izmērs vai graudainuma izmērs (*grain size*), vai arī, lietojot rastra datu modeli, tiek norādīts šūnas izmērs (*cell size*) (Botequilha Leitão et al., 2006).

Ainavu mozaīkas analīzēs mēroga izmainīšana nozīmē graudainuma izmēra vai mazākās kartes vienības platības izmainīšanu, vai/un pētījuma teritorijas maiņu (Farina, 2006). Šīs izmaiņas ietekmē pētāmos procesus vai parādības, kuras ir atkarīgas no mēroga, jo mainās viena lieluma attiecība pret citu lielumu (Schneider, 1994; Turner et al., 2001).

Ekologi un ģeogrāfi parasti lieto pretējas izpratnes terminus – liels mērogs un mazs mērogs. Ģeogrāfijā mērogs parasti tiek izteikts kā attāluma uz kartes attiecība pret attālumu uz zemes virsmas. Ja ģeogrāfs runā par lielu mērogu, tad tiek domāts par augstu izšķirtspēju (piemēram 1 : 1000), kas praktiski ir liela karte ar mazu telpisko teritoriju. Līdzīgi, ja runā par mazu mērogu, tad tiek domāts par zemu izšķirtspēju un lielu telpisko teritoriju. Liela un maza mēroga terminu lietošana parasti ir pretēja, ja tos lieto ekologi (Turner et al., 2001). Tādēļ, lai ieviestu skaidrību, Tērners un citi pētnieki (Turner et al., 2001) iesaka lietot smalks (*fine*) un plašs (*broad*) mērogs – smalks mērogs attiecināms uz mazām teritorijām, augstāku izšķirtspēju un sīkāku informāciju; plašs mērogs attiecināms uz lielām teritorijām, zemu izšķirtspēju un virspusēju informāciju.

Hagets (Haggett, 1963) ir noteicis trīs galvenās mēroga problēmas, ar kurām nākas saskarties, veicot ģeogrāfiskus pētījumus.

1. Mēroga pārklājuma problēma.

Zemes virsma ir tik liela, ka tās izmērs rada problēmas kartēt un saprast tās telpisko dažādību. Tādēļ ir ļoti sarežģīti precīzi un racionāli raksturot un interpretēt mainīgās zemes virsmu.

2. Mēroga sasaistīšanas problēma.

Lauka pētījumi parasti notiek relatīvi mazās teritorijās (lielā mērogā), tāpēc ir problemātiski šo pētījumu rezultātus saistīt ar maziem mērogiem. Makārtijs un citi zinātnieki (McCarthy et al., 1956) atzīmē, ka ģeogrāfiskie pētījumi pierāda to, ka secinājumus par pētījumiem, kas veikti vienā mērogā, nevar attiecināt uz līdzīgiem pētījumiem, kas izdarīti citā mērogā. Katra izmaiņa mērogā izraisīs jaunas problēmas, un nav pamata pieņēmumam, ka sakarības, kas eksistē vienā mērogā, būs arī citā mērogā.

3. Mēroga standartizācijas problēma.

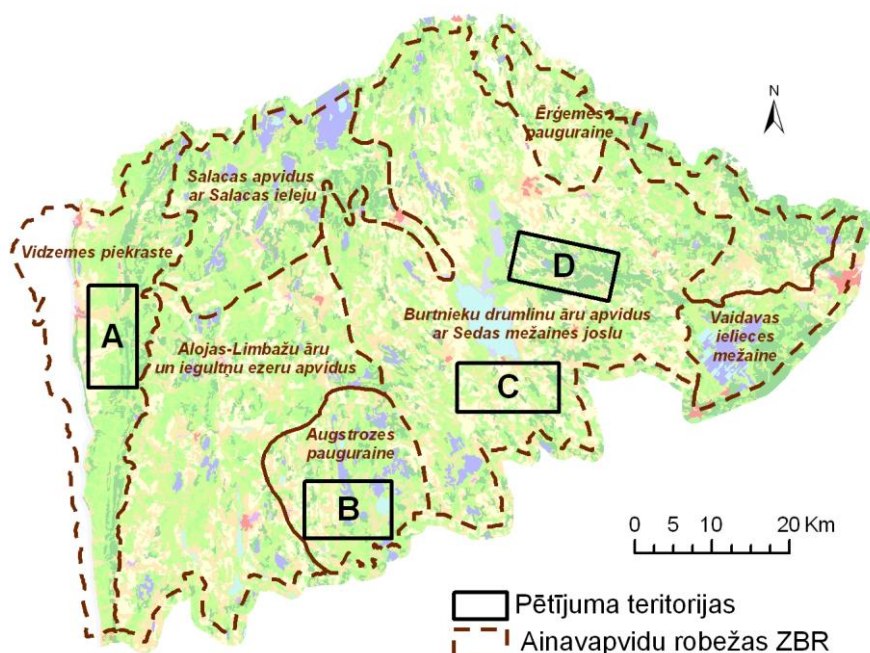
Iespējas salīdzināt dažādas teritorijas, ekstrapolēt no vienas vietas uz citu vai savākt atšķirīgus datus par vienu un to pašu vietu, rada atšķirības datu ievākšanā un pasniegšanā. Attiecībā uz ģeogrāfiju Hegets (Haggett, 1963) ir uzvēris, ka lielākā daļa sociālo datu tikuši pasniegti, vairāk lietojot laukumus (pašvaldību, rajonu, valstu teritorijas), nevis punktus, un ka šo teritoriju platība un konfigurācija plaši mainās gan starp valstīm, gan valsts iekšienē. Šis jautājums ļoti interesē arī ekologus, kad dažādas ekoloģiskas īpašības jāattiecina, piemēram, uz administratīvām vai īpašumu teritorijām. Metožu izveidei, lai varētu salīdzināt dažādus datus (tas ir, datus, kas balstīti uz punktiem un poligoniem), mūsdienās nepieciešami aktīvi pētījumi.

Dažāda mēroga informācija ainavas pētījumos tiek lietota, lai saprastu mēroga ietekmi uz ainavas raksturojumu (Jelinski & Wu, 1996; Qi & Wu, 1996; Wu et al., 2000). Veicot pētījumus par dažāda mēroga ietekmi uz ainavas struktūru, ir iespējams lietot mākslīgas ainavas ar noteiktu struktūras raksturojumu (Gardner et al., 1987; Wu et al., 2000; Saura & Martínez-Millán, 2001). Tomēr Vu (Wu, 2004) norāda, ka ir nepieciešami visaptveroši pētījumi, lietojot reālu ainavu datus, jo tikai tie var sniegt ziņas par mēroga izmaiņu sakarībām un par to, cik mainīgas vai konsekventas šīs sakarības ir faktiskā ainavā.

2.4.2. Mēroga ietekmes uz ainavu struktūras indikatoriem izpētes metodika, kas lietota promocijas darbā

Dažāda mēroga telpiskās informācijas ietekme uz ainavas struktūras ainavekoloģiskajiem indikatoriem tika pētīta, lai noskaidrotu, kā tā iespaido indikatoru skaitliskās vērtības Latvijā. Kā rāda pētījumi daudzviet pasaulē, veicot ainavu telpiskās struktūras ainavekoloģisko analīzi un pētot izšķirtspējas ietekmi uz analīžu rezultātiem, pētnieki par izejas datiem izmanto vektoru vai rastra datus, kas iegūti gan no satelītuzņēmumiem (Raphael et al., 1995; Elkie & Rempel, 2001; Bélanger & Grenier, 2002; Thompson et al., 2003; Arnot et al., 2004; Klug et al., 2005; Fu et al., 2006), gan no aerofotattēliem (Hietel et al., 2004; Van Dorn, 2006; Bailey et al., 2007). Citos pētījumos analīzē lietoti rastra dati, kas iegūti no topogrāfisko karšu datiem, kuri ir vektoru formātā (Fitzsimmons, 2001). Parasti analīzē izmantoto datu telpiskā izšķirtspēja ir atkarīga no pieejamo datu, kā arī no salīdzināmo vēsturisko datu izšķirtspējas, kas parasti ir zemāka nekā mūsdienu datu izšķirtspēja, kura bieži vien, ja tiek veikta vēsturiskā analīze, ir jāsamazina.

Dažādu mērogu datu analīzei tika izvēlētas 4 etalonteritorijas dažādos ZBR ainavapvidos (2.4. att.). Pētītās etalonteritorijas apzīmētas ar burtiem A, B, C un D. Katras teritorijas platība ir 8237 hektāri.



2.4. att. Teritorijas, kas izmantotas, lai noskaidrotu mēroga ietekmi uz ainavas struktūras ainavekoloģiskajiem indikatoriem. Kartes fonu veido CLC2006 datubāze

Mēroga ietekmes izpētei promocijas darbā tika izmantotas plašāk lietotās telpiskās datubāzes Latvijā, kas satur informāciju mērogā 1 : 10 000, 1 : 50 000 un 1 : 100 000. Mazāka mēroga datu izmantošana ainavu telpisko indikatoru aprēķināšanā nav lietderīga, jo telpisko datu izšķirtspēja šajā gadījumā ir zema. Datubāzes, kuru mērogs ir lielāks par 1 : 10 000, savukārt, ir pieejamas tikai par nelielām, lokālām teritorijām.

Datubāzes, kuras tika iegūtas no dažādiem datu turētājiem, pirms indikatoru aprēķināšanas tika vairāk vai mazāk papildus apstrādātas, lai tās pēc iespējas labāk attēlotu teritorijas zemes segumu veidu struktūru un tajā pašā laikā būtu tuvas to oriģinālajam saturam. Datu apstrāde, tai skaitā, poligonu veidošana, elementu sadalīšana, aizvietošana, apvienošana un datubāzes shēmas pārveidošana, tika veikta ar programmu *ArcGIS Desktop* (Ormsby et al., 2001). Indikatoru aprēķināšanai tika izmantotas šādas datubāzes:

1. *CORINE LandCover 2006* telpiskā datubāze M 1 : 100 000. Šie dati nav papildus apstrādāti, izņemot, zemes seguma veidu klasificēšanu atbilstoši izvēlētajai analīzes shēmai (2.4. tab.).
2. LĢIA topogrāfiskās kartes M 1 : 50 000 telpiskā datubāze. Ainavu analīzei izmantoti dati no diviem datu slāņiem – zemes lietošanas veids (LANDUS) un mērogā attēlotās būves (EKASPOL). Būves, ja tās izvietotas cieši cita pie citas, tika apvienotas vienā apbūves laukumā. Būvju slānis tika apvienots ar zemes lietošanas veidu slāni, izveidojot vienu zemes seguma slāni. No šī slāņa tika atlasīti visi poligonu elementi, kuru platība ir mazāka par 1000 m². Tā ir mazākā atļautā attēlojamā ēkas platība pēc kartes specifikācijas, tāpēc tie tika pievienoti pie blakus esošā lielākā poligona. Vairumā gadījumu šādi poligoni bija mazas ūdenstilpes purvos vai mežos, kā arī poligoni gar analizējamās ainavas robežu. Minimālā kartes vienība šī mēroga datos ir 1000 m² dabā, minimālais lineāru objektu poligonu platums ir 30 metri dabā.
3. LĢIA topogrāfiskās kartes M 1 : 10 000 telpiskā datubāze. Kartes telpiskās datubāzes dati, kas oriģināli ir *Microstation DGN* failu formātā (Topogrāfiskās kartes M 1 : 10 000 informācijas sagatavošanas., 2008), tika konvertēti par SHP formāta datiem. No kartes elementiem, kas attēlo apkārtējās vides objektus, tika izmantoti visi poligonu elementi (piemēram – mežs, izcirtums, jaunaudze, purvs, apbūve), kā arī atsevišķi līniju un punktu elementi, kuri, pēc autora ieskatiem, arī attēlo apkārtējās vides objektus, kas ir svarīgi ainavas raksturošanai. Šādi elementi ir koku un krūmu joslas galvenokārt gar ceļiem un grāvjiem, koku puduri, nelielas upes, grāvji un autoceļi, tātad tie dabas un infrastruktūras objekti, kas veido ainavas struktūru un ietekmē tās fragmentāciju, un ir attēlojami kā poligonu elementi šī mēroga datubāzē, ievērojot šī mēroga datubāzes minimālās kartes vienības platību. Līniju un punktu elementi par

poligoniem ir pārveidoti tādā gadījumā, ja to attēlojamo dabas objektu platums dabā ir 6 metri un lielāks. No līnijām, kas attēlo objektu robežas, par poligoniem tika izveidotas viensētas un karjeri. Punktveida un lineāro objektu poligoni tika veidoti iespējami patiesā izmērā, kas tika noteikts pēc ortofotokartes. Visi atlasītie un papildus izveidotie poligoni tika apvienoti vienā poligonu datu slānī, tā, lai tie savstarpēji nepārklātos. Šis datu slānis tālāk ir izmantots indikatoru aprēķināšanai. Minimālā kartes vienība šī mēroga datos ir 100 m² dabā, minimālais lineāru objektu poligonu platums – 6 m dabā.

Visās trijās iepriekš raksturotās datubāzēs atsevišķi zemes seguma veidi ir pārklasificēti (2.4. tab.).

2.4. tabula

Datubāzu datu iedalījuma klasificēšana analizētajos zemes seguma veidos

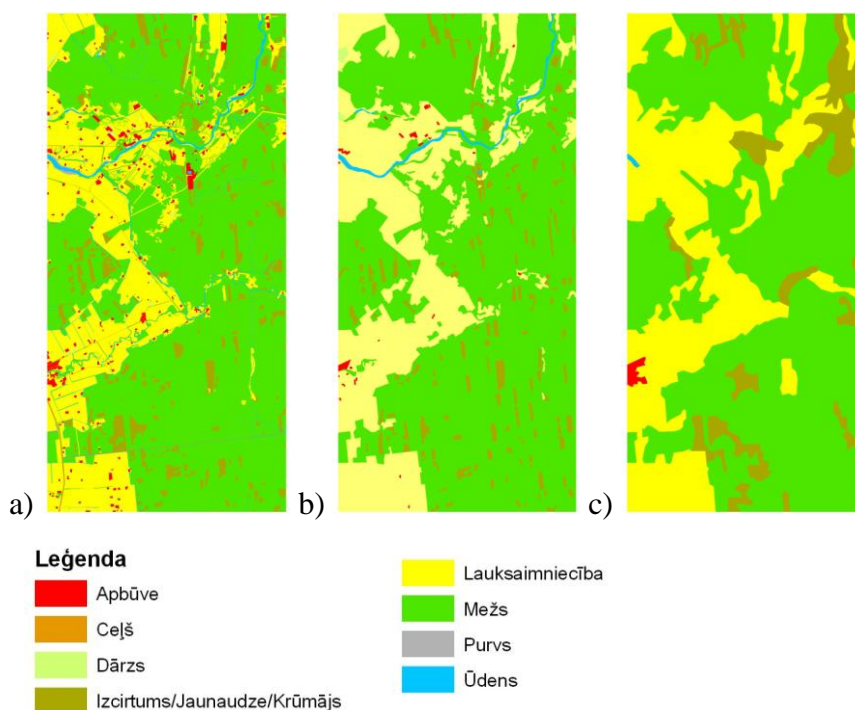
Zemes seguma veidi lietoto datu bāzu datos			Analīzē lietotais zemes seguma veids
<i>CORINE LandCover</i> 2006 datubāze (CLC2006)	Topogrāfiskā karte M 1 : 50 000	Topogrāfiskā karte M 1 : 10 000	
galvenokārt lauksaimniecības zemes ar ievērojamām dabiskās augu valsts teritorijām; neapūdeņota aramzeme; sarežģītas kultivēšanas modelis	lauksaimniecība*	lauksaimniecība*	lauksaimniecība
ganības	plāva; plāvas fons	dabiska plāva	
		sakņu dārzs	
jauktais mežs; skuju koku mežs; platlapju mežs	mežs; rets mežs	mežs; koku puduris; koks	mežs
		skrajmežs (jaunaudze)	
	kapsēta ar apmežojumu	kapsēta ar apmežojumu	
		stādīts parks, skvērs	
pārejoši mežu apgabali/krūmi	krūmājs; izcirtums; jaunaudze; rets mežs vai jaunaudze; rets mežs + jaunaudze	krūmājs; izcirtums; jaunaudze;	izcirtums
	dārzs	augļu dārzs	dārzs
	vasarnīcu un mazdārziņu apbūve	vasarnīcu apbūve	
pilsētas struktūra ar pārtraukumiem; rūpniecības vai tirdzniecības elementi	vidēji blīva un reta apbūve (mērogā)	apbūve; blīva apbūve; viensēta	apbūve
		karjers; kūdras ieguve	
		kapsēta bez apauguma	

kūdras purvi	purvs; necaurejams purvs ar sūnāju; caurejams purvs ar sūnāju; caurejams purvs; caurejams purvs ar skrajmežu	purvs (bez apauguma); melnrājs, niedrājs; skrajmežs (purvs)	purvs
ūdens objekti; ūdens ceļi	ūdenstece mērogā, ūdenstilpe (ezers, dīķis, ūdenskrātuve)	ūdens	ūdens
		autoceļš	autoceļš

* Topogrāfiskajās kartēs zemes seguma veids „Lauksaimniecība” nepastāv. Tā vietā ir „Cita teritorija”, kas apzīmē visu to teritoriju, kas nav klasificēta ar kādu no karšu specifikācijās paredzētajiem kodiem un nosaukumiem. Pētījumā šo teritoriju sauc „Lauksaimniecība”.

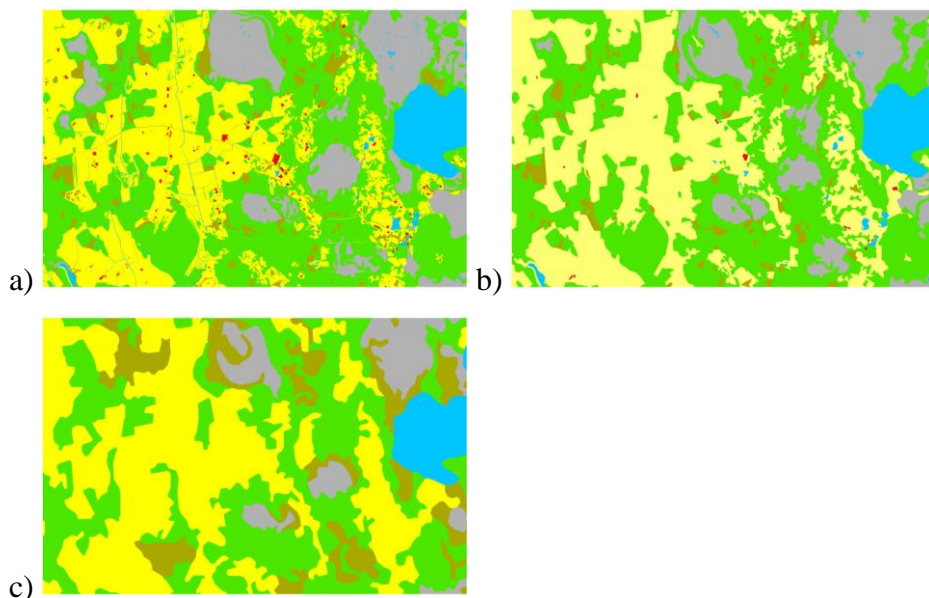
Kā jau iepriekš tika minēts, zemes seguma struktūras analīzei tika izvēlētas etalonteritorijas (A, B, C, D) ar atšķirīgu zemes seguma mozaīku (2.5., 2.6., 2.7. un 2.8. att.).

Vidzemes piekrastes ainavu apvidū (2.5. att.) dominē meža matrica un lauksaimniecības zemju matrica, kurās ir atsevišķi nelieli ainavu elementi (izcirtumi un apbūve) un koridori (ceļi un drenāžas novadgrāvji).



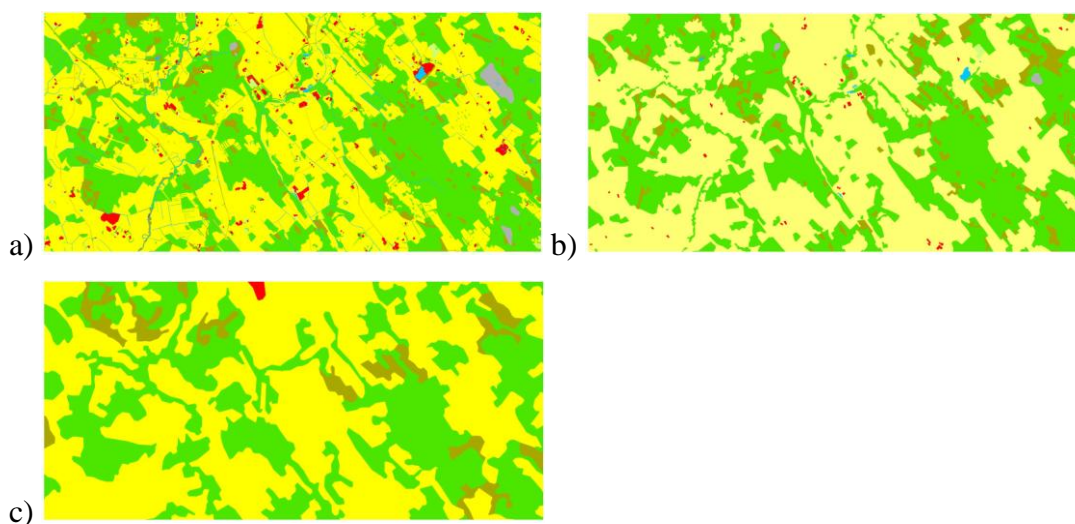
2.5. att. Vidzemes piekrastes ainavu apvidus etalonteritorijas (A) zemes segums mērogā 1 : 100 000 (a), 1 : 50 000 (b), 1 : 10 000 (c)

Augstrozes pauguraines ainavu apvidū (2.6. attēls), kā jau Latvijas paugurainēs raksturīgs, ir izteikta mozaīkveida ainava, kur mijas lauksaimniecības un meža zemes. Šajā gadījumā atbilstoši Formana un Gordona (Forman & Gordon, 1986) teorijai var uzskatīt, ka ainavas pamatni veido lauksaimniecības zemes un fragmentē relatīvi plaši meža un purva plankumi.



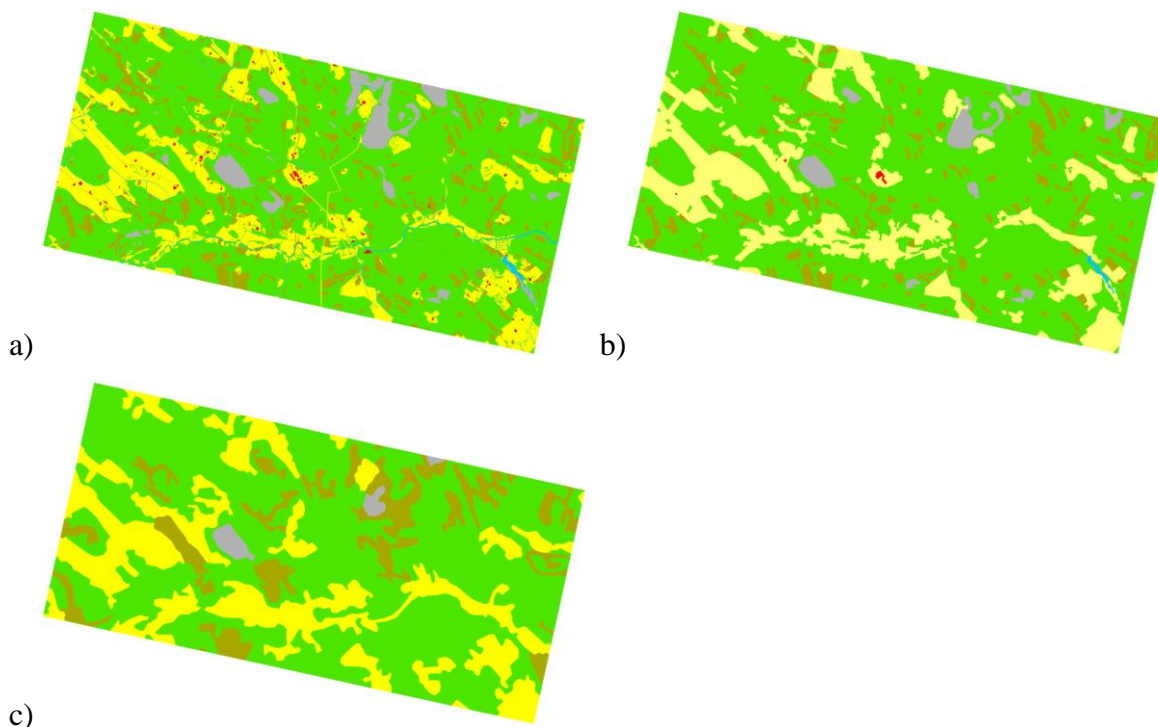
2.6. att. Augstrozes pauguraines ainavu apvidus etalonteritorijas (B) zemes segums mērogā 1 : 100 000 (a), 1 : 50 000 (b), 1 : 10 000 (c). Apzīmējumus skatīt 2.5. attēlā

Burtnieku drumlinu āru apvidū (2.7. att.) ainavas pamatni veido lauksaimniecībā izmantojamās zemes un fragmentē lielāki vai mazāki meža puduri. Atbilstoši drumlinu formai arī lielākā daļa mežu puduru plankumi ir orientēti ZR–DA virzienā.



2.7. att. Burtnieku drumlinu āru apvidus etalonteritorijas (C) zemes segums mērogā 1 : 100 000 (a), 1 : 50 000 (b), 1 : 10 000 (c). Apzīmējumus skatīt 2.5. attēlā

Sedas mežainās joslas ainavas apvidū (2.8. att.) ainavas pamatni veido meži. Vienoto meža masīvu fragmentē galvenokārt atsevišķi lauksaimniecības zemju, purvu un izcirtumu plankumi.



2.8. att. Sedas mežainās joslas etalonteritorijas (D) zemes seguma veidi mērogā 1 : 100 000 (a), 1 : 50 000 (b), 1 : 10 000 (c). Apzīmējumus skatīt 2.5. attēlā.

Indikatori tika aprēķināti ar programmu *vLate 1.1 (Vector-based Landscape Analysis Tools Extension)*. Pieejams: <http://www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm>, ko ir izstrādājuši Lang un Tiede (2003) Eiropas Savienības atbalstītā projektā SPIN (EEVG 1-CT-2000-019. Pieejams: www.spin-project.org). Tas ir programmai *ArcGIS 9.x* pievienojams analīzes rīks, kas ļauj veikt vairāku biežāk izmantoto indikatoru aprēķinus. Atšķirībā no *FRAGSTATS*, kas aprēķiniem izmanto datus rastra formātā, šajā gadījumā aprēķiniem tiek lietoti vektoru dati SHP formātā (Lang & Tiede, 2003). *vLate* programma analīzes veikšanai ir izvēlēta apzināti, jo vektoru dati ir visu analizējamo datubāzu oriģinālais formāts, turklāt *vLate* programma ir izmantota ainavu struktūras pētījumos Eiropā (Klug et al., 2005; Tērauds et al., 2008).

Lai noskaidrotu, kā mērogs ietekmē ainavas indikatorus, tika izmantoti šādi indikatori:

- **CA** – plankumu klases platība (ha);
- **CAP (PLAND)*** – plankumu klases aizņemto platību proporcija (%);
- **NP** – plankumu skaits;
- **MPS (AREA_MN)** – vidējā plankuma platība (ha);
- **MProx (PROX_MN)** – vidējais tuvuma indekss;
- **NNDist (ENN_MN)** – vidējais tuvākā kaimiņa attālums (m);

- **MPE** – vidējais plankuma malas garums (m);
- **ED** – malu blīvumus (m/ha);
- **MSI** (*SHAPE_MN*) – vidējā plankuma forma.

* Aiz indikatora saīsinājuma iekavās dots tāda paša (vai ļoti līdzīga) indikatora saīsinājums *FRAGSTATS* programmā, ja *vLate* programmā ir atšķirīgs indikatora saīsinājums.

Rezultātu sadaļā (2.4.3.) izmantoto datubāzu nosaukums ir saīsināts, tātad topogrāfiskās kartes mērogā 1 : 10 000 apzīmējumam tiek lietots apzīmējums M10, topogrāfiskās kartes mērogā 1 : 50 000 – M50, bet *CORINE LandCover* datiem tiek lietots apzīmējums M100.

2.4.3. Mēroga ietekmes izpētes rezultāti

Ainavas līmenis

Ainavu telpiskās struktūras analizē ainavas līmenī tika izmantoti septiņi dažādi indikatori: NP, MPS, ED, MPE, MSI, MProx un NNDist. Seši no tiem parāda tiešu savstarpējo sakarību starp mērogu un indikatora skaitlisko vērtību (2.5. tab.).

2.5. tabula

Aprēķinātie ainavas līmeņa indikatori atšķirīga mēroga datos A, B, C un D etalonteritorijā. Plankumu skaits (NP), vidējā plankumu platība (MPS) (ha), malas blīvums (ED) (m/ha), vidējais plankumu malas garums (MPE) (m), vidējā plankuma forma (MSI), vidējais tuvuma indekss (MProx), vidējais tuvākā kaimiņa attālums (NNDist) (m)

Indikators	A			B		
	M10	M50	M100	M10	M50	M100
NP	1761	261	39	1334	242	58
MPS	5	32	211	6	34	142
ED	203	76	41	187	91	57
MPE	951	2407	8684	1153	3102	8162
MSI	1.78	1.61	1.92	1.75	1.61	1.99
MProx	14154	2486	274	14350	1098	152
NNDist	73	221	429	87	239	437

Indikators	C			D		
	M10	M50	M100	M10	M50	M100
NP	1889	309	49	1419	270	53
MPS	4	27	168	6	31	155
ED	225	94	59	188	86	61
MPE	979	2518	9868	1090	2609	9524
MSI	1.78	1.54	2.05	1.73	1.53	2.07
MProx	7542	2263	698	14556	2779	939
NNDist	75	255	259	90	250	379

MPS, MPE un NNDist indikatora skaitliskās vērtības pieaug, bet NP, ED un MProx indikatora vērtības samazinās, samazinoties datubāzes mērogam (virzienā no M10 uz M100). Lielākā daļa izmērīto indikatoru ir tieši atkarīgi no datubāzes mēroga, kas savukārt nosaka visu datubāzē esošo elementu struktūru, izmēru un tematisko klasifikāciju. Jo lielāks ir mērogs, jo lielāks ir plankumu skaits (NP), malu blīvums (ED) un tuvuma indekss (MProx), toties mazāks ir vidējais plankuma izmērs (MPS), vidējais plankuma malas garums (MPE) un tuvākā kaimiņa attālums (NNDist). MSI jeb formas indeksa rādītāji ir atkarīgi no datu izšķirtspējas. MSI mazāko vērtību uzrāda M50 datos. Tas skaidrojams ar to, ka M10 datos lineārie objekti, kā ceļi un ūdensteces, kuru plankumiem ir neliela platība, bet ļoti liels malas garums, rada augstu vidējo MSI vērtību, bet M100 datos augstāka MSI ir skaidrojama ar mazāku plankumu skaitu un lielāku to sarežģītību bez sadalošu lineāru elementu klātbūtnes.

2.6. tabula

Ainavu līmeņu indikatoru (M10) skaitlisko vērtību izmaiņas (%), pārejot no viena mēroga datiem uz cita mēroga datiem A, B, C un D etalonteritorijā. Plankumu skaits (NP), vidējā plankumu platība (MPS) (ha), malas blīvums (ED) (m/ha), vidējais plankumu malas garums (MPE) (m), vidējā plankuma forma (MSI), vidējais tuvuma indekss (MProx), vidējais tuvākā kaimiņa attālums (NNDist) (m)

Indikators	A			B		
	M10/50	M10/100	M50/100	M10/50	M10/100	M50/100
NP	-85.2	-97.8	-85.1	-81.9	-95.7	-76.0
MPS	540.0	4120.0	559.4	466.7	2266.7	317.6
ED	-62.6	-79.8	-46.1	-51.3	-69.5	-37.4
MPE	153.1	813.1	260.8	169.0	607.9	163.1
MSI	-9.6	7.9	19.3	-8.0	13.7	23.6
MProx	-82.4	-98.1	-89.0	-92.3	-98.9	-86.2
NNDist	202.7	487.7	94.1	174.7	402.3	82.8

Indikators	C			D		
	M10/50	M10/100	M50/100	M10/50	M10/100	M50/100
NP	-83.6	-97.4	-84.1	-81.0	-96.3	-80.4
MPS	575.0	4100.0	522.2	416.7	2483.3	400.0
ED	-58.2	-73.8	-37.2	-54.3	-67.6	-29.1
MPE	157.2	908.0	291.9	139.4	773.8	265.0
MSI	-13.5	15.2	33.1	-11.6	19.7	35.3
MProx	-70.0	-90.7	-69.2	-80.9	-93.5	-66.2
NNDist	240.0	245.3	1.6	177.8	321.1	51.6

Dažāda mēroga datu vislielākās skaitlisko vērtību izmaiņas ir tiem indikatoriem, kuru vērtības tiek izteiktas reālās platības un garuma mērvienībās. Tie ir MPS (vidējā plankumu platība) – hektāri, MPE (vidējais plankumu malas garums) un NNDist (tuvākā kaimiņa

attālums) – metri (2.6. tab Samazinot mērogu, plankumu skaits samazinās (plankumus apvieno vai arī mazākos plankumus kartē neiekļauj), bet tie ir lielāki un atrodas tālāk cits no cita. Sevišķi spilgti tas izpaužas, pārejot no M10 uz M50 izšķirtspēju, mazāk uzkrītoši tas ir, ja pāriet no M50 uz M100 izšķirtspējas datiem. Burtnieku drumlinu lauka ainavā (C etalonteritorija) NNDist vērtība pat būtiski neatšķiras, izmantojot M50 vai M100 izšķirtspējas datus (2.6. tab.). Tas rāda, ka Latvijas ainavā tuvākā kaimiņa indikatoru būtiski ietekmē daudzie mazie ceļi un novadgrāvji, kuri netiek parādīti M50 un M100 datos, bet tiek attēloti M10 datos (indikatora vērtība samazinās).

Konstatētās izmaiņas starp dažādu mērogu datiem un starp datiem dažādās etalonteritorijās liecina, ka izmainās ne tikai atsevišķu indikatoru absolūtās vērtības, bet indikatoru izmaiņas ir arī neproporcionālas. Tas ne tikai apstiprina daudzu pētnieku agrāk izteikto secinājumu (Wu, 2004; Botequilha Leitão et al., 2006; Bailey et al., 2007), ka dažāda mēroga vai dažādas izšķirtspējas dati savstarpēji nav salīdzināmi, bet arī parāda, ka dažāda mēroga informācijas dati sniedz atšķirīgu informāciju par ainavas struktūras kompozīciju un konfigurāciju. Līdz ar to apstiprinās citu pētnieku secinājums, ka ainavekoloģiskos pētījumos svarīgi ir noskaidrot optimālo mērogu ekoloģisko datu interpretācijā.

Ainavu struktūras raksturojums mērogā 1:10 000 un tās interpretācija

No pētītajām etalonteritorijām 1:10 000 mērogā (2.5. tab.) visvairāk plankumu (NP = 1889) ir Burtnieku drumlinu āru apvidū (C etalonteritorija). Šeit ainavas rakstu veido lauksaimniecības zemes ar meža puduriem un viensētām. Platības ziņā šie ainavu elementi ir relatīvi nelieli (MPS = 4 ha). Ainavai raksturīgs liels plankumu malu blīvums (ED = 225 m/ha) un liels plankumu formas indekss (MSI = 1,78). Salīdzinot ar pārējām etalonteritorijām, tuvuma indekss (MProx = 7542) te ir divas reizes mazāks. Indikatori rāda, ka Burtnieku drumlinu lauka ainava ir vairāk fragmentēta nekā citas pētītās teritorijas, plankumu konfigurācija daudzveidīgāka un plankumu savstarpējā izolētība lielāka. Izteikti zemais MProx indikators liecina par mazu tās pašas zemes seguma klases plankumu īpatsvaru 500 m rādiusā ap plankumu. Relatīvi zemā NNDist indikatora skaitliskā vērtība savukārt parāda, ka plankumi ainavā ir tuvu cits citam, bet šo plankumu aizņemtā platība ir maza, tāpēc visā ainavā kopumā ir augsta fragmentācijas pakāpe.

Vidzemes piekrastes ainavu apvidū izvēlētajā teritorijā (A etalonteritorija) salīdzinājumā ar Burtnieku drumlinu lauku (C etalonteritorija) NP, MPS, ED un MSI indikatora skaitliskās vērtības ir savstarpēji līdzīgas (2.5. tab.). Savukārt MProx indikatora

skaitliskās vērtības savstarpēji ievērojami atšķiras. Vidzemes piekrastē MProx ir 14154, bet Burtnieku drumlinu laukā – 7542. Burtnieku drumlinu laukā ainavu pamatni (matricu) veido lauksaimniecības zemes, bet Vidzemes piekrastes ainavu apvidū ainavu pamatni veido meži vai arī lauksaimniecības zeme, bet atsevišķus ainavas elementus – lauksaimniecības zemes, koku puduri, izcirtumi un apdzīvotās vietas. Balstoties uz ainavu struktūras indikatoriem un savstarpēji salīdzinot abus ainavu apvidus, redzams, ka abas ainavas ir stipri fragmentētas, bet galvenā atšķirība ainavu plankumu telpiskajā izvietojumā ir tā, ka Vidzemes piekrastes ainavu apvidū ainavu elementi grupējas lielās plankumu grupās un vienas klases lielie plankumi atrodas relatīvi tuvu cits citam, tas ir raksturīgi mazāk fragmentētām ainavām. Tātad pie līdzīgām ainavas līmeņa NP, MPS, ED un MSI indikatora skaitliskajām vērtībām savstarpējais plankumu izvietojums un kopējā ainavas struktūra var atšķirties.

Augstrozes pauguraines ainavu apvidū (B etalonteritorija) un Sedas mežainās joslas ainavas apvidū (D etalonteritorija) salīdzinājumā ar iepriekš aprakstītajiem ainavu apvidiem ir zemāki NP, ED un MSI un augstāki MPS un NNDist rādītāji (2.5. tab.). Tas liecina, ka šajos ainavu apvidos ainavu struktūrai raksturīgi lielāki plankumi, mazāks malu blīvums (jeb lielāka plankumu pudurošanās), lielāks attālums starp kaimiņu plankumiem un mazāka plankuma formas sarežģītība. Abām šīm teritorijām ainavas fragmentācija ir līdzīga, tomēr augstākā MProx (14556) skaitliskā vērtība Sedas mežainās joslas ainavu apvidū norāda, ka tai ir relatīvi vismazākā ainavas fragmentācija salīdzinājumā ar pārējiem pētītajiem ainavu apvidiem. Tas arī saprotams, jo Sedas etalonteritorijā ainavu struktūrā dominē relatīvi homogēns meža masīvs, kuru fragmentē galvenokārt atsevišķas lauksaimniecības zemes, izcirtumi un ceļi.

Ainavu struktūras raksturojums mērogā 1 : 50 000 un 1 : 100 000 un tās interpretācija

Viens no galvenajiem uzdevumiem ainavu struktūras analīzē, salīdzinot atšķirīgā mērogā sastādītus datus, ir noskaidrot, vai konstatētās ainavas struktūras telpiskās likumsakarības atspoguļojas arī mazāka mēroga kartēs.

Zemes seguma kartēs M 1 : 50 000 un M 1 : 10 000 Burtnieku drumlinu laukā, salīdzinot ar citiem ainavu apvidiem, ir vislielākās NP (309) un ED (94 m/ha) indikatora vērtības un vismazākā MPS vērtība (27 ha) (2.5. tab.). Toties NNDist (255) indikatora augstā skaitliskā vērtība M50 datos rāda, ka, izmainot mērogu, tuvākie mazie plankumi, galvenokārt meža puduri, ir tikuši apvienoti, un tas palielinājis plankumu savstarpējo attālumu, tādēļ Burtnieku drumlinu laukā tas ir lielāks nekā pārējās pētītajās teritorijās. Kopumā šie indikatori

M50 datos, tāpat kā M10 datos, parāda, ka Burtnieku drumlinu lauku ainava ir visfragmentētākā no visām pētītajām ainavām. Plankuma formas (MSI) indikators M50 un M100, salīdzinot ar M10 datiem, uzrāda pilnīgi pretējas tendences. Salīdzinot ar M10 datiem, M50 datos tas visos gadījumos samazinās, bet M100 datos – pieaug. Līdz ar to var uzskatīt, ka topogrāfiskā karte M 1 : 50 000 un *CORINE LandCover (CLC) 2006* telpiskā datubāze M 1 : 100 000 ainavas plankumu formu atspoguļo atšķirīgi. MProx indekss Burtnieku drumlinu laukā neuzrāda samazinātu plankumu grupēšanos, kā tas bija M10 datos. Tas nozīmē, ka Burtnieku drumlinu laukā, kur M10 dati liecināja par izteikti lielāku fragmentāciju, tāds parametrs kā plankumu savstarpējais izvietojums ir tuvinājies pārējo teritoriju rādītājiem, lai gan te ir saglabājies lielāks plankumu skaits. Arī M100 datos Burtnieku drumlinu lauka ainavu indikatori būtiski neatšķiras no citiem indikatoriem, kas raksturo apvidus ainavu struktūru (2.5. tab.). Tas nozīmē, ka, ainavas raksturošanā izmantojot ainavas struktūras kvantitatīvos indikatorus, jācenšas lietot liela mēroga kartogrāfisko materiālu, jo mozaīkveida ainavā, samazinot mērogu, var zaudēt ļoti nozīmīgu informāciju, kas parāda dažādu ainavu atšķirības.

Vidzemes piekrastes ainavā plankumu skaits M50 datos (NP = 261), salīdzinot ar M10, ir vairāk sarucis nekā citās pētītajās ainavās (2.5. tab.). To parāda arī mazākais ED (76) rādītājs, kas liecina, ka plankumu iekļaušana (pudurošanās) pakāpe ir pieaugusi. NNDist, MProx, MSI un MPE indikators saglabā tādu pašu relatīvo īpatsvaru kā M10 datos.

M10 datos vishomogēnākā ainava ir Sedas etalonteritorijā, bet, balstoties uz *CORINE LandCover 2006* telpiskās datubāzes datiem, kuru izšķirtspējas mērogs ir 1 : 100 000, vishomogēnā ainava ir Vidzemes piekrastes etalonteritorija. Šeit attiecīgā mērogā ir zemākās NP (39), ED (41) un MSI (1,923) un lielākā MPS (211) indikatora vērtība.

Aprakstīto pētāmo teritoriju ainavas līmeņa indikatoru atšķirības atkarībā no mēroga liecina, ka, izmantojot atšķirīga mēroga datus, mēs iegūstam arī atšķirīgu vienas un tās pašas telpas struktūras raksturojumu. Visizteiksmīgāk tas izpaužas Vidzemes piekrastes ainavā, ko, lietojot M10 datus, var raksturot kā daudzveidīgu un stipri fragmentētu ainavu. Izmantojot datus ar M50 un M100 izšķirtspēju, ainava ir daudz vienvēidīgāka un relatīvi maz fragmentēta. Tas pierāda, ka Latvijā, kur ainavu plankumus bieži veido platības ziņā nelieli ainavu elementi, ainavas līmenī, neanalizējot ainavas indikatorus katram zemes seguma veidam atsevišķi, vislabāk tās raksturu atklāj M 1 : 10 000 izšķirtspējas dati. Tomēr ekoloģisko procesu izskaidrošanā būtiska nozīme var būt arī lielāka mēroga datiem.

Aktuāls paliek jautājums par iepriekš minēto ainavas fragmentācijas elementu – meža ceļu un novadgrāvju – ekoloģisko ietekmi uz dzīvnieku populācijām. Kaut arī zinātniskās literatūras avotos (Kurki et al., 2000; Huijser & Bergers, 2000) tiek atzīmēts, ka ceļi ietekmē

dzīvnieku populācijas blīvumu un migrāciju, tomēr relatīvi maz ir pētījumu par nelielu mežu ceļu un drenāžas grāvju bioloģisko ietekmi. Latvijā veiktajā pētījumā par mežsaimnieciskās darbības ietekmi uz putnu sugu daudzveidību secināts, ka meža ceļu tīkls ir ļoti blīvs un vēsturiski labi integrēts ainavā, tāpēc nav pamata uzskatīt, kas tas pazemina putnu dzīvotņu kvalitāti (Mežsaimniecības ietekme uz putnu sugu daudzveidību, 2009). Vienlaikus tiek atzīmēts, ka šis apgalvojums nav attiecināms uz retām un aizsargājamām putnu sugām, kuras ir jutīgas pret antropogēnajām sugām. Neskatoties uz šo piemēru, mežu telpiskās struktūras analīzē meža ceļi un novadgrāvji kā ainavu sadaloši elementi nebūtu jāignorē, jo domājams, ka to ekoloģiskā nozīme līdz šim ir relatīvi maz pētīta.

Klases līmenis

Klases līmeņa ainavu struktūras analīzē izmantoti 7 indikatori – NP, CAP, MPS, MPE, MSI, MProx un NNDist.

Analizētajās datubāzēs ir 8 zemes segumu veidi (lauksaimniecības zeme, mežs, izcirtums, dārzs, apbūve, purvs, ūdens, ceļš). Ceļš ir sastopams tika M10 datos, jo šī zemes seguma veida telpiskais izmērs neatbilst citu analizēto mērogu izšķirtspējai un nav attēlojams poligonu veidā. Dārzs savukārt nav sastopams M100 izšķirtspējas datos, jo šo teritoriju platība ir pārāk maza. Pārējie seši zemes segumu veidi ir sastopami visu triju mērogu datos.

Klases līmeņa analīzei indikatoru skaitlisko vērtību atšķirību noskaidrošanai dažādu mērogu datos tiks izmantoti trīs zemes seguma veidi: lauksaimniecības zeme, meža zeme un izcirtums. M10 datos šie trīs veidi kopā aizņem 91,0% teritorijas, M50 datos – 94,4% un M100 datos – 96,6% teritorijas. Pētītajās teritorijās, samazinoties mērogam, vidēji pieaug lauksaimniecības teritoriju īpatsvars (CAP M10 = 32,3% un M100 = 38,2%), bet samazinās meža īpatsvars (CAP M10 = 52,6% un M100 = 48,9%). Tas ir tāpēc, ka M100 datos netiek iekļauti daudzi mazi meža, koku grupu vai rindu poligoni, kas ir vērojami Latvijas ainavā, un šīs teritorijas M100 datos visbiežāk ir attēlotas kā lauksaimniecības teritorijas.

Kopumā dominējošais zemes seguma veids visās pētītajās teritorijās, izņemot Burtnieku drumlinu lauku (C), ir mežs, bet tā īpatsvars dažāda mēroga datos ir atšķirīgs (2.7 tab.). Atbilstoši M 1 : 10 000 datiem vismežainākais ir Sedas mežainās joslas ainavas apvidus (D) (CAP = 65,9%), kur ir arī vislielākā vidējā meža plankumu platība (MPS = 9,1ha) un vislielākā meža plankumu grupēšanās (MProx = 32907) ar mazāko izolācijas indeksa vērtību (NNDist = 21,6). Vismazāk mežains ir Burtnieku drumlinu lauku apvidus, kur mežu īpatsvars (CAP) ir 38,5%. Pārējiem indikatoriem, arī NNDist, balstoties uz M 1 : 10 000 datiem, te ir

vismazākās vērtības, Tas liecina, ka no visām pētītajām etalonteritorijām te ir vislielākā meža fragmentācija un izolācija un vissarežģītākās meža plankumu formas.

2.7. tabula

Aprēķinātie klases (meža seguma) līmeņa indikatori atšķirīga mēroga datos A, B, C un D etalonteritorijā. Plankumu skaits (NP), plankumu klases aizņemtās platības proporcija (CAP) (%), plankumu vidējā platība (MPS) (ha), plankuma malas vidējais garums (MPE) (m), vidējā plankuma forma (MSI), vidējais tuvuma indekss (MProx) un vidējais tuvākā kaimiņa attālums (NNDist) (m). Tabulā sarkanā krāsā apzīmētas indikatoru maksimālās vērtības, zilā krāsā – četru ainavu minimālās vērtības katra mēroga datos

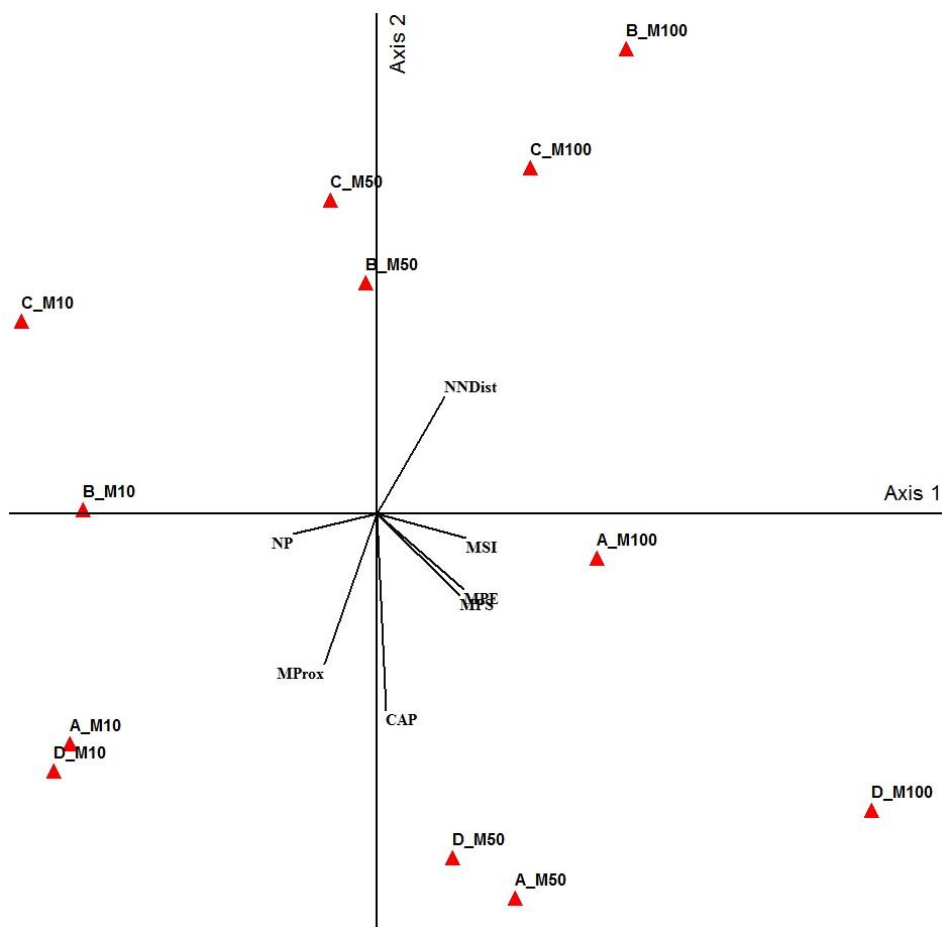
Indikators	A			B		
	M10	M50	M100	M10	M50	M100
NP	768	19	11	506	60	19
CAP	64.5	66.1	59.9	41.4	44.0	35.5
MPS	6.9	286.3	448.5	6.7	60.3	154.1
MPE	771	15426	14006	1060	5728	10162
MSI	1.7	2.3	1.9	1.6	1.8	2.2
MProx	29313	28562	818	32872	3295	296
NNDist	23.5	42.8	116.3	31.8	90.5	250.3

Indikators	C			D		
	M10	M50	M100	M10	M50	M100
NP	928	93	23	598	23	8
CAP	38.5	37.2	37.6	65.9	69.0	62.5
MPS	3.4	32.9	134.6	9.1	247.1	643.9
MPE	603	3754	9276	1052	15057	30567
MSI	1.4	1.8	2.1	1.5	1.9	2.5
MProx	10416	2076	514	32907	31974	5679
NNDist	30.3	80.0	160.0	21.6	91.8	112.4

Meža teritoriju īpatsvars (CAP) M50 datos, salīdzinot ar M10 datiem, palielinās visās pētītajās teritorijās, izņemot Burtnieku drumlinu lauku (2.7. tab.). Visbūtiskāk meža plankumu skaits un to aizņemtā platība šo mērogu datos mainās mežainākos ainavu apvidos: Sedas mežainās joslas ainavu apvidū, kur plankumu skaits samazinājies 26 reizes un to aizņemtā platība pieaugusi 27 reizes, un Vidzemes piekrastes ainavu apvidū, kur plankumu skaits samazinājies 40 reizes un platība pieaugusi 41 reizi. Tas noticis tāpēc, ka analizētajos M50 datos nav iekļauti drenāžas grāvji un daudzi meža ceļi, kas sadala meža ainavu.

Meža plankumu tuvuma indekss (MProx), pārejot no M10 uz M50 izšķirtspēju, visvairāk izmainās teritorijās, kur ainavas pamatni veido lauksaimniecības zemes, tas ir, Augstrozes paugurainē un Burtnieku drumlinu laukā, kur ir novērojama tā samazināšanās (2.7. tab.). Savukārt teritorijās, kur ainavā dominē meža zemes, tuvuma indeksa (MProx) skaitliskās vērtības būtiski nemainās. Savukārt M100 datos, salīdzinot ar M10 un M50 datiem, tuvuma indeksa (MProx) skaitliskās vērtības būtiski samazinās arī Vidzemes

piekrastes ainavā, kur ainavas pamatni veido lauksaimniecības zemes un meža zemes. Tas nozīmē, ka šo indikatoru, izmantojot viena vai cita mēroga datus, ietekmē ainavas pamatne – lauksaimniecības zeme vai meža zeme.



2.9. att. Ainavu (A, B, C, D) novietojums komponentanalīzes grafikā atkarībā no mēroga (M10, M50, M100), balstīts uz meža klases struktūras indikatoriem

Arī komponentanalīze liecina, ka, samazinoties mērogam, palielinās relatīvi viendabīgu ainavu mežu plankumu kompozīcijas un konfigurācijas atšķirība (2.9. att.). Izmantojot M10 datus, redzams, ka divas atsevišķas grupas veido, no vienas puses, Vidzemes piekrastes ainava (A) un Sedas mežainās joslas ainava (D), no otras puses, Augstrozes pauguraines (B) un Burtnieku drumlinu lauka ainava (C). Šīs grupas komponentanalīze uzrāda arī mērogā 1 : 50 000. Tomēr mērogā 1 : 100 000 tās ir mazāk izteiktas.

Dažādu indikatoru maksimālo un minimālo skaitlisko vērtību pārvietošanās no vienas etalonteritorijas uz otru (atkarībā no mēroga) (2.7. tab.) mozaīkveida ainavās apliecina, ka, izmantojot atšķirīgus izšķirtspējas datus, iegūst ne tikai atšķirīgas indikatoru absolūtās vērtības, bet arī atšķirīgu vienas un tās pašas ainavas struktūras raksturojumu klases līmenī.

2.8. tabula

Aprēķinātie klases (lauksaimniecības zemju seguma) līmeņa indikatori atšķirīga mēroga datos A, B, C un D etalonteritorijā. Plankumu skaits (NP), plankumu klases aizņemtās platības proporcija (CAP) (%), plankumu vidējā platība (MPS) (ha), plankuma malas vidējais garums (MPE) (m), vidējā plankuma forma (MSI), vidējais tuvuma indekss (MProx) un vidējais tuvākā kaimiņa attālums (NNDist) (m). Tabulā sarkanā krāsā apzīmētas indikatoru maksimālās vērtības, zilā krāsā – četru ainavu minimālās vērtības katra mēroga datos

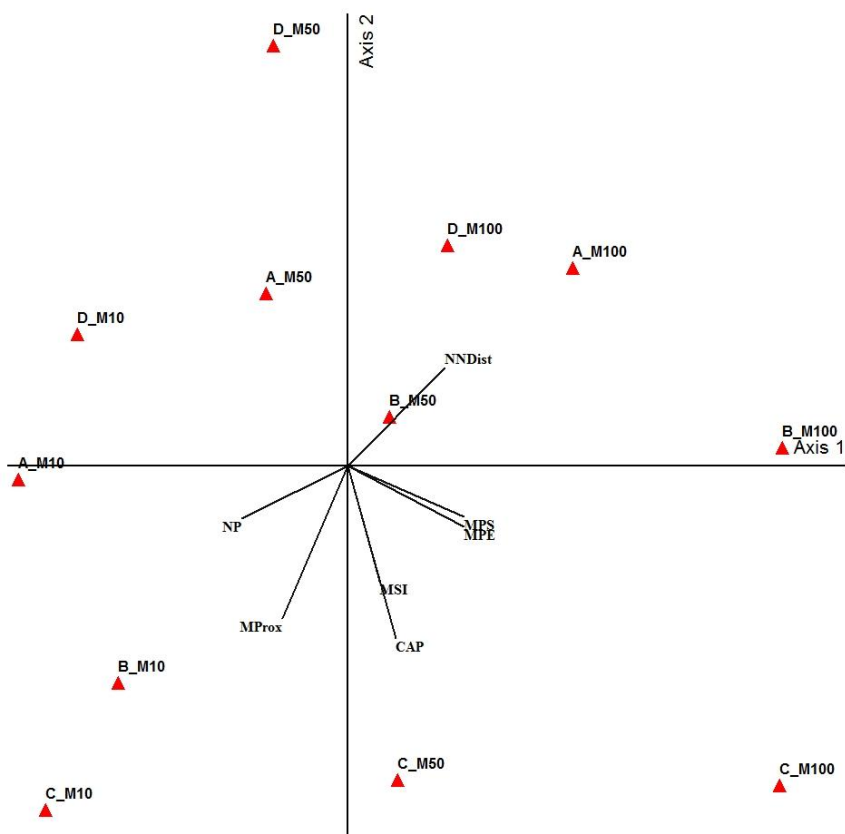
Indikators	A			B		
	M10	M50	M100	M10	M50	M100
NP	276	49	12	194	40	10
CAP	25.0	27.9	30.7	32.9	36.6	40.3
MPS	7.5	47.0	210.8	14.0	75.4	332.1
MPE	1602	3574	9214	2476	5948	14142
MSI	1.98	1.88	1.92	2.25	2.06	2.11
MProx	8279	2010	117	11974	876	212
NNDist	21.6	103.1	354.3	38.8	166.2	445.7

Indikators	C			D		
	M10	M50	M100	M10	M50	M100
NP	251	29	12	218	59	21
CAP	52.5	56.9	56.8	19.0	20.8	24.9
MPS	17.2	161.5	389.7	7.2	29.1	97.5
MPE	2531	10124	17890	1670	2952	7042
MSI	1.95	1.88	2.19	1.96	1.65	1.99
MProx	17991	16800	1842	3714	124	176
NNDist	12.9	96.9	162.8	51.9	255.7	286.7

Lauksaimniecības zemes ir otrs dominējošais zemes seguma veids. Tomēr tas dominē (CAP = 52,5%) tikai Burtnieku drumlinu laukā (C) (2.8. tab.). Visi indikatori, izņemot plankuma skaitu (NP), norāda, ka lauksaimniecības zemes te ir vismazāk fragmentētas. Vislielākā lauksaimniecības zemju fragmentācija ir vērojama Sedas mežainās joslas ainavas apvidū (D). Lauksaimniecības zemes te aizņem tikai 19,0 % (CAP) ar relatīvi mazu plankumu vidējo platību (MPS = 7,2 ha) un plankuma grupēšanās pakāpi (MProx = 3714), kā arī ar vislielāko attālumu līdz tuvākajam kaimiņu plankumam (NNDist = 51,9).

Komponetanalīze (2.10. att.) parāda, ka ainavu struktūras indikatori, kas raksturo lauksaimniecības zemes klasi, mērogā 1 : 10 000 uzrāda tās pašas grupas, kuras uzrādīja indikatori, kas raksturo meža klasi. Tomēr citos izmantotajos mērogos (M50 un M100) vairs nav vērojamas tās pašas likumsakarības, kas bija spēkā, analizējot meža klases datus. M50 un M100 datos lauksaimniecības zemes klasē Burtnieku drumlinu lauks no pārējām pētītajām ainavām atšķiras visvairāk. Burtnieku drumlinu laukā gandrīz visi indikatori, izņemot NP un MSI, visos mērogos uzrāda absolūti augstākās vērtības, bet NNDist – viszemākās vērtības (2.8. tab.). Nozīmīgas atšķirības, piemēram, no Vidzemes piekrastes teritorijas, tika

konstatētas tikai, balstoties uz M50 un M100 izšķirtspējas datiem. Kopumā redzams, ka ainavu struktūras indikatoru izmaiņas, mainoties mērogam, ir atkarīgas no ainavas matricas.



2.10. att. Ainavu (A, B, C, D) novietojums komponentanalīzes grafikā atkarībā no mēroga (M10, M50, M100), balstīts uz lauksaimniecības klases struktūras indikatoriem

Izcirtumi ir saistīti ar meža plankumiem, tāpēc lielāks to īpatsvars ar zemākajiem fragmentācijas un telpiskās izolācijas rādītājiem ir Sedas mežainās joslas ainavas apvidū (2.9. tab.) Tie aizņem 9,6% no pētītās teritorijas, un plankuma vidējā platība ir 2,3 ha. Plankumiem šai apvidū ir raksturīga liela grupēšanās pakāpe (MProx = 202,0) un mazākais attālums līdz kaimiņu plankumam (NNDist = 94,9). Tajā pašā laikā vismazākais izcirtumu/krūmāju īpatsvars (CAP = 4,1%) ir nevis relatīvi mazāk mežainajā Burtnieku drumlinu laukā, bet gan mazāk fragmentētajā (pēc ainavas līmeņa datiem) un vairāk mežainā Augstrozes paugurainē, kurā ievērojamu teritoriju aizņem arī purvi (CAP = 15,3%).

Salīdzinot dažāda mēroga datus, redzams (2.9. tab.), ka izcirtumu plankumu aizņemtā platība maza mēroga kartēs palielinās visās pētītajās teritorijās. Līdz ar to var secināt, ka izcirtumu telpiskās struktūras analīze ekoloģiskajiem mērķiem pieļaujama tikai M 1 : 10 000.

2.9. tabula

Aprēķinātie klases (izcirtuma un krūmāju) līmeņa indikatori atšķirīga mēroga datos A, B, C un D etalonteritorijā. Plankumu skaits (NP), plankumu klases aizņemtās platības proporcija (CAP) (%), plankumu vidējā platība (MPS) (ha), plankuma malas vidējais garums (MPE) (m), vidējā plankuma forma (MSI), vidējais tuvuma indekss (MProx) un vidējais tuvākā kaimiņa attālums (NNDist) (m). Tabulā sarkanā krāsā apzīmētas indikatoru maksimālās vērtības, zilā krāsā – četru ainavu minimālās vērtības katra mēroga datos

Indikators	A			B		
	M10	M50	M100	M10	M50	M100
NP	240	156	14	163	73	19
CAP	6.2	4.9	9.0	4.1	3.2	11.9
MPS	2.1	2.6	53.2	2.1	3.6	51.6
MPE	705	805	4993	664	892	4732
MSI	1.51	1.47	1.97	1.52	1.41	1.90
MProx	137.0	40.0	18.8	85.0	7.7	37.1
NNDist	127.1	144.1	794.9	122.1	251.2	443.7

Indikators	C			D		
	M10	M50	M100	M10	M50	M100
NP	214	131	13	341	170	21
CAP	4.4	5.4	5.5	9.6	7.5	11.5
MPS	1.7	3.4	34.6	2.3	3.6	44.9
MPE	672	886	4145	752	925	5009
MSI	1.62	1.43	1.95	1.51	1.45	2.10
MProx	56.1	22.0	22.0	202.0	43.6	30.8
NNDist	119.4	158.3	543.0	94.9	149.5	353.2

Klases līmeņa indikatoru analīze pētāmajās teritorijās rāda, ka kopumā dominējošo zemes lietojumu veidu (meža zemes un lauksaimniecības zemes) telpiskā struktūra mainās atkarībā no mēroga. Lielākas atšķirības starp dažādu mērogu datiem ir novērojamas M100 datos. Teritorijās, kur dominē viens zemes seguma veids ar zemāku fragmentācijas pakāpi (mežs Sedas mežainās joslas etalonteritorijā un lauksaimniecības zemes Burtnieku drumlinu āru apvidus etalonteritorijā), šis zemes seguma veids kā dominējošais un tā telpiskais raksturojums saglabājas visos mērogos (2.7. un 2.8. tab.). Ja zemes seguma veidam ir lielāka fragmentācija un izolācija, tā vienādi izteismīgi saglabājas tikai M10 un M50 datos.

Tātad, lai veiktu dominējošo zemes segumu veidu struktūras analīzi mozaīkveida ainavā, ir pieļaujams lietot izejas datus ar izšķirtspēju M 1 : 10 000 un M 1 : 50 000, jo tie vienādi attēlo zemes segumu veidu struktūras likumsakarības. Promocijas darbā ainavas struktūras izpētē ir lietoti dati M 1 : 75 000, kas ir papildināti ar lineārajiem objektiem, jo, kā liecina pētījuma metodikas daļa, šo objektu klātbūtne būtiski ietekmē indeksu skaitliskās vērtības.

2.4.4. Kopsavilkums

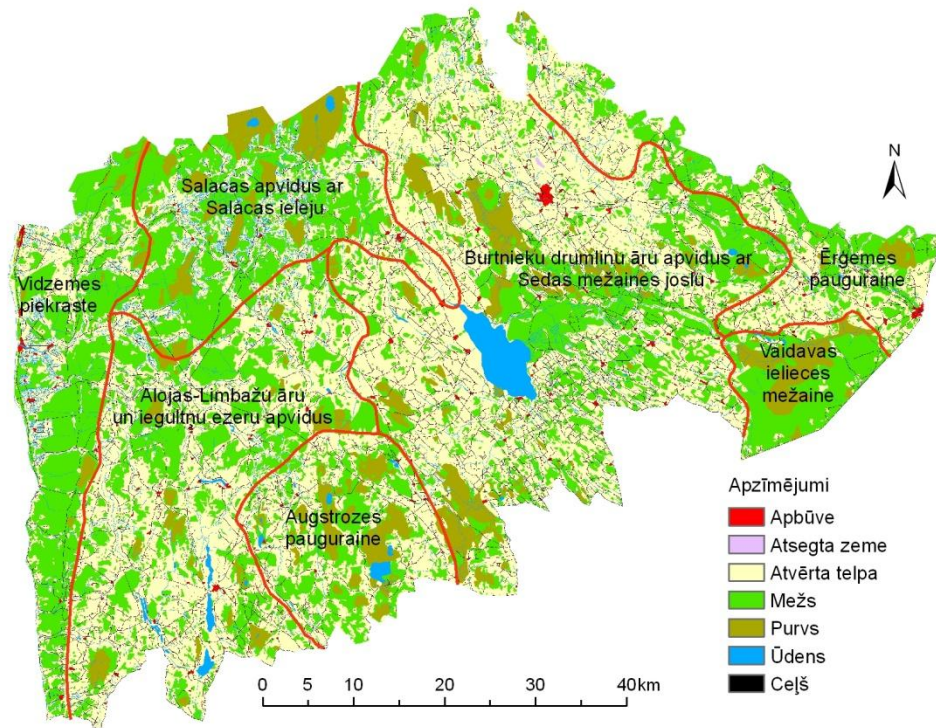
Ainavas telpiskās struktūras kvantitatīvie indikatori, kas aprēķināti, izmantojot dažāda mēroga izšķirtspējas datus, savstarpēji nav salīdzināmi, jo atšķiras indikatoru skaitliskās vērtības un vienā un tai pašā teritorijā, mainot mērogu, mainās ainavas plankumu konfigurācija un savstarpējais telpiskais izkārtojums. Optimālākais risinājums Latvijas mozaīkveida ainavas struktūras analīzē ir izmantot mērogu 1 : 10 000 līdz 1 : 50 000 izšķirtspējas datus, analīzē iekļaujot lineāros elementus, jo tie vispilnīgāk parāda sarežģīto ainavas struktūru.

3. ZBR ainavu struktūras kvantitatīvās izmaiņas 20. un 21. gadsimtā

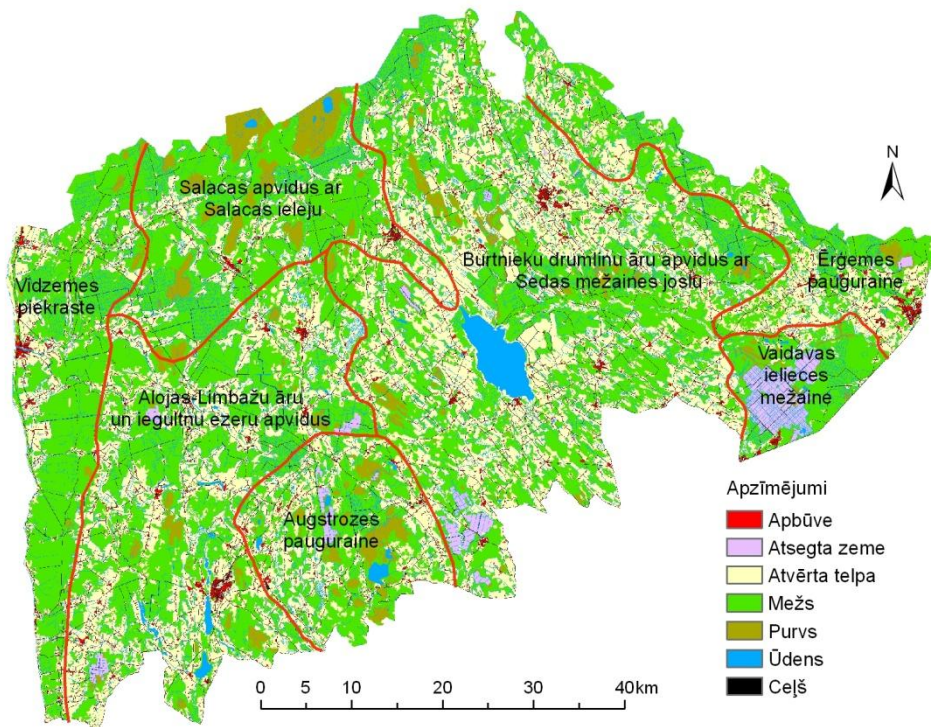
Kopējā pētītās teritorijas platība ir 4 582,9 km², kas ietver visu ZBR teritorijas sauszemes daļa un nelielu tās pierobežas joslu (3.1 att.). ZBR aptver septiņus ainavapvidus (Ramans, 1994): Vidzemes piekrastes ainavapvidu, Salacas apvidu ar Salacas ieleju, Alojās–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidu, Augstrozes pauguraines ainavapvidu, Burtnieku drumlinu āru apvidu ar Sedas mežaines joslu, Ērgemes pauguraines ainavapvidu un Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidu (3.1 att.). Vidzemes piekrastes ainavas pamatni galvenokārt veido meža zemes. Līdzīgi ir arī Salacas apvidū ar Salacas ieleju un Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū. Pārējos pētītajos ainavapvidos sastopamas gan ainavu telpas, kur dominē atklāti lauksaimniecības zemju ainavu apvidi, gan arī mežainas ainavu telpas. Tā, piemēram, Burtnieku drumlinu āru apvidū ar Sedas mežaines joslu Burtnieku drumlinu lauka ainavā dominē lauksaimniecības zemes (56,9% no kopplatības), bet Sedas mežaines ainavā meža zemes (69,0%). Dominējošā zemes seguma ievērojamās atšķirības vienā ainavapvidū parāda, ka Latvijas ainavu rajonēšanā izdalītās telpiskās vienības apvidus līmenī pēc zemes seguma un arī zemes izmantošanas nav viendabīgas. Tas radīja zināmas neskaidrības promocijas darba izstrādāšanas laikā, izvēloties telpiskās vienības mērogu, kurš kalpotu par pamatu ainavu struktūras izmaiņu kvantitatīvajai analīzei. Kaut arī pēc zemes seguma ainavapvidus kā telpiskās vienības pamats nav viendabīgs, tā izvēli noteica divi faktori.

1. K. Ramana (1994) ainavu rajonēšanas shēma ir jaunākā ainavu rajonēšana Latvijā.
2. Latvijā līdz šim reģionāla mēroga ekoloģiskos pētījumos par telpisko pamatvienību tiek izmantoti ainavapvidi (Laiviņš, 1997). Kā rāda šie pētījumi, ainavapvidi labi atspoguļo Latvijas ainavas reģionālās atšķirības.

Analizējot ainavu struktūras izmaiņas ainavapvidos (3.1. att.), redzams, ka laika posmā no 1930. gada līdz mūsdienām visās ainavu zemēs ir palielinājies to mežainums. Atsevišķos ainavapvidos (Alojas–Limbažu ezeru un iegultņu āru apvidū un Augstrozes pauguraines ainavu apvidū) lielākajā teritorijas daļā ainavas struktūras pamatne ir mainījusies un lauksaimniecības zemju (atklātas telpas) vietā tagad ir mežu zemes. Meža platību pieauguma, atklātās telpas platības samazināšanās un ainavas fragmentācijas vai homogenizācijas procesi dažādās ZBR daļās noritējuši ar atšķirīgu intensitāti, tomēr ainavas pārveidošanās procesi ZBR ainavās ir līdzīgi. Tā kā lielāka ekoloģiska nozīme ir ainavas struktūras izmaiņām klases līmenī, promocijas darbā uzmanība ir pievērsta tieši atsevišķu zemes seguma veidu kvantitatīvajām izmaiņām.



A

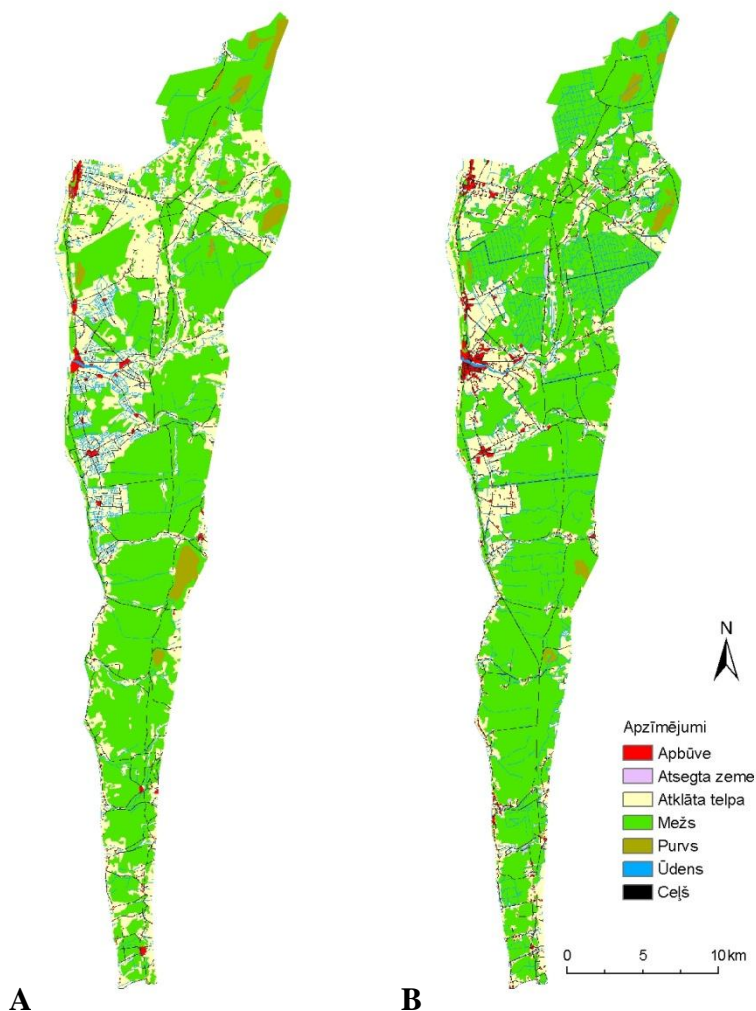


B

3.1. att. Zemes seguma veidi ZBR teritorijā: A – 1927. gadā un B – 2003. gadā. Kartē attēlotas ainavapvidu robežas (Ramans, 1994), kas atbilstoši mērogam 1 : 50 000 precizētas pēc reljefa un kvartāra nogulumu kartēm

3.1. Ainavu struktūras kvantitatīvās izmaiņas ainavapvidos Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā klases līmenī

Vidzemes piekrastes ainavapvidus



3.2. att. Zemes seguma veidi Vidzemes piekrastes ainavapvidū: A – 1927. gadā un B – 2003. gadā

Vidzemes piekrastes ainavapvidū lielākajā teritorijas daļā ainavas pamatni veido mežu zemes, bet plankumus – lauksaimniecības zemes un apbūve. Tas izpaužas arī ainavas struktūras kvantitatīvajos rādītājos, jo meži te 1927. gadā aizņēma 58% , bet 2003. gadā jau 65% (3.5. tab.) no ainavapvidus kopplatības (3.2. att.). Meža plankumu skaits (NP) ainavapvidū pagājušajā gadsimtā te ir pieaudzis vairāk nekā 2 reizes, bet vienlaikus samazinājusies plankumu vidējā platība (AREA_MN). Tas liecina, ka notikusi mežu masīvu sadalīšana ar novadgrāvjiem un ceļiem. Samazinoties plankumu izmēram, ir pieaudzis to kompakums. Meža masīvu savstarpējā grupēšanās pakāpe (PROX_AM) ir samazinājusies

minimāli, un tas apstiprina hipotēzi: kaut arī, izbūvējot ceļus un nosusināšanas grāvjus, meža masīvi ir sadalīti mazākos plankumos, tomēr tie joprojām telpiski ir savstarpēji cieši saistīti. Mežu plankumu telpisko integrāciju ir veicinājis meža teritoriju platību pieaugums, kā arī tas, ka novadgrāvji un ceļi veido relatīvi nelielus attālumus starp atsevišķiem meža plankumiem.

3.5. tabula

Klases līmeņa kvantitatīvie indikatori, kas raksturo Vidzemes piekrastes ainavapvidus struktūru (1927. un 2003. gadā): klases platība (CA, ha), plankuma klases aizņemto platību proporcija (PLAND, %), plankumu skaits (NP), plankumu blīvums (PD), plankumu vidējā platība (AREA_MN, ha). Vidēji svērtās vērtības: plankumu vidējā platība (AREA_AM, ha), plankumu kompakums (GYRATE_AM, m), plankuma forma (SHAPE_AM), tuvuma indekss (PROX_AM), tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM, m), malas kontrasta indekss (ECON_AM, %). Boldētas tās indikatoru vērtības, kuru izmaiņas ir statistiski būtiskas ($p < 0,05$). Statistiski būtiskas atšķirības ir aprēķinātas šādiem indikatoriem (tabulā boldēti un apzīmēti ar zvaigznīti (*)): AREA, GYRATE, SHAPE, PROX, ENN, ECON

	Atklātā telpa		Mežs		Purvs		Atsegtā zeme	
	1927	2003	1927	2003	1927	2003	1927	2003
CA	13922	9739	27012	30154	1256	644	-	71
PLAND	30.1	21.0	58.4	65.2	2.7	1.4	-	0.2
NP	1425	1296	438	1119	14	18	-	10
PD	3.08	2.80	0.95	2.42	0.03	0.04	-	0.02
AREA_MN*	9.8	7.5	61.7	26.9	89.7	35.8	-	7.1
AREA_AM	197	53	666	382	233	87	-	11
GYRATE_AM*	572	386	1071	761	718	408	-	158
SHAPE_AM*	3.0	2.3	2.4	2.3	1.8	1.8	-	1.4
PROX_AM*	1112	375	3289	3036	2.3	34	-	1.1
ENN_AM*	54	58	53	51	2127	1858	-	1627
ECON_AM*	83	85	64	58	29	24	-	92

	Apbūve		Ūdens	
	1927	2003	1927	2003
CA	554	911	2161	3030
PLAND	1.2	2.0	4.7	6.5
NP	550	1 034	429	403
PD	1.19	2.23	0.93	0.87
AREA_MN*	1.0	0.9	5.0	7.5
AREA_AM	7	3	36	70
GYRATE_AM*	105	70	1153	1947
SHAPE_AM*	1.4	1.3	9.6	13.5
PROX_AM*	36	19	280	476
ENN_AM*	192	123	68	60
ECON_AM*	64	56	74	56

Atklātā telpa (pārsvarā lauksaimniecības zemes) šajā ainavapvidū ir otrs lielākais zemes seguma veids, un tās platība (PLAND) laika posmā no 1927. gada līdz 2003. gadam

samazinājusies no 13 922 līdz 9739 ha. Atklātās telpas zemes seguma veids visvairāk izplatīts galvenokārt ap lielākajām apdzīvotajām vietām (Salacgrīva, Ainaži) un gar jūras piekrasti. Plankumu skaita samazināšanos galvenokārt noteikusi lauksaimniecības zemju apmežošana, kā arī atklāto meliorācijas grāvju aizvietošana ar slēgto drenāžu. Sevišķi lielas izmaiņas notikušas Svētciema, Salacgrīvas un Kuivižu apkārtnē, kur lauksaimniecības zemes 1927. gadā bija drenētas ar vaļējiem novadgrāvjiem, bet padomju periodā meliorētas ar slēgto drenāžu. Neskatoties uz slēgto meliorācijas sistēmu izbūvi un ar to saistīto lauksaimniecības zemju plankumu skaita samazināšanos, tie mūsdienās tomēr ir relatīvi mazāki (AREA_MN). Ievērojami ir samazinājies lielo plankumu īpatsvars (AREA_AM), tie nav tik sarežģīti (GYRATE_AM). To forma (SHAPE_AM), pateicoties lauksaimniecības zemju masivizācijai un meliorācijai, ir kļuvusi vienkāršāka. Samazinoties atklāto telpu platībai un pieaugot mežu zemju platībai, ir ievērojami palielinājusies lauksaimniecības zemju plankumu izolācijas pakāpe (PROX_AM). Tie veido mazāk blīvas grupas, kas telpiski izvietojušās lineārā virzienā gar autoceļiem un jūras piekrasti (Salacgrīvas, Ainažu, Svētciema apkārtnē). Uz to norāda arī relatīvi nelielās izmaiņas ENN_AM indikatorā. Par ievērojamu lauksaimniecības zemju fragmentāciju liecina arī tas, ka atklāto telpu plankumu skaits ir lielāks nekā meža plankumu skaits, kaut arī mežs ainavapvidū aizņem 3 reizes lielāku platību. Relatīvi augstais plankumu blīvums ($PD = 3,08$) 1927. gadā liecina, ka šinī laikā atklātās teritorijas bija ar augstu fragmentāciju un, turpinoties ainavas pārveidošanās procesiem, samazinājusies gan to platība, gan arī plankumu skaits.

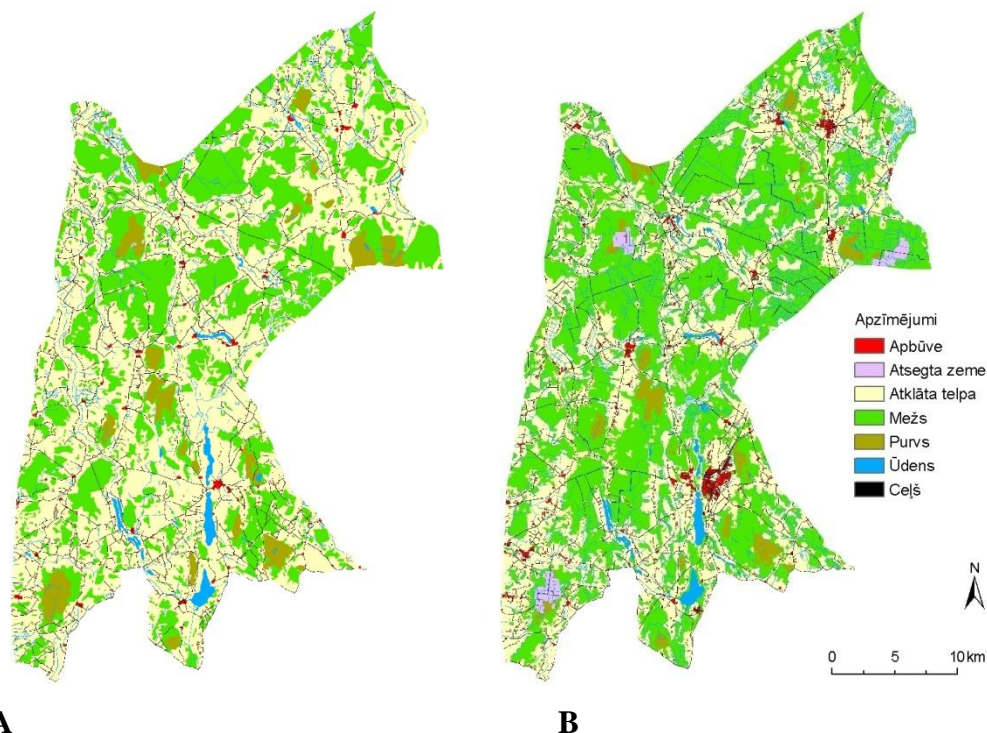
Ainavapvidū purvu plankumu ir nedaudz un tie izvietoti galvenokārt ainavapvidus ziemeļu daļā, tuvāk Igaunijas robežai. To platība pētītajā laika posmā ir samazinājusies 2 reizes.

Atsegtas zemes teritorijas (smilts un grants karjeri) Vidzemes piekrastē ir relatīvi nelielas, un to aizņemtā platība (PLAND) ainavapvidū ir neliela. Apbūves aizņemtā platība (PLAND) Vidzemes piekrastes ainavapvidū, pateicoties apbūves attīstībai Salacgrīvā, Ainažos un ciemos, ir pieaugusi no 1,2 līdz 2,0% (3.5. tab.).

Vidzemes piekrastes ainavapvidū meža zemju fragmentācija ar ceļiem un nosusināšanas grāvjiem, neskatoties uz mežu zemju kopējās platības pieaugumu, ir samazinājusi meža plankumu izmērus un kompaktnumu. Tomēr, kā rāda PROX_AM un ENN_AM indikatori, mežu plankumi atrodas relatīvi tuvu cits citam, un līdz ar to var uzskatīt, ka ceļu un novadgrāvju izbūvēšana būtiski nav samazinājusi to ekoloģisko kvalitāti. Vienlaikus ainavapvidū līdz 20% samazinājusies atklāto telpu aizņemtā platība un palielinājusies to fragmentācija. Tas liecina, ka padomju laikā, neskatoties uz lauksaimniecības zemju masivizāciju (Melluma, Leinerte, 1992; Melluma, 1994), lauksaimniecības zemju aizaugšana

ar mežu un krūmājiem, ceļu un novadgrāvju izbūvēšana palielinājusi šo zemju fragmentāciju, turklāt nedaudz ir palielinājies attālums starp atklātās telpas plankumiem.

Alojas–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidus



3.3. att. Zemes seguma veidi Aļoja–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidū: A – 1927. gadā un B – 2003. gadā

1927. gadā Aļoja–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidū dominēja atklātās ainavas (PLAND = 56%), bet 2003. gadā to izplatība ir ievērojami samazinājusies un tās aizņem tikai 38% no apvidus kopplatības (3.6. tab., 3.3. att.). Lauksaimniecības zemes mūsdienās galvenokārt izvietojušās lielāko apdzīvoto vietu – Aļoja, Limbažu, Viļķenes, Liepupes u. c. – tuvumā un gar lielākajiem autoceļiem. Atklāto telpu plankumu skaits, kurus veido lauksaimniecības zemes, ir pieaudzis, bet vienlaikus vairākkārt ir samazinājies to vidējais izmērs (AREA_MN) un lielo plankumu īpatsvars (AREA_AM), kas liecina par lauksaimniecības zemju fragmentācijas pieaugumu. Attiecīgi ir pieaudzis iepriekš minēto plankumu kompaktums (GYRATE_AM), un to forma ir kļuvusi vienkāršāka (SHAPE_AM). Ievērojami ir pieaugusi lauksaimniecības zemju plankumu izolācija un samazinājusies plankumu grupēšanās pakāpe (PROX_AM), bet Latvijas mežainajai ainavas daļai raksturīgais atvērto plankumu lineārais izvietojums saglabā līdzīgu tuvākā kaimiņa attālumu (ENN_AM).

Meža zemju aizņemtā kopplatība Aļoja–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidū 20. gadsimtā ir pieaugusi no 30 963 līdz 43 920 ha, un mežs pašlaik aizņem 45% (3.6. tab.) no apvidus kopplatības. Būtiski ir pieaudzis meža plankumu skaits, un vienlaikus samazinājusies

plankumu vidējā platība. Indikators, kas raksturo vidējo svērto meža plankumu platību (AREA_AM), ir samazinājies no 324 līdz 283 ha.

3.6. tabula

Klases līmeņa kvantitatīvie indikatori, kas raksturo Alojas–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidus struktūru (1927. un 2003. gadā): klases platība (CA, ha), plankuma klases aizņemto platību proporcija (PLAND, %), plankumu skaits (NP), plankumu blīvums (PD), plankumu), plankumu vidējā platība (AREA_MN, ha). Vidēji svērtās vērtības: plankumu vidējā platība (AREA_AM, ha), plankumu kompakums (GYRATE_AM, m), plankuma forma (SHAPE_AM), tuvuma indekss (PROX_AM), tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM, m), malas kontrasta indekss (ECON_AM, %). Boldētas tās indikatoru vērtības, kuru izmaiņas ir statistiski būtiskas ($p < 0,05$). Statistiski būtiskas atšķirības ir aprēķinātas šādiem indikatoriem (tabulā boldēti un apzīmēti ar zvaigznīti (*)): AREA, GYRATE, SHAPE, PROX, ENN, ECON

	Atklātā telpa		Mežs		Purvs		Atsegtā zeme	
	1927	2003	1927	2003	1927	2003	1927	2003
CA	54343	37050	30963	43920	4309	2451	16	902
PLAND	55.7	38.0	31.8	45.1	4.4	2.5	0.02	0.9
NP	1439	2700	856	1906	38	69	2	95
PD	1.48	2.77	0.88	1.96	0.04	0.07	0.002	0.10
AREA_MN*	37.8	13.7	36.2	23.0	113.4	35.5	7.8	9.5
AREA_AM	360	70	324	283	317	186	8	29
GYRATE_AM*	915	396	717	679	717	544	124	228
SHAPE_AM*	3.7	2.4	2.1	2.6	2.0	2.2	1.4	1.4
PROX_AM*	4714	659	1143	1713	75	94	0.4	277
ENN_AM*	51	54	80	54	646	328	426	349
ECON_AM*	85	87	67	55	41	26*	75	88

	Apbūve		Ūdens	
	1927	2003	1927	2003
CA	1019	1939	3362	7482
PLAND	1.0	2.0	3.4	7.7
NP	1278	2082	715	970
PD	1.31	2.14	0.73	1.00
AREA_MN*	0.8	0.9	4.7	7.7
AREA_AM	3	3	77	85
GYRATE_AM*	59	63	746	919
SHAPE_AM*	1.2	1.3	5.6	11.6
PROX_AM*	11	18	221	458
ENN_AM*	240	144	95	60
ECON_AM*	57	54	83	65

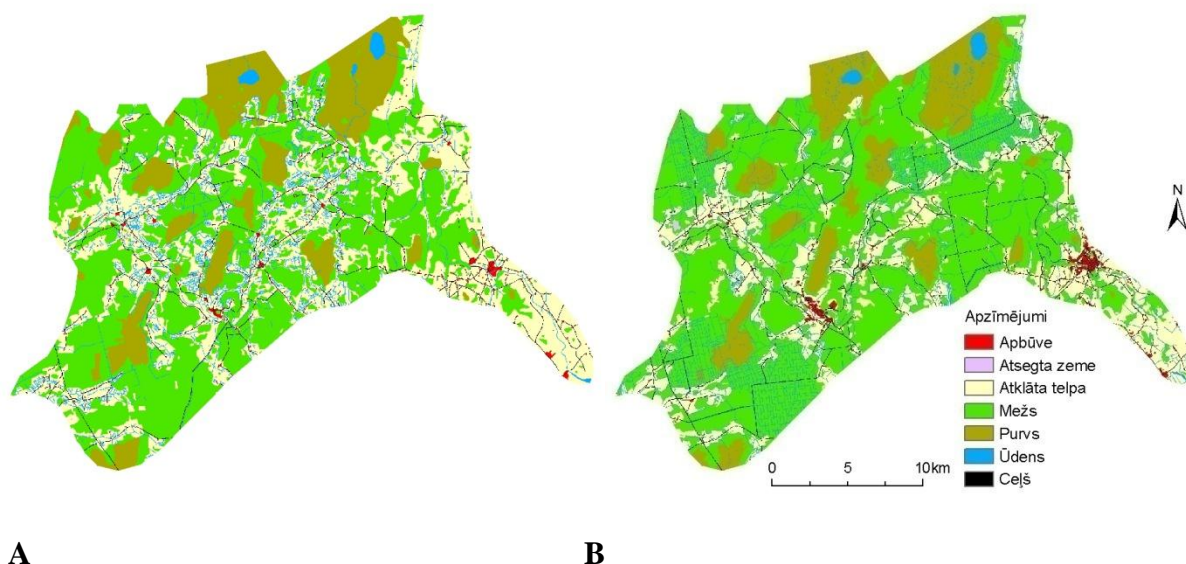
Līdz mūsdienām ainavas pārveidošanās procesā meža platību pieauguma dēļ ir notikusi ievērojama atklāto telpu fragmentēšanās un platību samazināšanās. Meža plankumi meliorācijas ietekmē ir vairāk sadalīti, tomēr tie ir lielāki un vairāk izplesti nekā atklātās

telpas plankumi. Kaut arī mežu plankumu skaits mūsdienās ir ievērojami lielāks nekā pagājušā gadsimta sākumā un tie ir mazāki, to savstarpējā saistība un grupēšanās pakāpe ir pieaugusi (PROX_AM un ENN_AM). Meža platības ir pieaugušas uz tām pieguļošo lauksaimniecības zemju rēķina, kā arī aizaugot plašām mitrzemju platībām. Purvi, kas 1927. gadā aizņēma (PLAND) 4,4% no apvidus kopplatības, mūsdienās šajā ainavapvidū aizņem vairs tikai 2,5%. Purvu platību samazināšanās ir saistīta ar purvu nosusināšanu un to dabisku apmežošanu, kā arī kūdras ieguvei vairākos purvos (ieguves teritoriju platības īpatsvars ainavapvidū mūsdienās ir 1,1%). Kūdras ieguve un purvu nosusināšana ir sadrumstalojusi purvu masīvus, to plankumu skaits ir pieaudzis un vidējais izmērs ir samazinājies, kā arī pieaugusi ir to savstarpējā izolācija (3.6. tab.).

Kopumā Alojās–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidū ainava, kur 1927. gadā dominēja atklāto telpu pamatnes, mūsdienās ir pārveidojusies par mozaīkveida ainavu, kurā daudzviet ainavas pamatni veido meža zemes un plankumus veido lauksaimniecības zemes. Vienlaikus ar meža zemju platības pieaugumu samazinās meža plankumu izolācija un, izbūvējot ceļus un novadgrāvjus, palielinās meža masīvu un puduru telpiskā sadalīšana.

Interesanti, ka pagājušajā gadsimtā gan lauksaimniecības, gan arī meža zemju plankumu forma ir kļuvusi vienkāršāka (3.6. tab.). Tas skaidrojams ar lauksaimniecības zemju masivizāciju un meliorēto zemju platību pieaugumu.

Salacas apvidus ar Salacas ieleju



3.4. att. Zemes seguma veidi Salacas apvidū ar Salacas ieleju: A – 1927. gadā un B – 2003. gadā

Salacas apvidus ar Salacas ieleju ir viens no mežainākajiem ainavapvidiem ZBR (3.4. att.), un mežu kopplatība 2003. gadā te bija 29718 ha. Meža zemes jau 1927. gadā (PLAND = 45%) aizņēma gandrīz pusi no kopējā zemes seguma ainavapvidū. Mūsdienās to platība ir būtiski pieaugusi un meži te aizņem (PLAND) 54% (3.7. tab.). Plankumu skaits ir trīskāršojies, bet to izmērs (AREA_MN un AREA_AM) kļuvis divreiz mazāks. Tas skaidrojams ar to, ka līdzīgi kā citos ainavapvidos, arī Salacas apvidū meža masīvus sadala nosusināšanas grāvji, tāpēc plankumu vidējais kompakturnums (GYRATE_AM) ir pieaudzis un meža plankumu grupēšanās pakāpe (PROX_AM) samazinājusies. Meža zemes joprojām ir vislabāk savstarpēji saistītais zemes seguma veids ainavapvidū. Tās ainavā veido lielus masīvus, kas aptver lielos purvu masīvus. Mazāk meža ir ainavapvidus dienvidaustrumu daļā gar Salacas upes ieleju Mazsalacas apkārtnē (3.4. att.).

Atklātās telpas īpatsvars (PLAND) ainavapvidū ir samazinājies no 17 268 līdz 10 961 ha, un pašlaik tā aizņem 20% no apvidus kopplatības. Lauksaimniecības zemes vairāk ir izvietojušās gar autoceļiem, un tās veido lineāras plankumu grupas vai arī atrodas kā atsevišķi telpiski nošķirti plankumi meža pamatnē. Meža platības pieauguma dēļ lauksaimniecības zemju plankumu skaits ir samazinājies, bet vidējā plankumu platība (AREA_MN) nav mainījusies. Lielu atklāto telpu plankumu īpatsvars (AREA_AM) ir samazinājies, un vidējais plankumu kompakturnums (GYRATE_AM) ir pieaudzis. Tas kopā ar iepriekš minētajiem rādītājiem liecina par lauksaimniecības zemju fragmentācijas pieaugumu (skatoties pēc PLAND, AREA_AM un GYRATE_AM). Izolācijas rādītāji (PROX_AM un ENN_AM) savukārt uzrāda plankumu izolācijas pakāpes pieaugumu. Līdzīgi kā Vidzemes piekrastē, arī Salacas apvidū relatīvi augstais plankumu blīvums (PD = 3,21) 1927. gadā norāda, ka jau tolaik lauksaimniecības zemēm šajā ainavapvidū bija augsta fragmentācija un vēlāk, turpinoties ainavas transformācijai, vienlaikus ar plankumu platības samazināšanos norisinājusies lauksaimniecības zemju plankumu izzušana. Purvu aizņemtā platība pētītajā ainavapvidū ir nedaudz samazinājusies (PLAND) – no 16 līdz 14%, to var skaidrot ar meliorācijas ietekmi. Bet fragmentācijas un izolācijas rādītāji nav būtiski mainījušies.

Ainavapvidū kopumā gan 1927. gadā, gan arī mūsdienās dominē ainavas, kuras pamatni veido meža zemes, bet purvi, lauksaimniecības zemes un apbūve veido atsevišķus ainavas plankumus. Lauksaimniecības zemju pamatne mūsdienu ainavās ir sastopama galvenokārt lielos meliorēto lauksaimniecības zemju masīvos. Meža platības palielinājušās vienlaikus ar lielo meža masīvu sadalīšanu, izbūvējot meliorācijas novadgrāvjus un ceļus. Samazinoties meža zemju plankumu izmēram un izpletumam, palielinājusies plankumu savstarpējā izolācija. Savukārt lauksaimniecības zemju platības samazinājušās vienlaikus ar to fragmentācijas un izolācijas pieaugumu.

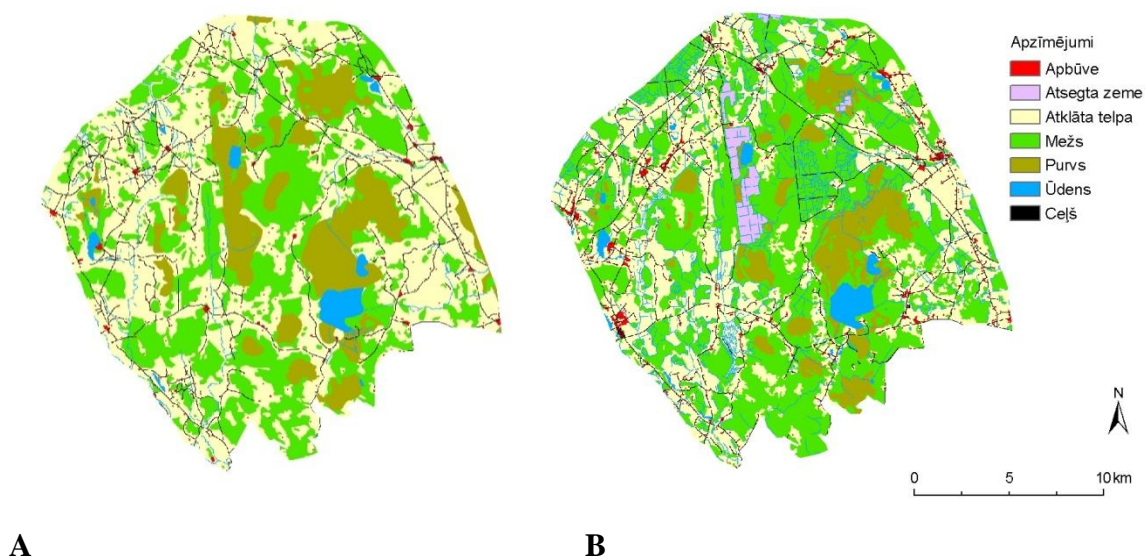
3.7. tabula

Klases līmeņa kvantitatīvie indikatori, kas raksturo Salacas apvidus ar Salacas ieleju ainavapvidus struktūru (1927. un 2003. gadā): klases platība (CA, ha), plankuma klases aizņemto platību proporcija (PLAND, %), plankumu skaits (NP), plankumu blīvums (PD), plankumu vidējā platība (AREA_MN, ha). Vidēji svērtās vērtības: plankumu vidējā platība (AREA_AM, ha), plankumu kompakums (GYRATE_AM, m), plankuma forma (SHAPE_AM), tuvuma indekss (PROX_AM), tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM, m), malas kontrasta indekss (ECON_AM, %). Boldētas tās indikatoru vērtības, kuru izmaiņas ir statistiski būtiskas ($p < 0,05$). Statistiski būtiskas atšķirības ir aprēķinātas šādiem indikatoriem (tabulā boldēti un apzīmēti ar zvaigznīti (*)): AREA, GYRATE, SHAPE, PROX, ENN, ECON

	Atklātā telpa		Mežs		Purvs		Atsegtā zeme	
	1927	2003	1927	2003	1927	2003	1927	2003
CA	17268	10961	24587	29718	8601	7794	-	57
PLAND	31.4	19.9	44.7	54.0	15.6	14.2	-	0.1
NP	1767	1154	486	1439	70	82	-	11
PD	3.21	2.10	0.88	2.62	0.13	0.15	-	0.02
AREA_MN*	9.8	9.5	50.6	20.7	122.9	95.0	-	5.2
AREA_AM	127	50	692	378	1298	1196	-	16
GYRATE_AM*	541	323	1066	809	1429	1393	-	162
SHAPE_AM*	3.1	2.1	2.7	2.5	2.4	3.6	-	1.4
PROX_AM*	1002	466	3833	2890	131	166	-	2
ENN_AM*	52	57	57	52	316	238	-	6100
ECON_AM*	83	85	57	51	27	19	-	92

	Apbūve		Ūdens	
	1927	2003	1927	2003
CA	383	578	3048	4528
PLAND	0.7	1.1	5.5	8.2
NP	496	654	515	663
PD	0.90	1.19	0.94	1.21
AREA_MN*	0.8	0.9	5.9	6.8
AREA_AM	3.4	2.7	53	161
GYRATE_AM*	71	66	983	1480
SHAPE_AM*	1.3	1.3	9.6	18.4
PROX_AM*	14	18	328	1146
ENN_AM*	248	166	97	59
ECON_AM*	60	53	73	51

Augstrozes pauguraines ainavapvidus



3.5. att. Zemes seguma veidi Augstrozes pauguraines ainavapvidū: A – 1927. gadā un B – 2003. gadā

Augstrozes pauguraines ainavapvidū 1927. gadā lielas platības – 17 194 ha (PLAND = 46%) – aizņēma atklātās telpas, tas ir, lauksaimniecības zemes, bet mūsdienās to īpatsvars ir samazinājies līdz 36% (3.8. tab., 3.5. att.). Ainavapvidū lauksaimniecības zemes galvenokārt ir izvietotas pauguraines perifērijā, vietās, kur reljefa starpība ir relatīvi vairāk izteikta. Lauksaimniecības plankumu skaits (PN) pagājušajā gadsimtā ir divkāršojies, bet plankuma platība (AREA_MN) – vairākkārt samazinājusies, turklāt ievērojami ir samazinājies lielo atklāto telpu īpatsvars (AREA_AM). Vienlaikus ar plankumu platību samazināšanos ir pieaudzis plankumu kompakts (GYRATE_AM). Lauksaimniecības zemju fragmentācijas pieaugums ir saistīts ar teritoriju meliorāciju un meža platību pieaugumu. Ainavas pārveidošanās dēļ (atvērto telpu sadalīšana, fragmentēšana un plankumu platību samazināšana) ir samazinājusies lauksaimniecības zemju plankumu savstarpējā saistība (PROX_AM un ENN_AM). 1927. gadā lauksaimniecības zemes bija vislabāk telpiski savstarpēji saistītas no visiem pētītajiem zemes seguma veidiem, bet mūsdienās attālums starp lauksaimniecības zemes plankumiem ir pieaudzis un ir lielāks nekā starp meža zemju plankumiem.

Meža zemju aizņemtās platības ainavapvidū pagājušajā gadsimtā ir pieaugušas no 11 972 līdz 15 862 ha un attiecīgi veido 32 un 42% (PLAND) no kopējās ainavapvidus teritorijas. To pieaugums galvenokārt ir vērojams Augstrozes pauguraines centrālajā daļā, samazinoties atklāto telpu platībām starp lielajiem mežu un purvu masīviem. Meža masīvu sadalīšanas un nelielu meža puduru veidošanās rezultātā meža plankumu skaits pieaudzis

vairāk nekā 2 reizes un attiecīgi ir samazinājusies plankumu platība un pieaudzis to kompakturn.

3.8. tabula

Klases līmeņa kvantitatīvie indikatori, kas raksturo Augstrozes pauguraines ainavapvidus struktūru (1927. un 2003. gadā): klases platība (CA, ha), plankuma klases aizņemto platību proporcija (PLAND, %), plankumu skaits (NP), plankumu blīvums (PD), plankumu vidējā platība (AREA_MN, ha). Vidēji svērtās vērtības: plankumu vidējā platība (AREA_AM, ha), plankumu kompakturns (GYRATE_AM, m), plankuma forma (SHAPE_AM), tuvuma indekss (PROX_AM), tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM, m), malas kontrasta indekss (ECON_AM, %). Boldētas tās indikatoru vērtības, kuru izmaiņas ir statistiski būtiskas ($p < 0,05$). Statistiski būtiskas atšķirības ir aprēķinātas šādiem indikatoriem (tabulā boldēti un apzīmēti ar zvaigznīti (*)): AREA, GYRATE, SHAPE, PROX, ENN, ECON

	Atklātā telpa		Mežs		Purvs		Atsegtā zeme	
	1927	2003	1927	2003	1927	2003	1927	2003
CA	17194	12611	11972	15862	5771	3456	-	627
PLAND	45.7	33.5	31.8	42.2	15.4	9.2	-	1.7
NP	502	1000	358	907	58	99	-	59
PD	1.34	2.66	0.95	2.41	0.15	0.26	-	0.16
AREA_MN*	34.3	12.6	33.4	17.5	99.5	34.9	-	10.6
AREA_AM	243	64	415	271	602	301	-	23
GYRATE_AM*	771	385	887	685	1111	678	-	190
SHAPE_AM*	3.2	2.4	2.7	3.1	2.1	2.4	-	1.2
PROX_AM*	2396	604	1000	1492	1155	1032	-	218
ENN_AM*	59	53	68	54	167	206	-	88
ECON_AM*	83	85	64	54	42	25	-	89

	Apbūve		Ūdens	
	1927	2003	1927	2003
CA	324	589	1171	3076
PLAND	0.9	1.6	3.1	8.2
NP	438	724	145	355
PD	1.17	1.93	0.39	0.94
AREA_MN*	0.7	0.8	8.1	8.7
AREA_AM	1.9	2.3	162	148
GYRATE_AM*	49	56	664	916
SHAPE_AM*	1.2	1.3	4.2	11.0
PROX_AM*	3	8	145	688
ENN_AM*	313	160	105	60
ECON_AM*	61	58	54	56

Meža platības pieaugums ir veicinājis plankumu izolētības (PROX_AM un ENN_AM) samazināšanos. Meža masīvi un puduri ainavapvidū veido lielākas un blīvākas meža masīvu un puduru grupas, tāpēc tie mūsdienās ir vislabāk savstarpēji saistītais zemes seguma veids. Būtiski ir samazinājies meža zemju robežu kontrasts (ECON_AM), jo mūsdienās meža

plankumiem ekotonus veido ar ūdenstilpēm un ūdenstecēm, to skaitā novadgrāvjiem un purviem, bet relatīvi mazāk ar lauksaimniecības zemēm.

Augstrozes pauguraines ainavapvidū purvi aizņem ievērojamu apvidus daļu, kaut arī to īpatsvars (PLAND) ainavapvidū pagājušajā gadsimtā ir samazinājies no 15 līdz 9%. Purvi te izvietoti augstienes centrālajā daļā. Purvu platību samazinājumu ir izraisījusi meža meliorācija un kūdras ieguve, tāpēc ir pieaudzis purvu plankumu skaits un samazinājusies to vidējā platība. Salīdzinot ar 1927. gadu, ievērojami ir samazinājies lielo purvu plankumu īpatsvars un pieaudzis mazo purvu plankumu skaits, un tas liecina par purvu fragmentāciju. Palielinoties attālumam starp plankumiem (ENN_AM), ir pieaugusi purvu izolācija. Mūsdienās 1,7% no ainavapvidus aizņem kūdras ieguves lauki, kas ir izvietoti pauguraines centrālajā daļā.

Pauguraines ainavapvidū, atbilstoši pašreizējai ainavu struktūrai un ainavu attīstībai pagājušajā gadsimtā, varam telpiski nodalīt divus atšķirīgus areālus:

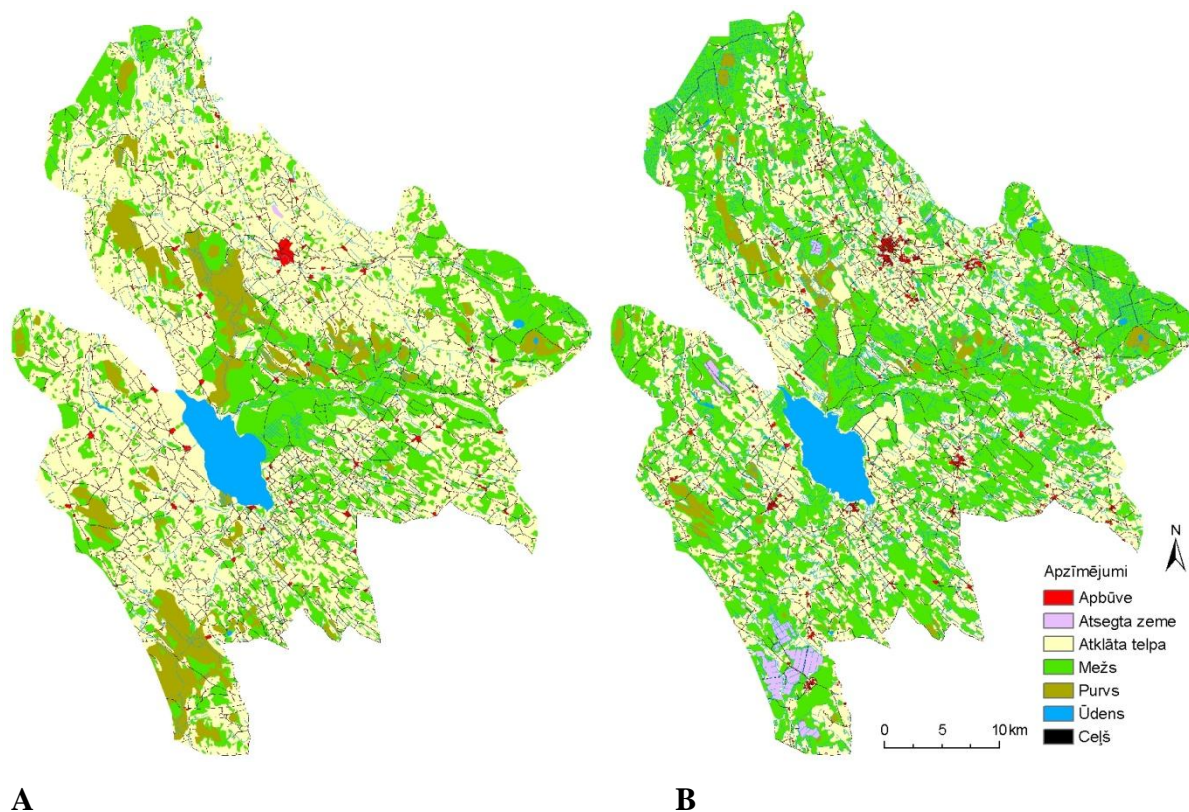
- 1) pauguraines centrālo daļu, kur 1927. gadā dominēja mozaīkveida ainavas struktūra, bet mūsdienās ainavas pamatni veido meži vai purvi, un kuru fragmentē lauksaimniecības zemju un purvu plankumi;
- 2) pauguraines periferiālo daļu, kur 1927. gadā ainavā dominēja lauksaimniecības zemju ainavas ar meža plankumiem, bet mūsdienās ir izveidojusies mozaīkveida ainava.

Kopumā ainavapvidū novērojamas šādas tendences: meža zemju platības pieaugums, neliels plankumu sadalīšanas pieaugums vienlaikus ar meža plankumu izolācijas samazināšanos, kā arī lauksaimniecības zemju platības būtiska samazināšanās, to fragmentācija un izolācijas pieaugums.

Burtnieku drumlinu āru apvidus ar Sedas mežaines joslu

Burtnieku drumlinu āru apvidus ar Sedas mežaines joslu ir ZBR lielākais ainavapvidus, kas aizņem 36% no tā teritorijas (3.6. att.). 1927. gadā te dominēja atklātās telpas plankumi (PLAND = 55%), bet mūsdienās to īpatsvars ainavapvidū ir samazinājies līdz 40% (3.9. tab.). Pašlaik ainavapvidū lauksaimniecības zemes vairāk ir izvietotas apvidus centrālajā daļā ap Burtnieku ezeru un ziemeļos no tā – Rūjienas apkārtnē. Apvidus periferiālā daļā un Sedas pazeminājumā (A no Burtnieku ezera) vairāk ir mežu un purvu. Kopumā K. Ramana (1997) noteiktais ainavu apvidus pēc zemes seguma veidiem nav relatīvi viendabīgs, jo mežainais Sedas pazeminājums būtiski atšķiras no pārējās teritorijas. Tā kā promocijas

darbā ainavu struktūras izmaiņas tika analizētas apvidus robežās, arī Burtnieku drumlinu āru apvidus ar Sedas mežaines joslu turpmāk kvantitatīvi tiks analizēts kā vienota teritorija.



3.6. att. Zemes seguma veidi Burtnieku drumlinu āru apvidū ar Sedas mežaines joslu: A – 1927. gadā un B – 2003. gadā

Lauksaimniecības zemju plankumu skaits (NP) pagājušajā gadsimtā, līdzīgi kā visos iepriekš aprakstītajos ainavapvidos, ir palielinājies. Vienlaikus ir samazinājies to vidējais izmērs (AREA_MN) un palielinājies to kompakums (GYRATE_AM). Būtiski ir samazinājies lielo plankumu īpatsvars (AREA_AM). Tas liecina, ka Burtnieku drumlinu laukā lauksaimniecības zemju pārveidošanās meža zemēs izpaudās ainavas fragmentēšanā un atklāto telpu plankumu platību samazināšanā. Meliorācijas ietekmē ir samazinājusies arī plankumu formu daudzveidība (SHAPE_AM) un plankumu grupēšanās pakāpe (PROX_AM). Tas norāda, ka plankumu izolācija ir pieaugusi, kaut arī vidējais attālums starp kaimiņu plankumiem (ENN_AM) ainavā būtiski nav mainījies. Tas savukārt norāda, ka atklātās ainavu teritorijas telpiski veido izteiktākas lineāras grupas.

Meža zemju īpatsvars ainavapvidū pagājušajā gadsimtā ir pieaudzis no 27 līdz 42%. 1927. gadā meža plankumu vidējā platība ainavas centrālajā un austrumu daļā atšķīrās no pārējās ainavapvidus teritorijas. Tajās pagājušā gadsimta pirmajā pusē dominēja lieli meža

masīvi, bet pārējā teritorijā bija daudz nelielu un izklaidus izvietotu meža puduru. Pagājušajā gadsimtā meža platība ir pieaugusi visā ainavapvidus teritorijā (3.6. att.).

3.9 . tabula

Klases līmeņa kvantitatīvie indikatori, kas raksturo Burtnieku drumlinu āru apvidus ar Sedas mežaines joslu ainavapvidus struktūru (1927. un 2003. gadā): klases platība (CA, ha), plankuma klases aizņemto platību proporcija (PLAND, %), plankumu skaits (NP), plankumu blīvums (PD), plankumu vidējā platība (AREA_MN, ha). Vidēji svērtās vērtības: plankumu vidējā platība (AREA_AM, ha), plankumu kompakums (GYRATE_AM, m), plankuma forma (SHAPE_AM), tuvuma indekss (PROX_AM), tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM, m), malas kontrasta indekss (ECON_AM, %). Boldētas tās indikatoru vērtības, kuru izmaiņas ir statistiski būtiskas ($p < 0,05$). Statistiski būtiskas atšķirības ir aprēķinātas šādiem indikatoriem (tabulā boldēti un apzīmēti ar zvaigznīti (*)): AREA, GYRATE, SHAPE, PROX, ENN, ECON

	Atklātā telpa		Mežs		Purvs		Atsegtā zeme	
	1927	2003	1927	2003	1927	2003	1927	2003
CA	90395	65333	43925	68775	13929	4372	67	1845
PLAND	54.9	39.7	26.7	41.8	8.5	2.7	0.04	1.1
NP	2572	4150	1928	3864	194	288	6	160
PD	1.56	2.52	1.17	2.35	0.12	0.17	0.004	0.10
AREA_MN*	35.1	15.7	22.8	17.8	71.8	15.2	11.1	11.5
AREA_AM	332	82	228	206	428	146	42	44
GYRATE_AM*	796	412	594	577	941	515	305	299
SHAPE_AM*	3.1	2.4	2.1	2.6	2.5	2.1	1.6	1.6
PROX_AM*	4301	846	1222	1418	2359	475	1	317
ENN_AM*	51	53	85	55	355	236	10109	179
ECON_AM*	86	86	67	56	44	28	99	90

	Apbūve		Ūdens	
	1927	2003	1927	2003
CA	2040	2613	7715	15803
PLAND	1.2	1.6	4.7	9.6
NP	2567	3082	628	1327
PD	1.56	1.87	0.38	0.81
AREA_MN*	0.8	0.8	12.3	11.9
AREA_AM	6	2	2538	1296
GYRATE_AM*	82	55	2116	1528
SHAPE_AM*	1.3	1.3	9.6	14.8
PROX_AM*	47	10	1011	1590
ENN_AM*	208	167	68	60
ECON_AM*	56	56	60	61

Meža zemju plankumu skaits ainavapvidū ir palielinājies divas reizes, bet plankumu vidējās platības (AREA_MN) un lielo plankumu īpatsvara (AREA_AM) izmaiņas ir nelielas. Tas pats attiecas arī uz plankumu kompakumu (GYRATE_AM). Tātad, kaut arī meža platības ir pieaugušas un veido lielākus meža masīvus, meža sadalīšana ar meliorācijas grāvjiem un

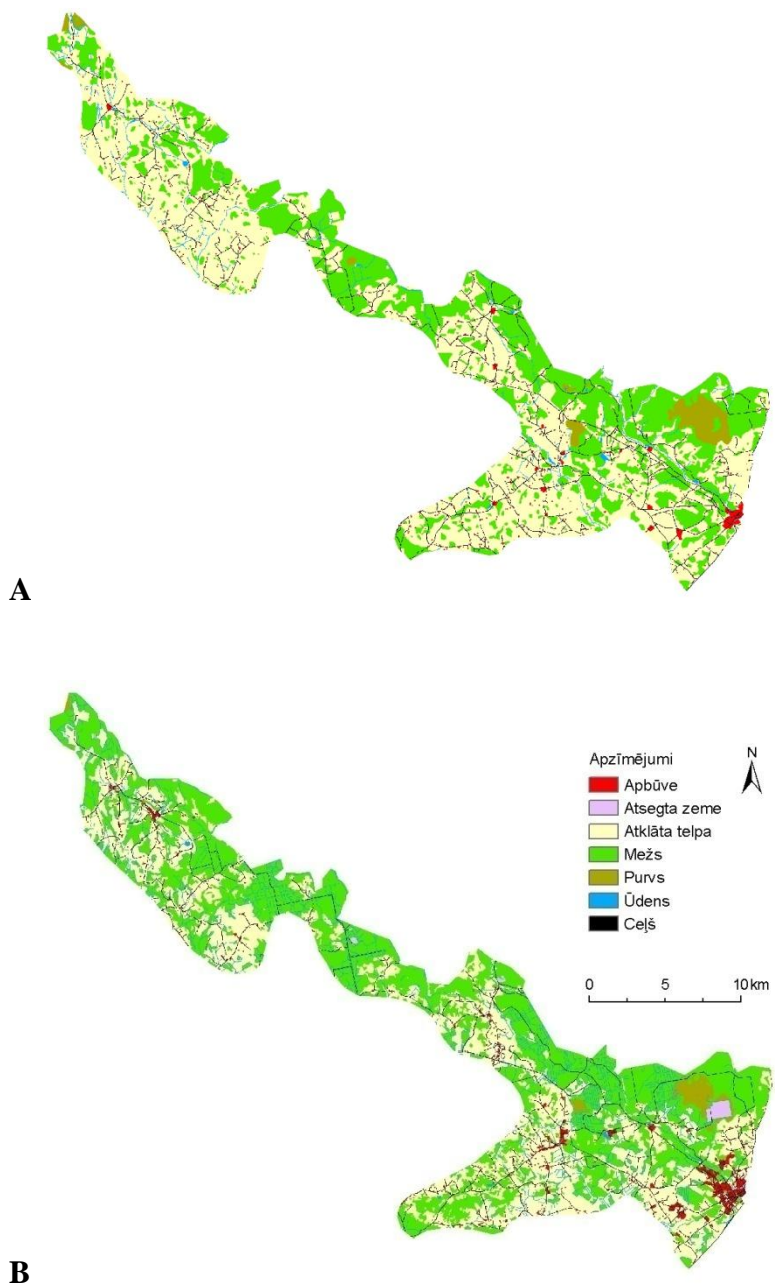
autoceļiem mežu plankumu kvantitatīvos rādītājus būtiski nav mainījusi, un tie ir gandrīz tādi paši kā 1927. gadā. Meža teritoriju savstarpējā izolācijas pakāpe (PROX_AM un ENN_AM), pieaugot platībai, ir samazinājusies.

Purvu platības īpatsvars ainavapvidū ir samazinājies no 8,5 līdz 2,7%. Tas ir noticis galvenokārt purvaino teritoriju nosusināšanas un kūdras ieguves rūpniecības attīstības dēļ. Purvi daudzviet aizauguši ar mežu. Samazinājusies purvu plankumu vidējā platība (AREA_MN), pieaudzis kompakums (GYRATE_AM). Ievērojams kopējās platības un vidējā plankuma izmēra samazinājums liecina par nopietnu purvu platību fragmentāciju. Arī to savstarpējā izolācijas pakāpe (PROX_AM) ir ievērojami palielinājusies. Atsegtās zemes segums aizņem 1,1% no ainavapvidus, un to lielākās platības atrodas Zilākalna apkārtnē, kur plašu teritoriju aizņem kūdras ieguves lauki.

Burtnieku drumlinu āru apvidū ainavas struktūra pagājušajā gadsimtā ir būtiski mainījies. 1927. gadā ainavās dominēja lauksaimniecības zemes, bet šī gadsimta sākumā ainavas rakstu veido lauksaimniecības un meža zemes, kas telpiski izpaužas mozaīkveida ainavā. Kvantitatīvi analizējot ainavu struktūras izmaiņas, kopumā secināms, ka ainavapvidū vienlaikus pieaugušas meža zemju platības un samazinājušās plankumu platības (meliorācija Sedas pazeminājumā un jaunu mežu puduru veidošanās), un plankumu forma ir kļuvusi sarežģītāka, tāpēc mežu plankumu telpiskais izvietojums kopumā ir kļuvis kompaktāks. Savukārt lauksaimniecības zemju platības ir būtiski samazinājušās, bet palielinājusies to fragmentācija un savstarpējā izolētība.

Ērgemes pauguraines ainavapvidus

1927. gadā Ērgemes paugurainē dominēja atklātās telpas teritorijas (PLNAD = 54%), bet mūsdienās to īpatsvars ainavapvidū ir samazinājies līdz 37% (3.10. tab., 3.7. att.). Atklātās telpas plankumu skaits (NP) ainavapvidū ir pieaudzis aptuveni divas reizes un vienlaikus krietni samazinājies plankumu vidējais izmērs (AREA_MN) un lielo plankumu īpatsvars (AREA_AM), kā arī pieaudzis minēto plankumu kompakums (GYRATE_AM). Tas liecina par ievērojamu lauksaimniecības zemju fragmentācijas pieaugumu. Samazinājusies arī atklāto telpu plankumu savstarpējā telpiskā saistība (PROX_AM), kaut arī tuvākā kaimiņa attālums nav būtiski mainījies (ENN_AM). 1927. gadā ainavapvidū lauksaimniecības zemes veidoja plašus masīvus, kurus fragmentēja meža un citu zemes seguma veidu plankumi, un tās bija vislabāk savstarpēji saistītais zemes seguma veids pētītajā ainavapvidū, bet mūsdienās lauksaimniecības zemes ir krietni mazākas un ieskaudas starp meža un ūdens plankumiem.



3.7. att. Zemes seguma veidi Ērgemes pauguraines ainavavidū: A – 1927. gadā un B – 2003. gadā

Meža zemes ainavavidū ir vairāk izplatītas tā centrālajā daļā un Igaunijas pierobežā. Arī Ērgemes paugurainē, līdzīgi kā Burtnieku drumlinu āru apvidū ar Sedas mežaines joslu, 1927. gadā var nodalīt divus atšķirīgus areālus. Igaunijas pierobežā ainavā dominē lieli meža masīvi, bet pārējā teritorijā starp lauksaimniecībā izmantojamām zemēm ir nelieli izkliedēti meža puduri. Kopumā ainavavidū meža plankumu īpatsvars pagājušajā gadsimtā ir pieaudzis (PLAND) no 36 līdz 48%, vienlaikus ir pieaudzis plankumu skaits (NP), bet plankumu vidējā platība (AREA_MN) samazinājusies, savukārt plankumu kompakums (GYRATE_AM) ir pieaudzis. Mežu plankumu savstarpējā grupēšanās pakāpe (PROX_AM) meliorācijas un

lauksaimniecības zemju aizaugšanas dēļ ir samazinājusies, kaut arī vidējais attālums starp plankumiem (ENN_AM) ir ievērojami sarucis.

3.10. tabula

Klases līmeņa kvantitatīvie indikatori, kas raksturo Ērgemes pauguraines ainavapvidus struktūru (1927. un 2003. gadā): klases platība (CA, ha), plankuma klases aizņemto platību proporcija (PLAND, %), plankumu skaits (NP), plankumu blīvums (PD), plankumu vidējā platība (AREA_MN, ha). Vidēji svērtās vērtības: plankumu vidējā platība (AREA_AM, ha), plankumu kompakums (GYRATE_AM, m), plankuma forma (SHAPE_AM), tuvuma indekss (PROX_AM), tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM, m), malas kontrasta indekss (ECON_AM, %). Boldētas tās indikatoru vērtības, kuru izmaiņas ir statistiski būtiskas ($p < 0,05$). Statistiski būtiskas atšķirības ir aprēķinātas šādiem indikatoriem (tabulā boldētas un apzīmētas ar zvaigznīti (*)): AREA, GYRATE, SHAPE, PROX, ENN, ECON

	Atklātā telpa		Mežs		Purvs		Atsegtā zeme	
	1927	2003	1927	2003	1927	2003	1927	2003
CA	21430	14749	14290	18835	1086	607	-	235
PLAND	54.1	37.3	36.1	47.6	2.7	1.5	-	0.6
NP	587	1091	520	1266	15	18	-	19
PD	1.48	2.76	1.31	3.20	0.04	0.05	-	0.05
AREA_MN*	36.5	13.5	27.5	14.9	72.4	33.7	-	12.3
AREA_AM	412	84	235	132	581	357	-	112
GYRATE_AM*	865	394	656	497	951	798	-	382
SHAPE_AM*	3.6	2.5	2.2	2.4	2.0	3.0	-	1.4
PROX_AM*	3813	754	1429	1060	6	100	-	0.3
ENN_AM*	52	54	75	55	4299	782	-	3556
ECON_AM*	82	84	65	57	37	25	-	90

	Apbūve		Ūdens	
	1927	2003	1927	2003
CA	523	842	697	2664
PLAND	1.3	2.1	1.8	6.7
NP	654	802	123	442
PD	1.65	2.03	0.31	1.12
AREA_MN*	0.8	1.0	5.7	6.0
AREA_AM	5.2	3.2	21	43
GYRATE_AM*	79	70	940	755
SHAPE_AM*	1.3	1.4	7.1	10.7
PROX_AM*	46	22	46	220
ENN_AM*	250	137	104	69
ECON_AM*	56	50	74	57

Meža zemju paplašināšanās šajā ainavapvidū ir notikusi līdzīgi kā citos ainavapvidos – izplešoties meža masīviem un puduriem, aizaugot meža laucēm un veidojoties jauniem meža zemju puduriem bijušo lauksaimniecības zemju vietā. Pagājušā gadsimta pirmajā pusē Ērgemes pauguraines ainavas pamatni lielākoties veidoja lauksaimniecības zemes, bet 21.

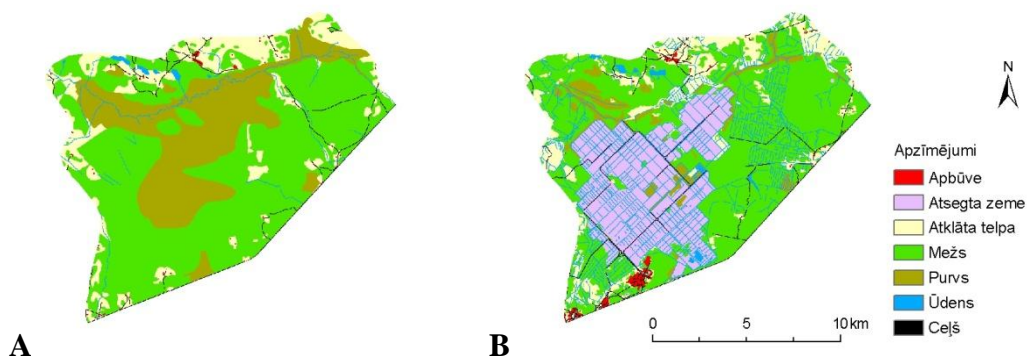
gadsimta sākumā te ir izveidojusies mozaīkveida ainava, kur daudzviet ainavas pamatni veido meža zemes.

Purvu platības Ērgemes pauguraines ainavapvidū ir samazinājušās gandrīz 2 reizes, to var skaidrot ar purvu un to apkārtnes nosusināšanu, kā arī ar kūdras ieguvī. Purvi galvenokārt ir izvietoti ainavapvidus dienvidu daļā. Derīgo izrakteņu ieguves teritorija te aizņem nelielas platības. Lielākais kūdras ieguves lauks ir netālu no Valkas Ķeizaru purvā.

Apbūves īpatsvars (PLAND) ainavapvidū ir pieaudzis no 1,3 līdz 2,1%, būtiski nemainoties apbūves plankumu izmēram un formai.

Lauksaimniecības zemes, kas 1927. gadā dominēja Ērgemes pauguraines ainavās, gadsimta laikā daudzviet tikušas pārveidotas meža zemē, tāpēc būtiski manījies ainavas raksts – to parāda indikatori, kas raksturo ainavu struktūru. Konstatētās izmaiņas aprēķināto indikatoru skaitliskajās vērtībās ir līdzīgas iepriekš aprakstītajām izmaiņām citos ainavapvidos.

Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidus



3.8. att. Zemes seguma veidi Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū: A – 1927. gadā un B – 2003. gadā

Vaidavas ielieces mežaine (3.8. att.) ir vismazākais ainavapvidus rezervātā. 1927. gadā dominējošais zemes seguma veids te bija mežs (PLAND = 58%), kas veidoja lielu viengabalainu nefragmentētu meža masīvu (3.11. tab.). Ainavapvidus centrālo un ziemeļu daļu aizņēma Sedas purvs. Ainavapvidus perifērijā izvietoti atvērtās telpas plankumi ar atsevišķiem nelieliem meža plankumiem. Mūsdienās lielā purvu un mežu teritorijā ir izveidoti kūdras ieguves lauki, kas ainavapvidū samazinājuši meža īpatsvaru (PLAND) līdz pat 47%. Tomēr mežs arī mūsdienās ir dominējošais zemes seguma veids ainavapvidū. Mūsdienās meža masīvi te ir ievērojami sadalīti un fragmentēti, par to liecina mežu plankumu skaita (NP) palielināšanās vairāk nekā 5 reizes. Būtiski ir samazinājies plankumu vidējais izmērs (AREA_AM) – no 4161 līdz 307 ha, bet pieaudzis to kompakts (GYRATE_AM).

3.11. tabula

Klases līmeņa kvantitatīvie indikatori, kas raksturo Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidus struktūru (1927. un 2003. gadā): klases platība (CA, ha), plankuma aizņemto platību proporcija (PLAND, %), plankumu skaits (NP), plankumu blīvums (PD), plankumu klases vidējā platība (AREA_MN, ha). Vidēji svērtās vērtības: plankumu vidējā platība (AREA_AM, ha) plankumu kompakums (GYRATE_AM, m), plankuma forma (SHAPE_AM), tuvuma indekss (PROX_AM), tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM, m), malas kontrasta indekss (ECON_AM, %). Boldētas tās indikatoru vērtības, kuru izmaiņas ir statistiski būtiskas ($p < 0,05$). Statistiski būtiskas atšķirības ir aprēķinātas šādiem indikatoriem (tabulā boldēti un apzīmēti ar zvaigznīti (*)): AREA, GYRATE, SHAPE, PROX, ENN, ECON

	Atklātā telpa		Mežs		Purvs		Atsegtā zeme	
	1927	2003	1927	2003	1927	2003	1927	2003
CA	2290	2096	10232	8318	4520	847	-	3567
PLAND	13.0	11.9	58.0	47.2	25.6	4.8	-	20.2
NP	139	395	74	398	19	93	-	283
PD	0.79	2.24	0.42	2.26	0.11	0.53	-	1.61
AREA_MN*	16.5	5.3	138.3	20.	237.9	9.1	-	12.6
AREA_AM	131	42	4161	307	2238	34	-	31
GYRATE_AM*	520	282	2917	661	2218	349	-	238
SHAPE_AM*	2.5	2.2	3.6	2.5	2.8	2.5	-	2.2
PROX_AM*	314	199	5664	1641	4813	182	-	393
ENN_AM*	82	59	56	51	132	118	-	60
ECON_AM*	73	80	59	51	27	25	-	90

	Apbūve		Ūdens	
	1927	2003	1927	2003
CA	44	145	306	2224
PLAND	0.2	0.8	1.7	12.6
NP	60	104	24	107
PD	0.34	0.59	0.14	0.61
AREA_MN*	0.7	1.4	12.8	20.8
AREA_AM	2	6	129	983
GYRATE_AM*	55	101	3024	3392
SHAPE_AM*	1.2	1.6	15.9	51.5
PROX_AM*	5	31	111	2731
ENN_AM*	400	125	175	52
ECON_AM*	61	47	42	66

Ievērojami ir pieaugusi meža plankumu izolācija (PROX_AM), jo meliorācijas un kūdras ieguves dēļ mežu masīvi tika sadalīti.

Atklāto telpu īpatsvars ainavapvidū ir samazinājies no 13 līdz 12%. Daļa no atklātajām telpām transformētas mežā. Atklāto telpu plankumu skaits ainavapvidū ir pieaudzis vairāk nekā 2 reizes, vienlaikus ir samazinājusies to vidējā platība un pieaudzis kompakums. Šīs teritorijas ainavapvidus perifērijā fragmentē atklātie novadgrāvji. Savukārt atklātās telpas

plankumi meža masīvos ir kļuvuši mazāki. Atklāto telpu plankumu savstarpējā izolācija (PROX_AM un ENN_AM) ir palielinājusies.

Purvu platība, attīstot kūdras ieguvi, ir ievērojami samazinājusies – no 4520 līdz 847 ha. 1927. gadā purvi, līdzīgi kā meža zemes, ainavapvidū bija maz fragmentēti un savstarpēji labi saistīti. Tie veidoja lielus purvu masīvus (AREA_AM = 2238 ha). Mūsdienās purvu plankumi ir mazi (AREA_AM = 34 ha) un stipri fragmentēti, jo meža un purvu nosusināšanas rezultātā tie ir sadalīti daudzos mazos plankumos (NP = 93), tāpēc purvu plankumu savstarpējā izolācija (PROX_AM un ENN_AM) ir krietni lielāka. Kūdras ieguves lauki (to skaitā arī bijušās kūdras ieguves teritorijas, kas mūsdienās netiek apsaimniekotas), kas 1927. gadā ainavapvidū nebija raksturīgi, 2003. gadā aizņēma jau 20% no kopējās apvidus teritorijas. Tie izvietoti kompaktā masīvā ainavapvidus centrālajā daļā bijušā meža vai purva masīva vietā. Mūsdienās lielākā daļa kūdras ieguves lauku pakāpeniski aizaug ar mežu vai ir applūduši, tāpēc ievērojami palielinājusies ūdens aizņemtā teritorija. Pašlaik kūdras ieguve notiek tikai Sedas purva centrālajā daļā.

Kopumā šajā ainavapvidū ainavas struktūras un zemes seguma izmaiņas ir cieši saistītas ar kūdras ieguvi Sedas purvā, tāpēc ainavapvidū ir krietni pieaudzis atsegtās zemes īpatsvars, kā arī, applūstot bijušajiem kūdras ieguves laukiem, palielinājies ūdens virsmas laukums.

3.2. Ainavu struktūras izmaiņu vispārējās likumsakarības

Iepriekšējā promocijas darba sadaļā lielāka uzmanība tika pievērsta ainavas struktūras kvantitatīvajām izmaiņām atsevišķos ainavapvidos klases līmenī. Ainavu struktūras kvantitatīvo indikatoru analīze parādīja, ka visos ainavapvidos zemes seguma izmaiņu telpiskie procesi ir noritējuši līdzīgi. Šajā sadaļā centīsimies atrast nozīmīgākās atšķirības, kā arī skaidrot to cēloņus.

Kopumā visos ainavapvidos ir novērojama atklāto telpu platību samazināšanās. Vislielākās izmaiņas ir notikušas Salacas apvidus ar Salacas ieleju ainavapvidū, kur atklāto telpu īpatsvars ir samazinājies no 31,4 līdz 19,9%, kā arī Alojās–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidū, kurā atklāto telpu īpatsvars ir samazinājies no 55,7 līdz 38%. Mūsdienās vislielākais atklāto telpu īpatsvars ir Burtnieku drumlinu āru apvidū ar Sedas mežaines joslu un Alojās–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidū.

Meža zemju platības visos ainavapvidos, izņemot Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidu, ir pieaugušas. Vislielākais meža zemju platības pieaugums tika novērots Burtnieku drumlinu āru apvidū ar Sedas pazeminājumu un Alojās–Limbažu āru un iegultņu

ezeru ainavapvidū, savukārt vismazākās – Vidzemes piekrastes ainavapvidū. Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū mežu platības, pateicoties meža zemju transformācijai kūdras ieguves laukos, ir samazinājusies par 1914 ha (3.12. tab.).

Līdzīga atklāto telpu un meža teritoriju īpatsvara maiņa ir vērojama arī ilgākā laika posmā, salīdzinot, kāda lauku ainava Vidzemē bija pirms 300 gadiem un kāda tā ir pašlaik. 300 gadu laikā atklātās telpas īpatsvars ir samazinājies no 45 līdz 25%, bet meža platību īpatsvars pieaudzis no 25 līdz 45% (Krauklis, 2006).

Atsegto zemju platībās lielākās izmaiņas novērojamas Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū, kur to platība pagājušajā gadsimtā palielinājusies par 3567 ha. Vismazāk šis zemes seguma veids izmainījies Salacas apvidū ar Salacas ieleju. Visos ainavapvidos ir pieaugusi platība, kas aizņemta ar ūdeni. Tas skaidrojams ar meliorācijas novadgrāvju izbūvi. Arī apbūves platības teritorijas saimnieciskās attīstības dēļ ir pieaugušas (3.12. tab.).

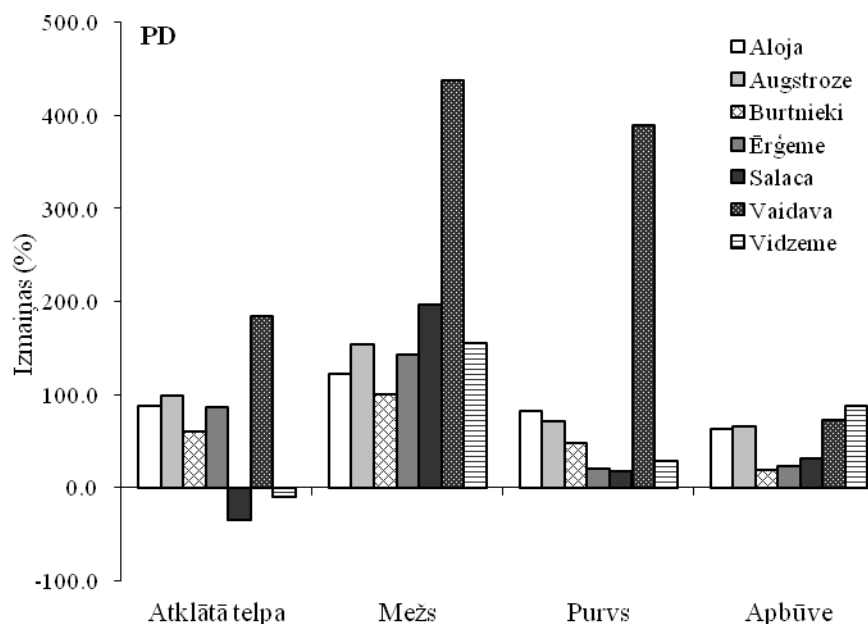
Kopumā Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā gandrīz visos ainavapvidos ir pieaudzis pētīto zemes seguma veidu plankumu blīvums (PD) (3.9. att.). Samazinājies ir tikai atklāto telpu plankumu blīvums Salacas apvidū ar Salacas ieleju un Vidzemes piekrastes ainavapvidū, jo pagājušajā gadsimtā šajos ainavapvidos daudzas nelielas lauksaimniecības zemes atradās starp meža zemēm, un, tām aizaugot, atklāto telpu plankumu blīvums samazinājās. No visiem pētītajiem ainavapvidiem vislielākais lauksaimniecības zemju plankumu blīvuma pieaugums konstatēts Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū, kur arī plankumu skaits ir pieaudzis vairāk nekā divas reizes un kur visvairāk palielinājies arī meža plankumu blīvums. Plankumu blīvumu palielināšanās šajā ainavapvidū ir skaidrojama ar zemju meliorāciju – tās laikā vienlaidus meža masīvi un plašākās lauksaimniecības zemes tika safragmentētas ar novadgrāvjiem.

3.12. tabula

Dažādu zemes seguma veidu aizņemtā platība un izmaiņas ainavapvidos no 20. gs. pirmās puses līdz 21. gs. sākumam

Ainavapvidus	Atklātā telpa (ha)			Mežs (ha)			Purvs		
	1927. g.	2003. g.	Izmaiņas (+/-)	1927. g.	2003. g.	Izmaiņas (+/-)	1927. g.	2003. g.	Izmaiņas (+/-)
Vidzemes piekrastes ainavapvidus	13922	9739	-4183	27012	30154	3142	1256	644	-612
Salacas apvidus ar Salacas ieleju	17268	10961	-6307	24587	29718	5131	8601	7794	-807
Alojas–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidus	54343	37050	-17293	30963	43920	12957	4309	2451	-1858
Augstrozes pauguraines ainavapvidus	17194	12611	-4583	11972	15862	3890	5771	3456	-2315
Burtnieku drumlinu āru apvidus ar Sedas mežaines joslu	90395	65333	-25062	43925	68775	24850	13929	4372	-9557
Ērgemes pauguraines ainavapvidus	21430	14749	-6681	14290	18835	4545	1086	607	-479
Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidus	2290	2096	-194	10232	8318	-1914	4520	847	-3673

Ainavapvidus	Atsegtā zeme (ha)			Apbūve (ha)			Ūdens (ha)		
	1927. g.	2003. g.	Izmaiņas (+/-)	1927. g.	2003. g.	Izmaiņas (+/-)	1927. g.	2003. g.	Izmaiņas (+/-)
Vidzemes piekrastes ainavapvidus	0	71	71	554	911	357	2161	3030	869
Salacas apvidus ar Salacas ieleju	0	57	57	383	578	195	3048	4528	1480
Alojas–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidus	16	902	886	1019	1939	920	3362	7482	4120
Augstrozes pauguraines ainavapvidus	0	627	627	324	589	265	1171	3076	1905
Burtnieku drumlinu āru apvidus ar Sedas mežaines joslu	67	1845	1778	2040	2613	573	7715	15803	8088
Ērgemes pauguraines ainavapvidus	0	235	235	523	842	319	697	2664	1967
Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidus	0	3567	3567	44	145	101	306	2224	1918



3.9. att. Dažādu zemes seguma veidu plankumu blīvuma (PD) izmaiņas (%) ZBR ainavu apvidos laika posmā no 1927. gada līdz 2003. gadam

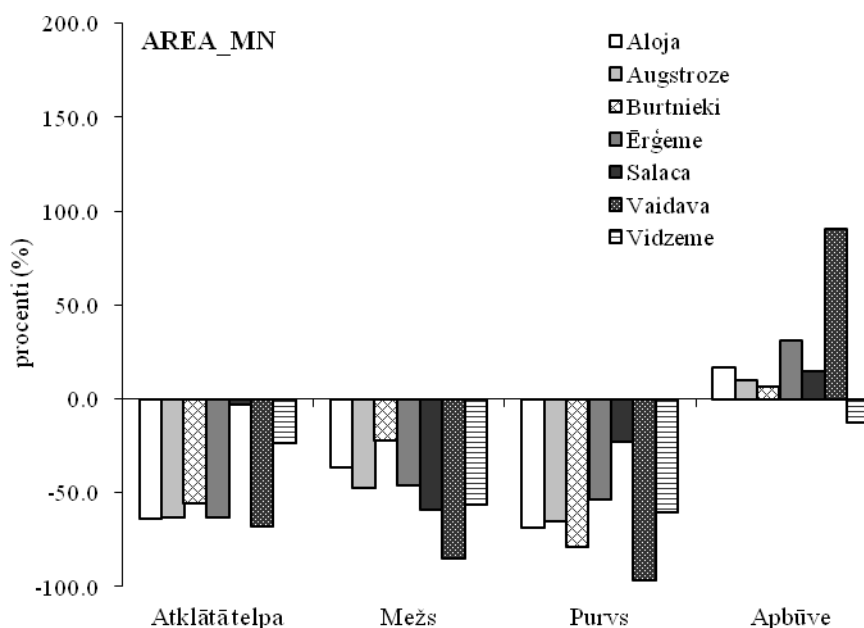
Meža plankumu blīvums vairāk ir pieaudzis ainavapvidos (Salacas apvidū ar Salacas ieleju, Augstrozes pauguraines ainavapvidū, Vidzemes piekrastes ainavapvidū), kuros pagājušā gadsimta 30. gados ainavas struktūrā dominēja relatīvi lieli meža masīvi, bet mazāk – ainavapvidos, kur vairāk bija izteiktas lauksaimniecības zemju vai mozaīkveida ainavas. Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū ir būtiski pieaudzis arī purvu plankumu blīvums, kas skaidrojams ar Sedas tīreļa nosusināšanu un kūdras ieguvī, un tāpēc izveidojās daudzi nelieli purvu plankumi.

Varam secināt, ka, pateicoties lauksaimniecības zemju un mežu zemju meliorācijai, Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir palielinājies dažādu zemes segumu veidu plankumu skaits un pieaudzis to blīvums. No vienas puses, plankumu blīvums var palielināties, ja vienlaidus zemes segums tiek sadalīts ar ceļiem un meliorācijas grāvjiem, kā tas ir mežainākos ainavapvidos. No otras puses, plankumu blīvums var palielināties, ja pieaug viena veida plankumu skaits un veidojas jauni plankumi. Tas notiek tad, kad zeme tiek transformēta, piemēram, lauksaimniecības zeme tiek transformēta meža zemē, kā tas ir noticis Burtnieku drumlinu laukā.

Kā bija sagaidāms, līdz ar dažādu zemes segumu veidu plankumu blīvumu pieaugumu ir samazinājies plankumu vidējais izmērs (AREA_MN) (3.10. att.), izņemot apbūves plankumus. Gandrīz visos pētītajos ainavapvidos, izņemot Vidzemes piekrastes ainavapvidu un Salacas apvidu ar Salacas ieleju, lauksaimniecības zemju plankumu lielums ir samazinājies

aptuveni par 50–60%. Šāda samazināšanās novērojama gan Burtnieku drumlinu āru apvidū ar Sedas mežaines joslu, kur pagājušā gadsimta 30. gados lielākajā apvidus daļā dominēja lauksaimniecības zemes, gan arī Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū, kur šai laikā lielākā apvidus daļā dominēja meža zemes. Vidzemes piekrastes ainavapvidū un Salacas apvidū ar Salacas ieleju, kur lauksaimniecības zemju ainavu plankumi mainījušies vismazāk, arī pagājušajā gadsimta pirmajā pusē lauksaimniecības zemju plankumi bija vismazākie un to vidējais izmērs nepārsniedza 10 ha (3.5. un 3.7. tab.).

Visvairāk pagājušā gadsimtā ir samazinājušies meža plankumu vidējais izmērs ainavapvidos, kuros pagājušā gadsimtā ainavas pamatni veidoja meža zemes (3.10. att.).

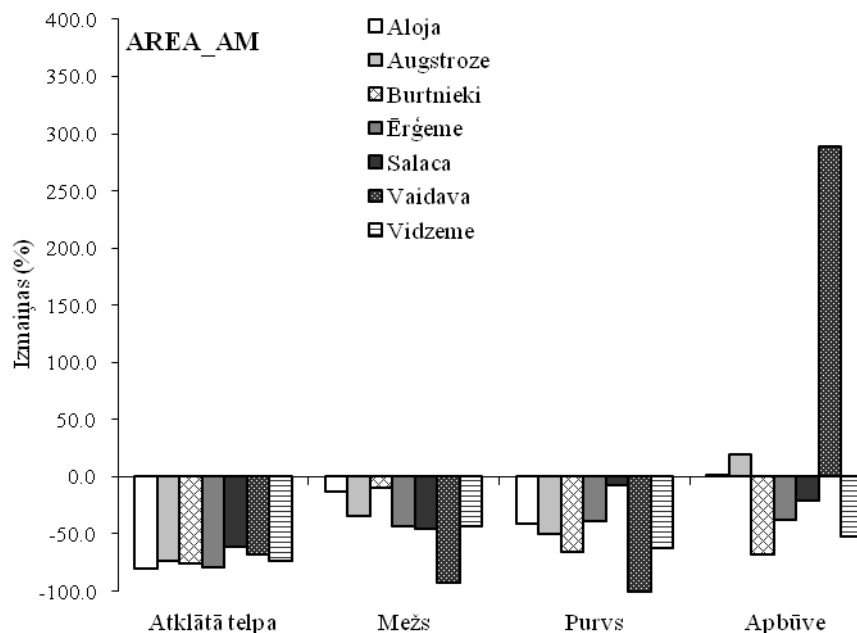


3.10. att. Dažādu zemes seguma veidu plankumu vidējās platības (AREA_MN) izmaiņas (%) ZBR ainavu apvidos laika posmā no 1927. gada līdz 2003. gadam

Tas ir novērojams Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū, Vidzemes piekrastes ainavapvidū un Salacas apvidū ar Salacas ieleju. Kā jau iepriekš tika atzīmēts, minētais process galvenokārt skaidrojams ar meža zemju meliorāciju un ceļu izbūvi. Purvu plankumu vidējais izmērs, kā jau bija sagaidāms, visvairāk samazinājies Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū.

Dažādu zemes seguma veidu plankumu platības vidējās svērtās vērtības (AREA_AM) izmaiņas (3.11. att.) kopumā parāda tās pašas telpiskās likumsakarības, ko atklāj plankumu vidējā izmēra (AREA_MN) diagramma (3.10. att.). Līdz ar to var secināt: lai gan mežazemju platības pieaug, tomēr visos ainavapvidos raksturīga meža zemju sadalīšana mazākos plankumos, it sevišķi apvidos, kur pagājušajā gadsimtā ainavas pamatni veidoja meža zemes. Diskutējams ir jautājums par minētā procesa ietekmi uz bioloģisko daudzveidību un

ekoloģiskajiem procesiem. Lielākajā daļā zinātnisko publikāciju tiek norādīts, ka mežu zemju fragmentācija ietekmē dzīvnieku populācijas un atsevišķas dzīvnieku sugas (Tschardtke, 1992; Robinson et al., 1995; Fähring, 1997; Villard et al., 1999; Díaz et al., 2000; Komonen et al., 2000; Loreau, 2001; Davies et al., 2001; Doherty et al., 2002), un pat meža augu sabiedrības (Burke & Nol, 1998; Cunningham, 2000; Laurance et al., 2000).

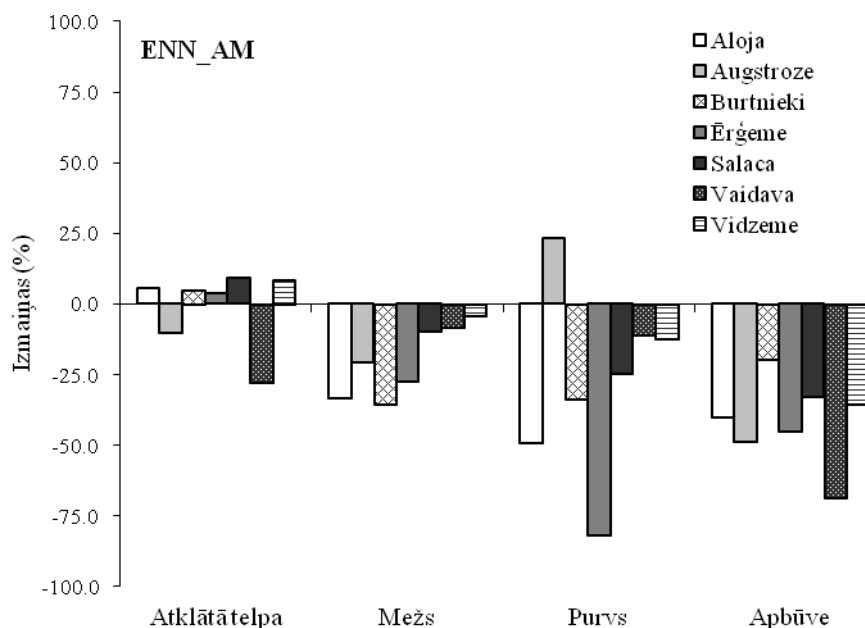


3.11. att. Dažādu zemes seguma veidu plankumu platības vidējās svērtās vērtības (AREA_AM) izmaiņas (%) ZBR ainavu apvidos laika posmā no 1927. gada līdz 2003. gadam

Tā kā meža zemju sadalīšana Latvijā pagājušajā gadsimtā galvenokārt bija saistīta ar drenāžas novadgrāvju izbūvēšanu, pētījumi Latvijā (Indriksons, 2010) parāda, ka nosusinātajos mežos izmainās biogēno vielu aprīte un mežaudzes sastāvs. Promocijas darba iepriekšējā sadaļā tika atzīmēts, ka meža ceļu un novadgrāvju tīkls Latvijas mežos ir ļoti blīvs un vēsturiski labi integrēts ainavā, tāpēc nav pamata uzskatīt, kas tas pazemina putnu dzīvotņu kvalitāti (Mežsaimniecības ietekme uz putnu sugu daudzveidību, 2009). Savukārt citā pētījumā (Priednieks et al., 1999) tiek atzīmēts, ka viens no nozīmīgākajiem faktoriem, kas var būtiski ietekmēt reto putnu sugu sastopamību, ir traucējumi ligzdošanas laikā, diemžēl līdz ar ceļu izbūvēšanu traucējumu skaits būtiski palielinās. Latvijā šādi pētījumi ir nepietiekami, tāpēc pilnībā nevar novērtēt mežu ainavas sadalīšanas ietekmi uz bioloģisko daudzveidību.

Kaut ainavas indikatori uzrāda, ka lielā daļā ZBR ainavapvidu ir būtiski samazinājies dažādu zemes segumu veidu plankumu izmērs, kā arī pieaudzis plankumu blīvums, tomēr tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma (ENN_AM) indikators atklāj, ka attālums starp lauksaimniecības zemju plankumiem tikpat kā nav mainījies, bet starp meža, purvu un

apbūves plankumiem ir samazinājies (3.12. att.). Attālums starp meža plankumiem samazinājies galvenokārt tāpēc, ka pagājušā gadsimta 30. gados vienu meža plankumu citu no cita atdalīja lauksaimniecības zemes, bet 21. gs. sākumā meža zemes ir sadalītas ar novadgrāvjiem un ceļiem. Līdz ar to visā ainavu apvidū skaitliski ir samazinājies attālums starp meža plankumiem, jo novadgrāvji ir relatīvi šauri, bet lauksaimniecības zemes – relatīvi plašākas. Šajā gadījumā tas neliecina, ka gadsimta laikā būtiski būtu uzlabojusies ainavu struktūra, kas atvieglotu mežu sugu migrāciju. Tomēr nedrīkst ignorēt faktu, ka lauksaimniecības zemju apmežošanas rezultātā attālums starp mežu zemju plankumiem tomēr ir samazinājies. Tas, pirmkārt, attiecas uz ainavapvidiem (Burtnieku drumlinu āru apvidu ar Sedas mežaines joslu, Alojās–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidu, Ērgemes pauguraines ainavapvidu), kuros pagājušā gadsimta sākumā dominēja lauksaimniecības zemes, bet gadsimta laikā izveidojušies daudzi jauni meža puduri.

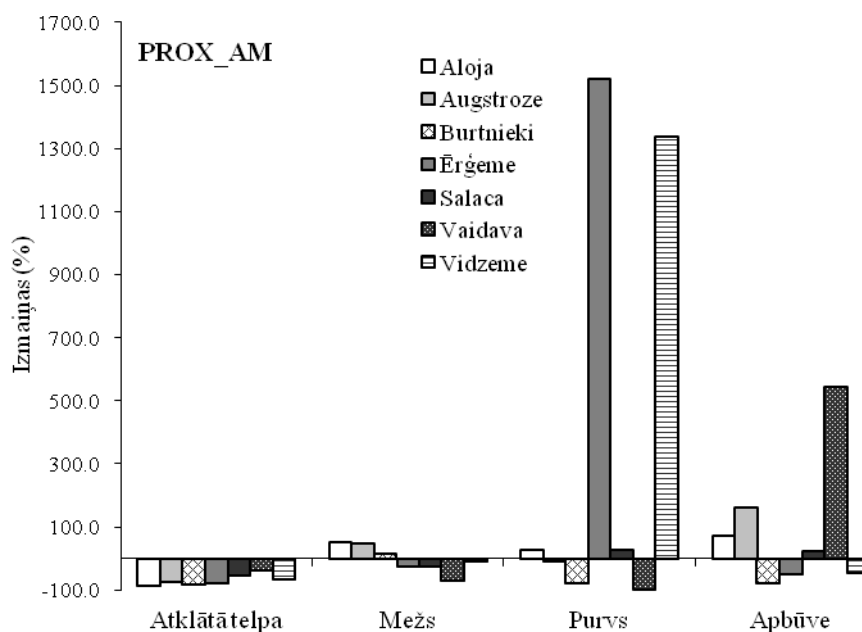


3.12. att. Dažādu zemes seguma veidu plankumu tuvākā kaimiņa Eiklīda attāluma (ENN_AM) izmaiņas (%) ZBR ainavapvidos laika posmā no 1927. gada līdz 2003. gadam

Atklāto telpu plankumu tuvuma indeksa (PROX_AM) skaitliskās vērtības samazināšanās pagājušajā gadsimtā (3.13. att.) rāda, ka plankumi veido ievērojami mazāk blīvas plankumu grupas (plankumi ir plašāk izkaisīti, un tie aizņem ar mazāku platību), bet mazās ENN izmaiņas liecina par to, ka atklāto telpu plankumi saglabā savstarpējo saistību, kas ir iespējams, ja plankumu grupām ir lineāra forma.

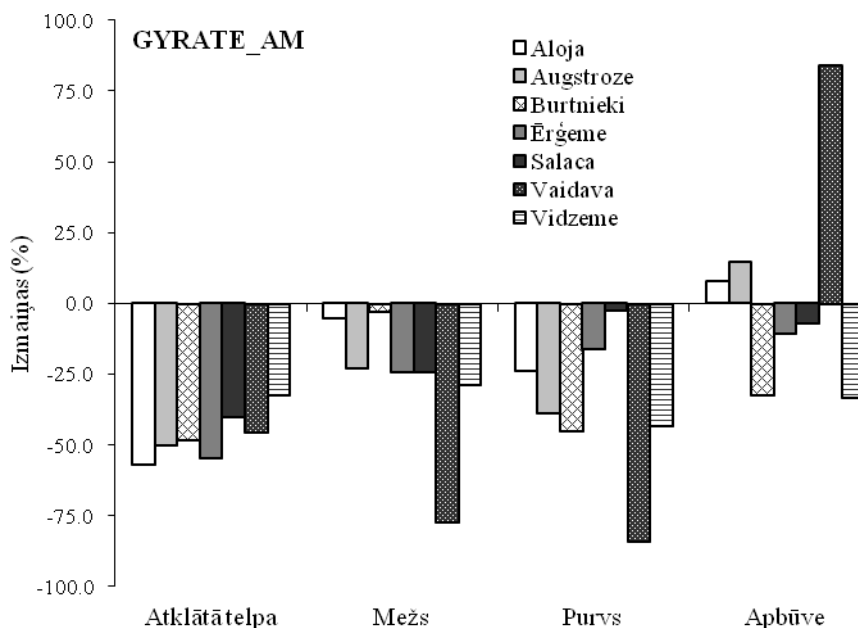
Meža plankumu tuvuma indekss ir palielinājies Alojās–Limbažu āru un iegultņu ezeru ainavapvidū, Augstrozes pauguraines ainavapvidū un Burtnieku drumlinu āru apvidū ar Sedas

mežaines joslu, tas ir, ainavapvidos, kur pagājušā gadsimta pirmajā pusē ainavas rakstu noteica plašas lauksaimniecības zemes. Tas nozīmē, ka, veidojoties jauniem meža plankumiem, ainava kļuvusi viendabīgāka. No visiem pētītajiem ainavu apvidiem meža zemju plankumu izvietojuma tuvuma indekss visvairāk samazinājies Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū, un tas ir skaidrojams ar mežu ainavas izteikto fragmentāciju.

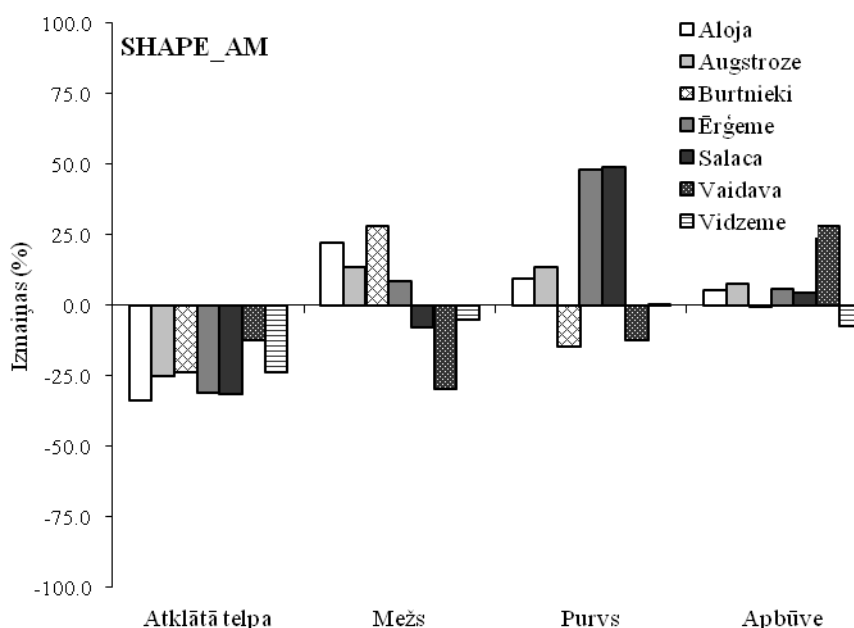


3.13. att. Dažādu zemes seguma veidu plankumu tuvuma indeksa (PROX_AM) izmaiņas (%) ZBR ainavu apvidos laika posmā no 1927. gada līdz 2003. gadam

Plankumu kompakta indikators (GYRATE_AM) skaidri attēlo, ka zemes segumu plankumu forma 21. gs. sākumā, salīdzinot ar pagājušā gadsimta pirmo pusi, ir kļuvusi daudz kompaktāka (3.14. att.). Tomēr lauksaimniecības zemēm GYRATE_AM ir samazinājies par 26–50%, bet lielākajai daļai meža zemju izmaiņas nav tik būtiskas. Kā atzīmē A. Melluma (1994), padomju laikā lauksaimniecības zemju meliorācijas dēļ ainavu struktūra ir vienkāršojusies. Tas varētu būt galvenais cēlonis, kas izskaidro, kāpēc atklāto telpu zemes segumu veida plankumi ir kļuvuši kompaktāki. Arī meža zemju meliorācija ir veicinājusi šo plankumu kompakta pieaugumu. Vislielākais meža zemju kompakta pieaugums ir vērojams Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidū, jo tur ir bijusi ievērojama meliorācija, kā arī atsevišķi lauksaimniecības zemju plankumi ir aizauguši ar mežu (3.14. att.).



3.14. att. Dažādu zemes seguma veidu plankumu kompaktuma (GYRATE_AM) izmaiņas (%) ZBR ainavu apvidos laika posmā no 1927. gada līdz 2003. gadam



3.15. att. Dažādu zemes seguma veidu plankumu plankuma formas (SHAPE_AM) izmaiņas (%) ZBR ainavu apvidos laika posmā no 1927. gada līdz 2003. gadam

Kā jau bija sagaidāms, pateicoties lauksaimniecības zemju meliorācijai un masivizācijai, atklāto telpu plankumu forma (SHAPE_AM) ir kļuvusi vienkāršāka (3.15. att.). Savukārt meža zemju plankumu forma ainavapvidos, kur pagājušā gadsimta pirmajā pusē dominēja lauksaimniecības zemju ainavas vai mozaīkveida ainavas, kļuvusi sarežģītāka, bet tur, kur dominēja meža ainavas, – vienkāršāka.

Ainavu struktūras kvantitatīvie indikatori parāda, ka nozīmīgākā saimnieciskā darbība, kas ietekmēja ZBR ainavu telpisko struktūru pagājušajā gadsimtā, bija lauksaimniecības un meža zemju nosusināšana ar vaļējiem drenāžas novadgrāvjiem. Tā izraisīja plašu vienlaidus plankumu, īpaši meža plankumu, sadalīšanu. Visos ainavapvidos, izņemot Vaidavas ielieces mežaines ainavapvidu, ir pieaudzis meža teritoriju īpatsvars, aizaugot atklātajām un nosusinātajām purvu teritorijām. Meža platība un plankumu skaits ir sevišķi pieaudzis ainavapvidos, kuros pagājušā gadsimta pirmajā pusē dominēja lauksaimniecības zemju ainavas.

Visos ainavapvidos ir samazinājies atklāto telpu īpatsvars. Tās ir kļuvušas fragmentētākas, vairāk izolētas. Atklāto telpu lielo masīvu platības ir samazinājušās, tās fragmentē meža plankumi. Izteiktāka ir kļuvusi atklāto telpu plankumu grupēšanās lineārā virzienā gar autoceļiem.

Pētījumi, kas veikti gan ZBR (Tērauds et al., 2008), gan citās Latvijas vietās (Penēze, 2009), parādīja, ka kopš 30. gadiem atklāto telpu platības ir ievērojami samazinājušās un tās ir vairāk fragmentējušās, bet meža zemes kļuvušas plašākas un homogēnākas. Tomēr, ja ainavu struktūras analīzē ņem vērā novadgrāvju tīklu, tad arī mežu ainavā novērojama tās fragmentācija. Turpinoties līdzšinējam ainavas transformācijas procesam, lielāko atklāto telpu plankumiem telpiski samazinoties un mazajiem plankumiem izzūdot, tiek apdraudēti daudzi biotopi un dzīvotnes. Piemēram, jau šobrīd samazinās bioloģiski vērtīgo zālāju platības, un lielā daļā gadījumu tas saistīts ar pļavu un ganību aizaugšanu ar krūmiem (Tērauds & Silamiķele, 2010). Putnus, kuri dzīvo vai barojas atklātajās telpās, negatīvi ietekmē šo teritoriju stipra fragmentēšana un izzušana, tādēļ šo sugu īpatņu skaits samazinās (Auniņš, 1999; Bergmanis, 1999; Keišs, 1999).

Ainavu struktūras telpisko izmaiņu pētījuma rezultāti mērogā 1 : 75 000, kas iegūti, izstrādājot promocijas darbu, parāda ainavu telpiskās struktūras izmaiņu vispārējās likumsakarības un dod iespēju tās skaidrot un interpretēt. Tomēr, ja ainavu plankumi nodalīti galvenokārt pēc zemes seguma veidiem un mežu plankumu izdalīšanā netiek ņemts vērā mežaudzes sastāvs un vecums, kā arī izcirtumi, tad ekoloģiski vērtēt šādas izmaiņas nevar. Kā atzīmē zinātnieki (Priednieks et al., 1999; Kuoki et al, 2001; Fall et al., 2004), tieši veco mežaudžu fragmentācijai ir vislielākā nozīme bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā mežu ainavā. Tomēr Latvijas mežos, kas tikuši ilgstoši saimnieciski izmantoti, veikt pētījumus par veco mežaudžu teritoriālo struktūru, izmantojot vidēja mēroga datus, nav lietderīgi. Latvijā veiktais pētījums (Rendenieks, 2010) parāda, ka ZBR veco mežaudžu fragmentācijas process

ir norisinājies dažādi, jo pagājušajā gadsimtā atsevišķu sugu veco audžu platības ir palielinājušās, bet citu sugu – samazinājušās.

Pirms veco mežaudžu telpiskās struktūras izmaiņu analīzes svarīgi ir izprast kopējās mežu ainavas struktūras izmaiņas. Tāpēc promocijas darbā nākamā sadaļa ir veltīta ZBR lielāko meža masīvu vēstures izpētei.

4. Mežu ainavas struktūras izmaiņa ZBR teritorijā

4.1. Mežaudžu valdošās sugas un tās izmaiņas pagājušajā gadsimtā

Meža ainavas struktūras izmaiņu izpētei laika posmā no 1930. gada līdz mūsdienām tika izvēlēti četri Latvijas valsts īpašumā esoši meža masīvi. Kopējā masīvu platība ir 29 875 ha. Šajā laikā posmā ar mežu klātā platība pētītajās teritorijās ir pieaugusi no 80 līdz 91% (4.1. tab.). Meža apauguma platības pieaugums skaidrojams ar citu zemes segumu veidu apmežošanu.

4.1. tabula

Kopējā pētītās teritorijas platība (ha) un mežaudzes aizņemtā platība (ha; %) četros pētītajos meža masīvos 1929.–1941. un 2008. gadā

Meža masīvs	Kopējā platība (ha)		Mežaudžu aizņemtā platība (ha)		Mežaudžu aizņemtā platība (%)	
	1924–1941	2008	1924–1941	2008	1924–1941	2008
1	9306	9145	8157	8759	88	96
2	6492	6547	4601	5253	71	80
3	5175	5534	3922	5057	76	91
4	8618	8649	6891	8098	80	94
Kopā	29591	29875	23571	27167	80	91

Procentuāli vislielākais mežaudžu platību pieaugums pētītajos meža masīvos ir uz purvu rēķina (4.2 tab.). Tas skaidrojams ar to nosusināšanu, klimata pārmaiņām un ar to saistītu dabisku koku apauguma veidošanos.

4.2. tabula

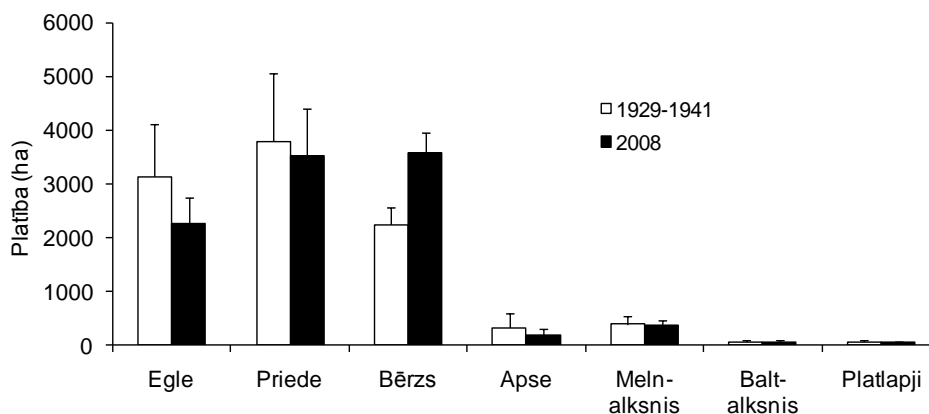
Dažādu zemes izmantošanas veidu (izņemot mežaudzi) aizņemtā platība (ha; %), kas laika posmā no pagājušā gadsimta pirmās puses līdz mūsdienām transformēta par mežaudzi

Zemes izmantošanas veids	Platība	
	(ha)	(%)
Sūnu purvs	1209	35.0
Izcirtums	680	19.7
Pļava	567	16.4
Cirisma	342	9.9
Lauce	234	6.8
Zāļu purvs	174	5.0
Dienesta zeme	83	2.4
Cita zeme	164	4.7
Kopā	3454	100.0

Drenāžas lielo ietekmi uz purvu veģetācijas izmaiņām un atklātas ainavas pārveidošanos par slēgtu mežaudzi, kā arī uz kokaudzes sugu nomaiņu purvu vai tās apkārtnes nosusināšanas dēļ apraksta daudzi zinātnieki (Āboliņa et al., 2001; Hökkä & Laine; 1988, Linderholm & Leine; 2004). Linderholms un Laine (Linderholm & Leine, 2004) savukārt uzsver klimata pārmaiņu ietekmi uz augsto purvu aizaugšanu.

Pētītajos meža masīvos lauksaimniecībā izmantojamās zemes (pļavas, lauces, dienesta zemes), kas laika gaitā apmežojušās, pagājušā gadsimta sākumā aizņēma tikai 3% no kopējās pētīto mežu masīvu platības. Līdz ar to var uzskatīt, ka lielākā daļa pētīto mežaudžu zemes ilgstoši izmantotas kā meža zemes.

Pētītajās meža ainavās pagājušā gadsimta pirmajā pusē valdošā suga bija priede un egle, bet relatīvi mazāk bija izplatīts bērzs. 2008. gadā ievērojami ir pieaugušas mežaudžu platības, kurās valdošā suga ir bērzs, bet skujkoku platības ir samazinājušās (4.1. att.). Nedaudz ir samazinājušās to mežu nogabalu platības, kur dominē priede, bet krietni ir samazinājušās platības, kur valdošā suga ir egle.



4.1 att. Mežaudžu platību sadalījums pēc valdošajām sugām 1929.–1941. un 2008. gadā. Kolonnas attēlo katras valdošās sugas vidējo platību (hektāri $\times 10\,000\text{ ha}^{-1}$), kas aprēķināta četrām ainavu teritorijām ($n = 4$), un standarta novirzi

M. Laiviņš (1998) norāda, ka kopumā Latvijā šajā periodā priedes īpatsvars mežos ir samazinājies par 13,2%, bet egles īpatsvars – par 9% no mežu kopplatības. Tātad, pieaugot mežu platībām uz bijušo lauksaimniecības zemju rēķina, priede un egle nav bijušas dominējošās sugas. Lapu koku aizņemtās platības pieaugums pētītajos meža masīvos liecina, ka pēc mežu nociršanas galvenajā cirtē liela daļa audžu atjaunojušās dabiski.

Telpiski analizējot sugu nomaiņu pētītajā laika posmā, konstatējams, ka meža nogabalos, kuros pagājušā gadsimta pirmajā pusē dominēja priede un bērzs, valdošās sugas nomaiņa ir

notikusi mazākā apmērā nekā pārējo sugu aizņemtajos nogabalos (4.4. tab.). Priede kā valdošā suga ir saglabājusies 73% audžu platību, bērzs – 60% audžu platību, bet pārējās priežu audzes tikušas nomainītas ar egļu un bērzu audzēm, savukārt bērzu audzes – galvenokārt ar egļu audzēm. Tanī paša laikā bērzu audžu īpatsvars mūsdienās ir būtiski pieaudzis uz citu audžu (egļu un lapu koku) rēķina. 39% gadījumu bērza audzes izveidojušās bijušo egļu audžu platību vietā un 42–63% gadījumu bērza audzes izveidojušās bijušo citu lapu koku sugu audžu platībās. Bērza audzes ir veidojušās arī gandrīz pusē no bijušajām lauksaimniecības teritorijām. Retāk bērza audzes ir sastopamas bijušo priežu audžu vai purvu vietā. Platlapju sugas, salīdzinot ar citām sugām, ļoti veiksmīgi izkonkurē bijušās egļu audzes. 2008. gadā 58% ozola un oša audzes ir veidojušās tieši bijušo egļu audžu vietā.

Pavisam 6% no pētītās meža ainavu teritorijas tiek aizsargāti (4.3. tab.). Aizsardzības veidi ir dabas parki, dabiskie meža biotopi, ekosistēmu aizsardzības rezervāti, mikroliegumi, kas domāti sugu un biotopu aizsardzībai (medņu riests, melnā stārķa vai mazā ērgļa ligzdošanas vietas, aizsargājami augi un trauslas ekosistēmas). Lielākā aizsargāto teritoriju proporcija pētītajās meža ainavās ir apšu un melnalkšņu audzēs (attiecīgi 21 un 19%), kaut arī to īpatsvars visā teritorijā ir ievērojami mazāks nekā skuju koku un bērza audzēs. Egles un bērza audzēs ir zemākais aizsargāto teritoriju īpatsvars – attiecīgi 4 un 3% no kopējās šo sugu aizņemtās platības ainavās.

4.3. tabula

Aizsargātās teritorijas īpatsvars dažādu valdošo sugu audzēs mūsdienās

Sugas	Aizsargātās teritorijas īpatsvars (%)
Egļe	4
Priede	9
Bērzs	3
Apse	21
Melnalksnis	19
Platlapji	12
Kopā	6

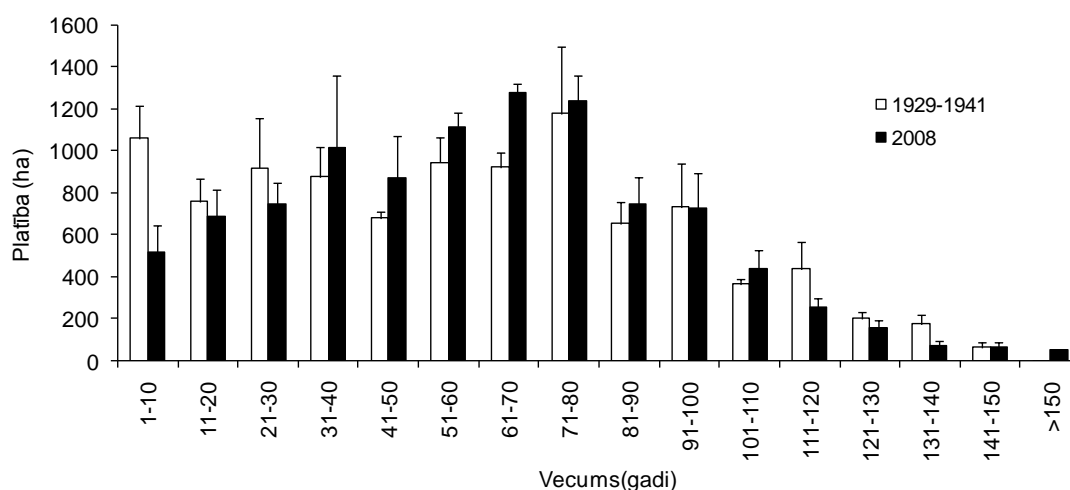
4.4. tabula

Mežaudzē valdošo koku sugu un citu zemes seguma veidu 2008. gadā aizņemtā platība (%) katrā 30. gadu mežaudzē valdošo koku sugu un citu zemes seguma veidu teritorijā.

1929.–1941. gads	2008. gads											
	Egle	Priede	Bērzs	Apse	Meln- alksnis	Balt- alksnis	Platlapji	Izcirtums	Purvs	Lauk- saimniecība	Cits	Kopā
Egle	44	9	39	1	4	<1	1	2				100
Priede	12	73	12	<1	<1	<1	<1	1	<1		<1	100
Bērzs	21	8	60	3	4	<1	<1	3	<1		<1	100
Apse	31	6	42	17	2	<1	1	1	<1			100
Melnalksnis	11	2	53	1	27	<1	2	2	<1		<1	100
Baltalksnis	31	2	42	3	7	8	2	4			<1	100
Platlapji	11	3	64	1	10	<1	8	2	<1		<1	100
Izcirtums	11	29	48	2	4	<1	<1	4	1			100
Purvs	<1	39	4	<1				<1	56			100
Lauksaimniecības zemes	13	23	41	<1	4	3	<1	<1	6	2	6	100
Cits	37	10	27	3	3	9	<1	1	<1		9	100

4.2. Mežaudžu vecuma struktūras raksturojums

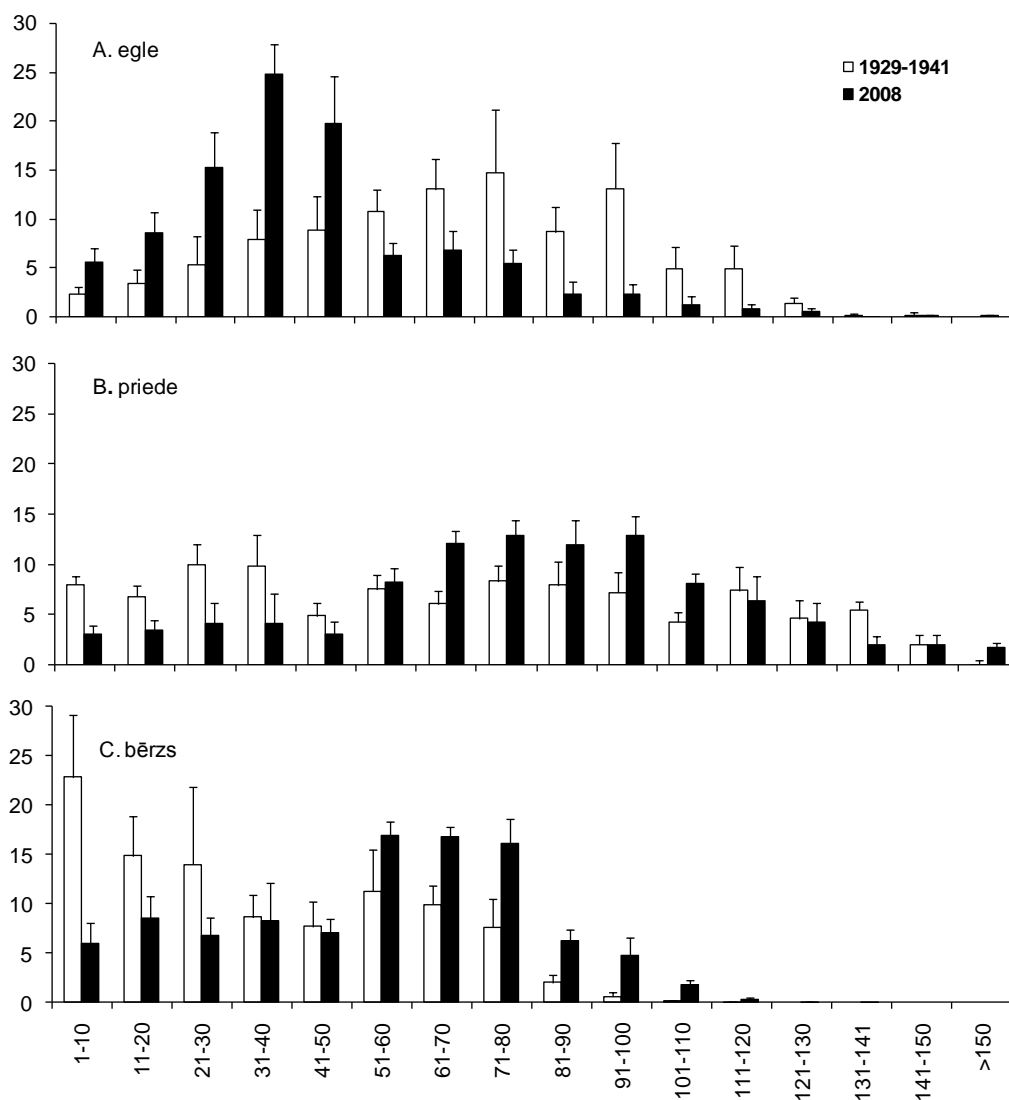
Pagājušā gadsimta pirmajā pusē meža ainavā audžu vecuma struktūra bija relatīvi viendabīga, jo audzes, kuru vecums ir 10–100 gadu, aizņēma aptuveni vienādu platību. Nelielu platību aizņēma audzes, kas ir vecākas par 100 gadiem (4.2. att.). 2008. gadā kopumā dažādu vecuma klašu procentuālais sadalījums ir relatīvi līdzīgs pagājušā gadsimta pirmajai pusei, tomēr 21. gs. sākumā relatīvi mazāk ir to audžu, kas ir jaunākas par 40 gadiem. Abos pētījuma periodos reti ir sastopamas audzes, kuru vecums ir 140 un vairāk gadu.



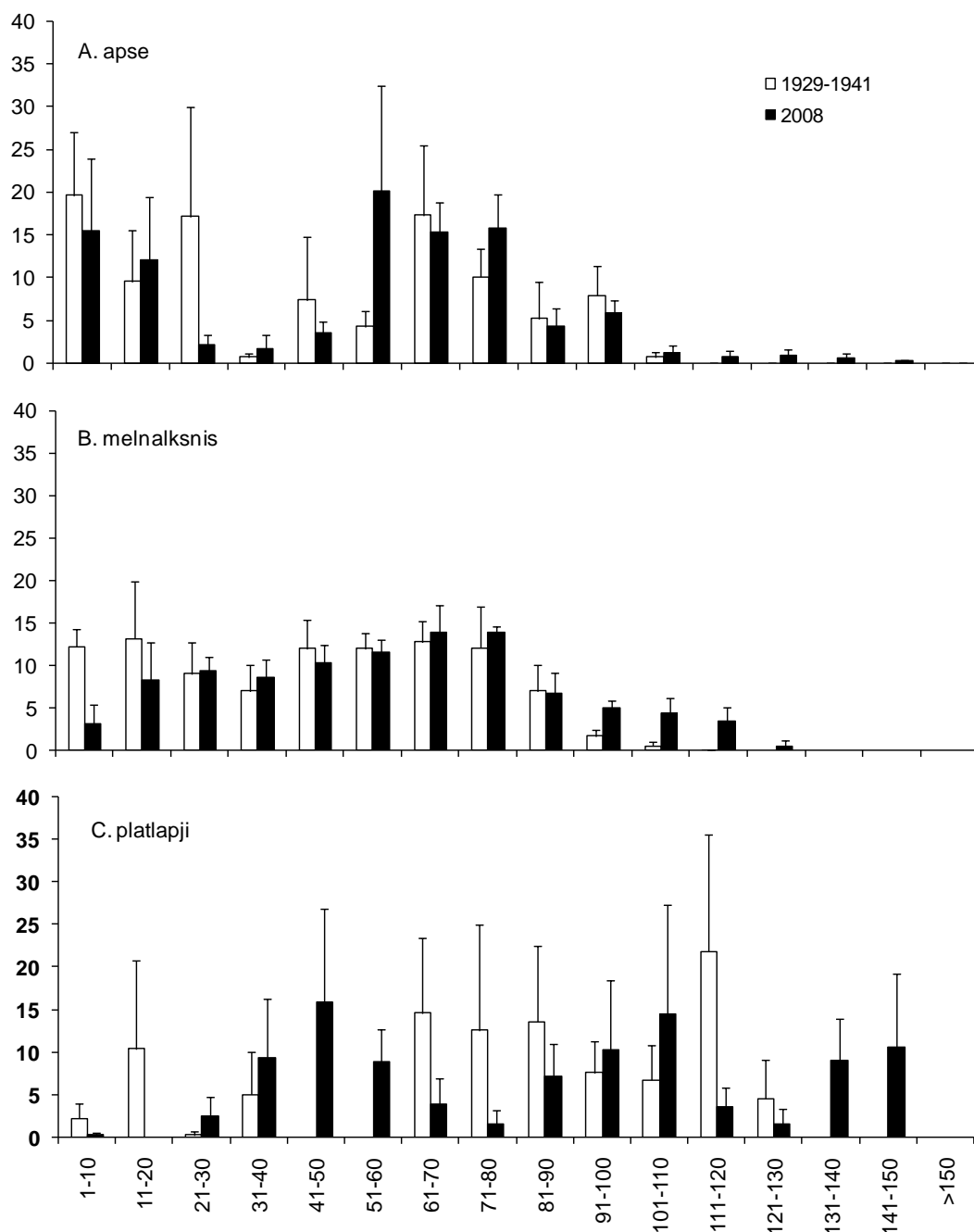
4.2. att. Dažādu mežaudžu vecuma klašu aizņemtā platība (ha) pētītajās meža ainavās 1929.–1941. un 2008. gadā. Kolonnas attēlo katras vecuma grupas vidējo platību (hektāri x 10 000 ha⁻¹), kas aprēķināta četrām ainavu teritorijām ($n = 4$), un standarta novirzi

1929.–1941. gadā egļu audzes vecumā virs 60 gadiem pētītajos meža nogabalos bija plaši izplatītas. Savukārt 2008. gadā ievērojami lielāku platību aizņem 21–50 gadus vecas audzes, bet vecu audžu īpatsvars ir zemāks (4.3. A attēls). Priežu audzēm 1929.–1941. gadā ir novērojams relatīvi līdzīgs vecuma klašu sadalījums (4.3. B attēls). Nedaudz lielāks ir 20–40 gadus vecu priežu audžu īpatsvars. 2008. gadā relatīvi lielākās platības aizņem 61–100 gadus vecas priežu audzes. Pagājušā gadsimta pirmajā pusē starp bērzu audzēm dominē relatīvi jaunas audzes (līdz 30 gadu vecas), savukārt 2008. gadā lielākā daļa ir vecumā no 50 līdz 80 gadiem (4.3. C attēls). Eiropas apses (*Populus tremula* L.) audzēs abos pētītajos laika posmos ir bimodāls vecuma sadalījums, un lielākas platības aizņem gan jaunas audzes, gan audzes, kuru vecums ir virs 60 gadiem (4.4. A attēls). Melnalkšņa audzēs abos laika posmos ir līdzīgs

vecuma sadalījums, bet ir arī izņēmums – 2008. gadā ir lielāks to audžu īpatsvars, kuras ir vecākas par 90 gadiem (4.4. B attēls). Platlapju audzēs ir vērojama izteikta dominējošā vecuma sadalījuma maiņa no 70–120 gadus vecām audzēm (pirms 1941. gada) uz jaunām audzēm, kuru vecums ir līdz 70 gadiem (2008. gadā), lai gan maksimālais platlapju audžu vecums 2008. gadā ir pieaudzis par 20 gadiem.



4.3. att. Egles *Picea abies* (A), priedes *Pinus sylvestris* (B) un bērza *Betula* sp. (C) audžu vecuma klašu aizņemtā platība (%) pētītajos meža masīvos 1929.–1941. un 2008. gadā. Diagramma attēlo vecuma klašu vidējo īpatsvaru starp 4 ainavām un īpatsvara standarta novirzi ($n = 4$)



4.4. att. Apses *Populus tremula* (A), melnalkšņa *Alnus glutinosa* un (B) un platlapju (ozola *Quercus robur* un oša *Fraxinus excelsior*) (C) audžu vecuma klašu aizņemtā platība (%) pētītajos meža masīvos 1929.–1941. un 2008. gadā. Diagramma attēlo vecuma klašu vidējo īpatsvaru starp 4 ainavām un īpatsvara standarta novirzi ($n = 4$)

4.3. Diskusija par ZBR lielo meža masīvu ainavas struktūras izmaiņām

Skujkoku audžu, sevišķi egļu audžu, vecuma struktūra liecina par ievērojamu veco mežu platību samazināšanos, kas sākusies jau 20. gadsimta pirmajā pusē. Tā noteikti ir saistīta ar ciršanas vecuma samazināšanu meža apsaimniekošanas normatīvajos dokumentos. Ciršanas vecums eglei meža apsaimniekošanas noteikumos 1871. gadā bija 150 gadi (Zviedris, 1960), 20. gadsimta pirmajā pusē tas bija 120 gadi (Laiviņš, 2005), un pašlaik ciršanas vecums ir 81 gads vai arī mazāks, ja tiek piemēroti minimālā šķērslaukuma kritēriji. Tātad var secināt, ka vēsturiski bijusi nepieciešamību cirst arvien jaunākus mežus, jo vecākie meži bija izcirsti, kā arī bijis liels pieprasījums pēc koksnes.

Gan pagājušā gadsimta pirmajā pusē, gan mūsdienās pāraugušu priežu (> 140 gadi) un egļu (> 120 gadi) audžu īpatsvars ir mazāks par 4% (priedēm) un 2% (eglēm) no šo mežaudžu kopplatības (4.3. A un B att.). Meža masīvos pašlaik nav audžu, kurās koku vecums tuvojas maksimālajam priedes vai egles vecumam, kas ir vismaz 200 gadi (Siitonen et al., 2000; Andersson & Östlund, 2004; Lilja et al., 2006; Wallenius et al., 2005; Fraver et al., 2008). Pieaugušu priežu (101–140 gadi) audžu īpatsvars abos izpētes periodos bija ap 20%, bet pieaugušu egļu (80–120 gadi) audžu īpatsvars pagājušajā gadsimtā ir samazinājies no 32 līdz 7%. Pāraugušu, vecu audžu platība Latvijas mežu ainavā pēdējos 70 gados procentuāli ir daudz mazāka nekā boreālajā Fenskandijā. 1915. gadā Zviedrijas boreālajā daļā 44% mežu ainavu bija vecāki par 150 gadiem, bet līdz 1990. gadam veco mežu sastopamība te samazinājās līdz 7% (Linder & Östlund, 1998). Zviedrijas ziemeļu daļas mežu ainavā to priežu audžu īpatsvars, kas vecākas par 100 gadiem, 1997 gadā bija 23% (Axelsson & Östlund, 2001), kas ir salīdzināmi ar pieaugušu un pāraugušu mežu izplatību Latvijā. Tomēr neapsaimniekotajās egļu mežu ainavās ziemeļu boreālajos reģionos vairāk nekā 40% meža ir vecāki par 275 gadiem (Wallenius et al., 2005).

Atšķirībā no skuju koku sugām pārauguša bērza (> 71 gads) audžu izplatība pētītajās meža ainavās ir pieaugusi no 11% 1929.–1941. gadā līdz 30% 2008. gadā (4.4. C att.). Līdzīgi bērza audžu izplatībai, pāraugušas apses (> 61 gads) audžu relatīvā izplatība ir pieaugusi no 54 līdz 61% (4.3. A att.), bet nedaudz mazāk ir palielinājušās pārauguša melnalkšņa (> 90 gadi) audžu platības – no 4 līdz 6%. Apmēram puse no šodienas bērza audzēm ir sākušas veidoties pagājušā gadsimta 30.–60. gados un pašlaik sasniegušas 50–80 gadu vecumu. Daļēji bērza audžu platību pieaugumu var skaidrot ar lauksaimniecības zemju apmežošanu (4.4. tab.). Arī mājlopu ganīšana mežos (Dumpe, 1999), kas tika praktizēta 20. gados, varēja izraisīt lapu koku pioniersugu attīstību. Tomēr liela apjoma egļu un lapu koku sugu audžu transformācija par bērza audzēm ir zemas intensitātes meža apsaimniekošanas (Matīss, 1987),

kas tika praktizēta līdz 1960 gadam, rezultāts. Arī vairāk nekā puse no mūsdienu platlapju audzēm, kas ir izveidojušās bijušajās egļu audzēs, visticamāk, ir attīstījušās pēc valdošās egļu audzes nociršanas (Götmark et al., 2005).

Līdz pat 1930. gadam Latvijas meža apsaimniekošanas politikā tika uzsvērts, ka galvenais meža atjaunošanas veids ir dabiskā atjaunošanās, un dažreiz tā tika veicināta ar augšējā kūdras slāņa noņemšanu un pieaugušo egļu ciršanu vairāku gadu garumā, lai nodrošinātu sēkļu izsēšanos cirsmā (Delle, 1931, 1932). Sēkļu sēšana galvenokārt notika vietās, kur nebija paredzēta dabiskā atjaunošanās. Sēkļu sēšanu pārsvarā lietoja, atjaunojot galvenokārt priežu, mazāk egļu audzes (Zviedris, 1940; Mangalis, 1991). Stādīšana tika izmantota relatīvi reti (Delle, 1931), turklāt šo mākslīgo atjaunošanu kavēja sliktie sēkļu gadi un nepietiekamais stādāmais materiāls (Eihe, 1931). Tomēr dabiskā atjaunošanās un sēšana priežu audzēm ir bijusi veiksmīga. Par to liecina tas, ka mūsdienās ir liela 60–100 gadus vecu priežu audžu proporcija un mazs 30. gadu priežu audžu valdošās sugas nomaiņas apjoms (27%) līdz 2008. gadam. Pietiekams sēkļu daudzums un attiecīga augsnes sagatavošana nodrošina labu priedes atjaunošanos (Karlsson & Örlander, 2000).

Pēc 1930. gada lielāka uzmanība tika pievērsta mākslīgai atjaunošanai, un 1935. gadā mākslīgi atjaunotās teritorijas aizņēma lielāku platību nekā dabiski atjaunotās teritorijas. No 1923. līdz 1937. gadu ikgadējā koptā jaunaudžu platība Latvijā pieauga no 400 līdz 6 000 hektāriem (Mangalis, 1991).

Mežaudžu sastāvu ietekmē arī tāds dabiskā traucējuma veids kā ugunsgrēks. Boreālajos reģionos pēc ugunsgrēka, kas pilnībā iznīcina mežaudzi, var veidoties mežaudzes, kurās dominē lapu koku sugas (Axelsson et al., 2002), bet, ja ugunsgrēku nav, tad bērzs var ātri ieviesties arī pēc audzes izrobošanas traucējuma (Lilja et al., 2006). Mežsaimniecības metodes (retināšana un herbicīdu lietošana), kas tika izmantotas 20. gadsimtā, samazināja bērza platības Zviedrijā, lai gan bērzs bija galvenā dabiskās sukcesijas suga pēc meža ugunsgrēkiem (Axelsson & Östlund, 2001). Latvijā pirms 1940. gada ikgadējā meža ugunsgrēkā cietusī platība veidoja mazāk nekā 16% no ikgadējās kailciršu platības (Kronītis, 1991; Matīss, 1991). Tādēļ straujo bērza atjaunošanos 20. un 30. gados nevar skaidrot tikai ar ugunsgrēku izplatību.

Pēc Otrā pasaules kara ātru izmaiņu meža apsaimniekošanas politikā nebija. Līdz 1960. gadam meža mākslīgā atjaunošana turpinājās tāpat kā pirms 1940. gada, un galvenokārt tā notika ar priežu sējumiem (Laiviņš, 1998). Sākot ar 1960. gadu, meža apsaimniekošanā vērojamas izmaiņas un meža atjaunošanā krasi pieauga egļu stādījumu veidošana, kā arī palielinājās koksnes ieguve kopšanas un sanitārajās cirtēs, sasniedzot 1/3 no ikgadējā nocirstās koksnes apjoma (Mangalis, 1991). Mūsdienās pētītajās teritorijās ir augsts to egļu

audžu īpatsvars, kuras ir jaunākas par 50 gadiem (4.3. A att.), un relatīvi liela tādu bērza audžu proporcija, kuras ir vecākas par 50 gadiem, salīdzinot ar egļu audzēm, kuru vecums ir 51–80 gadi (4.3. C att.). Tas nepārprotami liecina par mežu apsaimniekošanas vēstures atspoguļošanu mūsdienu mežu ainavu struktūrā un egļu monokultūru veidošanu 60. gados (Bušs, 1984, Zālītis, 2006). Kā liecina zinātniskās literatūras dati, 1968. gadā 73% visu atjaunoto kailciršu tika apaudzēti ar egli (Bušs et al., 1971). Latvijā relatīvā jaunu bērza audžu (ar vecumu, kas nepārsniedz 20 gadus) platība sugu vecuma struktūrā no 46% 1961. gadā bija samazinājusies līdz 10% 1988. gadā (Kronītis, 1991). Līdzīgs bērza audžu platību samazinājums 20. gadsimtā ir vērojams arī Zviedrijas ziemeļos. To izraisīja intensīvas mežkopības metodes – tika veidotas galvenokārt skuju koku audzes (Hellberg et al., 2009). Tas liecina, ka Latvijā mežsaimniecības intensifikācija ir sākusies apmēram 50 gadus vēlāk nekā Fenoskandijā.

Kā tika atzīmēts iepriekš, mežaudžu platību pieaugumu pagājušajā gadsimtā daļēji var izskaidrot ar mitro mežu un purvu nosusināšanu. Laika posmā no 1929. līdz 1940. gadam nosusināšanas grāvji tika izbūvēti 170 330 hektāros meža, bet līdz 1929. gadam bija nosusināti tikai 54 000 hektāru meža (Sarma, 1951). 60. gados meža nosusināšanas projektos katru gadu bija paredzēts nosusināt ap 30 000 hektāru (Zālītis & Lazdiņš, 1990). Pētītajos meža masīvos 44% purvu teritoriju pagājušajā gadsimtā ir apaugušas ar kokiem (4.4. tab.), un 89% no tiem aizņem priedes. Šo audžu īpatsvars ir 14% no visām priežu audzēm pētītajā teritorijā. Tātad priede ir galvenā suga, kas nomaina purvu biotopu pēc tā nosusināšanas.

Pētītajos meža masīvos 20% egļu audžu, kuru vecums nepārsniedz 60 gadus, ir nosusināti. Iespējams, liela daļa no tām ir atjaunotas pēc kailcirtēm, un, domājams, mežu zemju meliorācija ir noteikusi audzes sugu maiņu, piemēram, no melnalkšņa audzēm uz egļu audzēm. Tomēr tas ir tikai pieņēmums, jo mežaudžu struktūras analīzē lietotos meža taksācijas materiālos nav informācijas par meliorācijas veikšanas laiku. Egles produktivitāte pēc meža nosusināšanas parasti pieaug, bet pēc strauja produktivitātes pieauguma nosusinātos kūdrājos kārtējais pieaugums strauji samazinās (Zālītis un Lībiete, 2005), tāpēc daudzas meliorētas egļu audzes kļūst mazproduktīvas.

Mežu ilgtspējīgā apsaimniekošanā noteikti jāņem vērā koku sugu vecuma struktūra. Salīdzinot dominējošās vecuma grupas mežaudžu valdošo sugu vecuma sadalījuma, koksnes ieguve valsts mežos pētītajā teritorijā, domājams, varētu mainīties no pašlaik dominējošās priedes/bērza/apses koksnes uz egles koksni, kam sekotu bērza/priedes/apses koksne, jo minēto sugu audzes lielākos apjomus tuvākā laikā būs sasniegušas ciršanas vecumā. Pagājušajā gadsimta pirmajā pusē relatīvi izlīdzinātā kokaudzes vecuma struktūra visām pētītajām koku sugām ir mainījusies uz unimodālu sadalījuma struktūru (struktūra ar vienu izteiktu vecuma

grupas dominanci) (4.2. att.). Tas nozīmē, ka koksnes pieejamība nākotnē mainīsies. Meža struktūra dažādos Latvijas reģionos ir atšķirīga (Valsts meža dienests, 2008), jo to ietekmē abiotiski faktori un nav skaidri zināms, vai pētītās teritorijas apjoms ļauj attiecināt iegūtos rezultātus uz visiem Latvijas valsts mežiem. Tomēr pētījumā iegūtais sugu vecuma sadalījums un sastāvs 2008. gadā ir līdzīgs kopējai meža statistikai Latvijā (Valsts meža dienests, 2008), tāpēc var secināt, ka līdzīgas izmaiņas pētītajās meža teritorijās ir norisinājušās visā Latvijā, turklāt visā valstī tika lietotas vienādas mežsaimniecības metodes, kuras radīja unimodālu koku sugu vecuma sadalījumu.

No bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas perspektīvas, aizsargājot daļu no pāraugušajiem mežiem, pētījuma teritorijā ir nepieciešams panākt veco skuju koku audžu (kas vecākas par 150 gadiem) ievērojamu īpatsvara pieaugumu. Tā kā vecu mežaudžu ir relatīvi maz, sagaidāms, ka meža teritorijas ar lielu bioloģisko daudzveidību Latvijā nākotnē būs saistītas ar tādām dabiskām meža struktūrām, kuras ir veidojušās relatīvi īsā laika posmā. Saskaņā ar valstu ziņojumiem MCPFE (*Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe*) (2007) vidējais mirušas koksnes apjoms no hektāra Latvijā ($16,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) ir ievērojami lielāks nekā Zviedrijā ($6,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) un Somijā ($5,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Proporcionāli lielā apses (21%), melnalkšņa (19%) un ozola (12%) audžu nogabalu platība, kas sastopama dabiskos meža biotopos (4.3. tab.), parāda, ka strukturālie elementi, piemēram, mirusī koksne, šādās mežaudzēs var izveidoties salīdzinoši īsākā laika posmā nekā skujkoku mežos. Apmēram 5% melnalkšņa audžu pētītajos meža masīvos ir vecāki par 110 gadiem (šo sugu maksimālais vecums ir apmēram 120 gadi) (McVean, 1953). Pētītajos meža masīvos liela daļa veco mežaudžu atrodas upju aizsargjoslās. Kā rāda pētījumi Lietuvā, piekrastes ekotoni tur veido relatīvi vairāk pāraugušu mežu nekā Zviedrijā, jo bijušajā PSRS teritorijā meži gar ūdenstecēm tika aizsargāti (Lazdinis & Angelstam, 2005). Tāda pati krastu mežu aizsardzības politika bija arī Latvijā, tāpēc pētītajos meža masīvos mūsdienās ir relatīvi liels pāraugušu melnalkšņu audžu īpatsvars.

Kā rāda daudzi biologu pētījumi, vecajām lapu koku audzēm ir liela nozīme bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā Latvijas mežu ainavā. Netraucēti 60–95 gadus veci sukcesijas lapu koku meži ir nozīmīgs biotops baltmuguras dzenim (Angelstam et al., 2004). Savukārt apse, ozols un osis ir svarīgs substrāts epifītiem (Jūraido et al., 2003; Mezaka et al., 2008). Tātad pieaugušie lapu koku meži, kuri veidojušies pirms intensīvas mežsaimniecības pirmsākumiem 60. gados, ir būtisks komponents bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā Latvijā. Pieaugušajos lapu koku mežos nepieciešams uzturēt telpisko nepārtrauktību, jo tiem ir svarīga nozīme bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā.

5. Mežaudžu vēstures ietekme uz dabiskajiem meža biotopiem

Dabiskie meža biotopi (DMB) parasti ir mazas meža audzes, kuras aizņem dažus hektārus un kurās ir nodrošināta izdzīvošanas iespēja retām un apdraudētām sugām, kam ir ļoti specifiskas prasības pret dzīvesvietu (Auziņš & Ek, 2001). Latvijā par DMB ir noteiktas teritorijas, kurās ir biotopu speciālistu sugas, kas nevar izdzīvot audzēs, kuras tiek intensīvi apsaimniekotas. Latvijā DMB platība var sasniegt 10 hektārus un pat vairāk. Tomēr pētījumi atklājuši, ka daudziem mežiem, kas ir ietverti aizsargājamo teritoriju tīklā, nav raksturīgs augsts dabiskums (Ericsson, 2005; Junninen & Kouki, 2006; Jönsson et al., 2009). Iepriekšējie pētījumi ir parādījuši, ka zemas intensitātes meža apsaimniekošana laika posmā no 1918. līdz 1960. gadam ir nodrošinājusi relatīvi augstu bioloģisko daudzveidību Latvijas mežos mūsdienās. Piemēram, Latvijā ir lielas meža speciālistu putnu populācijas (melns stārķis, baltmuguras dzenis) (Birdlife International, 2004). Domājams, ka Latvijā ekstensīva mežu apsaimniekošana ilgtermiņā nodrošinājusi dabisko ekoloģisko procesu nepārtrauktību kādreiz izcirstos mežos.

Pētītajos meža masīvos vislielāko platību dabiskos meža biotopos aizņem priežu audzes (269 ha), kaut arī tās nav dominējošā suga pētītā meža ainavā (2.2. un 5.1. tab.). To, domājams, nosaka DMB priežu audžu izvietojums, jo relatīvi lielas priežu nogabalu platības atrodas purvu malās, kur vēsturiski koku izciršana nav bijusi, un kokaudze te daudzviet attīstījusies pēc mežu nosusināšanas. Arī vēsturisko mežaudžu plānu analīze parāda, ka pagājušā gadsimta pirmajā pusē šajos nogabalos daudzās vietās bijuši purvi (5.2. tab.). Otru lielāko DMB grupu veido bērzu un apšu audzes, kuras aizņem lielāko kopplatību pētītajos meža masīvos. Trešo grupu veido melnalkšņu audzes, kas pētītajos meža masīvos kopumā ir relatīvi maz sastopamas, bet to bioloģiskās daudzveidības vērtība ir ļoti augsta. No visām DMB grupām melnalkšņa audzēs ir relatīvi lielākais cirsto audžu teritorijas īpatsvars laika posmā no 1929.–1941. līdz 2008. gadam, bet priežu audzēs tas ir viszemākais. Tātad melnalkšņu audzes var saglabāt vai relatīvi īsākā laikā var sasniegt DMB atbilstošus kritērijus.

Analizējot, kāda ir mežaudzes attīstība bijušajās lauksaimniecības zemēs (5.2. tab.), redzams, ka atsevišķos gadījumos, ar mežaudzi aizaugot laucēm un pļavām, tās aptuveni 70–80 gadu laikā var sasniegt kritērijus, pēc kuriem izveidojušos mežaudzi klasificēt kā DMB.

5.1. tabula

DMB grupas pētītajos meža masīvos, to aizņemtā platība (ha) un platība, kurā veikti ciršanas darbi laika posmā starp 1929.–1941. un 2008. gadu (ha, %)

DMB grupa	Kopējā platība (ha)	Cirstā platība (ha)	Cirstā platība (%)
Šaurlapu biotopi	187	21	11
Melnalkšņu biotopi	154	61	40
Egļu biotopi	133	14	11
Sausieņu priežu biotopi	125	7	5
Slapjainu un kūdraiņu priežu biotopi	77	5	7
Drenēti priežu biotopi	67	4	7
Platlapju biotopi	36	8	23
Kopā	778	121	16

5.2. tabula

30. gadu purva un lauču/pļavu nogabalu platība (ha, %) dabisko meža biotopu nogabalos, kuri nodalīti mūsdienās. Purva un lauču/pļavu procentuālā platība ir rēķināta no katras biotopu grupas kopējās platības

DMB grupa	Purvs (ha)	Purvs (%)	Lauce (ha)	Lauce (%)
Šaurlapu biotopi	1	1	3	2
Melnalkšņu biotopi	0	0	2	1
Egļu biotopi	0	0	1	1
Slapjainu un kūdraiņu priežu biotopi	51	41	1	0
Sausieņu priežu biotopi	0	0	0	0
Drenēti priežu biotopi	22	33	1	1
Platlapju biotopi	0	0	2	7
Kopā	75	10	10	1

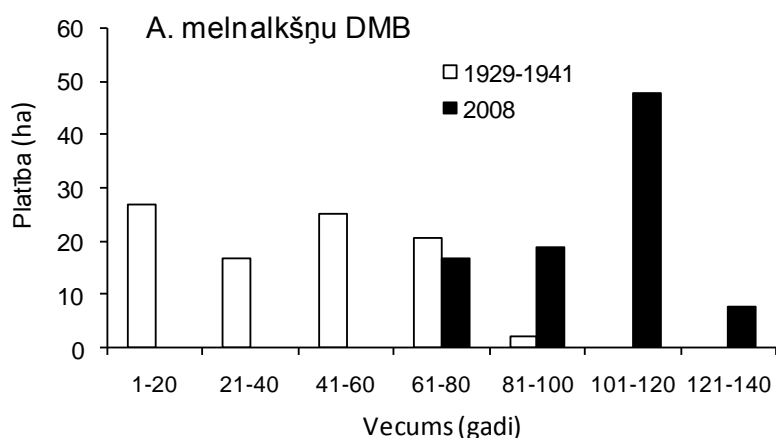
Promocijas darbā analizējot mežaudžu vecuma struktūras sadalījumu mūsdienās nodalītajos DMB nogabalos, noteikts, ka 43% DMB audžu 1929.–1941. gadā bija vecumā līdz 40 gadiem. Tas nozīmē, ka to lielākā daļa, iespējams, ir nocirsta kailcirtē 20.–30. gados.

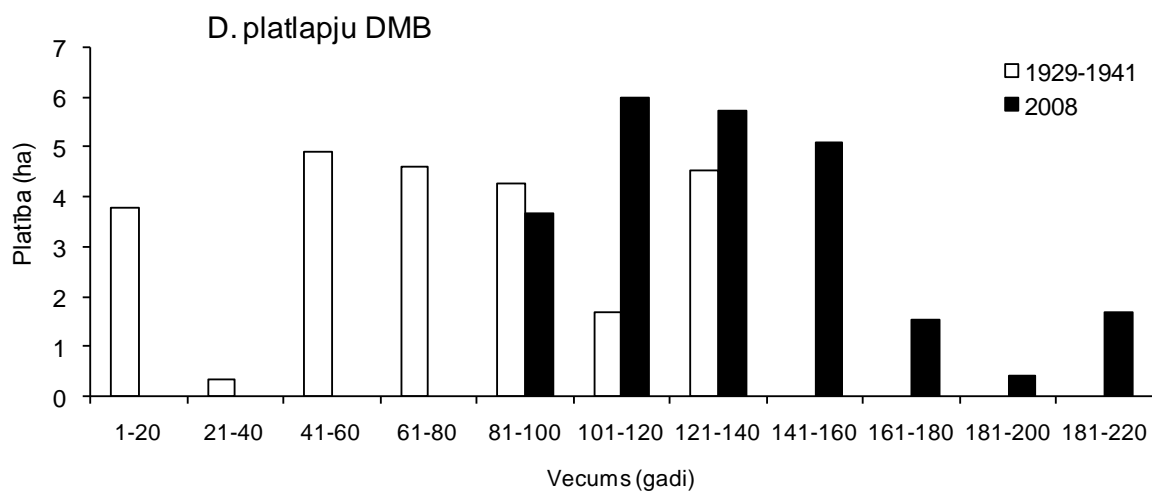
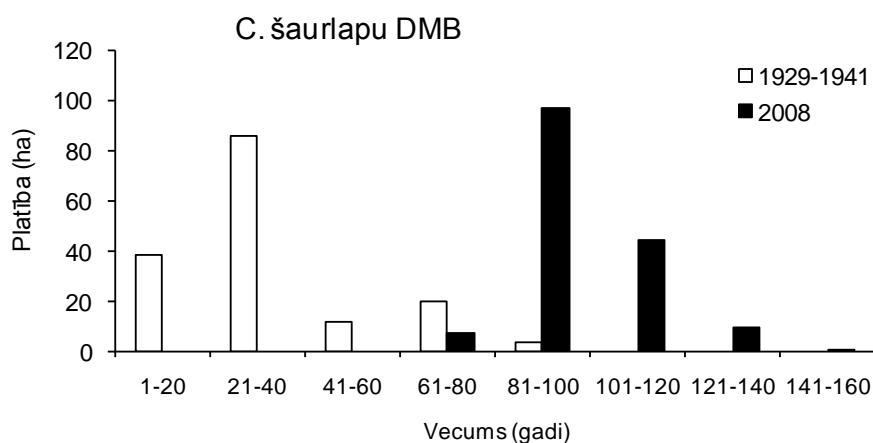
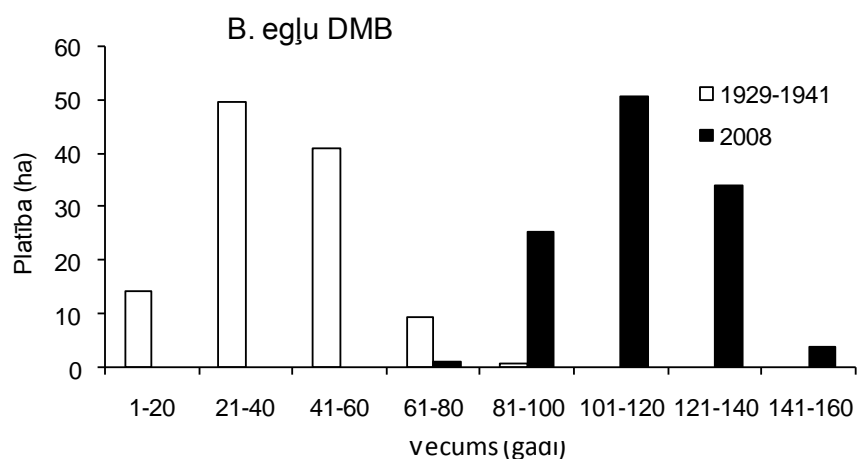
Melnalkšņu DMB audžu (92 ha) vecums mūsdienās ir no 61 līdz 140 gadiem, bet dominē 101 līdz 120 gadu vecas audzes. 30. gados šajos nogabalos melnalkšņu vai citu koku sugu vecums bijis ļoti atšķirīgs, sākot ar jaunaudzēm un beidzot ar 100 gadus vecām audzēm (5.1. A att.). Gandrīz 30% audžu bija vecumā no 1 līdz 20 gadiem. Simts gadus vecās audzes turpmākajos gados vai nu izcirstas kailcirtē, vai arī pašas sabrukušas. Pieņemot, ka melnalkšņu audzēs galvenais traucējumu/atjaunošanās veids ir izrobošanās dinamika, gandrīz visās audzēs ir bijis īss periods ar cilvēka radītu traucējumu.

Egļu DMB (115 ha) pašlaik ir pati lielākā audžu vecuma atšķirība. Mūsdienās nogabalu audžu vecums svārstās no 81 līdz 160 gadiem, bet 30. gados šajos nogabalos valdošās sugas vecums nav pārsniedzis 80 gadus. Te pārsvarā bija audzes vecumā no 21 līdz 60 gadiem (5.1. B att.).

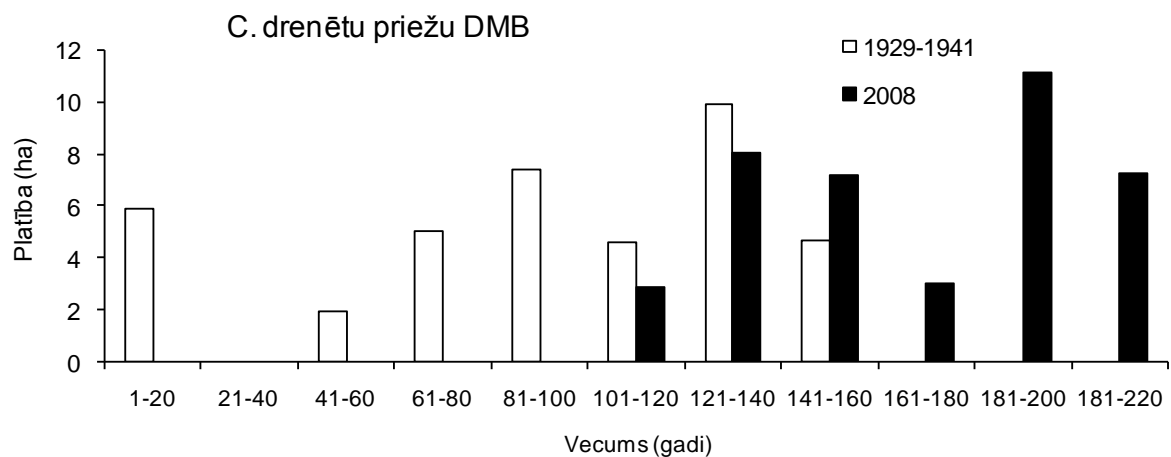
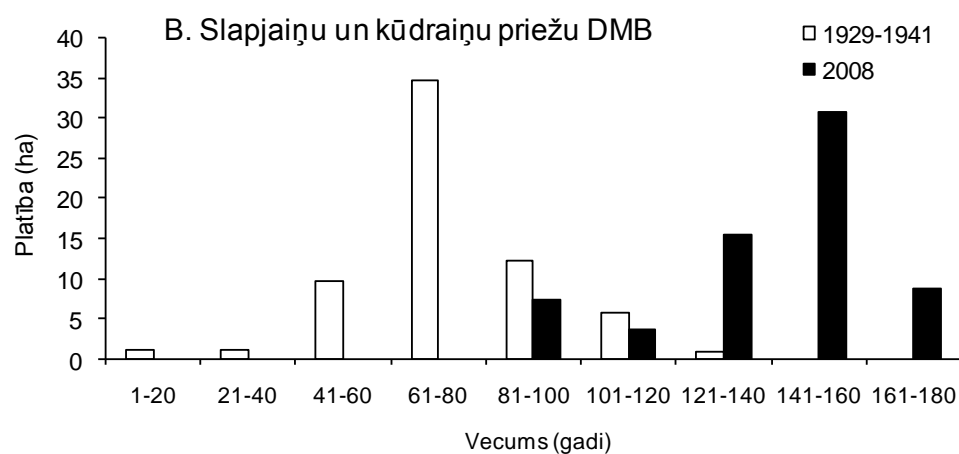
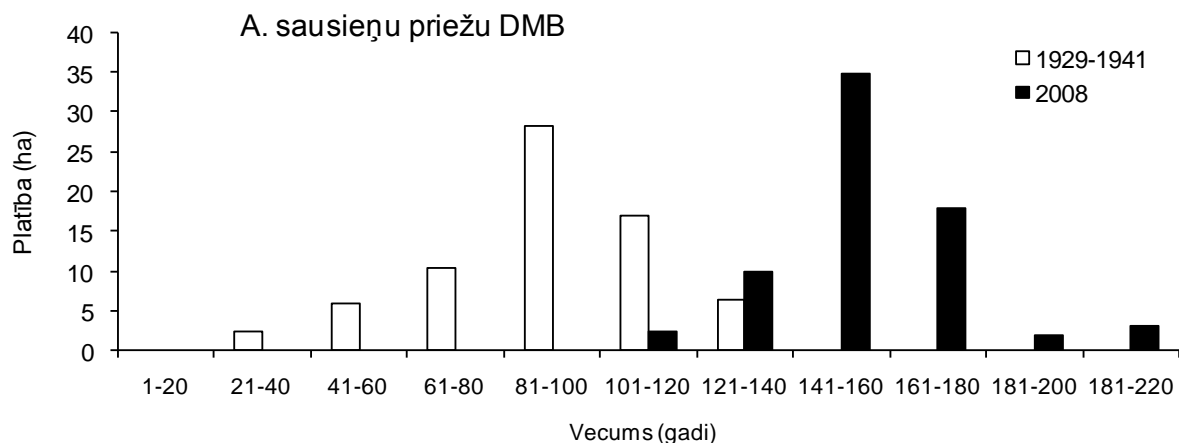
Lielākā daļa no mūsdienu šaurlapu DMB (bērzu/apšu) audzēm ir radušās zemas intensitātes meža apsaimniekošanas rezultātā 20. gadsimta sākumā (kailciršu dabiska atjaunošanās bija plašāk izplatīta nekā stādīšana un sēšana (Delle 1931, 1932)). 30. gados šo audžu nogabalos galvenokārt bija izplatītas audzes, kuru vecums bija gandrīz 40 gadi (5.1. C att.).

Platlapju DMB (ozolu un ošu) mežaudzēm ir vismazākā kopējā platība. 30. gados audzes vecums šo biotopu teritorijās ir bijis atšķirīgs – gan jaunaudzēs, gan 140 gadus vecas audzes. Mūsdienās dominē 100 līdz 160 gadus vecas audzes, bet tikpat kā nav ļoti vecu audžu (5.1. D att.).





5.1. att. Vecuma grupu aizņemtā platība (ha) A – melnalkšņa, B – egles, C – šaurlapu (bērza un apses) un D – platlapju (ozola un oša) DMB 1929.–1941. un 2008. gadā



5.2. att. Vecuma grupu aizņemtā platība (ha) A – sausieņu priežu, B – slapjainu un kūdraiņu priežu un C – drenētu priežu DMB 1929.–1941. un 2008. gadā

Priežu DMB audzēs 30. gados vecums ir pārsteidzoši mazs (galvenokārt 80–120 gadi) (5.2. A, B, C att.), un vecu priežu audzes šajā reģionā ir retums. Lielākā daļa bioloģiskajai daudzveidībai nozīmīgo priežu biotopu mūsdienās ir veidojusies relatīvi jaunās mežaudzēs.

Salīdzinot ar pirmatnējo priežu mežu maksimālo vecumu (200–300 gadi) (Siitonen et al., 2000; Andersson & Östlund, 2004; Wallenius et al., 2005; Lilja et al., 2006; Fraver et al., 2008), priežu audzes ZBR teritorijā ir relatīvi jaunas, un tas uzskatāmi parāda, ka to līmenis globālajā mežu dabiskuma mērogā ir relatīvi zems. Vislielāko vecumu DMB priežu audzes ir sasniegušas nosusinātajos meža nogabalos. Tas liecina, ka apgrūtinātā mežizstrāde un nelielie koksnes pieaugumi pirms meliorācijas sistēmu izbūvēšanas ir nodrošinājusi relatīvi vecu mežaudžu saglabāšanu. Pēc meliorācijas veikšanas nosusinātajām mežaudzēm ir vieglāk piekļūt un uzlabojas to produktivitāte, kas tālākā nākotnē varētu apdraudēt to pastāvēšanu.

Jauno audžu pārsvars DMB audžu teritorijās 1929.–1941. gadā liecina, ka dabiska meža struktūrelementi atbilstoši DMB kritērijiem var saglabāties vai izveidoties relatīvi īsā laika posmā (60–80 gados) arī tad, ja ir nelieli cilvēka radītie traucējumi.

Meža taksācijas materiāli parāda dominējošo koku sugu un audzes vecuma maiņu, un pēc tiem var secināt, ka 16% nodalīto DMB audžu ir tikušas cirstas pēc 1929.–1941. gada (5.1. tab.). Melnalkšņa un bērza/apses audzēs galvenokārt ir veikta izlases cirte. Promocijas darbā veiktie pētījumi parādīja, ka Latvijā mežaudzes, sevišķi melnalkšņu un bērzu/apšu audzes, dabisko biotopiem atbilstošo kritēriju var saglabāt vai arī sasniegt relatīvi īsā laikā, neskatoties uz saimniecisko darbību pagājušajā gadsimtā.

Secinājumi

1. Promocijas darbā tiek apstiprināta tēze, kas izteikta arī citu zinātnieku pētījumos, proti, ka ainavu indikatoru skaitliskās vērtības, kas iegūtas, izmantojot dažāda mēroga datus, savstarpēji nav salīdzināmas un analizējamas. Pētījums parādīja, ka dažādu mērogu ainavas līmeņa datus vienā un tajā pašā teritorijā nesaglabājas vienāds vai vismaz līdzīgs teritorijas telpiskās struktūras raksturojums.
2. Biežāk sastopamiem zemes seguma veidiem (lauksaimniecības zemes, mežs) gan 1 : 10 000, gan 1 : 50 000 un 1 : 100 000 mēroga datus var būt līdzīgs telpiskais raksturojums. Ja vienā ainavā mērogā 1 : 10 000 zemes seguma veida fragmentācijas vai izolācijas pakāpe ir zemāka nekā citās ainavās šai pašā mērogā, tad līdzīgs attiecīgā zemes seguma veida raksturojums tajā pašā teritorijā saglabājas arī 1 : 50 000 un pat 1 : 100 000 mēroga datus. Izteiktāka šī tendence ir ainavās ar lielu viena zemes seguma dominanci, mazāk izteikta tā ir vairāk fragmentētās mozaīkveida ainavās.
3. Ainavu struktūras izmaiņu vispārējai raksturošanai Latvijas mozaīkveida ainavā ieteicamais mērogs ir 1 : 75 000 līdz 1 : 50 000, analizē izmantojot arī lineāros ainavas elementus, bet, lai ainavas struktūras izmaiņām dotu ekoloģisku vērtējumu ieteicamais mērogs ir 1:10 000.
4. Pagājušajā gadsimtā Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā visos ainavapvidos novērojams meža zemju un apbūves platību pieaugums un lauksaimniecības zemju un purvu platību samazināšanās. Kopumā palielinājies visu zemes segumu plankumu skaits, platības ziņā tie kļuvuši mazāki (izņemot apbūves plankumus), palielinājies blīvums, kā arī samazinājies attālums starp vienas klases plankumiem.
5. Lai gan meža zemju kopējās platības ir pieaugušas, tomēr, pateicoties mežu meliorācijai, tās pagājušā gadsimtā ir tikušas stipri sadalītas, tāpēc ir pieaudzis plankumu skaits, bet samazinājies attālums starp tiem un plankumi ir kļuvuši kompaktāki. Plankumu forma mežainajos ainavapvidos, pateicoties meliorācijas sistēmu izbūvei ir kļuvusi vienkāršāka, bet ainavapvidos, kur pagājušā gadsimta sākumā dominēja lauksaimniecības vai mozaīkveida ainava, – sarežģītāka.
6. Lai gan padomju laikā ir notikusi zemju masivizācija, tomēr lauksaimniecības zemju plankumu lielums ir samazinājies, bet to blīvums palielinājies. Tas skaidrojams galvenokārt ar jaunu ceļu un drenāžas novadgrāvju izbūvi. Vienlaikus, aizaugot nelielām pļavām un ganībām, lauksaimniecības zemju plankumu telpiskais izvietojums ir kļuvis kompaktāks un to forma vienkāršāka.

7. Purvu plankumu platība to meliorācijas un apmežošanas, kā arī kūdras ieguves dēļ ir samazinājusies, to skaits un blīvums ir pieaudzis, bet plankumu forma kļuvusi sarežģītāka.
8. Pagājušā gadsimta sākumā ainavu telpiskā struktūra būtiski ir ietekmējusi ainavā notiekošos procesus un līdz ar to mūsdienu ainavu struktūru. Vērtējot, kā pagājušajā gadsimtā mainījušies ainavas telpiskās struktūras atsevišķi kvantitatīvie indikatori, jāsecina, ka visvairāk vēsturiskā struktūra ir ietekmējusi meža zemju plankumu indikatorus.
9. Pagājušajā gadsimtā Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta meža zemēs telpiski nav mainījusies priežu audžu aizņemtā platība, bet egļu audzes daudzviet ir nomainījušas bērzu audzes. Tas liecina par dabisko mežaudžu atjaunošanos pēc to izciršanās pagājušā gadsimta 40. un 50. gados. Bērzs ir galvenā suga arī apmežotajās lauksaimniecības teritorijās.
10. Pateicoties ilgstošai maz intensīvai meža apsaimniekošanai pagājušā gadsimta pirmajā pusē, lielā meža teritorijas daļā ir izveidojušās lapu koku audzes. Šīs audzes mūsdienās uztur augstu bioloģisko daudzveidību, lai gan tajās pēdējo 100 gadu laikā ir notikusi saimnieciskā darbība. Tas liecina, ka bioloģiskā daudzveidība Latvijas mežos galvenokārt ir saistīta ar relatīvi jaunām lapu koku audzēm. Vecu skujkoku audžu īpatsvars pagājušajā gadsimtā Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā ir būtiski samazinājies, un to platības nākotnē ir jāpalielina.
11. Zemas intensitātes meža apsaimniekošana pēdējo 70 gadu laikā ir veicinājusi bioloģiskās daudzveidības saglabāšanos meža ainavā. Liela daļa nodalīto dabisko meža biotopu pagājušā gadsimta 30. gados bija relatīvi jaunas audzes, kurās pagājušā gadsimta sākumā, domājams, ir notikusi saimnieciskā darbība. Tas liecina, ka audzes, neskatoties uz saimniecisko darbību, ir spējīgas saglabāt vai relatīvi īsā laikā sasniegt dabiskiem meža biotopiem atbilstošus dabiskuma elementus.

Literatūras saraksts

1. Āboliņa, A., Jermacāne, S. & Laiviņš, M., 2001. Post-drainage dynamics of the ground vegetation in a transitional mire. *Baltic Forestry*, 7(1): 19–28.
2. Aizsilnieks, A. 1968. *Latvijas saimniecības vēsture 1914–1945*. Sundbyberg, Daugava, 983 lpp.
3. Angelstam, P., Roberge, J.-M., Löhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönz-Breuss, L., Edenius, Z., Kosinski, P., Lārmanis, V., Lūkins, M., Mikusinski, M., Račinskis, E., Strazds, M. & Tryjanowski, P. 2004. Habitat modelling as tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for foca forest birds. *Ecological Bulletins*, 51: 427–453.
4. 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.
5. Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletin*, 46: 171–181.
6. Arbia, G., Benedetti, R. & Espa, G. 1996. Effects of the MAUP on image classification. *Geogr. Syst.*, 3: 123–141.
7. Arnot, C., Fisher, P. F., Wadsworth, R. & Wellens, J. 2004. Landscape metrics with ecotones: pattern under uncertainty. *Landscape Ecology*, 19: 181–195.
8. Aauri, J. A. & de Lucio, J. V. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16: 147–159.
9. Auziņš, R. & Ek, T. 2001. Woodland key habitats in Latvia. In: Andersson, L., Marciau, R., Paltto, H., Tardy, B. & Read, H. (Eds). *Tools for preserving biodiversity in the nemoral and boreonemoral biomes of Europe*. Textbook 1, p. 44–47, NACONEX programme.
10. Axelsson, A.-L. & Östlund, L. 2001. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management*, 147: 109–122.
11. Axelsson, A.-L., Östlund, L. & Hellberg. 2002. Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866–1999 based on interpretation of historical records. *Landscape Ecology* 17: 403–418.

12. Bailey, D., Billeter, R., Aviron, S., Schweiger, O. & Hertzog, F. 2007. The influence of thematic resolution on metric selection for biodiversity monitoring in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 22: 461–473.
13. Baker, W. L. & Cai, Y. 1992. The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographic information system. *Landscape Ecology*, 7: 291–302.
14. Baldwin, D. J. B., Weaver, K., Schneckeburger, F. & Perera, A. H. 2004. Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscapes: implications for their use in natural disturbance emulation. *Landscape Ecology*, 19: 255–271.
15. Bartel, A. 2000. Analyses of landscape pattern: Toward a „top down” indicator for evaluation of land use. *Ecological Modelling*, 130: 87–94.
16. Bélanger, L. & Grenier, M. 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape ecology*, 17: 459–507.
17. Bells, S. & Nikodemus, O. 2000. *Rokasgrāmata meža ainavas plānošanai un dizainam*. Rīga: Valsts meža dienests, 7.–9. lpp.
18. Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M., Moberg, F. & Nyström, M. 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio*, 32: 389–396.
19. Benson, B. J. & McKenzie, M. D. 1995. Effects of sensor spatial resolution on landscape structure parameters. *Landscape Ecology*, 10(2): 113–120.
20. Berglund, H. 2004. *Biodiversity in fragmented boreal forests – assessing the past, the present and the future*. PhD thesis, Umeå University. Sweden.
21. Berry, J. K. 2009. GIS modeling and analysis. In: *Manual of Geographic Information Systems*, eds. Madden, M. Maryland: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. 527–585.
22. Berry, L. 2001. Edge effects on the distribution and abundance of birds in a southern Victorian forest. *Wildlife Research*, 28: 239–245.
23. Bērziņš, V. 2003. *20. gs. Latvijas vēsture. II. Neatkarīgā valsts. 1918–1940*. Rīga: Latvijas Vēstures institūta apgāds, 1022 lpp.
24. *Birdlife International, 2004. Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Cambridge, UK: Birdlife International, 374.
25. Boruks, A. 2003. *Zemnieks, zeme un zemkopība Latvijā. No senākiem laikiem līdz mūsdienām*. Jelgava: Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 317. lpp.
26. Botequilha Leitão, A. & Ahern J., 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59: 65–93.

27. Botequilha Leitão, A., Miller J., Ahern J. & McGarigal, K. 2006. *Measuring landscapes: a planner's handbook*. Island Press, 245.
28. Brotons, L. & Herrando, S. 2001. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landscape and Urban Planning* 57(2): 77–89.
29. Burel, F. & Baudry, J. 1995. Species biodiversity in changing agriculture landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 55: 193–200.
30. Burgess, R. L. & Sharpe, D. M. (eds.) 1981. *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. Springer-Verlag, New York, USA.
31. Burke, D. M. & Nol, E. 1998. Influence of food abundance, nest site habitat, and forest fragmentation on breeding Ovenbirds. *The Auk*, 115: 96–104.
32. Bušs, K. 1984. Mežu ekosistēmu daudzveidība un stabilitāte. *Mežsaimniecība un mežrūpniecība*, 3: 5–6.
33. Bušs, M., Mangalis, I., Gailis, I., Kundziņš, A., Saliņš, S., Zviedre, A., Eglīte, A., Ozols, G., Taubenbergs, F., Cinītis, O. & Igaunis, G. 1971. *Meža Kultūras*. Rīga: Zvaigzne, 586 lpp.
34. Buyantuyev, A., & Wu, J. 2007. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology*, 22(1): 7–13.
35. Cunningham, S. A. 2000. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. *Proceedings of the Royal Society of London*, 267: 1149–1152.
36. Cutler, A. 1991. Nested Faunas and Extinction in Fragmented Habitats. *Conservation Biology*, 5: 496–504.
37. Davies, K. F., Melbourne, B. A. & Margules, C. R. 2001. Effects of within- and between-patch processes on community dynamics in a fragmentation experiment. *Ecology*, 82(7): 1830–46.
38. Delle, P. 1931. Mežu atjaunošana 1930. gadā. *Meža Dzīve*, 66: 2424–2425.
39. Delle, P. 1932. Mežu atjaunošana un meliorācijas darbi. *Meža Dzīve*, 81: 3009–3011.
40. Díaz José, A., Carbonell, R., Virgós, E., Santos, T. & Tellería, J. L. 2000. Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammodromus algirus*. *Animal Conservation*, 3(3): 235–240.
41. Doherty, P. F., & Grub, T. C. 2002. Survivorship of permanent-resident birds in a fragmented landscape. *Ecology*, 83: 844–857.
42. Dumpe, L. 1999. Mežu izmantošanas vēsture Latvijā. No: Strods, H. (red.). *Latvijas meža vēsture līdz 1940. gadam*. WWF (Pasaules Dabas fonds), 111–203.

43. D'Eon, R. G., Glenn, S. M., Parfitt, I. & Fortin, M. J. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology*, 6(2): 10. Available: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art10>.
44. Eihe, K. 1931. Mūsu mežu atjaunošanas krusts un bēdas. *Meža Dzīve*, 69: 2600–2604.
45. Elkie, P. C. & Rempel, R. S. 2001. Detecting scales of pattern in boreal forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, 147(2–3): 253–261.
46. Ericsson, T. S. 2005. History and forest biodiversity of woodland key habitats in south boreal Sweden. *Biological Conservation*, 122: 289–303.
47. Fahring, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*, 61: 603–610.
48. 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: 310–322.
49. Farina, A. 2006. Principles and Methods in Landscape Ecology. Towards a Science of Landscape. *Landscape Series*, Vol. 3, 412.
50. Fitzsimmons, M. 2003. Effects of deforestation and reforestation on landscape spatial structure in boreal Saskatchewan, Canada. *Forest Ecology and Management*, 174, 577–592.
51. Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10: 133–142.
52. Forman, R. T. T. & Gordon, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
53. Foster, D. R. 1992. Land-use history (1730–1990) and vegetation dynamics in central New England, USA. *Journal of Ecology*, 80: 753–772.
54. Fraver, S., Jonsson, B. G., Jönsson, M. & Esseen, P.-A. 2008. Demographics and disturbance history of a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science*, 19: 789–798.
55. Freemark, K. E. & Merriam, H. G. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation*, 36: 115–141.
56. Frohn, R. C. 1998. *Remote Sensing for Landscape Ecology: New Metric Indicators for Monitoring, Modeling, and Assessment of Ecosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.

57. Fu, B. J., Hu, C. X., Chen, L. D., Honnay, O. & Gulinck, H. 2006. Evaluating change in agricultural landscape pattern between 1980 and 2000 in the Loess hilly region of Ansai County, China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(2–4), 387–396.
58. Fuhlendorf, S. D. & Smeins, F. E. 1996. Spatial scale influence on longterm temporal patterns of a semi-arid grassland. *Landscape Ecology*, 11: 107–113.
59. Fuller, J. L., Foster, D. R., McLachlan, J. S. & Drake, N. 1998. Impact of human activity on regional forest composition and dynamics in central New England. *Ecosystems*, 1: 76–95.
60. Gardner, R. H., Milne, B. T., Turner, M. G. & O'Neill, R. V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1: 19–28.
61. Garland, T. Jr. & Bradley, W. G. 1984. Effects of highway on Mojave Desert rodent populations. *American Midland Naturalist*, 111: 47–56.
62. Gates, J. E. & Gysel, L. W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field forest ecotones. *Ecology*, 59: 871–883.
63. Götmark, F., Fridman, J., Kempe, G. & Norde, B. 2005. Broadleaved tree species in conifer-dominated forestry: regeneration and limitation of saplings in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 214: 142–157.
64. Gu, Wei-Dong, Kuusinen, M., Konttinen, T. & Hanski, I. 2001. Spatial pattern in the occurrence of the lichen *Lobaria pulmonaria* in managed and virgin forests. *Ecography*, 24: 139–150.
65. Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1: 143–156.
66. Haggett, P. 1963. Scale components in geographical problems. In: R. J. Chorley & P. Haggett, eds. *Frontiers in Geographical Teaching*. Methuen & Company Limited, London UK, 164–184.
67. Hellberg, E., Josefsson, T. & Östlund, L. 2009. The transformation of a Norway spruce dominated landscape since pre-industrial times in northern Sweden: the influence of modern forest management on forest structure. *Silva Fennica*, 43: 783–797.
68. Hernandez-Stefanoni, J. L. 2005. Relationships between landscape patterns and species richness of trees shrubs and vines in a tropical forest. *Plant Ecology*, 179: 53–65.
69. Hietel, E., Waldhardt, R. & Otte, A., 2004. Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecology*, 19: 473–489.
70. Hobbs, R. J. & Hopkins, A. J. M. 1990. From Frontier to Fragments: European impact on Australia's vegetation in *Australian Ecosystems: 200 years of utilization*,

- degradation and reconstruction. D. A. Saunders, A. J. M. Hopkins and R. A. How (eds.). *Proceedings of the Ecological Society of Australia*, 16: 93–114.
71. Hökkä, H. & Laine, J. 1988. Suopuustojen ronkeeten nehitys ojituksen jälkeen. Summary: Post-drainage development of structural characteristics in peatland forest stands. *Silva Fennica*, 22(1), 45–65.
 72. Huijser, M. P. & Bergers, P. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation*, 95: 111–116.
 73. Indriksons A., 2010. *Biogēno elementu aprite nosusinātajos mežos*. Prpmocijas darba kopsavilkums. Jelgava: LLU.
 74. Jelinski, D. E., & Wu, J. 1996. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape Ecology*, 11: 129–140.
 75. Jongman, R. H. G. & Pungetti, G. (eds.) 2004. *Ecological Networks and Greenways: Concept, design, implementation*. CUP (Cambridge University Press), 344.
 76. Jönsson, M. T., Fraver, S. & Jonsson B. G. 2009. Forest history and the development of old-growth characteristics in fragmented boreal forests. *Journal of Vegetation Science*, 20: 91–106.
 77. Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21: 32–40.
 78. Jüraido, I., Paal, J. & Liira, J. 2003. Epiphytic and epxylic lichen species diversity in Estonian natural forests. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1587–1607.
 79. Karlsson, C. & Örlander, G. 2000. Soil scarification shortly before 1 a rich seed fall improves seedling establishment in seed tree stands of *Pinus sylvestris*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15: 256–266.
 80. Klug, H., Gottsmann, F. & Heredia, M. 2005. Transboundary landscape structure to determine the environmental situation of traditional land-use activities in Austria and Czech Republic. 10th International Conference on Information & Communication Technologies (ICT) in Urban Planning and Spatial Development and Impacts of ICT on Physical Space. Proceedings. Available: http://www.corp.at/corp_relaunch/papers_txt_suche/CORP2005_KLUG_GOTTSMANN_HEREDIA.pdf.
 81. Komonen, A., Penttilä, R., Lindgren, M. & Hanski, I. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos*, 90: 119–126.
 82. Krastiņš, O. 1976. *No viensētas uz ciematiem. Latvijas PSR kolhozu un padomju saimniecību ciematu celtniecības vēsture (1946–1970)*. Rīga: Zinātne, 150 lpp.

83. Krauklis, Ā. 2006. Zemes apsaimniekojums Vidzemes lauku ainavā pirms 300 gadiem un tagad. *Latvijas Universitātes 64. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes*. Rīga: Latvijas Universitāte, 54.–56. lpp.
84. Kronītis, J. 1991. Latvijas valsts meža apsaimniekošana. Vanags, J. (red.) *Meža Gadagrāmata*. Rīga: Avots, 206.–213. lpp.
85. Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., O'Neill, R. V. & Coleman, P. R. 1987. Landscape pattern in a disturbed environment. *Oikos*, 48: 321–324.
86. Kuoki, 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*, 3: 27–37.
87. Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Linden, H. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology*, 81: 1985–1997.
88. Laiviņš, M. 1997. Latvijas mežu reģionālā analīze. *Mežzinātne*, 7(40): 40–70.
89. Laiviņš, M. 1998. *Latvijas boreālo priežu mežu sinantropizācija un eitrofikācija*. Disertācija. Rīga: LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, 95 lpp.
90. Laiviņš, M. 2005. Parastās egles (*Picea abies*) audžu ģeogrāfija Latvijā. *LLU Raksti*, 14: 1–9.
91. Lang, S. & Tiede, D. 2003. vLate Extension fur ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. ESRI Anwenderkonferenz 2003 Innsbruck. Pieejams:
<http://training.esri.com/campus/library/Bibliography/RecordDetail.cfm?ID=68464>.
(Lang, S. and Tiede, D. 2003. VLATE Extension for ArcGIS – vector-based landscape analysis tools extension. ESRI User Conference, Innsbruck, Tyrol, Austria. Conference Proceedings (PDF), 10.)
92. *Latvijas ģeoloģiskā karte M 1 : 200 000*. 2000. 43. Rīga. 53. Ainaži. Paskaidrojuma teksts un kartes. Rīga: Valsts ģeoloģijas dienests, 68. lpp.
93. *Latvijas ģeoloģiskā karte M 1 : 200 000*. 2002. 44. Alūksne. 45. Viļaka. 54. Valka. Paskaidrojuma teksts un kartes. Rīga: Valsts ģeoloģijas dienests, 64. lpp.
94. *Latvijas mežu statistika un Mežu departamenta darbība*. 1929. I. IV 1925. – 31. III 1928. Rīga: Mežu departaments, 177 lpp.
95. *Lauksaimniecības gada ziņojums*. 2002. Rīga: LR Zemkopības ministrija, 168 lpp.
96. Laurance, W. F., Delamônica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L. & Lovejoy, T. E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 836.

97. Lausch, A. & Herzog, F. 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2: 3–15.
98. Lawrence, R. L. & Ripple, W. J. 2000. Fifteen years of revegetation of Mount St. Helens: A landscape-scale analysis. *Ecology*, 81: 2742–2752.
99. Lazdinis, M. & Angelstam, P. 2005. Functionality of riparian forest ecotones in the context of former Soviet Union and Swedish forest management histories. *Forest Policy and Economics*, 7: 321–332.
100. Leščinskis, O. 2002. Zeme kā īpašumtiesību objekts. No: Strīķis, V., Grīnberga, R. (red.) *Zeme: mana, tava, mūsu...* Rīga: LR Valsts zemes dienests, 67.–104. lpp.
101. Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in Ecology. *Ecology*, 73: 1943–1967.
102. Li, H. & Wu, J. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 19: 389–399.
103. Lilja, S., Wallenius, T. & Kuuluvainen, T. 2006. Structure and development of old *Picea abies* forests in northern boreal Fennoscandia. *Ecoscience*, 13: 181–192.
104. Linder, P. & Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. *Biological Conservation*, 85: 9–19.
105. Linderholm, H. V. & Leine, M. 2004. An assessment of twentieth century tree-cover changes on a southern Swedish peatland combining dendrochronology and aerial photograph analysis. *Wetlands*, 24(2): 357–363.
106. Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. & Wardle, D. A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, 26(294): 804–808.
107. *LVĢMA, 2007. Latvijas ilgtspējīgas attīstības pārskats 2006.* Rīga.
108. Lynch, J. F. & Whitcomb, R. F. 1978. Effects of the insularization of the eastern deciduous forest on avifaunal diversity and turnover. In: A. Marmelstein (Eds.). *Classification, Inventory, and Evaluation of Fish and Wildlife Habitat.* US Fish and Wildlife Service Publication OBS-78176: 461–489.
109. Mabry, K. E. & Barrett, G. W. 2002. Effects of corridors on home range sizes and interpatch movements of three small mammal species. *Landscape Ecology*, 17: 629–636.
110. Mangalis, I. 1991. Meža atjaunošanas darbi Latvijā. No: Vanags, J. (red.) *Meža Gadagrāmata.* Rīga: Avots, 213.–218. lpp.

111. Matīss, J. 1987. Latvijas mežainums. No: Bušs, M. & Vanags, J. (red.) *Latvijas Meži*. Rīga: Avots, 83.–96. lpp.
112. Matīss, J. 1991. Ziņas par meža ugunsgrēkiem. No: Vanags, J. (red.) *Meža Gadagrāmata*. Rīga: Avots, 233.–236. lpp.
113. Mazerolle, M. J. & Villard, M. A. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience*, 6: 117–124.
114. McAlpine, C. A. & Eyre, T. J. 2002. Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentation in continuous eucalypt forests (Queensland, Australia). *Landscape Ecology*, 17: 711–728.
115. McCarthy, H. H., Hook, J. C. & Knos, D. S. 1956. *The Measurement of Association in Industrial Geography*. Department of Geography, State University of Iowa, Iowa City.
116. McGarigal K. & Cushman S. A. 2005. The gradient concept of landscape structure. In: *Issues and perspectives in landscape ecology*, eds. J. Wiens and M. Moss, 112–119. Cambridge, Cambridge University Press.
117. McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C. & Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program. Amherst, MA: University of Massachusetts. Available: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
118. McGarigal, K. & Marks, B. 1995. *FRAGSTATS, Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: 79–86.
119. McIntyre, N. E. & Wiens, J. A. 2000. A novel use of the lacunarity index to discern landscape function. *Landscape Ecology*, 15: 313–321.
120. McVean, D. N. 1953. *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. *Journal of Ecology*, 41: 447–466.
121. Melluma, A. 1990. *Latvijas teritorijas antropogēnā noslodze*. Rīga: LatZTIZP, 80 lpp.
122. Melluma, A. 1994. Metamorphoses of the Latvian landscapes during fifty years of Soviet rule. *GeoJournal*, 33(1): 55–62.
123. Melluma, A. & Leinerte, M. 1992. *Ainava un cilvēks*. Rīga: Avots, 175 lpp.
124. Melluma, A. & Penēze, Z. 1999. Regionalwüentwicklung und Raumordnung in Lettland. *Geographische Rundschau*, H 3211(4): 188–192.
125. Mezaka, A., Brumelis, G. & Piterans, A. 2008. The distribution of epiphytic bryophyte and lichen species in relation to phorophyte characters in Latvian natural old-growth broad leaved forests. *Folia Cryptogamic Estonica*, 44: 89–99.

126. Milne, B. T. 1991. Lessons from applying fractal models to landscape patterns. In: Turner, M. G. & Gardner, R. H. (eds.) *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag, New York, 199–235.
127. Moilanen, A. & Hanski, I. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos*, 95: 147–151.
128. Nupp, T. E. & Swihart, R. K. 2001. Assessing competition between forest rodents in a fragmented landscape of midwestern USA. *Mammalian Biology*, 66: 345–356.
129. O'Neil, R. V., Hunsaker, C. T., Bruce Jones, K., Riitters, K. H., Wickham, J. D., Schwartz, P. M., Goodman, I. A., Jackson, B. L. & Baillargeon, W. S. 1997. Monitoring environmental quality at the landscape scales: Using landscape indicators to assess biotic diversity, watershed integrity, and landscape stability. *Bioscience*, 47 (8): 513–519.
130. Oline, D. K. & Grant, M. C. 2002. Scaling patterns and soil properties an empirical analyses. *Landscape Ecology*, 17: 1–14.
131. Pasitschniak-Arts, M., Clark, R. G. & Messier, F. 1998. Duck nesting success in a fragmented prairie landscape: is edge effect important? *Biological Conservation*, 85: 55–62.
132. Patton, D. R. 1975. A diversity index of quantifying „edge”. *Wildlife Society Bulletin*, 3: 171–173.
133. Penēze, Z. 2009. *Latvijas lauku ainavas izmaiņas 20. un 21. gadsimtā: cēloņi, procesi un tendences*. Promocijas darbs. Rīga: Latvijas Universitāte, 255 lpp.
134. Power, J. & Cooper, A. 1995. Vegetation and land use change in north-eastern Ireland. *Landscape and Urban Planning*, 31(1–3): 195–203.
135. Priednieks, J., Petriņš, A., Lārmanis, V. & Vilka, I. 1999. Priežu mežu ornitofauna un mežsaimnieciskās darbības ietekme uz to. *Mežzinātne*, 8(41): 84–127.
136. Qi, Y. & Wu, J. 1996. Effects of changing scale on the results of landscape pattern analysis using spatial autocorrelation indices. *Landscape Ecology*, 11(1): 39–50.
137. Ormsby, T., Napoleon, E., Burke, R., Groessl, C. & Feaster, L. 2001. *Getting to know ArcGIS Desktop: Basics of ArcView, ArcEditor and ArcInfo*. Redlands, California: ESRI Press, 538.
138. Radeloff, V. C. & Mladenoff, D. J. 2003. Landscape Ecology. In: Young, R. A. & Giese, R. L. (eds.) *Introduction to Forest Science*. 3rd Edition. Wiley, New York.
139. Ramans, K. 1994. Ainavrajonēšana. *Latvijas daba*. Enciklopēdija. Rīga: Latvijas enciklopēdija, 1: 22–24.

140. Raphael, M. G., Young, J. A. & Galleher, B. M. 1995. A landscape-level analysis of Marbled Murrelet habitat in western Washington. In: (eds.) Ralph, C. J., G. L. Hunt Jr., M. G. Raphael & J. F. Piatt. *Ecology and conservation of the Marbled Murrelet*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-152, 177–189.
141. Rendenieks, Z. 2010. Landscape ecological assessment of old forest stand pattern change in North Vidzeme Biosphere reserve, Latvia. In: *Northern Primeval Forests: Ecology, Conservation & Management*. August 9–13, 2010, Sundsvall, Sweden. Abstracts, 101.
142. Rescia, A. J., Schmitz, M. F., de Agar, P. M., de Pablo, C. L. & Pineda, F. D. 1997. A fragmented landscape in northern Spain analyzed at different spatial scales: implications for management. *J. Vegetation Sci*, 8: 343–352.
143. Robinson, S. K., Thompson III, F. R., Donovan, T. M., Whitehead, D. R. & Faaborg, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, 267(1): 1987–1990.
144. Rosenzweig, M. L. 1999. Reconciliation ecology: Conserving biodiversity in a world full of people. In: *Biodiversity in Drylands: Towards a Unified Framework and Identification of Research Needs (Jacob Blaustein Institute for Desert Research and Mitrani Department for Desert Ecology)*. Ben-Gurion University, Beer Sheva, 77–80.
145. Rutkis, J. 1960. *Latvijas Ģeogrāfija*. Stokholma: Zemgale, 794 lpp.
146. Rutledge, D. 2003. *Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: Can pattern reflect process?* Wellington, New Zealand: New Zealand Department of Conservation; Report nr DOC Science Internal Series 98: 27.
147. Salnais, V. & Maldrups, A. 1930. *Lauksaimniecības skaitīšana Latvijā 1929. gadā. Zemes plašumi un to izmantošana. Saimniecību skaits*. Rīga: Valsts statistiskā pārvalde, 203. lpp.
148. Sarma, P. 1951. *Meža nosusināšanas nozīme Padomju Latvijā*. Rīga: Latvijas Valsts izdevniecība, 80 lpp.
149. Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 51: 18–32.
150. Saura, S. & Martínez-Millán, J. 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogram. Eng. Remote Sensing*, 67(9): 1027–1036.
151. Schneider, D. C. 1994. Scale-dependent patterns and species interactions in marine nekton. In: (eds.) Giller, P., Rafaelli, D. & Hildrew, A. *Aquatic Ecology: Scale, Pattern, and Process*. London: Blackwell, 441–467.

152. Siitonen, J., Matikainen, P., Puntilla, P. & Ruah, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 128: 211–225.
153. Sorrel, J. P. 1998. *Using geographic information systems to evaluate forest fragmentation and identify wildlife corridor opportunities in the Cataraqui Watershed*. Ontario, Canada. York University Faculty of Environmental Studies.
154. Soulé, M. E. & Simberloff, D. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation*, 35: 19–40.
155. Soulé, M. E., Alberts, A. & Bolger, D. T. 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos*, 63: 39–47.
156. Strods, H. 1998. PSRS Valsts Drošības ministrijas pilnīgi slepenā Baltijas valstu iedzīvotāju izsūtīšanas operācija “Krusta banga” (“Priboj”) (1949. gada 25. februāris – 23. augusts). *Latvijas Vēsture*, 2(30): 39–47.
157. 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.
158. Tērauds, A. & Silamiķele, I. 2010. Bioloģiski vērtīgo zālāju apsekošanas un novērtēšanas rezultāti 2009. gadā. *Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes*. Rīga: Latvijas Universitāte, 240.–241. lpp.
159. Thomson, J. L., Weller, C. & Severtsen, B. 2003. Cascade Crest Forest. Forest Loss, Habitat Fragmentation, and Wilderness. In: (eds.) Kloepfer D. *Ecological Analysis*. The Wilderness Society, USA, 46.
160. Tinker, D., Resor, C., Beauvais, G., Kipfmüller, K., Ferandes, C. & Baker, W. 1998. Watershed Analysis of Forest Fragmentation by Clearcuts and Roads in a Wyoming. *Landscape Ecology*, 13: 149–165.
161. Tischendorf, L. & Fahring, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90: 7–19.
162. Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, 16: 235–254.
163. Trani, M. K. & Giles, R. H. 1999. An analysis of deforestation: Metrics used to describe pattern change. *Forest Ecology & Management*, 114: 459–470.
164. Tschardtke, T. 1992. Fragmentation of Phragmites habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds. *Conservation Biology*, 6(4): 530–536.

165. Turner, B. L., Meyer, W. B. & Skole, D. L. 1994. Global land-use/land-cover change: towards an integrated study. *Ambio*, 23(1): 91–95.
166. Turner, M. G., Dale, V. H. & Gardner, R. H. 1989. Predicting across scales: theory development and testing. *Landscape Ecology*, 3: 245–252.
167. Turner, M. G., Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
168. Vallan, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation*, 96: 31–43.
169. Van Dorp, D. & Opdam, P. F. M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology*, 1: 59–73.
170. Van Dorn, A. M. 2006. Extensification trends in Mediterranean land use systems: does the landscape homogenization dogma apply? *Journal of Mediterranean Ecology*, 7: 41–52.
171. Vasiļevskis, A. 2007. *Latvijas valsts mežu apsaimniekošana 1918–1940*. Rīga: Nacionālais apgāds, 430 lpp.
172. Verburg, P. H., Schulp, C. J. E., Witte, N. & Veldkamp, A. 2006. Downscaling of land use change scenarios to assess the dynamics of European landscapes, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1): 39–56.
173. Verburg, P. H. & Veldkamp, A. 2004. Projecting land use transitions at forest fringes in the Philippines at two spatial scales. *Landscape ecology*, 19: 77–98.
174. 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: 774–783.
175. Villard, M. A., Martin, P. & Drummond, G. C. 1993. Habitat fragmentation and pairing success in the Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *The Auk*, 110: 759–768.
176. Wade, T. G., Riitters, K. H., Wickham, J. D. & Jones, K. B. 2003. Distribution and causes of global forest fragmentation. *Conservation Ecology*, 7(2): 7.
177. Wallenius, T. H., Pitkänen, A., Kuuluvainen, T., Pennanen, J. & Karttunen, H. 2005. Fire history and forest age distribution of an unmanaged *Picea abies* dominated landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 35: 1540–1552.
178. Wiens, J. A. 1994. Habitat fragmentation: Island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*, 137: 97–104.
179. Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology*, 66: 1211–1214.

180. Wilcox, B. A. & Murphy, D. D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*, 125: 879–887.
181. With, K. A. & King, A. W. 1999. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology*, 14: 73–82.
182. White, P. S. & Pickett, S. T. A. 1985. *Natural disturbance and path dynamics: An introduction*. San Diego, CA. Academic Press.
183. Wu, J. 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. *Landscape Ecology*, 19: 125–138.
184. Wu, J., Jelinski, D. E., Luck, M. & Tueller, P. T. 2000. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: Scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Sciences*, 6(1): 6–19.
185. Zālīte, I. & Dimanta, S. 1998. Četrdesmito gadu deportācijas. Struktūranalīze. *Latvijas Vēsture*, 2(30): 73–82.
186. Zālītis, P. & Lazdiņš, L. 1990. Ieskats Latvijas mežu nosusināšanas vēsturē. *Jaunākais Mežsaimniecībā*, 32: 28–35.
187. Zālītis, P. & Lībiete, Z. 2005. Egļu jaunaudžu augšanas potenciāls. *LLU Raksti*, 14: 83–93.
188. Zālītis, P. 2006. *Mežkopības priekšnosacījumi*. Rīga: Et Cetera, 217.
189. Zunde, M. 1999. *Mežainuma un koku sugu sastāva pārmaiņu dinamika un to galvenie ietekmējošie faktori Latvijas teritorijā. Latvijas mežu vēsture līdz 1940. gadam*. Rīga: Pasaules Dabas fonds, Latvijas programma, 111.–203.lpp.
190. Zviedris, A. 1940. Mežkopība un pārskati. *Meža Dzīve*, 6: 291–292.
191. Zviedris, A. 1960. *Egle un egļu mežs Latvijas PSR*. Rīga: Latvijas PSR ZA izdevniecība, 240 lpp.
192. Лусе, М. & Якобсоне, А. 1990. Развитие представлений о сельских посёлках. *Известия Латвийской Академии наук*, 7 (516): 87–97.

Elektroniskā literatūra un npublicētie materiāli

1. Ainavu aizsardzība. Nozares pārskats rajona plānojuma izstrādāšanai. 2000. Rīga: Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, 92. lpp.
2. Auniņš, A. 1999. Ķikuta aizsardzības pasākumu plāns. Plāns izstrādāts projektā „Sugu un biotopu inventarizācija, aizsardzības plānu izstrāde un dabas aizsardzības struktūru

- attīstība Latvijā saistībā ar ES Putnu un biotopu direktīvu transpozīciju”. Pieejams: http://www.vidm.gov.lv/lat/projekti/dabas_aizsardzibas_projekti/?doc=2936.
3. Bergmanis, U. 1999. Mazā ērgļa aizsardzības pasākumu plāns. Plāns izstrādāts projektā „Sugu un biotopu inventarizācija, aizsardzības plānu izstrāde un dabas aizsardzības struktūru attīstība Latvijā saistībā ar ES Putnu un biotopu direktīvu transpozīciju”. Pieejams: http://www.vidm.gov.lv/lat/projekti/dabas_aizsardzibas_projekti/?doc=2936.
 4. Keišs, O. 1999. Griezies aizsardzības pasākumu plāns. Plāns izstrādāts projektā „Sugu un biotopu inventarizācija, aizsardzības plānu izstrāde un dabas aizsardzības struktūru attīstība Latvijā saistībā ar ES Putnu un biotopu direktīvu transpozīciju”. Pieejams: http://www.vidm.gov.lv/lat/projekti/dabas_aizsardzibas_projekti/?doc=2936.
 5. Corine Land Cover 2006 seamless vector data – version 13 (02/2010). 2010. European Environment Agency. Available: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/clc-2006-vector-data-version>.
 6. CLC2006 technical guidelines. 2007. EEA technical report. No 17/2007. European Environment Agency. Available: http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2007_17.
 7. Dabiskie meža biotopi. Pieejams: <http://www.vmd.gov.lv/?sadala=182> (sk. 01.08.2010.).
 8. Environmental Indicators in Latvia. 2002. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūra. Pieejams: http://www.meteo.lv/produkti/soe2002_eng/resursi/meza/meza.htm (sk. 15.08.2009.).
 9. Keišs, O. 1999. Griezies aizsardzības pasākumu plāns. Plāns izstrādāts projektā „Sugu un biotopu inventarizācija, aizsardzības plānu izstrāde un dabas aizsardzības struktūru attīstība Latvijā saistībā ar ES Putnu un biotopu direktīvu transpozīciju”. Pieejams: http://www.vidm.gov.lv/lat/projekti/dabas_aizsardzibas_projekti/?doc=2936.
 10. MCPFE. 2007. State of Europe’s Forests 2007. The MCPFE Report on Sustainable Forest Management in Europe. Pieejams: http://www.foresteuropa.org/filestore/mcpfe/Publications/pdf/state_of_europes_forests_2007.pdf (sk. 03.07.2010.).
 11. Meža inventarizācijas un Meža valsts reģistra informācijas aprites noteikumi. Noteikumi Nr. 590, 08.05.2007. Latvijas Vēstnesis, 143. Rīga, 2007. Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=162676>
 12. Mežsaimniecības ietekme uz putnu sugu daudzveidību. 2009. Daugavpils Universitāte. Projekta atskaite. PDF. 78 lpp. Pieejams: http://www.llu.lv/?mi=81&projekti_id=895 (sk. 29.10.2010.).

13. Latvijas armijas štāba Ģeodēzijas-topogrāfijas daļas izdevums. 1926–1935. Latvijas topogrāfiskā karte mērogā 1 : 75 000. LU ĢZZF bibliotēka.
14. Latvijas Valsts mežzinātnes institūta „Silava” arhīvs.
15. Latvijas Republikas zemes bilance. Zemes sadalījums atbilstoši nekustamā īpašuma lietošanas mērķu grupām un zemes lietošanas veidiem uz 01.01.2006. 2006. LR Valsts zemes dienests. Pieejams: <http://www.vzd.gov.lv/index.php?s=7&sub=195> (sk. 04.10.2009.).
16. Latvijas satelītkartes mērogā 1 : 50 000 specifikācija ESRI programmatūras lietotājiem. 2002. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra. Pieejams: http://map.lgia.gov.lv/index.php?lang=0&cPath=4_39&txt_id=75.
17. Lauksaimniecībā izmantojamās zemes apsekojuma kopsavilkums 2005. gadā. 2005. LR Zemkopības ministrija. Pieejams: www.zm.gov.lv/doc_upl/LIZ_apsekojums_2005gada.doc (sk. 23.09.2009.).
18. Ortofotokartes M 1 : 10 000, 2. cikls. 2006. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra. Pieejams: http://map.lgia.gov.lv/index.php?lang=0&cPath=4_16&txt_id=49.
19. Satelītkarte. Pieejamība. 2010. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra. Pieejams: http://map.lgia.gov.lv/index.php?lang=0&cPath=4_39&txt_id=77.
20. Topogrāfiskās kartes M 1 : 10 000 informācijas sagatavošanas un aktualizācijas tehniskie noteikumi. 2008. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra. Pieejams: http://map.lgia.gov.lv/index.php?lang=0&cPath=4_15_31&txt_id=42&ap=11.
21. Topogrāfiskās kartes M 1 : 10 000. Pieejamība. 2010. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra. Pieejams: http://map.lgia.gov.lv/index.php?lang=0&cPath=4_15_31&txt_id=44.
22. Topogrāfiskās kartes M 1 : 50 000 pamatprasības. 2007. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra. Pieejams: http://map.lgia.gov.lv/index.php?lang=0&cPath=4_15_29&txt_id=36.
23. Topogrāfiskās kartes M 1 : 50 000. Pieejamība. 2010. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra. Pieejams: http://map.lgia.gov.lv/index.php?lang=0&cPath=4_15_29&txt_id=38.
24. Valsts meža dienests. 2008. Meža statistika 2007 (MS Excel), CD ROM.
25. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāts. 2010. Pieejams: http://www.daba.gov.lv/public/lat/ipasi_aizsargajamas_dabas_teritorijas/biosferas_rezervati/ziemelvidzemes_biosferas_rezervats/ (sk. 09.11.2010.).