

Latvijas Lauksaimniecības universitāte
Meža fakultāte
Mežkopības katedra

Promocijas darbs

Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi

mežzinātņu doktora (Dr.silv.) zinātniskā grāda iegūšanai



vienošanās Nr.2009/0180/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/017

Promocijas darba vadītāja

Dr.silv. Inga Straupe

Promocijas darba autore

Mg. arch. Ilze Jankovska

Jelgava 2013

ANOTĀCIJA

I. Jankovskas promocijas darbs „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda projekta „Atbalsts LLU doktora studiju īstenošanai” (vienošanās Nr. 2009/0180/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/017) atbalstu.

Darba apjoms – 111 lpp, 19 tabulas, 25 attēli, 8 pielikumi, 225 informācijas avoti. Pētījums veikts no 2009. līdz 2012. gadam Latvijas Lauksaimniecības universitātes Meža fakultātē. Pētījuma objekts ietver Rīgas pilsētas teritorijā esošos priežu lāna mežus.

Promocijas darbs „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” ir starpdisciplinārs pētījums, kurā apvienota ekoloģijas zinātne, ainavas dizains un plānošana, sociālā zinātne un praktiskā mežu apsaimniekošana. Pētījuma iegūtie rezultāti apraksta Rīgas pilsētas mežu veģētācijas izmaiņu dinamiku, kas rodas rekreācijas slodzes ietekmē. Socioloģisko aptauju rezultāti atspoguļo vietējo iedzīvotāju attieksmi pret tuvējo mežu izmantošanu rekreācijā un viņu meža ainavas izvēles.

Veicot Rīgas mežu masīvu veģētācijas analīzi priežu lāna augu sabiedrībās konstatēts, ka izveidotais potenciālās rekreācijas slodzes modelis atbilst veģētācijas izmaiņu tendencēm. Tajās parastās priedes meža augu sabiedrībās, kuras vairāk pakļautas rekreācijas slodzei, notiek parastās priedes *Pinus sylvestris* L. mežiem tipisko augu sabiedrību izmaiņas visos veģētācijas stāvos: palielinās platlapu koku, krūmu, nitrofilo, kā arī ruderālo sugu skaits un projektīvais segums (koku, krūmu un lakstaugu stāvā); samazinās sīkkrūmu un sūnu sugu skaits, un projektīvais segums (lakstaugu un sūnu stāvā). Pilsētas mežu apsaimniekošanas tradīcijas un neveiksmes, pieaugoša rekreācijas slodze, augsnes eutrofikācija un globālās klimata izmaiņas veicina nemorālo un invazīvo sugu konkurētspējas palielināšanos. Tā kā meža dabiskā atjaunošanās ir viens no faktoriem, kas ietekmē kokaudzes attīstību nākotnē, tad platlapu koku sugu konkurence parastās priedes mežos ir svarīgs rādītājs koku sugu sastāva maiņas procesā. Kā pierāda esošie pētījumi, dabisko traucējumu un dabiskās sukcesijas izmantošana meža apsaimniekošanā ir ekonomiski izdevīgs paņēmieni, kas arī aizkavē ekosistēmas līdzsvara stāvokļa sasniegšanu, radot heterogēnu ainavu un nodrošinot labvēlīgus apstākļus bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai. Vertikāli un temporāli heterogēna meža ainava bez tam veicina meža ainavas vizuālo estētiku un veicina mežu rekreācijas funkcijas palielināšanos. Tajos Rīgas mežu masīvos, kur parastā priede uzrāda vitalitāti un nozīmīgu projektīvo segumu arī krūmu un lakstaugu stāvā, jāturpina mežsaimniecības metodes, kas veicina šīs sugas augšanu un dabisko atjaunošanos. Turpretī mežu masīvos, kur parastā ozola un parastās kļavas vitalitāte ir nomākusi parastās priedes atjaunošanos, ir lietderīgi izvēlēties meža apsaimniekošanas metodes, kas veicina dabiskās sukcesijas procesus un priežu lāna veģētācijas sabiedrību nomaiņu ar platlapju mežu sabiedrībām.

Promocijas darba novitāte ir t.s. „izvēles eksperimenta” izmantošana Rīgas pilsētas mežu rekreācijas pakalpojumu novērtējumā. Šī metode, vienlaicīgi novērtējot meža kvantitatīvās un kvalitatīvās pazīmes, ļauj analizēt meža apsaimniekošanas paņēmieni ietekmi uz respondentu meža ainavas izvēli rekreācijai un nosaka „ainavas derīgumu”, vienlaicīgi atspoguļojot pretrunas, saskarsmes punktus un kompromisus starp meža ekoloģisko un sociālo funkciju nodrošinājumu. Kaut gan eksperimentā iegūtie rezultāti nav tiešā veidā izmantojami Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanā un plānošanā, ir izgaismota rekreācijas monetārās vērtības noteikšanas nozīme, kā arī, veicot salīdzinājumu starp esošo situāciju mežā ar hipotētisku ainavu, noteikti meža ainavu alternatīvu rangi. Kaut gan Rīgas pilsētas iedzīvotāju meža ainavas izvēlēs dominē intensīvi apsaimniekota meža – parka ainava, noteikts, ka kā kompromiss starp pilsētas meža ekoloģisko un sociālo funkciju nodrošinājumu ir ainava, kurā ekstensīva apsaimniekošana savienota ar labiekārtojumu un ērtu pārvietošanos. Nenozīmīgais esošās meža situācijas (*Status Quo*) izvēles īpatsvars liecina

par esošo apsaimniekošanas pasākumu neatbilstību vietējo iedzīvotāju prasībām pēc rekreācijai piemērotas meža ainavas.

Promocijas darbā iegūtie rezultāti atspoguļo Rīgas pilsētas mežu veģetācijas izmaiņu dinamiku, kas rodas rekreācijas slodzes un citu faktoru ietekmē. Iegūts plašs rezultātu apjoms par vietējo iedzīvotāju attieksmi pret pilsētas teritorijā esošo mežu ainavām un to izmantošanu rekreācijai, par mežu apsaimniekošanas paņēmieni būtiskumu hipotētiskās ainavas veidošanā, kā arī par meža ainavas izvēlēm dažādām respondentu grupām pēc to būtiskuma, salīdzinājumā ar esošo situāciju.

ANNOTATION

Jankovska I. doctoral thesis „Problems and solutions in management of Riga urban forests” was supported by the project “Support for doctoral studies in LUA” (agreement No. 2009/0180/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/017).

The volume of the thesis 111 pages, 19 tables, 25 figures, 8 appendices 225 references.

The research was conducted from 2009 to 2012 at the Forest Faculty of Latvia University of Agriculture. The study area included the urban forests of the city of Rīga.

The Doctoral thesis involved multi-faceted research in landscape ecology, which integrated ecology, landscape design and planning, sociology, economy and forest management in the context of a modern city.

The results obtained in the multidisciplinary study describe the dynamic nature of Riga forest vegetation under recreational pressure. The results of sociological questionnaires clarify the attitude of local residents to use the neighbouring forests for recreation, and the preferences for forest landscape alternative choices (features) as well.

1. The analysis of species composition in *Myrtillosa* pine forest of Riga showed that the developed model of potential recreational pressure was appropriate. High recreational loads have resulted in changes in *Pinus sylvestris* L. forests of Rīga in all vegetation layers. The occurrence of broad-leaved trees species, shrub, nitrophilous and rudral species richness and projective cover (tree, shrub and herbaceous layers) has increased; the richness of low shrubs and mosses, and projective cover of the herbaceous layer and moss layers have decreased. The mistakes of past management, the past recreational pressure, soil eutrophication and global warming are the main factors, which have caused the increasing occurrence of nemoral and invasive species and potentially is leading to changing of dominance of pine stands to broadleaved species. The present researches showed that emulation of natural disturbances and succession by forest management delays the achievement of ecosystem stability, and increases heterogeneity of the landscape and promotes biological diversity. The diversity of vertical and temporal forest landscapes has benefits in developing a forest landscapes' visual aesthetic values and increase the recreation. In forests where pine seedlings show vitality in the understorey, the present management regime needs to be continued, promoting the growth and regeneration of this species. In forests where proportion of nemoral broadleaved trees decrease the pine seedlings regeneration and development, is reasonable to use extensive management methods, which support spontaneous succession in changing the boreal forest vegetation to broadleaf forest.

The novelty of the thesis is the use of the Choice Experiment to analyse recreational services of Riga forests. The methodology of the Choice Experiment allowed to embark on complex research of qualitative and quantitative attributes. The results estimate the landscape utility and significance of management activities to respondents' preferences for forest landscape. Although the results of the experiment are not possible to use directly in the planning and management of Riga urban forests, they stress the importance the monetary value of recreation services of a forest, allow to compare the current state in a forest with hypothetical landscape, and to identify the ranks of landscape alternatives. It was found that Riga city inhabitants, independent of their social-economic group, prefer park-forest landscape with an intensive management regime and high level of amenities. However as a compromise between forest ecological and social functioning is extensively managed landscape with amenities and well-prepared accessibility. The insignificant frequency of the *Status Quo* alternative means that current management practices are inadequate to meet demands of local inhabitants for forest landscape in recreation.

The main results of the thesis show that the recreational load is the main force in dynamics of changes of Riga urban forests vegetation. The obtained results show the attitude of local residents to urban forests' landscapes their preferences in recreation, the significance of forest management activities in developing of hypothetical landscape, and the significance of respondents groups' preferences for forest landscape.

Promocijas darbā ietverto attēlu saraksts

Attēla numurs	Nosaukums	Lapas numurs
1.1.	Eko - pilsētas koncepcija	16.
1.2.	Ainavas jēdziena kompleksais raksturs	25.
1.3.	Ainavas izvēles faktori	27.
1.4.	Ainavas kvalitāte	28.
1.5.	Ainavu ekoloģiskās plānošanas pieeja mežparku plānošanā un apsaimniekošanā	32.
1.6.	Rīgas administratīvajās robežās esošie meži un meža parki	34.
1.7.	Labiekārtota atpūtas vieta Mežaparka mežā	36.
1.8.	Dēļu laipa Piejūras dabas parkā, Mangaļsalas mežā	36.
2.1.	<i>Status Quo</i> situācija „Bulļusala”	49.
2.2.	<i>Status Quo</i> situācija „Anniņmuiža”	50.
2.3.	<i>Status Quo</i> situācija „Mangaļsala”	51.
2.4.	<i>Status Quo</i> situācija „Mežaparks”	52.
3.1.	Respondentu viedokļu sadalījums par dabisko ainavu vērtībām un nozīmi, salīdzinājumā ar formālajām ainavām	59.
3.2.	Mežu apmeklējumu attālums, biežums un transporta veids Rīgas pilsētā	64.
3.3.	Potenciālais apmeklējumu skaits Rīgas pilsētas mežos 1,5 km attālumā, ejot kājām ar mērķi "pastaiga"	65.
3.4.	Augu sugu skaits priežu lāna mežos Rīgas pilsētā	67.
3.5.	Rīgas priežu lāna mežu veģetācijas klāsteri	68.
3.6.	NMS ordinācijas diagramma ar Ellenberga indikatorvērtībām	73.
3.7.	NMS ordinācijas diagramma ar informāciju par rekreācijas slodzi	73.
3.8.	Augu sugu stratēģiju un citu īpašību saistība ar meža masīva lielumu un rekreācijas slodzi	74.
3.9.	Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Sievietes”, salīdzinot ar SQ situāciju	80.
3.10.	Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Vīrieši”, salīdzinot ar SQ situāciju	81.
3.11.	Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Respondenti, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs un darbdienās”, salīdzinot ar SQ situāciju	82.
3.12.	Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Respondenti, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs”, salīdzinot ar SQ situāciju	83.
3.13.	Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs un darbdienās”, salīdzinot ar SQ situāciju	84.
3.14.	Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs”, salīdzinot ar SQ situāciju	85.
4.1.	Pilsētas mežu apsaimniekošanas un plānošanas konceptuālā shēma	94.

Promocijas darbā ietvertu tabulu saraksts

Tabulas numurs	Nosaukums	Lapas numurs
1.1.	Ainavas kvalitātes un ainavas vizuālās estētikas kopīgās pazīmes	29.
2.1.	Izvēles eksperimentā ietvertās pazīmes un to līmeņi	46.
2.2.	Meža ainavas alternatīvu modelēšana	47.
2.3.	Apsaimniekošanas ietekme uz ainavas biofiziskajiem un psihoemocionālajiem elementiem	48.
2.4.	Pazīmju un to līmeņu izlase „Buļļusalas” ainavu alternatīvu modelēšanā	50.
2.5.	Pazīmju un to līmeņu izlase „Anniņmuižas” ainavu alternatīvu modelēšanā	51.
2.6.	Pazīmju un to līmeņu izlase „Mangaļsalas” ainavu alternatīvu modelēšanā	52.
2.7.	Pazīmju un to līmeņu izlase „Mežaparka” ainavu alternatīvu modelēšanā	53.
3.1.	Kontingences vērtēšanas rezultāti	60.
3.2.	Respondentu sociāli-ekonomisko grupu izvēļu būtiskums attiecībā uz rekreāciju mežā	62.
3.3.	Rekreācijai veiktā attāluma būtiskums pēc Latvijas reģionu mežainuma	63.
3.4.	Rekreācijas mērķi Latvijas reģionos	60.
3.5.	Veģētācijas stāvu projektīvā seguma vidējās vērtības priežu lāna mežos Rīgā	69.
3.6.	Sugu daudzveidības un augu stratēģisko tipu vidējās vērtības priežu lāna mežos Rīgā	69.
3.7.	Ellenberga indikatora vidējās vērtības priežu lāna mežos Rīgā	72.
3.8.	Apsaimniekošanas pazīmju svērtais koeficients un tā būtiskums	76.
3.9.	Vēlme maksāt par SQ situācijas apsaimniekošanu	77.
3.10.	Alternatīvu kompensācijas dispersija, salīdzinājumā ar SQ situāciju	78.
3.11.	Respondentu grupu izvēļu būtiskums	79.

Promocijas darbā ietvertu pielikumu saraksts

Pielikuma numurs	Nosaukums
1.	Rīgas mežu masīvu raksturojums
2.	Rīgas administratīvajās robežās esošie meži un meža parki
3.	Dabiskās ainavas novērtējums Rīgā. Profesionāļu aptauja
4.	SKDS 2010. gada decembra socioloģiskās aptaujas tehniskā informācija
5.	Socioloģiskā aptauja par Latvijas iedzīvotāju rekreācijas paradumiem mežā
6.	Veģetācijas dati Rīgas mežu masīvos
7.	Rīgas mežu apsaimniekošanas un labiekārtošanas izmaksas (bez PVN) 2010. gads
8.1.	Ainavas alternatīvas Buļļu meža masīvā
8.2.	Ainavas alternatīvas Anniņmuižas meža masīvā
8.3.	Ainavas alternatīvas Mangaļsalas meža masīvā
8.4.	Ainavas alternatīvas Mežaparka meža masīvā
9.	Socioloģiskā aptauja par mežu ainavas izvēli rekreācijai

Promocijas darbā izmantotie saīsinājumi

CV	Kompensācijas novirze (<i>Compensating Variation</i>)
E0	Sūnu stāvs
E1	Lakstaugu stāvs
E2	Krūmu stāvs
E3	Koku stāvs
GIS	Ģeogrāfiskās informāciju sistēmas
IE	Izvēles eksperiments
LLU	Latvijas Lauksaimniecības universitāte
LVL	Latvijas Valsts lats
NMS	Netiešā ordinācijas metode (<i>Non Metric Multidimensional Scaling</i>)
RDA	<i>Redundancy Analysis</i>
RTIAN	Rīgas domes 2005. gada 20. decembra saistošie noteikumi Nr.34 „Rīgas teritorijas izmantošanas un apbūves noteikumi”
SIA	Sabiedrība ar ierobežotu atbildību
SQ	Esošā situācija (<i>Status Quo</i>)
T1	Rekreācijas mērķis „Pastaiga”
T2	Rekreācijas mērķis „Ogošana, sēņošana”
T3	Rekreācijas mērķis „Fiziskās aktivitātes” (pastaiga, skriešana, riteņbraukšana)
T4	Rekreācijas mērķis „Patēriņa produktu ievākšana” (ogošana, sēņošana, floristikas materiālu un ārstniecības augu ievākšana)
WTP	Vēlme maksāt (<i>Willingness to pay</i>)
\$	ASV dolārs

Zinātniskās publikācijas par darba tēmu

1. **Jankovska I.** (2010) Urbanizētie meži pilsētas ainavā. *Latvijas Universitātes 68.zinātniskās konferences referātu kopsavilkumi*, 94. lpp.
2. **Jankovska I.**, Straupe I., Panagopoulos T. (2010) Naturalistic forest landscape in urban areas: challenges and solutions. **In:** Jha M. (ed.). *Latest Trends on Urban Planning and Transportation*. The 3rd WSEAS International Conference on Urban Planning and Transportation, p. 21 - 26.
3. **Jankovska I.**, Straupe I., Panagopoulos T. (2010) Professionals awareness in promotion of conservation and management of urban forests as green infrastructure of Riga, Latvia. **In:** Niola V. (ed.). *International scientific journal „WSEAS Transactions on Environment and Development”*, Issue 8, Volume 6, p. 614 - 623.
4. **Jankovska I.**, Panagopoulos T. (2010) Challenges and prospect of urban allotments in Latvia and Portugal. **In:** Panagopoulos T., Noronha T., Beltrao J. (eds.). *Advances in Urban Rehabilitation and Sustainability*. 3rd WSEAS International Conference on Urban Rehabilitation and Sustainability (URES'10), p. 113 - 119.
5. Straupe I., **Jankovska I.** (2010) Developing of forest ecological values in urban areas. **In:** Līviņa A. (ed.). *Solutions on Harmonising Sustainability and Nature Protection with Socio-Economic Stability*. Proceedings of the 3rd International Scientific Conference of the Vidzeme University of Applied Sciences and Nature Conservation Agency North Vidzeme Biosphere Reserve, p. 193
6. **Jankovska I.**, Donis J., Straupe I. (2011) Monetary value and social role of forest recreational services in Latvia. **In:** *Research for Rural Development 2011*. Annual 16th International Scientific Conference Proceedings. Z.Gaile, A.Zvirbule-Bērziņa, T.Juhna, I.Arhipova, G.Assouline, I.Ciproviča, A.Kaķītis, A.Dumbrauskas, ĀJansons (eds.). Volume No. 2, p. 65-71.
7. **Jankovska I.**, Straupe I., Donis J., Panagopoulos T. (2011) Assessment of Latvia forest recreational suitability and its application to spatial planning. **In:** Kungolos A., Karagiannidis A., Aravossis K., Samaras P., Schramm K.W. (eds.). *Book of abstracts of the Third International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMEPE 2011) & SECOTOX Conference*, p. 48.
8. **Jankovska I.** (2011) Urban green infrastructure: the role of allotments in city resilience. **In:** Tira M., van der Krabben E., Zanon B. (eds.). *Land management for urban dynamics. Innovative methods and practices in a changing Europe*. COST TU 0602 Action 'Land Management for Urban Dynamics', Final Report, p. 343 - 358.
9. Panagopoulos T., **Jankovska I.**, Straupe I. (2012) Second Life 3D City Virtual Environment as an Urban Planning Tool for Community Engagement. **In:** Burley J., Loures L., Panagopoulos T. (eds.). *Recent researches in Environmental Science and Landscaping*. Proceedings of the 5th WSEAS International conference on landscape architecture, p. 13 - 19.
10. Straupe I., **Jankovska I.**, Ozoliņa I., Donis J. (2012) The evaluation of pine forest vegetation in Riga city, Latvia. **In:** Burley J., Loures L., Panagopoulos T. (eds.). *Recent researches in Environmental Science and Landscaping*. Proceedings of the 5th WSEAS International Conference on Landscape Architecture, p. 20 - 25.
11. Straupe I., **Jankovska I.**, Rusina I., Donis J. (2012) The impact of recreational pressure on urban pine forest vegetation in Riga city, Latvia. **In:** Baghdadi M.A.R.S., Hamid H.R.A. (eds.). *International Journal of Energy and Environment*, Issue 4, Volume 6, p. 406 - 414.

12. Pavlyuk D., **Jankovska I.** (2012) Using of stated preference models for forest management: a case of Riga. **In:** Kabashkin I.V., Yatskiv I.V. (eds.). *Reliability and statistics in transportation and communication*. Proceedings of the 12th International Conference RelStat'12, p. 45 - 54.
13. **Jankovska I.**, Straupe I., Palyuk D., Kupfere L. (2013) Izvēles eksperimenta rezultāti Rīgas pilsētas mežos. *Latvijas Universitātes 71. zinātniskās konferences tēžu krājums*, 90 - 92. lpp.
14. **Jankovska I.**, Donis J., Straupe I., Panagopoulos T., Kupfere L. (2013) Assessment of the forest recreational accessibility in Latvia. **In:** *Fresenius Environmental Bulletin*, Vol. 22, No.7b, p. 1-7.

SATURS

	Lapa
Ievads	13
1.Literatūras apskats.....	15
1.1. Pilsēta kā sociāli – ekoloģiska sistēma.....	15
1.2. Pilsētas mežs	17
1.3. Pilsētas meža loma mūsdienu pilsētvidē	19
1.3.1. Ekosistēmas atbalsta funkcija.....	19
1.3.2. Rekreācijas funkcija.....	21
1.3.3. Meža ainavas estētiskā funkcija.....	25
1.4. Pilsētas meža apsaimniekošana un plānošana.....	29
1.5. Zaļās infrastruktūras plānošana Rīgā.....	32
1.6. Ekosistēmas pakalpojumu vērtēšanas metodes.....	37
2. Materiāls un metodika.....	41
2.1. Pētījuma objekta raksturojums.....	41
2.2. Dabisko ainavu novērtēšana pilsētā.....	42
2.3. Meža rekreācijas pakalpojumu novērtēšana	42
2.4. Meža veģetācijas novērtēšana	44
2.5. Izvēles eksperiments.....	45
2.5.1. Instrumenta izveidošana.....	45
2.5.2. Socioloģiskā aptauja.....	48
2.5.3. Ainavas vērtēšana.....	49
2.5.4.Respondentu vēlme maksāt un labklājības ietekmes novērtējums dažādām ainavu alternatīvām.....	53
2.5.5. Būtiskums starp alternatīvām.....	55
3. Rezultāti un analīze.....	56
3.1. Fizioģeogrāfisko un sociāli-ekonomisko faktoru ietekme	56
3.2. Pilsētplānotāju un vides apsaimniekotāju viedoklis par dabiskajām ainavām Rīgā.....	59
3.3. Rekreācija Latvijas reģionu un Rīgas pilsētas mežos.....	60
3.4. Rekreācijas slodzes ietekme uz Rīgas pilsētas meža veģetāciju	66
3.5. Meža apsaimniekošana Rīgas pilsētā.....	76
3.5.1. Izvēles eksperimenta rezultāti	76
3.5.2. Meža ainavu izvēļu būtiskums respondentu grupām.....	79
3.5.3. Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošana un plānošana.....	87
Secinājumi un priekšlikumi.....	96
Informācijas avoti.....	99
Pielikumi	112

IEVADS

Meži ir neparasti daudzveidīgas dabas teritorijas, kuru izskatu, veselību un struktūru ietekmē plašs faktoru loks, tajā skaitā apsaimniekošana. Pēdējos gados aizvien lielāka uzmanība mežu ekosistēmas pētījumos pievērsta t.s. urbanizētajiem jeb pilsētas mežiem. Kaut gan trūkst starptautiski akceptētas šo mežu definīcijas, tie ieņem nozīmīgu vietu urbānās ekoloģijas pētījumos to specifisko augšanas apstākļu un daudzveidīgo funkciju dēļ. Urbanizētās teritorijās meži ir īpaši nozīmīgas ekosistēmas, kas stabilizē pilsētas ekoloģisko stāvokli (uzlabo gaisa kvalitāti, samazina piesārņojumu ar gāzveida vielām, putekļiem un troksni, reducē „siltuma salas” efektu, saglabā augsnes un ūdens resursus, nodrošina bioloģisko daudzveidību, utt.), uzlabo ainavu, nodrošina vietējiem iedzīvotājiem kontaktu ar dabu, veicina viņu labklājību un veselību (Meiner, 2004).

Pasaules mērogā atbalstīta ilgtspējīga meža apsaimniekošanas koncepcija, kas vienlaicīgi nodrošinā meža ekoloģisko, materiālo un sociālo funkciju stabilitāti. Tomēr pilsētu meži ir specifiskas teritorijas, kurās nodrošināt šādu apsaimniekošanu ir problemātiski. Pirmkārt, šie meži nav peļņas avots tradicionālajā izpratnē kā koksnes krājas avots. Monetārā vērtība piemīt pilsētu mežu ekosistēmas pakalpojumiem, kuras noteikšana pēdējos gadu desmitos pasaulē ir viena no aktuālākajām tēmām dabas resursu apsaimniekošanā. Otrkārt, vēl nesenā pagātnē pilsētas mežu apsaimniekošanā galvenokārt akcentēja tā ainavas estētiku, atbilstoši vairākus gadsimtus valdošajām pilsētu zaļās telpas ainavas veidošanas tradīcijām (Gobster, 1996). Līdz ar to, meža sociālās funkcijas, īpaši rekreācijas nodrošināšana balstās uz intensīvu apsaimniekošanu, jo sabiedrības meža ainavas izvēli galvenokārt nosaka vizuālā uztvere (Ode, 2003; Zigmunde, 2010). Šāda apsaimniekošana nereti konfliktē ar tiem meža apsaimniekošanas principiem, kam jānodrošina mežā notiekošo ekoloģisko procesu stabilitāti. Ekoloģisko ilgtspējību var nodrošināt tikai bioloģiski daudzveidīgas meža ekosistēmas, kuras apsaimniekošana nozīmē minimālu iejaukšanos dabisko procesu (sukcesijas, konkurences cīņas, dabisko traucējumu u.c.) gaitā.

Pilsētas mežos esošās rekreācijas slodzes novērtēšanai izmanto vairākas metodes, tajā skaitā – tiešās (veģetācijas uzskaites un analīzes) un netiešās (pēc iedzīvotāju skaita definētajā teritorijā) (Malmivaara-Lämsä et al, 2008). Tomēr joprojām trūkst pētījumu par saikni starp rekreācijas slodzes novērtējumu pēc sociālajiem datiem (intervijas, aptaujas) un reālo veģetācijas stāvokli pilsētu mežos. Šāda informācija ir nepieciešama pilsētas teritorijas un mežu apsaimniekošanas plānošanā, lai veicinātu tipiskā mežu veģetācijas sastāva saglabāšanu un aizsardzību pilsētas teritorijā.

Promocijas darbā „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” iekļauti pētījumi, kas raksturo mežu rekreācijas lomu Latvijā, kā arī analizēti Rīgas pilsētas teritorijā esošie mežu masīvi. Rīgas pilsēta izvēlēta kā visurbanizētākā teritorija Latvijā, kurā, mežus pakļaujot intensīvai rekreācijas slodzei, visizteiktāk izpaužas pretrunas mežu praktiskajā apsaimniekošanā. Darbā izmantota ainavekoloģiskā pieeja, izvēloties lokālo mērogu – katru Rīgas pilsētā esošu mežaudzi un analizējot to kā ekoloģiski un ainaviski telpisku, un funkcionālu veidojumu vietējās apkaimes ainavā.

Promocijas darba zinātniskais devums ir dažādu faktoru mijiedarbību un sakarību analīze, kas rada priekšlānu veģetācijas sastāva izmaiņas Rīgas pilsētā, ko var interpolēt arī uz citiem meža augšanas apstākļu tiem. Pirmo reizi Latvijā rekreācijas kā meža ekosistēmas pakalpojuma monetārā vērtības noteikšanā izmantota izvēles eksperimenta metode (*Choice experiment*). Analizēta meža apsaimniekošanas paņēmieni ietekme uz respondentu meža ainavas izvēli rekreācijai un noteikts „ainavas derīgums”, atspoguļojot pretrunas, saskarsmes

punktus un kompromisus starp meža ekoloģisko, sociālo funkciju nodrošinājumu, kā arī tā ainaviskajām kvalitātēm.

Promocijas darba praktiskais devums ir izvēles eksperimenta metodikas izstrāde rekreācijas monetārās vērtības noteikšanā; hipotētisku ainavu alternatīvu modeļu izstrāde, kas izmantojama iedzīvotāju rekreācijas ainavas uztveres pētījumos; potenciālo apmeklējumu skaita noteikšana pilsētas mežu teritorijā, lietojot Ģeogrāfisko informāciju sistēmas (ĢIS); kā arī sniegti ieteikumi Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanai, balstoties uz empīrisku datu analizēm un socioloģisko aptauju rezultātiem.

Promocijas darba „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” mērķis: sniegt ieteikumus ilgtspējīgai pilsētu mežu apsaimniekošanai, nodrošinot meža ekoloģisko, ekonomisko un sociālo funkciju vienlaicīgumu.

Mērķa sasniegšanai noteikti sekojoši pētnieciskie uzdevumi:

- 1- analizēt pilsētas mežu lomu un devumu ilgtspējīgas pilsētvides kontekstā;
- 2- veikt meža ainavas un rekreācijas pakalpojumu novērtējumu Latvijā un Rīgā;
- 3- analizēt rekreācijas slodzes ietekmi uz Rīgas pilsētas mežu veģetāciju;
- 4- noskaidrot meža apsaimniekošanas paņēmieni ietekmi uz respondentu meža ainavas izvēli, „ainavas derīgumu” un būtiskumu dažādām respondentu grupām;
- 5- veikt Rīgas pilsētas mežu sadalījumu pēc apsaimniekošanas principiem, balstoties uz empīrisku datu un literatūras analīzi.

Promocijas darbā izvirzītas sekojošas hipotēzes:

- 1- iedzīvotāji rekreācijai izvēlas intensīvi apsaimniekotas meža - parka ainavas;
- 2- pilsētas mežos pastiprinātas rekreācijas slodzes ietekmē notiek boreālajiem mežiem tipisko augu sugu izmaiņas visos veģetācijas stāvos;
- 3- pilsētas mežos notiek jaunu veģetācijas sabiedrību veidošanās, kuru apsaimniekošanā nepieciešams pielietot atšķirīgas metodes.

Promocijas darbs „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” ir izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda projekta „Atbalsts LLU doktora studiju īstenošanai”, vienošanās Nr.2009/0180/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/017 atbalstu.

1. LITERATŪRAS APSKATS

1.1. Pilsēta kā sociāli-ekoloģiska sistēma

Pilsētvide ir sociāli-ekoloģiska sistēma (Anderson, 2006; Kowarik, 2011), kurā sociālie un ekoloģiskie procesi savstarpēji cieši saistīti, veidojot pilsētas ekosistēmu (Benson, 2009). Cilvēku sabiedrība, kas apdzīvo pilsētas teritoriju, atrodas cieši līdzās dabas videi, kļūstot par tās daļu. Meži ietilpst pilsētas kopējā t.s. pilsētas „zaļajā infrastruktūrā” un liecina par kādreiz šeit valdošo dabas vidi.

Dabas teritoriju iekļaušanai un saglabāšanai pilsētās un to apkaimēs ir senas tradīcijas, kas attīstījušās līdz ar civilizāciju un sabiedrību (Čekule, 2010). Eiropas pilsētas jau gadsimtiem ilgi bijušas mežu īpašnieces, un pilsētas mežu apsaimniekošana lielā mērā bijusi saistīta ar rekreācijas un ekonomisko funkciju nodrošināšanu pilsētnieku vajadzībām. Globālās urbanizācijas procesu rezultātā pilsētu teritorijās esošie meži ir vienīgais veids kā nodrošināt kontaktu ar dabu apmēram 70% no Eiropas iedzīvotāju, un cilvēku ieinteresētība šo mežu izmantošanā rekreācijai pieaug ar katru gadu (Konijnendijk, Randup, 2004; Jestaedt, 2008). Pēdējos gadu desmitos pilsētu iedzīvotāju prasības pret dabas vidi ir būtiski palielinājušās, un notiek daudz intensīvāka pilsētu mežu izmantošana rekreācijā: daudzas pilsētas izstrādā rekreācijas plānus un investē mežu labiekārtošanā, taču aizvien biežāk notiek konflikti starp mežu apsaimniekotājiem un iedzīvotājiem (Gundersen et al., 2006; Sanesi, Chiarello, 2006; Hladnik, Pirnat, 2011).

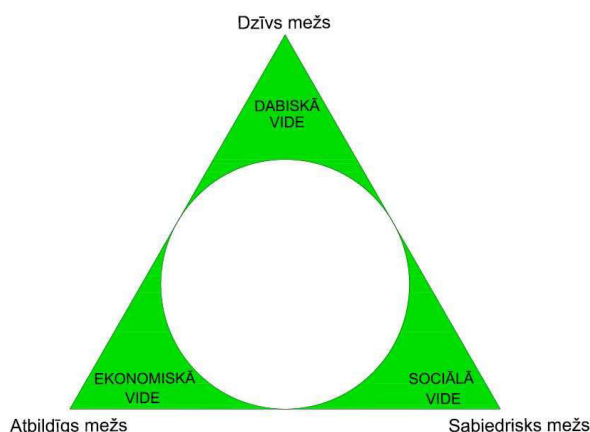
Mūsdienās attieksme pret pilsētu zaļajām teritorijām ir mainījusies no pasīvās (dekoratīvās) uz aktīvo, un pilsētu zaļās teritorijas uztver kā pilsētvides ekosistēmas daļu, kas spēj nodrošināt sociālos (emocionālos, intelektuālos, fiziskos), ekonomiskos (tiešos un netiešos), vides un bioloģiskos labumus (Andersson, 2006). Pieaug pētījumu skaits, kas apstiprina dabiskas vides pozitīvo ietekmi uz pilsētas iedzīvotāju veselību un labklājību (di Gulio et al., 2009; Hladnik, Pirnat, 2011; Nilsson et al., 2011). Pierādīts, ka cilvēka ķermenis neapzināti reaģē uz dabas elementu klātbūtni, un cilvēks jūtas apmierinātāks ar savu darbu un dzīvi kopumā, ja pieejamība dabas videi nodrošināta pietiekamā apjomā (Fuller et al., 2007). Turklāt pilsētu meži nodrošina spēcīgu identitātes sajūtu, kas cilvēku skar psiholoģiski un emocionāli (Konijnendijk, 2000). Pilsētas meži uztur kontaktu ar dabu visos gadalaikos, nodrošina mieru, garīgu un emocionālu atjaunošanos, kā arī atbrīvošanos no stresa. Meža ainava mazina pilsētas tehnokrātisko tēlu, pārveidojot to par patīkamu un dzīvotspējīgu vidi, kurā pastāv dažādas krāsas, formas, dimensijas, tekstūras, skaņas un sajūtas, mainoties ne tikai sezonāli, bet arī diennakts laikā un atkarībā no laika apstākļiem (Miller, 1997; Chen, Jim, 2008). Daudzi pētījumi uzsver pilsētas meža lomu sabiedrības izglītošanā par dabā notiekošajiem procesiem (Konijnendijk, 2000; Grahn, Stigsdotter, 2003). Pilsētu teritorijā esošajiem mežiem ir svarīga loma pilsētas ekosistēmas stabilizācijā, elastībā un ilgtspējībā, tie nodrošina dzīves vidi savvaļas organismiem un kalpo kā aizsardzības teritorijas to dzīvotēm. Līdz ar to pilsētu mežiem jānodrošina ļoti daudzveidīgas, savstarpēji konfliktējošas prasības, un to lomu un funkcijas bieži pārprot (Meiner, 2004).

Carreiro, Zipperer (2008) uzskata, ka mūsdienīga un moderna pilsēta attīstās t.s. eko-pilsētas (*ecopolis*) virzienā. Jaunais urbānisms, kā valdošā tendence pilsētu attīstībā, nosaka, ka viens no pilsētplānošanas mērķiem ir atjaunot pilsētas saikni ar dabu, radot pievilcīgāku, efektīvāku un dzīvotspējīgāku sabiedrību, kā arī nodrošināt visu pilsētas dabiskās un pusdabiskās vides elementu (mežu, upju ieleju, mitraiņu un citu dabas teritoriju) aizsardzību (<http://www.vtppi.org/tadm/tadm24.htm>).

Nīderlandes vides zinātnieks S.P.Tjallingii izveidojis eko-pilsētas modeli pilsētas mežu ilgtspējīgai attīstībai, pamatojoties uz urbānās ekoloģijas principiem un uzsver mežu apsaimniekošanas dinamisko raksturu. Šis modelis parāda, ka dabas vide, ekonomika un

sociālā vide ir savstarpēji saistītas un atrodas mijiedarbībā (1.1.att.). Eko-pilsētas modeļa principi ir sekojoši:

- **dzīvs mežs** – pilsētas mežu bioloģisko, ainavisko, rekreācijas un koksnes resursu daudzveidība visplašākajā nozīmē; princips saistīts ar pilsētas kā ekosistēmas ilgtspējību;
- **ekonomisks mežs** - ekonomiski pamatota apsaimniekošana, kas ne tikai nerada zaudējumus pašreizējās un nākošo paaudžu ekonomiskajai labklājībai, bet arī neierobežo pilsētas kopējo attīstību; princips saistīts ar pilsētas ekonomisko ilgtspējību;
- **sabiedriska mežs** - mežs ir brīvi pieejams jebkuram lietotājam; princips saistīts ar sociālo ilgtspējību.



1.1. att. Eko - pilsētas koncepcija

Avots: Konijnendijk et al. (2005)

Tā kā pilsētas mežu ekosistēmas pakalpojumi galvenokārt ir nemateriāli, ko cilvēkiem ir grūti atpazīt, tad nereti sabiedrības attieksme pret mežu apsaimniekošanu ir neitrāla, un tīšam vai netīšām notiek pilsētas mežu degradācija, to pakalpojumu un vērtību samazināšanās (Zheng et al., 2011). Šī neobjektīvā attieksme daļēji radusies tāpēc, ka nav pietiekami izprasta pilsētas mežu ekopakalpojumu monetārā vērtība un funkcijas. Tyrväinen, Vaananen (1998), pētot vēlmi maksāt par mežu pakalpojumiem Somijā, secina, ka cilvēki pilsētu zaļo telpu neuztver kā virsvērtību, bet gan kā ikdienas dzīves sastāvdaļu. Parasti pilsētu mežiem piešķirta samērā zema prioritāte pilsētu attīstības plānošanā un politisko lēmumu pieņemšanā, un zemes īpašniekiem un attīstītājiem citi zemes lietojuma veidi (komerciālais, dzīvojamais, rūpnieciskais utt.) ir daudz izdevīgāki par meža teritoriju saglabāšanu (Jestaedt, 2008). Līdz ar to pilsētu mežu apjoms un kvalitāte ir politisks jautājums, un to plānošana ir atkarīga no iesaistīto pušu interesēm. Tomēr kompromisu meklējumi starp vietējiem īstermiņa ekonomiskajiem labumiem, pilsētas ekosistēmas ilgtspējību ilgtermiņā, kā arī iedzīvotāju labklājību vienmēr ir bijis aktuāls jautājums. Svarīgi ir ne tikai atpazīt pilsētas mežu lomu pilsētas sociāli-ekoloģiskajā sistēmā, bet arī precīzi veikt ekosistēmas pakalpojumu monetāro vērtējumu, lai pilsētas mežu teritoriju saglabāšanas jautājumi varētu līdzvērtīgi konkurēt kompromisu meklējumos starp dažādu zemes lietojuma veidu attīstību un to finansējumu, kā arī lai pilsētas mežu attīstības projektos varētu iesaistīt sabiedrību, plānotājus, politiķus un apsaimniekotājus (Zheng et al., 2011).

Zaļo telpu, un tajā skaitā mežu kvalitāti pilsētvidē raksturo sekojoši kritēriji:

- 1) rekreācija, t.i., zaļot telpu pieejamība, kvalitāte un telpiskais novietojums;
- 2) bioloģiskā daudzveidība, t.i., daudzveidība sugu, ekosistēmas un ainavas līmenī;
- 3) pilsētas struktūra, t.i., zaļās telpas nozīme pilsētas struktūras un ikdienas vides veidošanā;
- 4) kultūras identitāte, t.i., zaļās telpas saistība ar pilsētas vēsturi un kultūras tradīcijām;
- 5) vides kvalitāte, t.i., zaļās telpas spēja to nodrošināt;

- 6) tehnisku problēmu bioloģiski risinājumi, t.i., saiknes nodrošinājums starp zaļo telpu un pilsētas tehnisko infrastruktūru.

1.2. Pilsētas mežs

Pilsētas meža jeb urbanizētā meža un tā apsaimniekošanas jēdzieni pirmo reizi izmantoti 1960os gados Ziemeļamerikā, lai rastu labākus risinājumus pilsētu teritorijās esošo mežu apsaimniekošanai pieaugošā urbanizācijas spiediena apstākļos. Eiropā pilsētas mežu jēdziens pirmo reizi lietots Apvienoto Nāciju organizācijas 1992. gada konferencē par vidi un attīstību, uzsverot pilsētu ilgtspējīgas attīstības saistību ar sociālo, ekonomisko un ekoloģisko dimensiju (UNCED, 1992).

Pilsētas meža lomas mainība un daudzveidība dažādu nāciju kultūru, vēsturiskajās situācijās un apsaimniekošanas situācijās rada grūtības noteikt vienotu pilsētas mežu definīciju (Hladnik, Pirnat, 2011), kaut gan visās valstīs dominē viedoklis, ka pilsētas mežu būtiskākā nozīme ir to ainavas estētika un pilsētnieku rekreācijas vajadzību, kā arī citu vides pakalpojumu nodrošināšana (Randrup et al., 2005). Dažādās pasaules valstīs pilsētas meža jēdziena definīcijā akcentē atšķirīgus tā aspektus, ietverot visus pilsētas teritorijā esošos kokus, mežus kā zemes lietojuma vai pārklājuma veidu, to administratīvās funkcijas, ainavisko lomu, daudzveidību sugu sastāva un atjaunošanās aspektā utt. (Randrup et al., 2005; Carreir, Zipperer, 2008; Wu, 2008a).

Vairāku valstu eksperti uzskata, ka pilsētas meža jēdzienā jāietver tikai tās teritorijas, kurās izveidojusies meža ekosistēma. Atšķirībā no citām ar kokiem klātajām teritorijām pilsētā, mežiem raksturīga nekultivēta zemsedze, līdz ar to parki, dārzi un ielu apstādījumi netiek iekļauti šo mežu kategorijā. Piemēram, Tyrväinen et al. (2003) pilsētas mežus definē kā meža zemi, kas atrodas urbanizētas teritorijas robežās vai tās apkārtnē, un ko veido galvenokārt dabiska vai transformēta meža veģētācija. Rydberg, Falck (1998) uzsver to intensīvo rekreācijas noslodzi. Tā kā Latvijas likumdošanā nav definēts, kas ir pilsētas meži, tad promocijas darbā „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” ar šo jēdzienu autore saprot meža zemes teritorijas pilsētas robežās, kurās raksturīga meža ekosistēma. Saskaņā ar šo koncepciju, pilsētas meži aizņem 0,8% no visiem Latvijas mežiem un klāj 20% no urbanizētajām teritorijām (Donis, 2001). Skandināvijas valstīs pilsētas meži veido apmēram 1,4% no produktīvajiem mežiem, tomēr pilsētas mežu platības lielums ir atkarīgs no pilsētas meža definīcijas. Tā, piemēram, Zviedrijā pie pilsētas mežiem pieskaita tikai tos mežus, kas atrodas 1 km rādiusā ap pilsētām ar iedzīvotāju skaitu vairāk kā 10 000, tādēļ to platība ir tikai 0,6% no kopējās mežu platības (Gundersen et al., 2005).

Daudz diskusiju un pārratumu pasaulē saistīti arī ar pilsētas mežu apsaimniekošanas jeb urbānās mežsaimniecības jēdzienu (*urban forestry*). Pilsētas mežu apsaimniekošana nav atdalāma no vispārējās mežsaimniecības, taču tās jēdziens ir daudz plašāks. Pilsētu meži pasaulē un Eiropā būtiski atšķiras gan pēc platības, funkcijām, pieejamības, labiekārtojuma, dabas aizsardzības objektu skaita utt., radot atšķirīgas pieejas to apsaimniekošanā. To specifiskās apsaimniekošanas un funkcionalitātes rezultātā meži ir kļuvuši par dabas vides teritorijām, kurās dabiskās sukcesijas procesus aizstājuši antropogēnie traucējumi: koku izciršana, nosusināšana, piesārņojums, sinantropizācija (Priedītis, 1999). Plaši atzīta pilsētas mežu apsaimniekošanas starpdisciplināritāte un transdisciplināritāte, īpaši akcentējot, ka tajā apvienojas urbānās ekoloģijas, ainavu ekoloģijas, sociālās zinātnes, pilsētplānošanas, ainavu arhitektūras, dārzkopības un meža apsaimniekošanas pētījumi un pieredze. Šo nozaru atšķirīgās pieejas ir ietekmējušas apsaimniekošanas tradīciju nomaiņu mūsdienās (Konijnenedijk, 2000; Wu, 2008a; Jim, 2011; Jorgensen, 2011). Carreiro, Zipperer (2008) uzskata, ka, definējot pilsētas mežu apsaimniekošanu kā nozari nav tik būtiski noteikt, tieši

kuri veģetācijas elementi raksturo mežu, bet gan jāidentificē meža funkcijas, pakalpojumi un apsaimniekošana, kas nodrošina sabiedrības labklājību.

Meža apsaimniekošanas vārdnīcā pilsētas meža apsaimniekošana definēta sekojoši (*Dictionary of Forestry*, 1998):

„pilsētas meža apsaimniekošana ir māksla, zinātne un tehnoloģija apsaimniekot pilsētas teritorijā un tās apkārtnes ekosistēmās esošos kokus un meža resursus tā, lai cilvēku sabiedrība gūtu psiholoģiskus, ekonomiskus un estētiskus labumus”

Eiropas līmenī pilsētu mežu apsaimniekošana definēta kā „pilsētas robežās vai urbanizēto teritoriju tiešā tuvumā esošo mežaudžu plānošana, dizains, izveidošana un apsaimniekošana, lai nodrošinātu iedzīvotāju izklaidi” (Forrest et al., 1999).

ASV pilsētu mežu pētījumi ir augsti attīstīti, taču Eiropā to skaits nav pietiekams. Tomēr pētījumu rezultāti no ASV nav tiešā veidā adaptējami Eiropā, jo pilsētu zaļās infrastruktūras modeļi abos kontinentos ir attīstījušies atšķirīgos vēsturiskos, klimatiskos un telpiskos apstākļos. Tā, piemēram, ASV galvenokārt akcentē koku radīto ēnu kā galveno siltumu samazinošo faktoru, līdz ar to kā nozīmīgāko pilsētu zaļās telpas un mežu kvalitātes kritēriju uzskata koku vainagu segumu (COST E12).

Konijnendijk, Randup (2005), Wu (2008a), Hladnik, Pirnat (2011) uzskata, ka pilsētas mežu apsaimniekošana ir jāuztver kā savienojošais posms starp pilsētvidi, kurā dominē cilvēks, un dabas vidi, un tās aizsardzību. Pilsētas mežu apsaimniekošanas uzdevums saistīts ar cilvēku pamatvajadzību nodrošinājuma pēc kontakta ar dabu. Tai ir jāspēj radīt un uzturēt zaļās teritorijas tādā līmenī, lai tās uzlabotu pilsētas ainavu, veicinātu cilvēku vēlmi regulāri apmeklēt mežus, nodarboties ar fiziskajām un cita veida aktivitātēm, un kopumā uzlabotu pilsētnieku labklājību. Hladnik, Pirnat (2011) norāda, ka aktīva un daudzfunkcionāla pilsētas mežu apsaimniekošana dod iespēju cilvēkiem sajust pilsētu mežu pozitīvo efektu daudzveidību, kas pietrūkst tehnokrātiskajā pilsētas vidē.

Neskatoties uz to, ka mūsdienās pilsētas mežu apsaimniekošanas jomā vadošā tendence pasaulē ir akcentēt mežu sociālo lomu, Latvijā trūkst socioloģisku pētījumu par pilsētas meža ekosistēmas un tā pakalpojumu novērtējumu, par mežu apsaimniekošanas paņēmieni ietekmi uz ainavas izvēli, lai veicinātu rekreācijaun tās kvalitāti. Trūkst pētījumu par rekreācijas ietekmi uz mežu ekosistēmu un bioloģisko daudzveidību, vai arī esošie pētījumi ir fragmentāri, nepilnīgi un novecojuši. Pilsētas mežu apsaimniekošanā Latvijā izmanto tradicionālās mežu apsaimniekošanas metodes, kā arī pašu mežkopju izpratni par to, kādu meža vidi un ainavu cilvēki vēlas redzēt.

Otra tendence, kas valda pilsētas mežu apsaimniekošanā, ir t.s. ekoloģiskā jeb ekstensīvā mežu apsaimniekošana. Šis apsaimniekošanas virziens pamatojas uz bioloģiski vecu un lielu dimensiju koku saglabāšanu, atmirušās koksnes apjoma palielināšanu, kompleksas meža struktūras izveidošanos dabiskās sukcesijas ceļā, kā arī dabisko meža biotopu aizsardzību (EEA, 2007). Mainoties apsaimniekošanas tendencēm, Daniel (2001b) jautā: kāds ir vēlamais meža ekosistēmas stāvoklis, uz kuru jātiecas apsaimniekotājiem? Kā izmērīt un definēt tādus meža ekosistēmu raksturojošus faktorus, kā, piemēram, bioloģisko daudzveidību, elastību un ilgtspējību? Kā noteikt, kāda loma meža kā ekosistēmas apsaimniekošanā ir ainavas vizuālajai kvalitātei?

Mūsdienīgai pilsētas mežu apsaimniekošanai jāietver tādus mežu apsaimniekošanas un vadības paņēmienus, kas paaugstina ekoloģisko, sociālo un ekonomisko ilgtspējību. Pilsētu mežu apsaimniekotājiem jāiegūst jaunas zināšanas par to, kā apvienot meža sociālās un ekoloģiskās vērtības; kas rada pretrunas starp šiem jēdzieniem, un kādi var būt iespējamie

kompromisi (Fitzsimons, Wescott, 2007; Di Giulio et al., 2009). Miller (2005) uzskata, ka šī mērķa nodrošināšana ir atkarīga no meža apsaimniekotāju, pilsētplānotāju, likumdevēju un iedzīvotāju sadarbības. Pilsētas mežu apsaimniekošanai jāklūst par pilsētplānošanas procesa sastāvdaļu, kuras mērķis ir radīt pievilcīgu vidi rekreācijai, ievērojot vietējo kontekstu, apsaimniekošanas tradīcijas un kultūrvēsturiskās vērtības, pie tam samazinot meža apsaimniekošanas izmaksas (Skräbäck, 2007).

Konijnendijk (2000) un Carreiro (2008) uzskata, ka nepieciešams attīstīt spēcīgāku teorētisko bāzi pilsētas mežu apsaimniekošanas jomā, salīdzināt un konsolidēt dažādās valstīs un pilsētās iegūtos pētījumus un zināšanas, lai varētu identificēt un uzlabot meža apsaimniekošanas pieejas un metodes tā, lai tās darbotos daudzveidīgos ģeogrāfiskos, vides un sociālpolitiskos apstākļos.

1.3. Pilsētas meža loma mūsdienu pilsētvidē

1.3.1. Ekosistēmas atbalsta funkcija

Pilsētas meži veic daudzveidīgas ekosistēmas atbalsta un nodrošināšanas funkcijas, taču promocijas darbā „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” galvenokārt akcentēta meža loma bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā, jeb, precīzāk, augu sugu daudzveidības nodrošināšanā, kā arī ainavas heterogenitātes paaugstināšanā.

Viens no galvenajiem jēdzieniem bioloģiskās daudzveidības kontekstā ir „sukcesija”, kas nozīmē pakāpenisku biotisko sabiedrību (augu, dzīvnieku un mikroorganismu sugu) aizvietošanu (nomaiņu), kā rezultātā mainās arī fizikālā vide (Liepa et al., 1991). Sukcesiju jeb veģetācijas dinamiku nosaka autogēnie (biogēni), kā arī alogēnie (abiotiskie) procesi un to kombinācijas. Autogēnos procesus nosaka: kolonizācija (invāzija un izdzīvošana), vietas fizikālās vides izmaiņa un sugu aizvietošana konkurences rezultātā (Donis, 2011).

Bioloģiskās daudzveidības jēdziens pirmoreiz parādījās 1960os gados, kad pieaugoša vides degradācija izraisīja plašas diskusijas par bioloģiskās daudzveidības aizsardzības un saglabāšanas nepieciešamību (MCPFE, 1993). Tomēr bioloģiskās daudzveidības samazināšanās ir globāla parādība un turpmākajos gadsimtos šis process turpināsies (Sax, Gaines, 2003). To veicina globālā urbanizācija, biotopu izmaiņas un fragmentācija, konkurence ar introducētajām sugām, cilvēku prasības pēc īpašām sugām vai produktiem, kā arī globālās klimatiskās izmaiņas (Groombridge, Jenkins, 2002).

Bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas paradigma satur divus galvenos apgalvojumus (Borgström, 2006; Kowarik, 2011):

1) bioloģiskās daudzveidības saglabāšana ir nepieciešama, lai nodrošinātu pilsētas ilgtspējīgu attīstību, jo cilvēki ir atkarīgi no ekosistēmas funkcionalitātes un tās pakalpojumiem;

2) ekosistēmas ir atvērtas, kompleksas sistēmas ar neparedzamu uzvedību. Bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas ir mērķis, kas jāintegrē kopā ar citiem zemes lietojuma veidiem ne tikai to aizsardzības teritorijās, bet jebkurā vietā pilsētā.

Izvēloties meža ekosistēmas aizsardzību kā prioritāti mežaudzes apsaimniekošanā:

- 1) jāsamazina un jāizvairās no lielu un pastāvīgu koku vainagu atvērumu, kā arī krasu, „aprautu” mežmalu veidošanas;
- 2) vēlīnās sukcesijas stadijas sekmēšanai iespēju robežās jā saglabā lielu dimensiju vecie koki, kritālas un sausokņi, kā arī jāveicina mežaudzes vertikālās struktūras attīstība ar ainaviskās un atjaunojošās cirtes palīdzību;
- 3) jāveicina pamesto teritoriju apmežošana;
- 4) iespēju robežās jā saglabā dabiskajos traucējumos bojātie koki (Foster, Orwig, 2006).

Pilsētvide ir sociāli – ekonomiska sistēma, kur, atšķirībā no lauku vides, iedzīvotāju sociālekonomiskais statuss un kultūra ir galvenie faktori, kas ietekmē pilsētas bioloģisko daudzveidību, dabiskās ainavas un to apsaimniekošanas veidu (Kinzig et al., 2005). Dabas vides saglabāšana balstās uz urbānās slodzes ierobežošanu jutīgajās teritorijās vai arī vietējo sugu dzīvotņu saglabāšanu/ atjaunošanu (Kowarik, 2011). Galvenā nozīme bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā ir lielu, neskartu dabisko biotopu teritoriju aizsardzībai, taču pilsētās esošie dabiskie biotopi ir fragmentēti, pakļauti intensīvai apsaimniekošanai, rekreācijai un piesārņojumam, kā arī pilsētā kopumā notiek bioloģiskās homogenizācijas process, jeb vietai specifisko sugu aizvietošana ar introducētām sugām (McKinney, 2006). Joprojām viena no Eiropas pilsētu mežu apsaimniekošanas raksturīgākajām pazīmēm ir stingra likumdošana attiecībā uz dabas resursu, bioloģiskās daudzveidības un vides dabiskuma saglabāšanu, kāda bija raksturīga agrīnajai vides kustībai. Savukārt, bioloģiskās daudzveidības koncepcija ir plaši un arī nereti nepareizi izmantota pat kā ideoloģija, ar pilsētas mežu apsaimniekošanu saprotot tikai striktus dabas vides aizsardzības pasākumus (Jensen, Ouis, 2008; Wu, 2008b; Hladnik, Pirnat, 2011). Iespējamās daudzas apsaimniekošanas pieejas, taču to izvēli nosaka dotais mežu telpiskais un politiskais konteksts. Mūsdienā izpratne par dabas aizsardzības teritorijām ir jāmaina, lai tās būtu brīvāk pieejamas sabiedrībai, un pilsētas apdzīvotuma teritoriju ietveršanai bioloģiskās daudzveidības plānošanā ir jāklūst par vienu no iespējamām tās veicināšanā (Alvey, 2006). Pareizi apsaimniekojot un izmantojot pilsētas teritorijās notiekošo dabisko procesu enerģijas, var nodrošināt ekosistēmas pakalpojumu ilgtspējību.

Kopš 1960. gadiem pētīts kā cilvēks uztver un reaģē uz dažādām ainavām; kādas ir cilvēku vēlmēs attiecībā uz dabas ainavām. No vienas puses, pastāv uzskats, ka daba sniedz nozīmīgu gandarījumu dzīvei urbanizētā vidē, un tās vērošana ir viens no visbiežāk minētajiem motīviem rekreācijai pilsētās. Kā secina Bjerke et al. (2006), aizvien pieaug to cilvēku skaits, kas izvēlas dabisko ainavu teritorijas, kurās netraucēti notiek dabiskie sukcesijas procesi, un kurās raksturīga blīva veģetācija. Fitzsimons, Wescott (2007) apgalvo, ka mūsdienā sabiedrības prasībām pēc dabas vides ir vairākas kopīgas pazīmes ar bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanu. Pirmkārt, raksturīgākā pilsētvides pazīme ir ainavu fragmentācija, tādēļ pilsētu teritoriju plānošanā veicina zaļo telpu apjoma un pieejamības palielināšanu, lai nodrošinātu iedzīvotāju rekreācijas prasības, kas reizē veicina arī biotopu saglabāšanu. Otrkārt, intensīvi izmantotās un multifunkcionālās ainavās kopējais zaļās telpas apjoms samazinās, tādēļ atlikušo teritoriju kvalitāte kļūst nozīmīgāka, veicinot cilvēka kontaktus ar dabu. Šo reliktu dabas teritoriju ekoloģiskās vērtības ir būtiskas gan cilvēkiem, gan bioloģiskajai daudzveidībai. Treškārt, pētījumos apstiprinājies, ka cilvēki vairāk izvēlas dabiskas un heterogēnas ainavas. Ainavas neviendabīgums uzlabo arī bioloģisko daudzveidību dažādos telpiskos mērogos. Ja ilgtspējīgas pilsētas mežu bioloģisko resursu apjomu raksturo vainagu slēgums, koku vecuma struktūra, sugu daudzveidība, vietējo sugu īpatsvars (Gaiss, 2009), tad šie paši kritēriji var raksturot dabisku, daudzveidīgu, heterogēnu un kompleksu ainavu. Var secināt, ka pastāv ciešas saites starp ainavas struktūru, ainavas daudzveidību un bioloģisko daudzveidību (Ewald, 2001).

Galvenā problēma, ar ko jāsaskaras pilsētu zaļās telpas apsaimniekotājiem, ir cilvēku atsvešinātība un nepietiekamās zināšanas par dabā notiekošajiem procesiem. Nereti profesionāļu darbību pilsētas mežu apsaimniekošanā sabiedrība uztver kā draudus bioloģiskajai daudzveidībai (Tyrväinen et al., 2003; Miller, 2005). Mūsdienā pilsētniekam katru dienu ir jāveic izvēle starp meža aizsardzību, mežizstrādi, nekoksnes produktu izmantošanu, kā arī jānosaka kompromisi starp daudzveidīgajiem meža lietojuma veidiem un pakalpojumiem. Taču joprojām trūkst pētījumu, kā šādi kompromisi ietekmē mūsdienā uz patēriņu orientēto sabiedrību (Watson et al., 2004; Meyerhoff et al., 2009). Di Giulio et al. (2009) uzskata, ka sugu un biotopu aizsardzības plānus un aktivitātes nevar sekmīgi realizēt

bez sociālās sistēmas atbalsta, jo tieši tā nosaka, kā ir sasniedzami bioloģiskās daudzveidības mērķi. Lai iegūtu sabiedrības ieinteresētību un atbalstu, bioloģiskās daudzveidības jēdziens ir jādefinē tā, lai iedzīvotāji to saprastu un atbalstītu (Gyllin, Grahn, 2005). Pēdējos gados ir aktualizējusies pilsētas mežu sociālā loma, tādēļ bioloģiskās daudzveidības saglabāšana pilsētu mežos ir cieši saistīta ar rekreācijas un ainavisko, kā arī vides izglītības funkciju. Dabas taku izveide, informēšana par mežā notiekošajiem procesiem, sakopta pilsētas meža vide, sabiedrības iesaistīšana dažādu talku un konkursu formā – tas viss veicina vides apziņas un videi draudzīgas rīcības veidošanos, kas, savukārt, samazina cilvēku radīto antropogēno slodzi pilsētu un piepilsētu mežos.

Līdz ar to mūsdienīgs bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas jēdziens ietver ekoloģiskos un sociālos faktorus, kā arī to savstarpējo mijiedarbību. Šāds skatījums atbilst ainavu ekoloģijas principam. Meža kā ekoloģiskas sistēmas izpratni veido zināšanas par sugām, ekosistēmu un tajā notiekošajiem procesiem, kā arī ekosistēmas atjaunošanās procesu analīzes, monitoringa programmas, sugu pētījumi utt. Sociālās sistēmas darbības izpratni, savukārt, nodrošina zināšanas par cilvēku psiholoģiju, ainavas uztveri, vēlmēm un prasībām pēc tādas meža apsaimniekošanas, kas vislabāk nodrošina indivīda subjektīvās prasības.

1.3.2 Rekreācijas funkcija

Vajadzības gūt labumu no meža ir attīstījušās un mainījušās kopā ar sabiedrību. Ja 1950os gados bija aktuāla cilvēku labklājības atjaunošana un meža koksnes resursu izmantošana, tad 1960os gados aktualizējās vides jautājumi un aizsākās daudzu vides aizsardzības organizāciju darbība. Tā, piemēram, viena no pirmajām publikācijām bija R.Carson grāmata „Silent Spring” (1962), kas iedvesmoja sabiedrību pievērsties pesticīdu un piesārņojuma radītajai ietekmei uz vidi (http://en.wikipedia.org/wiki/Silent_Spring). Kopš 1990iem gadiem līdz mūsdienām cilvēku prasības pēc nodrošinājuma ar rekreācijas resursiem ir mainījušās visbūtiskāk (Kohsak, Dembczynski, 2004). 1987. gadā nāca klajā Bruntlandes Komisijas atskaite „Our Common Future”, kurā parādījās jēdziens „ilgtspējīga attīstība”, uzsverot sociālo vajadzību nodrošinājuma nozīmi vides aizsardzības jomā ([http://en.wikipedia.org/wiki/Brundtland Commission](http://en.wikipedia.org/wiki/Brundtland_Commission)). Aizvien vairāk cilvēku sava brīvā laika pavadīšanu saista ar atpūtu dabiskā vidē, un aizvien vairāk pilsētvides zaļās telpas novērtē kā iedzīvotāju ikdienas dzīves ainavu un sastāvdaļu (Tzoulas et al., 2007). Pilsētās un citās blīvi apdzīvotās teritorijās vēlme pēc kontakta ar dabu veicina zaļās telpas apmeklējumu daudzumu, samazinot cilvēku atsvešinātību no dabas. Svarīgi motīvi zaļās telpas apmeklējumam ir rekreācija, miers, dabas vērošana, fiziskās aktivitātes un sociālās saites (Gunnarsson, Øhrstroom, 2007). Pilsētas iedzīvotājiem rekreācijas iespējas un estētiskais baudījums ir vistiešākie labumi, ko sniedz pilsētas mežs (Chen, Jim, 2008).

Rekreācijas plānošana ir sarežģīts uzdevums, jo cilvēki mežā izvietojas ļoti nevienmērīgi; dažādas meža teritorijas var izmantot dažādiem rekreācijas mērķiem; rekreācijas veids ir atkarīgs no vides apstākļiem, teritorijas funkcijām, no cilvēku vajadzībām un iespējām. Dabas pazīmes un ainava ir primārie aspekti, kas nosaka mežu vērtējumu kopumā un piemērotību rekreācijai. Savukārt katra cilvēka individuālās mežu rekreācijas vērtības nosaka tādi subjektīvi kritēriji kā ainavas skaistuma izpratne un personības emocionālās prasības (Gobster, 1996; Jestaedt, 2008). Saskaņā ar pētījumiem Zviedrijā galvenie faktori, kas nosaka pilsētu mežu nozīmi rekreācijā ir:

- 1) attālums līdz mežam;
- 2) meža apsaimniekošana;
- 3) rekreācijas infrastruktūra;
- 4) meža lielums;
- 5) mežaudzes vecums un koku sugu sastāvs (Gundersen et al., 2006).

Attālums līdz mežam

Aizvien biežāk rekreācijas literatūrā parādās termins „pieejamība” (*accessibility*), kas raksturo konkrētā meža masīva ceļu un taku tīklu, un iespējas nokļūt līdz tam, autostāvvietas, labiekārtojums, vides un ainaviskās vērtības, kā arī sezonalitāti, īpašumpiederību u.c. faktorus, kas var ietekmēt apmeklējumu biežumu. Jau 1973. gadā Ž. Sūna uzsver, ka meža apmeklētības intensitāti galvenokārt nosaka trīs faktori: satiksmes ērtības, meža piemērotība atpūtai un pieeja ūdeņiem. Visu šo faktoru kopums stimulē iedzīvotājus apmeklēt mežus bieži un regulāri (Neuvonen, 2007; Di Giulio et al., 2009). Roovers et al. (2002) uzsver, ka mežu apmeklējumu biežums samazinās līdz ar attāluma palielināšanos. Pētījumi pamato, ka pilsētnieki ikdienas apmeklējumiem izvēlas mežus, kas atrodas līdz viena kilometra, jeb 15 minūšu gājiena attālumā no mājām (Ode, Fry, 2002; Tyrväinen et al., 2005). Būtiski ir veikt apmeklētāju plūsmas monitoringu un analīzi kā mežu sociālās funkcijas indikatorus (Orellana et al., 2001; Zandersen et al., 2007). Rekreācijas pētījumos aizvien biežāk pielieto datu telpisko analīzi, ar kuru palīdzību analizē vairāku faktoru kompleksās mijiedarbības un nelineārās ietekmes. Ģeogrāfisko informācijas sistēmu (ĢIS) izmantošana telpiskajā analizē ne tikai apraksta un analizē telpiskos faktorus un procesus, bet arī paredz nākotnes scenārijus, izmantojot prognozēšanas modeļus (Ode, Fry, 2006).

Meža apsaimniekošana

Kultūra un apsaimniekošanas tradīcijas, kas ilgstoši veidojušas pilsētu teritoriju ainavas, ietekmē mežu apsaimniekošanu. No vienas puses, pilsētas mežu apsaimniekošanai jārisina ar ekosistēmas stabilitāti, bioloģiskās daudzveidības uzturēšanu un aizsardzību saistītos jautājumus. No otras puses, apsaimniekošana ir nepieciešama, lai risinātu pilsētas mežu intensīvas izmantošanas, nelabvēlīgu augšanas apstākļu, estētisko vērtību un drošības jautājumus. Bjerke et al. (2006) uzskata, ka cilvēku uzvedība, kas saistīta ar vidi, ir ietverta indivīda kognitīvajā hierarhijā. Cilvēka atbalstītas vērtības, vērtību orientācija, attieksme, pieņemtās normas un uzvedība balstās cita uz citu, ietekmējot rekreācijas uzvedību un izvēles. Tādējādi, kad cilvēkiem jautā, kādā veidā apsaimniekots mežs viņiem šķiet piemērotākais rekreācijai, sniegtās atbildes atspoguļo viņu vides vērtību pamatorientāciju.

Tā kā katra indivīda attieksme un vērtību skala ir atšķirīga, tad mūsdienās galvenais konfliktu cēlonis par vēlamo meža ainavu parasti ir mežu apsaimniekošana (Tyrväinen et al., 2003). Cilvēki galvenokārt izvēlas dabiskas ainavas un redzamas cilvēku darbības pazīmes mežā parasti uztver kā negatīvus faktorus (Tahvanainen et al., 1996; Tyrväinen et al., 2003; Meinert, 2008; Ode et al., 2009). Atmirušo koksni (kritālas un sausokņus), kā arī koksnes atlikumus pēc mežizstrādes darbiem uztver kā meža rekreācijas pievilcību samazinošas pazīmes. Pētot cilvēku vecuma saistību ar meža ainavas izvēli, secināts, ka pārvietošanās problēmas, spēka un izturības samazināšanās var izmainīt attieksmi pret dabisku, bet grūtāk pieejamu ainavu. Tomēr arī jaunatne vai cilvēki ar maziem bērniem var izvēlēties atvērtas un viegli pieejamas ainavas, ja viņu rekreācijas mērķis ir riteņbraukšana vai pastaigas (Bjerke et al., 2006).

Latvijā 2008. gadā veikts meža vizuālās kvalitātes un piemērotības rekreācijai novērtējums pēc meža apsaimniekošanas intensitātes (Donis, 2011). Kā atpūtai vēlamākā atzīta meža ainava, ko veido skrajas audzes vai mežs, kurā mijas skrajas audzes ar biežām audzēm. Savukārt, kā visnepiemērotākās novērtētas ainavas, kurās mežaudzes mijās ar izcirtumiem. Novērtējot piemērotību atpūtai, 63% respondentu minēja, ka tas ir „mežs, kurā veikta neliela papildus labiekārtošana, tomēr saglabājot nosacītu dabiskumu”. Kā nepiemērotu atpūtai respondenti noteica gan „saimnieciskās darbības neietekmētu mežu”, gan arī „mežu, kas pārveidots par parku”. 2011. gadā veiktās socioloģiskās aptaujas rezultāti (Latvijas Republikas Zemkopības ministrijas projekta „Papildus pētījumi integrēto vides un meža

ekonomisko kontu izstrāde Latvijā” ietvaros) nedaudz atšķirās, jo kā rekreācijai vispiemērotākais novērtēts „dabisks mežs”, otrajā/trešajā vietā „mežs ar labiekārtojumu” un „mežs – parks”, bet vismazāk piemērotu - „intensīvi apsaimniekots mežs” (Jankovska et al., 2011b).

Gobster (1996) uzskata, ka pilsētas meža apsaimniekošanā kompromisu starp mežu sociālo lomu un bioloģisko daudzveidību var panākt, ja nelielas neapsaimniekotas un bioloģiski daudzveidīgas teritorijas saglabā kā demonstrācijas objektus, kas vairāk pielāgoti sabiedrības izglītošanai nevis ekosistēmas kvalitātes uzlabošanai. Savukārt, Kowarik (2011) uzskata, ka pilsētu ekosistēmas pakalpojumus nodrošina nevis bioloģiskā daudzveidība un kādu īpašu sugu dzīvotņu aizsardzība, bet gan biomasas daudzums un telpiskā izplatība.

Rekreācijas infrastruktūra jeb labiekārtojums

Rekreācija ir meža ekosistēmas traucējums, un tās slodze nereti izraisa ekoloģiskos konfliktus, mežu eksistēmas degradāciju, kā arī nosodāmu apmeklētāju uzvedību (Hegetschweiler et al., 2006). Rīgas mežos rekreācijas slodzes ietekmes pētījums veikts 1980os gados (Emsis, 1980).

Palielinoties pieprasījumam pēc zaļajām teritorijām, labiekārtojuma plānošana ir svarīgs faktors meža ekosistēmas stabilitātes uzturēšanā, tās spēju palielināšanā pretoties urbanizācijas slodzei, kā arī meža ainavu un biotopu daudzveidības saglabāšanā. Labiekārtojums kopumā ir cilvēkam patīkamu, lietderīgu objektu plānošana un nereti arī atpūtas organizēšana. Meža labiekārtojuma plānošanu veic no vizuālās patikas vai atraktivitātes viedokļa, kas piesaista apmeklētājus. Labiekārtojums ietver tādas funkcionālos aspektus kā ainavas uzlabošana, trokšņu samazināšana, sugu un biotopu aizsardzība, nodrošinājums ar daudzveidīgām rekreācijas iespējām, sākot ar putnu vērošanu un ogošanu līdz bērnu rotaļām un riteņbraukšanai. Labiekārtojuma jēdziens ietver arī uztveres un psiholoģiskos aspektus: kontaktu ar dabu visos gadalaikos, mieru, garīgu un emocionālu atjaunošanos, atbrīvošanos no stresa, ikdienas dzīves kvalitātes uzlabošanu, pašapziņas un pašvērtības radīšanu. Meža labiekārtojuma plānošanai un izvēlei jābūt saistītai ar vietējām kultūras tradīcijām, un tās ideālajā formā ietver kompleksu pieeju, kur estētiskos uzdevumus savieno ar atpūtas un citu sociālo vajadzību nodrošināšanu. Tomēr Thomson (2004) uzskata, ka mūsdienās labiekārtojuma plānošana ir pretrunā starptautiski atzītajai ilgtspējības koncepcijai un likumdošanai mežu un ainavu plānošanā.

Meža lielums

Bartczak et al. (2008) uzsver, ka nelieli meži nesniedz pietiekamu „meža sajūtu” un tādēļ salīdzinoši reti tiek izvēlēti rekreācijai. Cilvēki izvēlas ceļot tālāk, lai atrastu lielākus mežus, kas sniedz vairāk rekreācijas iespēju, un kuros nodrošināta lielāka ainaviskā un bioloģiskā daudzveidība, turklāt meža apkārtnes ainavas iedarbība – troksnis, skati un citi traucējumi, kas īpaši raksturīgi pilsētvidei, ir mazāk jūtami. Tomēr nelieli meži ir īpaši nozīmīgi, ja tie ir vienīgās dabiskās teritorijas tiešā apdzīvotās vietas tuvumā (Roovers et al., 2002; Godefroid, Koedam, 2003). Kaut arī meža lieluma ietekme uz apmeklētājiem ir maz pētīta, uzskata, ka minimālais meža masīva lielums, lai apmeklētājam sniegtu t.s. meža sajūtu, ir no 2 hektāriem (Bussey and Coles, 1997; Ode and Fry, 2006).

Mežaudzes vecums un koku sugu sastāvs

Dabiskie meži veido daudzveidīgas ainavas, kur mežaudzes struktūru un sugu sastāvu ietekmē dabiskā sukcesija un dažādi traucējumi. Mežaudzes vecums un koku sugu sastāvs ir viens no nozīmīgākajiem vizuālās ietekmes faktoriem, kas nosaka indivīda meža ainavas izvēli (Dandy, Van der Wal, 2011; Ode, Fry, 2002). Tomēr pilsētvidē dabiskie traucējumi un sukcesijas procesi ir aizstāti ar antropogēnajiem traucējumiem. Vienādvecuma meža

apsaimniekošanas sistēma ir dominējusi, piemēram, Dānijā, kopš 1920iem, bet Somijā, Norvēģijā un Zviedrijā – kopš 1950iem gadiem (Nabuurs et al., 2001). Gundersen and Frivold (2008) secina, ka šī sistēma veicinājusi vienkāršotas mežu struktūras izveidošanos. Arī Rīgas pilsētas mežos ilggadīga apsaimniekošanas prakse un likumdošana sekmējusi viena vecuma priežu audžu izveidošanos. Pašreizējā meža ainavas apsaimniekošana, ko atbalsta tradicionālā ainavas estētika, uzsver vizuālo, stilizēto ideālas dabas dizainu, radot ilūziju, ka dabiskie meži ir kaut kas nobriedis, sakārtots un nemainīgs. Cilvēki ir ļoti konservatīvi savā domāšanā un atrodas daudzu stereotipu varā, ko veicinājusi arī mērķtiecīgā vienādvecuma mežaudžu veidošanas sistēma. Cilvēkiem šķiet, ka meži vienmēr atrodas brieduma fāzē un tādi paliks vienmēr (Gobster, 1996). Jau kopš meža ainavas izvēles pētījumu pirmsākumiem 1960os gados dominē atziņa, ka ainavas, kurās ir vairākstāvu meža veģetācija kā dabiskās sukcesijas sekas un ir raksturīga veciem, nobriedušiem mežiem vai mežmalām, saņem zemāku vērtējumu (Jestaedt, 2008; Simonič, 2003). Ainavas ar veciem kokiem novērtē augstāk, ja tie aug atsevišķi vai veido nelielas grupas koptā zemsedzē (t.s. „savannas ainavas”) (skat. 1.3.3. apakšnodaļu).

Tomēr, gan ekoloģisko, gan estētisko iemeslu dēļ rekreācijas mežu ainavai jābūt ar labi attīstītu struktūru. Pētījumos secināts, ka biežāk izvēlētās ainavas satur specifisku telpisku informāciju, tās ir izteikti strukturālas un kompleksas ainavas, bet retāk – vienkāršas vai abstraktas ainavas (Simonič, 2003). Dažāda vecuma koki rada daudzveidīgu meža vertikālo struktūru un sugu sastāvu, ietekmējot ainavas atvērtumu/ noslēgtību, kompleksumu, nolasāmību un noslēpumainību. Sūna (1973) uzsver, ka meža ainavas vērtību palielina šādi nosacījumi: „audžu mistrojums, sevišķi nevienmērīgs mistrojums; koku vecumu dažādība audzē, saliktas (divstāvu) audzes, sevišķi ar grupveida koku izvietojumu un audzes ar paaugu un pamežu; audzes ar īpatnējas formas koku stumbriem, zarojumu un vainagiem; vecas un augstāko bonitāšu audzes”, bet „vienvecuma jaunaudzes uz lielākām platībām ir monotonas”. Viena vecuma kokaudzēs veidojas tālas skatu līnijas un perspektīvas. Savukārt, nobriedušās mežaudzēs ar daudzveidīgu veģetācijas vecuma struktūru vienlaicīgi atrodas gan veci, nobrieduši lielu dimensiju koki, gan jaunāki koki, gan krūmi ar lapojumu dažādos līmeņos līdz pat zemsedzei, veidojot t.s. „zaļās sienas”.

Liela nozīme mežu ainavas izvēlē rekreācijai ir valstij un reģionam. Tā, piemēram, Somijā, kas atrodas boreālo skujkoku mežu zonā, priežu un egļu mistraudzes, kā arī vienas sugas audzes cilvēki novērtē augstāk kā jauktas mežaudzes ar daudzveidīgām koku sugām (Tyrväinen et al., 2003). Zviedrijā un Vācijā, savukārt, skujkoku meži atzīti kā netikami to vienādās struktūras, krāsas un sugu sastāva dēļ, bet platlapju un jauktu koku meži ir novērtēti augstāk, jo tiem ir labāka pieejamība un caurredzamība (Ode, Fry, 2006; Jestaedt, 2008). Lietuvā noskaidrots, ka 38% respondentu izvēlas meža ainavu ar divām - trīs koku sugām, 36% - četrām un vairāk koku sugām, bet 20% - ar vienu koku sugu (Риепшас, 1990).

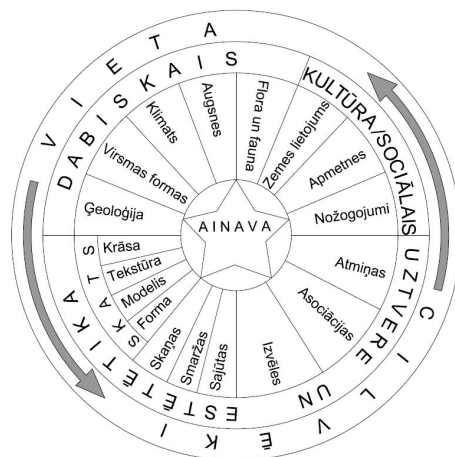
Pamežs un paauga ir būtisks meža ainavu veidojošais elements. Literatūrā nereti pamežu un paaugu definē ar kopīgu termins „pamežs”, kas ir „krūmu, retāk koku, kopums, kas veido apakšējo stāvu zem meža vainagu klāja, vai aug izcirtumā un attiecīgajos augšanas apstākļos nevar izveidot veselīgu kokaudzi” (Kopšanas ciršu rokasgrāmata, 2008). Pamežs nosaka meža ainavas atvērtības pakāpi (no plaši atvērtas ainavas līdz pilnībā noslēgtai), kā arī skata fokusa dziļumu, kam ir ļoti liela nozīme ainavas izvēlē. Biezs pamežs traucē ne tikai meža atjaunošanos, bet padara mežaudzes vienveidīgas, nepārredzamas, necaurejamas un atpūtai nepiemērotas (Priedītis, 1999). Pētījumos konstatēts, ka meža ainavas izvēlē augstu novērtēts mērens ainavas atvērtums, gluda zemes virsmas tekstūra, kas atvieglo pārvietošanos (Bjerke et al., 2006). Tā, piemēram, Helsinkos viszemāk novērtētais meža tips bija blīvas un noslēgtas meža ainavas ar bagātīgu pamežu, kur krūmi un jauno koku vainagi ierobežo skatu un caurredzamību. Savukārt neregulāra mežaudzes struktūra, vai arī neliels pamežs kopā ar

regulāru mežaudzes vertikālo struktūru palielināja ainavas pozitīvo vērtējumu (Tyrväinen et al., 2003). Sievietes parasti izvēlas atvērtu, caurskatāmu ainavu bez blīva pameža.

1.3.3. Meža ainavas estētiskā funkcija

Ainavu, kā arī citos pētījumos jēdzienu „ainava” saprot dažādi, jo ar to nodarbojas gan humanitārās, gan dabas zinātnes. Tomēr esošās ainavas plānošanas tradīcijas ir vāji attīstītas, līdz ar to ainavu uztvere un jēdziena izpratne nav attīstīta pietiekami dziļi (Ewald, 2001). Jēdzienu „ainava” var definēt divējādi: pirmkārt, tā var būt vizuāls skats, ko cilvēks redz gan ārēji kā skatu punktu, gan iekšēji – kā sensoro pieredzi. Cilvēki nereti vērtē tikai šo ārējo veidolu, tādēļ nereti mežu apsaimniekošanas paņēmieni vizuālais efekts izraisa neizpratni un konfliktus. Otrkārt, ainava ir ekosistēma pati par sevi, jeb lielāka mēroga ekosistēmas un procesu daļa (Daniel, 2001a; Melluma, 2004; Bell, Apostol, 2008; Meitner, 2008). Šādā kontekstā ainavai raksturīgas noteiktas telpiskās robežas, ko rada tās veidošanās atšķirīgie apstākļi. Šāds ainavas raksturojums var virtuāli ietvert katru vides aspektu, bioloģiskos un ekoloģiskos procesu un to stāvokļu spektru, padarot ainavas jēdzienu līdzvērtīgu ekosistēmas vai vides jēdzienam.

Ainavas jēdziena kompleksais raksturs attēlots 1.2.att., kurā apvienoti dabiskie un kultūras - sociālie aspekti ar cilvēka uztveri un viņa priekšstatiem par estētiku. Ainavas izmaiņas skar aizvien lielākus attālumus un mērogus, taču, kā uzsver Jorgensen (2011), citējot Konijnendijk (2008), ainava sākas tur, kur apvienojas daba un kultūra.



1.2. att. Ainavas jēdziena kompleksais raksturs

Avots: Thompson, 2004

Pilsēta ir specifiska vide, kurā daba pakļauta cilvēka kontrolei un izpratnei par to, kā to padarīt piemērotu cilvēku vajadzību un vēlmju apmierināšanai. Pilsētas meža ainavas pārstāv dabas ainavas urbanizētā vidē, un parasti tās ir nelielas, kā arī fragmentētas ar citiem zemes lietojuma veidiem un ainavu tipiem, taču ir būtiski atšķirīgas no pārējās pilsētas ainavas. Pilsētas mežu ainavas jēdziens nav atdalāms no vispārinātā ainavas jēdziena, tomēr, tā kā pilsētas vide ir heterogēna gan telpā, gan laikā, tad pilsētas mežu ainavas var definēt kā neskaitāmu formu un platību dabiskās vides ainavas, kas mainās laikā un telpā, un kuras ir cieši saistītas ar pilsētas attīstības vēsturi, kultūru, sabiedrību un apkārtējām ainavām (Wu, 2008b). Vispārējās globalizācijas ietekmē, kad vizuālās ainavas modeļi kļūst vienkāršāki un ainaviskā daudzveidība samazinās, mežu ainavas loma pilsētā kļūst aizvien nozīmīgāka (Simonič, 2003).

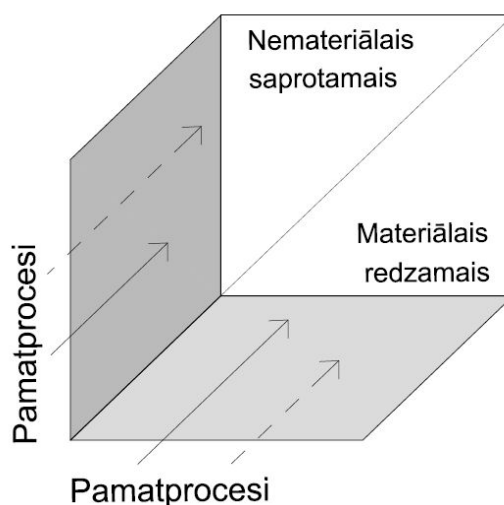
Vēl nesen attīstītajās valstīs mežu apsaimniekošanas primārais mērķis bija ainavas vizuālās estētikas nodrošinājums. Vizuālā uztvere veido 80% no kopējās, ar visām maņām kopā (dzirdi, tausti, ožu, garšu) uztvertās informācijas (Ode, 2003; Zigmunde, 2010; Jorgensen, 2011). Veids, kādā cilvēks saprot skaisto, ir atkarīgs no personības un laikmeta (Ewald, 2001). Rietumu kultūrā iesakņojies stereotipisks priekšstats par to, kas ir estētiska ainava. Tā ir informatīvi nabadzīga, taču vizuāli izteiksmīga formālo pilsētu parku un apstādījumu ainava, kas kā vizuālos stimulus izmanto aktīvus ainavu veidošanas paņēmienus, nodrošinot ainavas uztveres zemākā līmeņa - vizuālās uztveres radīto gandarījumu. Pētījumos pierādīts, ka pievilcīgas dabas ainavas izvēles procesā vairākums cilvēku, neatkarīgi kultūras, valodas un pieredzes izvēlas līdzīgas ainavas pazīmes: tās ir atvērtas ainavtelpas ar salīdzinoši nelielu augu segu, ko dažādo atsevišķi koku un krūmu puduri. Šādu ainavu sauc par „savannas ainavu”. Līdz ar angļu ainavas stilu tā attīstījās parku un dārzu kultūrā 18. gadsimtā, ainavas veidošanā izmantojot abstraktas dabiskās formas un struktūras (Parsons, Daniel, 2002; Meitner, 2008). Līdz pat mūsdienām šis stils ir visplašāk izmantots Rietumu pasaules sabiedrisko parku un zaļo telpu dizainā. Vairāki autori atzīst, ka 200 gadus vadošā ainavas estētikas koncepcija ir mācījusi cilvēkus ainavu redzēt pasīvi (Gobster, 1996; Gobster, 1999; Parsons, Daniel, 2002; Perry et al., 2008), un pilsētvides zaļās telpas ainavas nereti veidotas kā dabas interpretācijas, to kompozīcijā ievērojot formālās estētikas dizaina principus. Mākslas un arhitektūras izpratnē šāda ainava ietver statiskus, ierobežotus, ideālus objektus, taču pazemina dabas ainavu līdz pastorālas idilles veidolam.

No vienas puses, meža ainavas, tāpat kā jebkuras citas ainavas pievilcību raksturo vispārēji estētiskie kritēriji (forma, saturs, struktūra un telpiskā kārtība), kā arī telpiskās informācijas nesēji (noslēpumainība, koherence, kompleksums un nolasāmība) (Simonič, 2003; Bjerke et al., 2006). Tomēr mūsdienīgā pilsētā meža loma un funkcijas ir mainījušās, un nepietiek tikai ar meža apsaimniekošanu vizuāli estētisko mērķu sasniegšanai. Kā pierāda arī agrākie E. Zube, R. Kaplan, S. Kaplan, S. Keller, R. Ulrich, E. Wilson u.c. pētījumi, meža ainavas estētiskā pieredze nerodas tikai no ainavas formālajām vizuālajām un redzamajām biofiziskajām pazīmēm (Jorgensen, 2011). Pētījumi psiholoģijā pamato, ka cilvēku ainavas uztvere pamatojas uz „racionālu” modeli, kas uzsver loģiskus un uz zināšanām balstītus domāšanas procesus (Daniel, 2001b). Atšķirībā no parku un dārzu ainavām, ko cilvēks aplūko kā mākslas priekšmetus, dabas ainava ir dinamiska sistēma, kas iepazīstama mijiedarbībā, uztverot to no dažādiem skatu punktiem un perspektīvām, pārvietojoties tajā, un izjutot tās izmaiņas telpas un laika dimensijās (Ode et al., 2008). Meža ainavas izvēli ietekmē daudz vairāk faktoru kā iedzimtība, piederība kādai sociālai grupai pēc kultūras, izglītības, vecuma vai atpūtas aktivitāšu pazīmēm (Gobster, 1999; Tyrväinen et al., 2003, Meitner, 2008). Virkne psiholoģisku un fizioloģisku procesu ietekmē cilvēka meža ainavas izvēli, kuru savstarpējās mijiedarbības rezultātā rodas indivīda ainavas estētiskais novērtējums un estētiskā pieredze (Zheng et al., 2011). Nohl (2001) pamato, ka ainavas estētiskajā uztverē izšķirami vismaz četri līmeņi:

- 1) uztveres līmenis; acumirkļa reakcija, ko cilvēks saņem caur maņu orgāniem;
- 2) izteiksmes līmenis; pieredzes saistīšana ar sajūtām un emocijām;
- 3) simptomātiskais līmenis; objekti kā zīmes vai parādības: uztverē iesaistīta iepriekšējā pieredze un zināšanas, un cilvēks gūst lielāku baudu, ja spēj saskatīt un saprast likumsakarības;
- 4) simbolisma līmenis.

Jorgensen (2011) uzskata, ka ainavas izvēli nosaka personas spēja iegūt no vides tādas impulsus, kas liek būt fiziski aktīvam vides izpētes procesā; kas ir psiholoģiski izaicinoši vai kas izraisa vēlmi saprast vairāk (1.3. att.). Tas apstiprina, ka cilvēki ar labākām zināšanām par meža ekosistēmu (ar augstāku izglītības līmeni, pastāvīgi mežu apmeklētāji, vai cilvēki ar

specifiskām zināšanām mežkopībā, ekoloģijā un mežu plānošanā) biežāk izvēlas dabiska meža ainavu (Gobster, 1999; Daniel, 2001a).



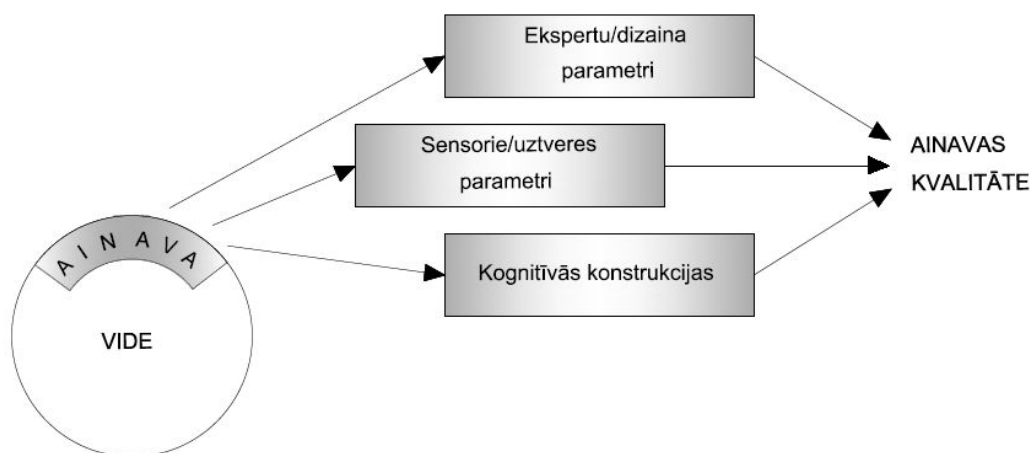
1.3. att. **Ainavas izvēles faktori**

Avots: Palang, Fry, 2003

Ekoloģijas zinātnes attīstība un vides kustība 1960os gados būtiski veicināja dabiskuma lomas palielināšanos ainavas dizainā, taču dabiskos procesus kā dizaina elementu pilsētu ainavas veidošanā sāka pielietot tikai 20. gadsimta beigās (Simonič, 2003). Mūsdienās aizvien vairāk novērtēta orientācija uz dabu un tās pašdinamiku, pašproduktivitāti un pašregulācijas spēku (Ode et al., 2009). Tomēr „ainavas dabiskums” ir kultūras jēdziens un ir atkarīgs, galvenokārt, no cilvēka pieredzes un viņa atzītajām vides vērtībām. Cilvēki ir ļoti dažādi un viņu attieksme pret „dabisku ainavu” vai „dabiskumu ainavā” var būt ļoti atšķirīga. Simonič (2003) jautā: kā veidot šādas ainavas un ko nozīmē ainavas dabiskums; kā to saprot cilvēks; vai tas atbilst reālajam ainavas dabiskumam? Mežu apsaimniekotājiem un ainavu arhitektiem jāņem vērā mežu ainavas dabiskums un tā vizuālā kvalitāte, taču, atšķirībā no parku un dārzu kultūras, jēdziens „estētisks” jālieto retoriski, uzsverot meža apsaimniekošanas lomu, bioloģisko daudzveidību un citas ekoloģiskās vērtības (Gobster, 1996). Šādā veidā traktēta ainavas estētika būtiski atšķiras no tradicionālās „ainavas estētikas”, jo dabas ainavu veidošanā izmanto ekosistēmas apsaimniekošanas bioloģiskos principus (bioloģisko daudzveidību, ilgtspējību utt.). Meža apsaimniekošanā līdz ar akcentu nomaīņu no ainavas vizuālās estētikas izkopšanas uz ainavas kā dabiskas ekosistēmas apsaimniekošanu (Szaro et al., 1998; Daniel 2001b), rodas jauni izaicinājumi ainavas vizuālās kvalitātes nodrošinājumā, jo tradicionāli pieņemts, ka ainavas ekoloģiskās vērtības kontrastē ar ainavas vizuālo estētiku (Parsons, Daniel, 2002). Tā, piemēram, kā galvenos konfliktu cēloņus starp bioloģisko daudzveidību un ainavas vizuālo estētiku pilsētas mežu ainavas apsaimniekošanā uzskata: atmirušo koksni (kritālas un sausokņus); mežaudzēs vecumu un tipu; meža apsaimniekošanu; kailciršu lielumu, formu un skaitu (Gobster, 1996).

Līdz ar to „ainavas vizuālā estētika” un „ainavas kvalitāte” ir nodalāmi jēdzieni. Ainavas vizuālās estētikas izpratni nodrošina afektīvais uztveres līmenis jeb momentānā reakcija, ko cilvēks saņem caur maņu orgāniem, galvenokārt – redzi. Ainavas kvalitāte ir subjektīvi novērtētā ainavas vērtība, un kā uzskata Daniel (2001b), tā ir komplekss vērtējums, ko veido vizuāli sensorā uztvere, ekspertu atzītās objektīvās ainavas dizaina pazīmes un subjektīvi – kognitīvā uztvere (1.4.att.). Ainavas kvalitātes novērtējumam jāizstrādā kvantitatīvās vērtēšanas metodes, lai tas varētu līdzvērtīgi konkurēt ar citām bioloģiskajām un

ekonomiskajām vides apsaimniekošanas interesēm. Nepieciešama īpaša ainavas vērtēšanas procedūra, kas var novērtēt tādas kategorijas kā ainavas ekoloģiskā kvalitāte un dabas/ekoloģiskās vērtības (bioloģiskā daudzveidība, ekoloģiskā ilgtspējība u.c.) (Daniel, 2001b).



1.4. att. **Ainavas kvalitāte**

Avots: Daniel (2001b)

Kopš 1990iem gadiem notiek spraigas diskusijas par t.s. „ainavas ekoloģiskās estētikas” jēdziena ieviešanu meža apsaimniekošanā, kas vislielākajā mērā nosaka ainavas kvalitāti (Jorgensen, 2011). Tā galvenokārt ir cīņa par principu, kas ir svarīgāks: ainavas vizuālā estētika kā dzīves kvalitātes un labklājības atspoguļojums un cilvēku vizuālās baudas avots atbilstoši tradicionālajam skatījumam (Gobster, 1996; Konijnendijk, Randup, 2005; Meiner, 2008). Vai tomēr pilsētvidē būtiskāk ir veidot ilgtspējīgas ainavas, kas būtu ekonomiski funkcionējošas, ekoloģiskas un sociāli-kulturāli lietderīgas (Nohl, 2001). Kā uzskata Jorgensen (2011), nākotnes pētījumiem ainavas estētikā vajadzētu nevis pretnostatīt vizuālo un ekoloģisko estētiku, bet gan uzsvērt ainavas estētiskās pieredzes izpausmes formu atšķirības. Ainavas ekoloģiskās estētikas piekritēji uzskata, ka aplūkojot ainavu no ekoloģiskās estētikas viedokļa, to cilvēks to uztver vairāk kognitīvi nekā afektīvi (Gobster, 1999; Parsons, Daniel, 2002). Šādā veidā ainavas skaistuma novērtējums notiek netieši, izmantojot zināšanas par ekosistēmas veselību, ilgtspējību un ainavu kā plašākas ekosistēmas daļu, un līdz ar to indivīda attiecības ar vidi mainās no homocentriskās uz biocentrisko. Jau 1949. gadā Aldo Leopold rakstīja, ka „lietu kārtība ir pareiza, ja tā tiecas saglabāt biotisko sabiedrību integritāti, stabilitāti un skaistumu” jeb mūsdienu izpratnē – uzlabo ekosistēmas ilgtspējību un bioloģisko daudzveidību (Parsons, Daniel, 2002). Gobstera un citu zinātnieku atbalstītās idejas par vides politikas maiņu, kurā ainavas vizuālo kvalitāti definē, izmantojot dabas un ekoloģiskās vērtības, turpina biocentrisko tradīciju (Daniel, 2001b). Tomēr, tā kā estētikas teorijas ir kompleksas un saistītas ar filozofiju, tad ekoloģiskās estētikas koncepcijas ieviešana ir problemātiska.

Perry et al. (2008) uzskata, ka mūsdienu kompleksais priekšstats par dabu un tajā notiekošajiem procesiem ir „apsteidzis” tradicionālos ainavu arhitektūras jēdzienus. Šādā kontekstā pilsētas meža ainava ir saistīta ar ainavu ekoloģijas zinātņi, kas pēta attiecības starp ainavu telpisko daudzveidību un tajā notiekošajiem ekoloģiskajiem procesiem. Ainavas ekoloģiskajai pieejai raksturīga ekoloģijas, dizaina un plānošanas, sociālekonomijas un apsaimniekošanas integrācija kopējā visaptverošā perspektīvā (Wu, 2008b). Šādā skatījumā ainavas vizuālās un ekoloģiskās estētikas aspekti pamatojas uz konceptuālu kopsaucēju, lai ainava darbotos kā kvalitatīva, ilgtspējīga un funkcionējoša sistēma (Fry et al., 2009). No ainavu ekoloģijas skatupunkta raugoties, ainavas vizuālā estētika ir cilvēka mākslīgi radīta,

uzturēta vai atbalstīta vērtību sistēma. Kā redzams 1.1.tabulā, tradicionālās ainavas estētiku raksturojošās pazīmes (īpašumpiederība, savienojamība, traucējumi, vēsturiskums, vizuālais mērogs, kompleksums, dabiskums, efemēriskums) ir izmantojamas ainavas kvalitātes analīzē. Kopā ar ainavas vizuālo estētiku veidojas ainavas kvalitātes konceptuālais pamats.

1.1.tabula

Ainavas kvalitātes un ainavas vizuālās estētikas kopīgās pazīmes

Pazīme	Ainavas kvalitāte	Ainavas vizuālā estētika
Īpašumpiederība	Ainavas telpiskā izpausmes veida ietekme uz ainavas ekoloģisko stāvokli	Ainavas telpiskās izpausmes veida ietekme uz cilvēka ainavas uztveri un ainavas izvēli
Savienojamība (koherence)	Savienojamība, kas samazina ainavas un biotopu fragmentāciju	Ainavas vienotība, ko rada krāsu, tekstūru, modeļu utt. atkārtotāšanās, kā arī attiecības starp zemes lietojuma veidiem un dabas pazīmēm
Traucējumi	Notikumi, kas graujoši ietekmē ekosistēmu un rada izmaiņas vides fiziskajā stāvoklī	Savienojamības trūkums
Kompleksums	Ekosistēmas komponentu skaits, mērogs un kārtība ainavā	Ainavas elementu daudzveidība un daudzums, kā arī modeļu izplatība ainavā
Mērogs	Biotopam piemērotās teritorijas laukuma lielums, ko ietver teritorijas ar mazāku piemērotību dzīvotnei	Uztveres vienība vai ainaviskās telpas lielums
Dabiskums	“Ekoloģiskā integritāte”, kur ekosistēmas kvalitāte ietver visus tās dabiskos komponentus, procesus un to mijiedarbību	Tuvums dabai
Vēsturiskums	Ekoloģiskās vērtības, kas saistītas ar vēsturiski ilglaicīgām ekosistēmām	Ainavas kultūrvēsturiskā bagātība, ko izsaka vēsturisko slāņu skaits vai zemes lietojuma veidu nepārtrauktība
Efemēriskums	Periodiskas laikapstākļu/ sezonālās izmaiņas, pie kurām jāadaptējas sugām, un kuras darbojas kā ekosistēmu stabilizējoši spēki	Sezonālās/ laikapstākļu izmaiņas dotajā sistēmā, kas bagātina ainavas uztveri

Avots: Turner (2005); Fry et al. (2009); Quine, Watts (2009)

Tomēr daudzi pētnieki kritizē ainavas vizuālo rādītāju izmantošanu ainavas ekoloģijā, jo tie galvenokārt vērsti uz telpisko modeļu aprakstu un skaitu, un nevis šo modeļu un ekoloģiskos procesu mijiedarbību (Di Giulio et al., 2009).

Ainavas formu ietekmē sabiedrībā notiekošie sociālie procesi, un sabiedrības uztvere var radīt jaunu pieeju ainavas vizuālās kvalitātes noteikšanā. Daniel (2001b) uzskata, ka nākotnē vides vērtības, un it īpaši ainavas estētiskās vērtības, noteiks tieši sociālā-kultūras paradigma. Prognozē, ka autoritatīvus ainavas jomas speciālistu slēdzienus aizvietos sabiedrības iesaistīšana lēmumu pieņemšanas procesā, vadot sociālās vienprātības procesus līdz vēlamajam slēdzienam. Tomēr Jorgensen (2011) norāda, ka jaunais uzsvars ainavas plānošanā uz ekoloģiskajiem un sociālajiem procesiem nereti noraida formu kā ainavas ietvaru un estētiku kā ainavas organizācijas principu. Tas ir mēģinājums radīt vidi, kas ir nevis dizaina objekts, bet gan daudzveidīgās attiecībās un mijiedarbībās esošs sistēmu un elementu kopums. Tādējādi ainava vairs nav kā forma, bet kļūst par sabiedrisko procesu sastāvdaļu.

1.4. Pilsētas meža apsaimniekošana un plānošana

Kā norāda A. Melluma (2004), angļu valodā lietotā jēdziena “*forest management*” tulkojumam latviešu valodā var piešķirt divas nozīmes, kas atšķiras pēc jēdzieniskās ietilpības. Šaurākajā nozīmē “meža apsaimniekošana” ir visu praktisko darbību cikls mežā. Plašākajā nozīmē tā ir “meža pārvaldība” t.i., meža apsaimniekošana, kā arī meža politika,

plānošana, izglītība un monitorings. Pēc Meža likuma meža ilgtspējīga apsaimniekošana nozīmē:

meža pārvaldīšana un izmantošana tādā veidā un intensitātē, kas saglabā meža bioloģisko daudzveidību, produktivitāti, atjaunošanās spēju, dzīvotspēju un potenciālu tagadnē un nākotnē, spēju pildīt nozīmīgas ekoloģiskās, ekonomiskās un sociālās funkcijas vietējā, nacionālā un globālā līmenī, kā arī nerada draudus citām ekosistēmām

Latvijas Republikas Meža likums (2000) nosaka mežu apsaimniekošanas un plānošanas vadlīnijas pašvaldībām un privātajiem mežu īpašniekiem. Ar urbanizētajiem jeb pilsētu mežiem Latvijā kopš padomju varas gadiem saprot mežus, kas atrodas pilsētas teritorijā un pilsētu tuvumā, kā arī ārpuspilsētas dārzus, parkus un mežaparkus, kas veido t.s. mežu aizsargjoslu. Šajos mežos kopš 1946. gada aizliegtas kailcirtes, atļautas sanitārās un kopšanas cirtes, bet, sākot ar 1953. gadu - atjaunošanas cirtes. **Sanitārās cirtes** veic pēc vajadzības, izvēcot sausos, vējgāzēs kritušos un nolauztos kokus. Saudzējami dobumainie koki. Meža **kopšanas cirtes** uzdevums ir audžu sastāva un sanitārā stāvokļa uzlabošana un izturības pastiprināšana pret ārējo faktoru iedarbību. Šajās cirtēs atsedz skaistas dabas ainavas, kā arī atsevišķu koku dekoratīvās īpašības – lielas dimensijas, vecumu, īpatnēju stumbra, vainaga vai zarojuma formu. Šīs cirtes ir nomainījušas **ainavu cirtes**, kas nozīmē kompleksu pieeju meža masīva daļas apsaimniekošanā. Šo cirtšu uzdevums ir uzlabot un pastiprināt mežaudžu estētiskās jeb ainaviskās īpašības – krāsainumu, kontrastainumu un telpiskumu. Cirte jāvirza uz koku nevienmērīgu izvietojumu un mistrojumu dotajā platībā, lai veidotu ainavisku telpu, kurā uz vienas koku sugas fona kontrastē citas sugas koku grupas. Jāatsedz interesantas skatu līnijas un perspektīvas īpaši tajās vietās, kur raksturīgs liels apmeklējums (Nesterovs, 1954; Sūna, 1973). Meža **atjaunošanas cirtes** veic, lai laikus nomainītu audzes, kas vecuma vai citu iemeslu dēļ zaudējušas savas galvenās funkcijas, un lai veicinātu meža dabisko atjaunošanos. **Grupu izlases cirtes** veic, lai izmantotu un pastiprinātu meža dabiskās atjaunošanās spējas. Ž. Sūna 1973. gadā izdotajā publikācijā „Latvijas PSR pilsētu un pilsētciematu zaļās zonas” uzsver meža apsaimniekotāju lomu ievirzīt mežu apsaimniekošanu atbilstoši to galvenajai funkcijai – rekreācijas nodrošināšanai. Uzsvērts, ka mežsaimnieciskie pasākumi, atkarībā no konkrētajiem meža augšanas apstākļiem jāvirza tā, lai tūraudzes pakāpeniski veidotu par mistraudzēm, vienkāršas audzes par saliktām, bet vienvecuma audzes – par dažādvecuma.

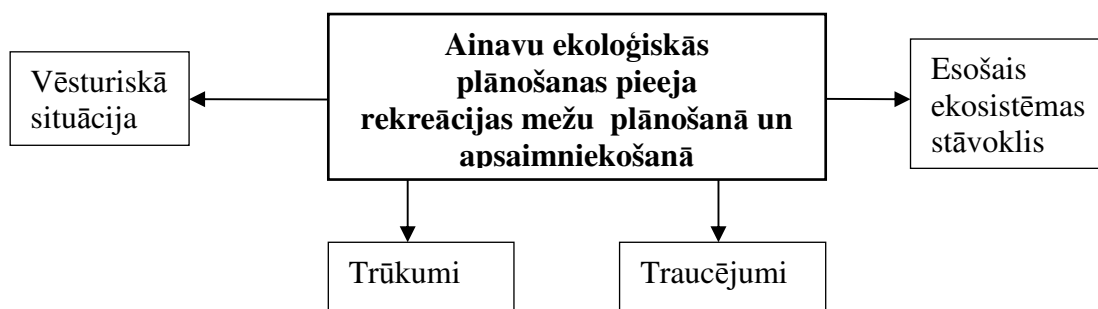
Pilsētu mežu aizsargjoslas jēdziens saglabāts arī pēc Latvijas Republikas neatkarības atjaunošanas 1991. gadā, neskatoties uz izmaiņām politiskajā sistēmā un likumdošanā (Donis, 2003). „Aizsargjoslu likums” (1997) nosaka, ka meži veido aizsargjoslas ap pilsētām, lai samazinātu vai novērstu antropogēnās negatīvās iedarbības ietekmi uz objektiem, kuriem noteiktas aizsargjoslas, kā arī radītu labvēlīgus apstākļus rekreācijai un uzlabotu pilsētu iedzīvotāju veselības stāvokli. Visām pašvaldībām ir saistošs „Teritorijas attīstības plānošanas likums” (2011), kas nosaka pašvaldības kompetenci aizsargjoslu mežu plānošanā un šo mežu iesaistīšanu pašvaldības teritorijas plānojumos. Pilsētu teritorijās nereti atrodas sugu un biotopu aizsardzības teritorijas, tādēļ dabas aizsardzības normas Latvijas mežos nosaka Bioloģiskās daudzveidības nacionālā programma (2001), „Sugu un biotopu aizsardzības likums” (2000) un likums “Par īpaši aizsargājamām dabas teritorijām” (1993). Rīgas pilsētas teritorijā Mangaļsalas apkaimes mežainajā ziemeļu daļā atrodas Eiropas nozīmes aizsargājamās *Natura 2000* dabas teritorija dabas parks „Piejūra” un tajā esošie dabas liegumi „Daugavgrīva” un „Vakarbulļi” (www.apkaimes.lv). To aizsardzības un izmantošanas

kārtību nosaka Ministru kabineta 2006.gada 14. marta noteikumi Nr. 204 „Dabas parka „Piejūra” individuālie aizsardzības un izmantošanas noteikumi”. Bez tam Rīgā atrodas arī dabas liegumi „Jaunciems”, „Krēmeri” un „Vecdaugava”, kuru aizsardzības un izmantošanas kārtību reglamentē likums „Par īpaši aizsargājamām dabas teritorijām” un Ministru kabineta 2010. gada 16.marta noteikumi Nr. 264 „Īpaši aizsargājamo dabas teritoriju vispārējie aizsardzības un izmantošanas noteikumi”.

2012. gada 15. novembrī Zemkopības ministrijas Valsts sekretāru sanāksmē izsludināja Ministru kabineta noteikumu projektu par parku un mežaparku izveidošanas un apsaimniekošanas kārtību mežā. Pēc Zemkopības ministrijas plāniem izmaiņām pozitīvi jāietekmē rekreācijai pievilcīgu teritoriju izveidošanas kārtība, kā arī cilvēku atpūtai piemērotu vietu plānošana un ierīkošana. Iecerēts, ka jaunie noteikumi reglamentēs kārtību, kādā mežā izveidojami parki un mežaparki, to apsaimniekošanas pamatprincipus un kārtību, kādā piešķirama un aprēķināma kompensācija par mežsaimnieciskās darbības ierobežojumiem mežaparkos. Noteikumu projekts paredz, ka parkus un mežaparkus izveido saskaņā ar teritorijas plānošanas dokumentiem. Parks un mežaparks apsaimniekojams saskaņā ar pašvaldības izdotiem saistošajiem noteikumiem par parku ierīkošanu, aizsardzību un apsaimniekošanu, kā arī plānu un labiekārtojuma projektu izstrādi, kurā norāda mežparka funkcionālo zonējumu, nosakot rekreācijas, dabas aizsardzības un neitrālās zonas. Lai piemērotu atšķirīgus (specifiskus) noteikumus, izstrādājams pašvaldības apstiprināts meža apsaimniekošanas plāns. Tāpat noteikumu projekts paredz, kuros gadījumos mežaparkā varēs nepiemērot vispārējos koku ciršanas, meža reprodutīvā materiāla, meža atjaunošanas un ieaudzēšanas noteikumus, kas atvieglo Aizsargjoslu likumā un Meža likumā noteiktās prasības un pieļauj mežaudzes nomaiņu ar dekoratīvām un introducētām sugām, kā arī veikt ainaviskās cirtes. Noteikumi būs saistoši galvenokārt pašvaldībām, to īpašumā esošo mežu apsaimniekošanā, tomēr tie attieksies arī uz meža īpašniekiem, kuru zemes īpašumus platības ir plānots iekļaut parka vai mežaparka teritorijā (<http://mezi.lv/2012/10/kadai-jabut-parku-un-mezaparku-izveidosanas-un-apsaimniekosanas-kartibai-meza/>).

Jaunajos Ministru kabineta noteikumos par parku un mežaparku izveidošanas un apsaimniekošanas kārtības ieviešanu Latvijā, jēdziens “ainava” lietots ne tikai kā mežaudzes vizuālais konteksts, bet arī kā ekoloģisko apstākļu un sakarību atspoguļojums. Pilsētas meža apsaimniekošanai un pārvaldībai jāiegūst jaunas dimensijas ainavas līmenī, aptverot vizuāli estētiskos, ekoloģiskos, funkcionālos, socioloģiskos, kultūrvēsturiskos u.c. apsaimniekošanas aspektus. Šādā kontekstā meža apsaimniekošana atbilst ainavu ekoloģijas zinātnei un, kā uzsvērusi Melluma (2004), tieši ainaviskā pieeja ir daudzfunkcionālas un ilgtspējīgas mežsaimniecības instruments. Wu (2008b) uzskata, ka tikai urbānā ainavas ekoloģija nodrošina visaptverošāko pieeju un savieno tādas koncepcijas kā „ekoloģija pilsētā”, „ekoloģija pilsētā kā sociāli-ekonomiskajā struktūrā” un „ekoloģija pilsētā kā ekosistēmā”, veicinot dažādu zinātnes jomu transdisciplināritāti un starpdisciplināritāti.

Jebkurai plānošanai jā sākas ar situācijas analīzi katrā atsevišķā mežaudzē, kas, no mežu apsaimniekošanas viedokļa, ir zemākais jeb lokālais plānošanas līmenis. Ainavu ekoloģiskās plānošanas pieeja pilsētas mežu individuālās apsaimniekošanas pamatprincipu noteikšanā nodrošina ne tikai to rekreatīvās funkcijas, bet arī meža ekosistēmas bioloģiskās daudzveidības uzlabošanu, bez tam novērtējot apkārtējās ainavas ietekmes. Šādai pieejai jāietver: 1) vēsturiskās situācijas konteksts, kura ietekmē izveidojusies meža ainava; 2) esošās ekosistēmas stāvokļa un ekoloģisko funkciju definēšana t.i., biotopu daudzveidība, meža struktūra, vecums un novietojums plašākā ainavas mērogā; 3) dabisko un cilvēka radīto traucējumu kā arī tendenču identificēšana, kas ietekmē meža dabas sistēmu; 4) trūkstošo vai nenovērtēto bioloģiskās daudzveidības un citu ekoloģisko funkciju komponentu identificēšana (1.5.att.).



1.5. att. Ainavu ekoloģiskās plānošanas pieeja mežu plānošanā un apsaimniekošanā
Pēc Mellumas (2004)

Pastāv pretrunīgi viedokļi par meža plānošanas mēroga izvēli. Urbanizētās teritorijas ir unikālas zemes lietojuma veidu mozaīkas, kurās mežu telpisko izvietojumu, izveidošanos un attīstību nosaka kultūrvēsturisko, dabisko un politisko u.c. apstākļu kopums. No vienas puses, pilsētas un to teritorijās ietvertie meži ir globālās ekosistēmas sastāvdaļa, tādēļ to plānošana un apsaimniekošana jāskata daudz plašākā ekoreģiona mērogā. Maza mēroga lokālā līmeņa plānošanu nereti uzskata kā nepietiekamu un neatbilstošu ilgtspējīgas mežu attīstības, vides aizsardzības un sociālo vajadzību nodrošināšanas kontekstā (Kovac, 2002). Pētot atsevišķas teritorijas lokālā līmenī, iegūtos rezultātus nav iespējams vispārināt reģionālajā vai nacionālajā līmenī, līdz ar to ainaviskās pieejas būtiskākais trūkums ir tās lokālais mērogs. No otras puses, kā uzskata Gobster et al. (2007), tieši apkārtnes ainava cilvēkam rada „uztveramības lauku” un, jo mazāks ainavas mērogs, jo skaidrāk iespējams saskatīt pilsētas ilgtspējības problēmas, skaidrāk parādot kopējo platformu biofizisko, sociālekonomisko, plānošanas un dizaina jomu mijiedarbībai un integrācijai.

1.5. Zaļās telpas plānošana Rīgā

Ilgus gadus pilsētplānošanas speciālistu vidū notiek diskusijas par ideālo pilsētas telpiskās attīstības modeli, un vairākums atbalsta t.s. kompaktās pilsētas attīstību (*compact city*). Di Giulio et al. (2009) uzskata, ka šis modelis veiksmīgi spēj nodrošināt ilgtspējīgas pilsētas attīstību, jo samazina transporta izmaksas, dabas resursu un enerģijas patēriņu. Tomēr nav skaidrs, kā veiksmīgi apvienot kompaktas pilsētas un ilgtspējīgu zaļās telpas attīstību, kā arī ekosistēmas aizsardzību, jo, no vienas puses, pilsētas izplešas un kļūst aizvien kompaktākas, bet dabisko un pusdabisko zaļo teritoriju platības samazinās. No otras puses, līdz pat mūsdienām vairākums no dabas aizsardzības teritorijām ir „no augšas - uz leju” orientētas, bez to sociālās ietilpības, un darbojas galvenokārt kā pilsētas attīstību limitējošs faktors (Hladnik, Pirnat, 2011).

Pēdējos gados pasaulē attīstās jauna tendence, kas ir raksturīga arī Austrumeiropas pilsētām - t.s. „pilsētu sarūkšana” (*shrinking city*), kas radītu jaunas iespējas mainīt pilsētu apbūves teritoriju un zaļo telpu plānošanu (Jankovska, 2011a). Sarūkošo pilsētu procesu var saistīt ar dabisko ekosistēmu palielināšanos, kas veicina urbanizēto teritoriju ekoloģisko potenciālu (Kowarik, 2011). Tomēr, kā uzskata Carreiro, Zipperer (2008), politiķiem un plānotājiem joprojām ir grūti uztvert šo procesu kā iespēju uzlabot iedzīvotāju dzīves kvalitāti, jo pilsētu sarūkšana ietver arī daudzas sociālās problēmas. Arī Rīgā ekonomiskās krīzes iespaidā iedzīvotāju skaits ir samazinājies, taču pilsētplānošanas politika attiecībā uz zaļo teritoriju plānošanu neliecina par izmaiņām.

Kaut gan Latvija ir pievienojusies Rio de Žaneiro 1992. gada konvencijai par bioloģisko daudzveidību un likumdošana atbalsta ilgtspējīgu attīstību, tomēr zaļo telpu lomai pašvaldībās joprojām netiek pievērsta pietiekama uzmanība. Rīgas pilsēta ir pievienojusies Olborgas jeb Eiropas ilgtspējīgas attīstības pilsētu hartai, kurā deklarēts, ka: „vides ilgtspēja nozīmē bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu, cilvēku veselības saglabāšanu, kā arī gaisa, ūdens, un augsnes kvalitātes uzturēšanu tādā līmenī, kāds nepieciešams cilvēka dzīves un labklājības nodrošināšanai, kā arī dzīvnieku un augu valsts saglabāšanai” (www.lps.lv/Dokumenti/Kampana-Olborgas%20harta.doc).

Rīgas ilgtermiņa attīstības stratēģijā līdz 2025. gadam (www.rdpad.lv) apstādījumu un dabas teritoriju struktūras telpiskajā attīstībā kā galvenie principi minēti:

- saglabāt esošās dabas, bioloģiski un kultūrvēsturiski vērtīgās teritorijas,
- izveidot vienotu telpisko struktūru apstādījumu un dabas teritorijām,
- iespēju robežās izvairīties no šo teritoriju fragmentācijas,
- kompensēt apbūves attīstības teritoriju platības ar jaunu apstādījumu veidošanu;
- nodrošināt pilsētas iedzīvotājus ar publiski pieejamām teritorijām 20 minūšu gājiena attālumā.

Šo mērķu sasniegšana izveidotu Rīgu kā pieejamu, veselīgu un zaļu pilsētu, kas atbilstu Eiropas Veselīgo Pilsētu Tīkla prasībām (*European Network of Healthy Cities*) (Jankovska, 2011a).

Šobrīd spēkā esošais dokuments, kas Rīgā reglamentē zaļo teritoriju pārvaldību un plānošanu, ir Rīgas domes 2005. gada 20. decembra saistošie noteikumi Nr.34 „Rīgas teritorijas izmantošanas un apbūves noteikumi” (turpmāk tekstā - RTIAN) (www.rdpad.lv). Saskaņā ar RTIAN definīciju visas neapbūvētās zaļās teritorijas pilsētas administratīvajās robežās ir t.s. „dabas pamatnes teritorijas”, taču tās netiek sīkāk sadalītas pēc to funkcionālajām, ainaviskajām, dabas vai citām pazīmēm. Zaļo teritoriju kategorijā Rīgā ieskaita tādus zemes funkcionālās izmantošanas veidus kā atpūtas un rekreācijas teritorijas, mežsaimniecībā un lauksaimniecībā izmantojamās teritorijas (parki, mežaparki, lauksaimniecības zemes un meži) (www.rdpad.lv). Šobrīd „dabas pamatnes teritorijas” aizņem gandrīz 54,2% (Cekule, 2010) no Rīgas pilsētas teritorijas, tajā skaitā mežu platība ir ~ 4,9 tūkst. ha (www.rigamezi.lv). Šo teritoriju platība raksturo vietējo iedzīvotāju nodrošinājumu ar dabas vidi, un ir viens no kritērijiem pilsētas ilgtspējīgai attīstībai, taču neattēlo šo teritoriju telpiski ekoloģisko kvalitāti. Teorijā zaļo teritoriju vērtība ir atkarīga no to lietojuma tipa un apjoma, kā arī iespējas tās aizstāt ar kādām citām teritorijām (Tyrväinen, 2001). Nodrošinājumu ar zaļajām teritorijām izmantoto saistībā ar pilsētu attīstību, veicot pilsētu salīdzināšanu un politisko lēmumu pieņemšanā (Weng, 2007; Cekule, 2010).

Saskaņā ar RTIAN lielākā daļa Rīgas pilsētas teritorijā esošie meži klasificēti kā meža parki, kas ir „atšķirīga labiekārtojuma līmeņa publiskas izmantošanas (atpūtas, sporta, tūrisma) ar kokaudzi (mežu) apaudzis zemes nogabals, kur apbūve pieļaujama tikai parka pamatfunkciju nodrošināšanai”. Pie meža parkiem pieder: Bolderājas, Kleistu, Imantas, Anniņmuižas, Mežaparka, Biķernieku, Ulbrokas, Šmerļa, Juglas un Bābelītes mežu masīvi. Rīgas pašvaldības dokumentos jēdzienu „mežs” definē kā „sabiedrībai pieejama, ar kokiem apaugusi teritorija, kas izmantojama rekreācijai, bet ne mežsaimniecībai. Mežs ir arī ekosistēma visās tās attīstības stadijās, un tajā dominē koki, kuru augstums konkrētajā vietā pārsniedz vismaz septiņus metrus un kuru vainagu projekcija ir vismaz 20 procentu no mežaudzes aizņemtās platības” (RTIAN). Saskaņā ar šo definīciju Rīgas pilsētā noteikti pieci meži: Mangaļsalas, Buļļusalas un Vecdaugavas meža masīvs, kas atrodas dabas aizsardzības teritorijās „Piejūras dabas parks” un „Vecdaugavas dabas liegums”, kā arī Beberbeķu un Baložu meža masīvi (www.rdpad.lv). Šis iedalījums atbilst mežu telpiskajam novietojumam pilsētas struktūrā, pie "meža parkiem" pieskaitot meža masīvus, kas atrodas apdzīvojamo teritoriju tuvumā, bet pie „mežiem” - dabas aizsardzības teritorijās vai pilsētas nomalēs

esošos, relatīvi grūti pieejamos un tālu no apdzīvotajiem rajoniem izvietotos mežus (1.6.att., 1.-2. pielikums).



1.6.att. Rīgas administratīvajās robežās esošie meži un meža parki

Avots: www.rdpad.lv

Rīgas pilsētai ir noteikti savi ilgspējīgas attīstības indikatori, kas raksturo iedzīvotāju dzīves kvalitāti. Tādi jēdzieni kā „apstādījumu un dabas teritoriju struktūra”, „kopējās apstādījumu un dabas teritoriju platības uz iedzīvotāju skaitu”, „publiskās apstādījumu un dabas teritorijas uz iedzīvotāju skaitu”, „bioloģiskās daudzveidības vērtības”, „publisko apstādījumu pieejamība”, ir ietverti RTIAN un raksturo šodienas situāciju pilsētā (www.rdpad.lv). Var secināt, ka izpratne par pilsētas zaļo telpu nozīmi Rīgā ir augstu novērtēta, tomēr tās integrācija plānošanas dokumentos, līdzīgi kā arī citās Eiropas pilsētās ir

formāla (Weng, 2007; James et al., 2009). Pašlaik Rīgas pilsētā nav vienota mežu resursu pārvaldības modeļa, kā arī informācijas aprīte starp dažādām pašvaldības un valsts institūcijām ir apgrūtināta. Nav pilnībā sakārtoti īpašumtiesību jautājumi; meža resursu pārvaldītāji maz konsultējas ar sabiedrību, nevalstiskajām organizācijām un citām ieinteresētajām pusēm (Gaiss, 2009). Līdz ar to pilsētas teritorijā esošo mežu sociālie resursi nav pietiekami apzināti un netiek izmantoti optimāli. Tyrväinen et al. (2008) uzskata, ka kopumā pilsētas mežu pamata infrastruktūras nodrošinājuma nepietiekamību var novērot visās jaunajās Eiropas Savienības dalībvalstīs. Politiskās neieinteresētības un finansiālo resursu trūkuma dēļ Rīgas pašvaldībā nav izstrādāti stratēģiski pilsētas ainavu, zaļo teritoriju un, tajā skaitā, pilsētas mežu plānošanas dokumenti. Gundersen et al. (2006) uzskata, ka meža apsaimniekošanas intensitāti un veidu galvenokārt nosaka mežsaimnieciskā politika un īpašumpiederība. Raksturīgi, ka daudzās Eiropas valstīs pilsētu mežu apsaimniekošanai piešķirtais finansējums bieži ir nepietiekams, salīdzinājumā ar citiem pašvaldības pakalpojumiem. Ierobežotais finansējums nenodrošina pietiekamu pilsētas mežu apsaimniekošanu, kā rezultātā notiek to funkciju sarūkšana un izmantošanas biežuma samazināšanās. Vietējās pašvaldības loma pilsētas mežu apsaimniekošanā Rīgā ir ierobežota ar elementārām atvaseļošanas un zaļās telpas uzturēšanas darbībām (Jankovska et al., 2010). Rezultātā vietējie iedzīvotāji sāk apšaubīt to izmantošanas lietderību (Zheng et al., 2011). Tā, piemēram, Jestaedt (2008), citējot Eberts (1993) apgalvo, ka Vācijā no katra iedzīvotāja veiktajām nodokļu iemaksām ik gadu sabiedrisko parku un dārzu uzturēšanai nonāk 42 Euro, zooloģiskajiem parkiem – 9 Euro, pilsētu mežiem – 7 Euro. Rīgā pašvaldība nepiedalās ar līdzfinansējumu pilsētas mežu apsaimniekošanā, bet nepieciešamos līdzekļus iegūst no saimnieciskās darbības ārpus Rīgas teritorijas esošajos mežos (kailcirtes, starpcirtes, medību licenču un Ziemassvētku eglīšu pārdošana).

Rīgas administratīvajā teritorijā esošo mežu apsaimniekotājs ir pašvaldības uzņēmuma SIA „Rīgas meži“ Rīgas mežniecība, kuras galvenais uzdevums ir „nodrošināt meža zemes apsaimniekošanu, lai efektīvi izmantotu dabas resursus un rūpētos par tiem, ievērojot meža ekosistēmas uzturēšanas un vides aizsardzības principus, garantējot ilgtspējīgu vides attīstību, neapdraudot nākamo paaudžu ekonomisko, ekoloģisko un sociālo vajadzību apmierināšanu un nodrošinot bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu” (www.rigasmezi.lv). Pēc neatkarības atgūšanas Rīgas pilsētas mežus ir apsaimniekojušas piecas dažādas organizācijas. Reorganizācijā, kas notika 2008. gadā, SIA „Rīgas meža aģentūru” reorganizēja par SIA „Rīgas meži”, mainot ne tikai nosaukumu, bet arī tās funkcijas. 2012. gada sākumā kārtējās reorganizācijas laikā SIA „Rīgas meži” pievienoja pašvaldības aģentūru „Rīgas parki un dārzi”.

Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanā nepietiekama finansējuma apstākļos tomēr katru gadu veic mežaudžu un pameža kopšanas darbus, kailcirtes un meža atjaunošanu, kā arī nelielus labiekārtošanas darbus:

- no 2005. – 2009. gadam izkoptas mežaudzes aptuveni 440 ha platībā;
- ik gadu veikta pameža kopšana aptuveni 25 ha platībā;
- veikta meža atjaunošana (mākslīgā un dabiskā) aptuveni 10 ha platībā vietās, kur meža ciršana notikusi iepriekšējos gados (Gaiss, 2009).

Pēc piecu gadu perioda atskaitēm par Rīgas pilsētas mežos veiktajiem pasākumiem, galvenās pilsētas mežu apsaimniekotāju problēmas Rīgā ir bijušas:

- meža piemēslojums ar sadzīves atkritumiem (katru gadu no pilsētas mežiem izved vairāk 1200 m³ atkritumu);
- meža ugunsgrēki (no 2005. gada līdz 2009. gada pavasarim mežos Rīgas teritorijā nodzēsti 168 meža ugunsgrēki, lielākais no tiem – 2,0 ha platībā (Gaiss, 2009).

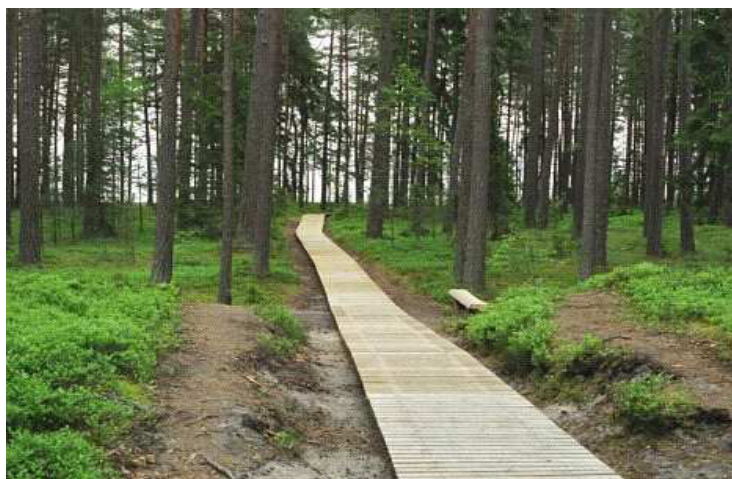
Populārākajos pilsētas meža masīvos (Šmerlis, Biķernieki, Anniņmuiža un Jugla) ir izvietoti soliņi un no 2005. līdz 2009. gadam izvietotas vairāk kā 100 atkritumu urnas.

Iedzīvotāju iecienītas sporta un atpūtas takas atrodas Biķernieku, Šmerļa un Anniņmuižas mežā, bet Bābelītes mežā pie ezera labiekārtotas peldvietas un atpūtas vietas. Rīgas pilsētas mežos organizē dažādus sporta un aktīvās atpūtas pasākumus, piemēram, orientēšanās sporta sacensības un krosus. Šim nolūkam iekārtotas sporta trases („Juglas aplī”). Veidojot takas un atpūtas vietas, īpaša uzmanība pievērsta tūrisma negatīvās ietekmes uz vidi samazināšanai. Aktīvās atpūtas takas izveidotas gar Dambjapurva ezeru, Šmerļa mežā, kā arī Buļļusalas, Mangaļsalas, Kleistu un Mežaparka mežos - skatu laukumi un atpūtas vietas (1.7.att.). Piemēram, ekoloģiski jūtīgās vietās takas veidotas no dēļu klājumiem vai daļēji nostiprinātas ar koku, bet stāvākās nogāzēs ierīkoti pakāpieni. Pāri Vecāķu kāpai ierīkotas trīs gājēju laipas 800 m garumā (1.8.att.), Buļļu salā un Mangaļsalā ierīkotas stacionāras un atveramas barjeras vietās, kur notiek pastiprināta meža izbraukāšana (Gaiss, 2009).



1.7. att. Labiekārtota atpūtas vieta Mežaparka mežā

autore: Straupe I., 2009



1.8. att. Dēļu laipa Piejūras dabas parkā, Mangaļsalas mežā

autors: Panagopoulos T., 2009

Tomēr paveiktais nav pietiekams, un Rīgas pilsētas mežu esošais labiekārtojums nodrošina tikai pastāvošās situācijas uzturēšanu, bet plašāku labiekārtojuma ierīkošanu traucē konkrēta rīcības plāna trūkums, nepietiekams finansējums un vandālisms (Gaiss, 2009).

Aptaujā, kas veikta 2009. gadā Rīgā, respondentu viedoklis par tā mežu labiekārtojumu, ko apmeklē visbiežāk, bija samērā negatīvs: tikai 9 % atzina, ka mežs ir labiekārtots, 48% - daļēji labiekārtots, 43% - nav labiekārtots. Vairākums no respondentiem uzsvēra, ka mežos ir nepieciešams izvietot atkritumu urnas un soliņus, ierīkot atpūtas un pikniku vietas, koka laipas vai grantētus celiņus. Kā galveno problēmu mežā respondenti atzina sadzīves atkritumus.

1.6. Ekosistēmas pakalpojumu vērtēšanas metodes

Ekosistēmas, tajā skaitā meža pakalpojumi, kas nodrošina cilvēku eksistenci un labsajūtu, galvenokārt ir nemateriāli. Pēdējos gados aizvien vairāk palielinās pētījumu skaits par mežu rekreācijas resursu monetāro vērtējumu. Rekreācijai nav tirgus vērtības, un nereti likumdošanā to ignorē, salīdzinot ar tiešo peļņu nesošajām mežkopības jomām. Tā kā pievilcīgi un patīkami meži palielina nekustamo īpašumu vērtību un veicina tūrismu, kā arī nodrošina pilsētas attīstību un ilgtspējību, tad nepieciešams meža rekreācijas un citu sociālo pakalpojumu ekonomiskais novērtējums, lai tas būtu samērojams ar pārējo pilsētas attīstības projektu ekonomisko devumu.

Nekoksnes pakalpojumu monetārā novērtēšana

Balsoties ekonomikā, ekoloģijā, sociālpsiholoģijā un citās jomās, ir izstrādātas vairākas metodes, lai noteiktu ekosistēmas pakalpojumu monetāro vērtību (Zheng et al., 2011).

1. Parastā tirgus pieejas metode ekosistēmas pamatpakalpojumus novērtē tā, lai tos varētu pielīdzināt tirgus darījumiem. Šajā metodē ietver tirgus cenu, nodokļus, kvotas, pārvietošanas izmaksas, novērstos izdevumus u.c.

2. Mājsaimniecību ražošanas funkcijas metode nosaka, ka mājsaimniecības piešķir vērtību tādām darbībām, kuras ietekmē ekosistēmas pakalpojumi, ko parasti sauc par „vides kvalitāti”.

3. Uz izvēli balstītās metodes iedala divās lielās grupās: **netiešās izvēles metodes** (*Revealed Preference*) un **noteiktās izvēles metodes** (*Stated Preference*).

3.1. Netiešās izvēles metodes iedala sekojoši: **ceļojumu izmaksu metode** (*travel cost*), ko visbiežāk izmanto rekreācijas politikas, programmu un plānu vērtēšanā, kā arī **hedoniskās vērtēšanas metode** (*hedonic pricing*) (Whitehead, 2000; Faber et al., 2002). Šī metode attiecas uz precēm, kam ir tirgus vērtība. Cilvēki parasti vēlas maksāt vairāk par skaistāku ainavu, kas paveras pa logu, ja divas mājas ir identiskas. Tā, piemēram, novērtējot pilsētu mežu ekosistēmas pakalpojumus ar hedoniskās vērtēšanas metodi, Tyrväinen un Miettinen (2000) konstatēja, ka Salo, Somijā pircēji ir gatavi maksāt par 4,9 % vairāk, lai nopirktu māju pie meža. Katrs nākošais kilometrs līdz mežam samazināja īpašuma cenu par 5,9%.

3.2. Noteiktās izvēles metodes piedāvā kompleksu pieeju vides pakalpojumu novērtējumam un aptverot dažādas zinātnes nozares, veicina starpdisciplināritāti. Noteiktās izvēles metodes ir eksperimentālas metodes, un tās iedala **kontingences vērtēšanas metodē** (*Contingence Valuation*) un **izvēles eksperimenta metodē** (*Choice Experiment*) (Watson et al., 2004; Han et al., 2008; Hoyos, 2010).

Kontingences vērtēšanas metodē respondentiem uzdod jautājumus par kādu hipotētisku vides situāciju. Aptaujas rezultātus ekstrapolē uz sabiedrību kopumā. Var izdalīt divas pieejas: vēlme maksāt, kur respondentiem jautā, cik daudz viņi vēlētos maksāt (*willingness-to-pay*), lai nodrošinātu savu labklājību, kas gūstama no ekosistēmas pakalpojumiem. Tā, piemēram, izmantojot kontingences vērtēšanas metodi Somijā, Salo pilsētā, vairākums respondentu izteica vēlmi maksāt 31-76 Somijas mārciņas mēnesī (\$6-14), lai varētu izmantot mežu rekreācijai. Alternatīva pieeja ir vēlme atzīt (*willingness to accept*), kurā respondentiem jautā,

cik lielā mērā naudas izteiksmē viņi būtu gatavi akceptēt labklājības pazemināšanos, ja vides pakalpojumu pieejamība samazinātos (Tyrväinen, Miettinen, 2000).

Izvēles eksperiments (turpmāk tekstā – IE) kopš 1960iem gadiem ir plaši izmantota metode mārketinga, transporta un psiholoģijas pētījumos, bet pēdējos gados aizvien plašāk pielietota vides ekonomikā, tajā skaitā meža rekreācijas pakalpojumu pētījumos. IE ar tā instrumenta – aptaujas palīdzību rada hipotētisku tirgus situāciju, kas novērtē vides izmaiņas. Pretēji kontingences vērtēšanas metodēm IE ir daudzpažīmju meža vērtēšanas metode, kas vienlaicīgi salīdzina meža ekoloģiskā, ainaviskā un ekonomiskā stāvokļa izmaiņas, kas ir nozīmīgas sabiedrībai (Hanley et al., 1998; Holmes, Boyle, 2003; Meyerhoff et al., 2009). IE ir salīdzinoši lēta metode, jo tās veikšanai nepieciešama tikai vienas aptaujas organizēšana. Izvēles eksperimenta priekšrocības, salīdzinājumā ar citām noteiktās izvēles metodēm, ir iespēja apvienot kopējā modelī kvantitatīvās un kvalitatīvās pazīmes, kā arī ietvert daudzveidīgas hipotētisko situāciju kombinācijas. Parasti IE metodes dizainā izveido vairākas izvēļu kopas ar daudzveidīgām pazīmju un to līmeņu kombinācijām, kas rezultātā atklāj, kā panākt kompromisus starp tām (Hanley et al., 2001; Watson et al., 2004; Birol et al., 2006; Nakatani et al., 2008; Smyth et al., 2009).

IE mērķis ir identificēt, ko indivīds iegūst, vērtējot noteiktos vides labumus/ pakalpojumus. IE gaitā respondentus parasti iepazīstina ar kāda vides resursa apsaimniekošanas hipotētisku scenāriju un tā aprakstu. Pieņemts pievienot arī kādu maksājuma veidu, piemēram, cenu vai nodokļu paaugstināšanu, kas nodrošinātu kādas alternatīvas realizāciju. Monetārās pazīmes izmantošana veicina respondentu izpratni par veicamo uzdevumu un precizē respondenta finansiālā ieguldījuma apjomu, lai sasniegtu vēlamu hipotētisko scenāriju (Wielgus et al., 2009). Tādējādi metode nosaka, cik daudz naudas būs jāiegulda indivīdam, lai sasniegtu noteiktas vides pazīmju izmaiņas salīdzinājumā ar situāciju pirms šīm izmaiņām. Viens no metodes rezultātiem ir labklājības parametru noteikšana, kas mainās līdz ar vides pazīmju uzlabošanos vai pasliktināšanos. Tādēļ šo metodi iesaka izmantot ekosistēmas apsaimniekošanas un plānošanas politikas analīzē.

IE pamatā ir rūpīga esošu vai hipotētisku alternatīvu izvēle, tādēļ jau aptaujas veidošanas stadijā jāpieņem būtiski lēmumi (Hanley et al., 1998; Louviere et al., 2000). Uzsākot eksperimentu, jāveic katra vērtējamā alternatīvas modeļa un tā parametru specifikācija, t.i. jau pirmajā solī ir jānovērtē patēriņa funkcija. Turklāt jānovērtē pazīmju skaits, katras pazīmes līmeņu skaits, kā arī paņēmieni, kādā tos aprakstīt. Parasti vides ekonomikas pētījumos pazīmes un to līmeņus izvēlas, pamatojoties uz pētījuma mērķi un to informāciju, kas ir jāiegūst no mērķgrupas. Piemērotu pazīmju izvēle ir viskritiskākais posms IE izveidē, jo jāsaprot, kādas pazīmes ir patiešām svarīgas sabiedrībai, un ka to izmaiņu līmeņi ir reāli, tādējādi izvairoties no situācijas, ka kāda no pazīmēm var palikt neievērota (Horne et al., 2005; Hoyos, 2010). No tā ir atkarīgs, cik precīzi respondents veiks izvēli, un kāds būs IE rezultāts. IE pieejas būtiskākā priekšrocība ir iespēja kombinēt atšķirīgus datu veidus un apvienot tos vienā modelī: 1) kvalitatīvas un kvantitatīvas pazīmes; 2) vispārīgas pazīmes (alternatīvās izmanoto pazīmju līmeņi ir vienādi); 3) alternatīvi-specifiskas pazīmes (alternatīvās dažas pazīmes vai līmeņi var atšķirties).

Otrs, tikpat svarīgs solis eksperimenta izveidē ir izvēļu kombināciju izveidošana. Šajā etapā var pielietot dažādus paņēmienus. Pilns faktoriālais dizains ietver visas iespējamās pazīmju un to līmeņu kombinācijas, nodrošinot neatkarīgu galvenā efekta un līmeņu mijiedarbības novērtēšanu. Tomēr, ņemot vērā, ka kombināciju skaits var kļūt pārāk liels, parasti izmanto frakcionālo faktoriālo izvēļu dizainu, kas ļauj novērtēt visus interesējošos efektus (Hanley et al., 1998).

Izvēļu kopu skaits, ko parasti piedāvā respondentiem, svārstās no četrām līdz sešpadsmit, ar divām līdz septiņām alternatīvām katrā izvēļu kopā. Visbiežāk izvēļu kopas

kompozīciju veido *Status Quo* (turpmāk tekstā - SQ) jeb esošā situācija ar vairākām eksperimentālā dizaina alternatīvām (Wielgus et al., 2009).

Ietverot cenu kā pazīmi, var novērtēt indivīda vēlmi maksāt par piedāvātajām hipotētiskajām alternatīvām (Meyerhoff, 2009). Daudzdimensionālās izmaiņas, kuras vizualizē un apraksta ainavu alternatīvajos modeļos, rada plašu informācijas amplitūdu par iespējamajiem kompromisiem starp eksperimentā noteiktajām vides izmaiņu pazīmēm. Variējot pazīmju līmeņus katrai no alternatīvām, rodas iespēja novērtēt indivīda vēlmi aizvietot vienu pazīmi ar citu. Pieņemot, ka viena no noteiktajām pazīmēm ir monetārā vērtība, var novērtēt cilvēku ieinteresētību maksāt, lai iegūtu kādu no pazīmēm. Tātad, var noskaidrot netiešo cenu, kā arī vēlmi maksāt, attālinoties no SQ situācijas līdz tādai hipotētiskai alternatīvai, kurā ietvertās pazīmes un to kombinācijas visvairāk atbilst respondenta individuālajām interesēm.

IE trūkums ir tas, ka katra alternatīva apvieno pazīmju kopu un tās novērtējums notiek kopumā, taču, pirmkārt, kopējā meža ainavas alternatīvas vērtība var būt daudz augstāka nekā to veidojošo pazīmju vērtību summa; otrkārt, eksperimentā ietvertās pazīmes var būt pretrunā ar to ekoloģisko nozīmi. Šīs abas problēmas var būt saistītas arī ar veidu, kādā cilvēks uztver ainavu, un kā ainava realizējas (Hoyos, 2010).

Ceļojumu izmaksu un kontingences vērtēšanas metodes vides ekonomikā plaši izmanto Rietumeiropā un ASV, taču Centrālajā un Austrumeiropā vēl joprojām tās nav populāras (Bartczak et al., 2008). Galvenais iemesls - nepieciešamība pēc ekosistēmas pakalpojumu monetārā vērtējuma nav noteikta vides politikas likumdošanā (Tyrväinen, Väänänen, 1998).

Meža ainavas vērtēšana

Ar ainavas vērtēšanas metodēm visbiežāk pēta dažādu sabiedrības grupu viedokļus, atkarībā no respondentu pieredzes, sociālās piederības un kultūras/ izglītības līmeņa. Sabiedrībai piederošu un apsaimniekotu ainavu (piemēram, valsts meži) kontekstā sabiedrības uztveres pētījumi palīdz meža apsaimniekotājiem noskaidrot dominējošās cilvēku izvēles, kā arī norāda meža ainavas apsaimniekošanas virzienus. Uzskata, ka galvenais šo metožu devums ir sabiedrības viedokļu noskaidrošana, jo tās dod iespēju katram individuāli piedalīties plānošanas procesā, bet resursu apsaimniekotājiem - iespēju „redzēt”, ko resursu lietotāji ir „saskatījuši” (Dandy et al., 2011). Di Giulio et al. (2009) uzskata, ka socioloģiskie pētījumi ainavas vērtēšanā ir īpaši nozīmīga blīvi apdzīvotajās teritorijās, jo tieši vide veicina vietējo iedzīvotāju identitātes sajūtu. Aptauju rezultātus var ietekmēt tādi faktori kā, piemēram, vai cilvēkus aptaujā mežā vai pilsētā; cik precīzi sniegtas pielietoto terminu definīcijas; kādā sezonā aptauju veic (Jestaedt, 2008). Turklāt, veicot aptaujas mežā, jāapzinās, ka ietverti tikai to cilvēku viedokļi, kam ir priekšrocības meža apmeklējumā salīdzinājumā ar citiem pilsētas iedzīvotājiem. Tādēļ vidējais aritmētiskais tādiem parametriem, kā, piemēram, „atpūtas biežums” un „atpūtas mērķis” var būtiski atšķirties (Dandy et al., 2011).

Ainavas estētikā pastāv vairākas pētniecības metodes un virzieni: objektīvā, psihofiziskā, psiholoģiskā (kognitīvā), kā arī fenomenoloģiskā (eksperimentālā) (Gundersen and Frivold, 2008).

Objektīvā jeb ekspertu metode apraksta ainavas biofiziskās pazīmes, izmantojot formālos dizaina parametrus (forma, līnija, krāsa, savienojamība, mērogs utt.).

Subjektīvā jeb psihofiziskā metode balstās uz personas individuālo uztveri un pēta, kā individuālo uztveri ietekmē dažādi meža ainavas mainīgie lielumi (koku lielums, vizuālā caurlaidība, kritālas, sausokņi un mežizstrādes atliekas, ainavas dabiskums), kā arī dažādas ainavas daudzveidīguma un kompozīcijas dimensijas (savienojamība, kompleksums, mērogs, efēmēriskums utt.) (Dandy et al., 2011). Psihofiziskā pieeja meža ainavas pētījumos sasniedz augstu ticamības līmeni, jo precīzi parāda cilvēka kā vērotāja un ainavas kvalitātes mijiedarbību, tajā pašā laikā novērtējot ainavas biofizisko pazīmju lomu. Ir izstrādāts plašs

radošu paņēmienu un metodiku klāsts, kā izmantot ar datorprogrammām apstrādātas ainavas vizualizācijas vai datorsimulācijas (Ode et al., 2009). Vides vizualizācijas ir perspektīvs paņēmiens, kas rada fotogrāfijām līdzīgus reālus tēlus. Šis paņēmiens ir augstu novērtēts ainavu pētniecībā, jo cilvēki daudz labāk uztver vizuālu tēlu, nekā saprot rakstiskā vai citādā veidā pasniegtu informāciju. Tas palīdz novērst konceptuālus pārpratumus meža apsaimniekošanas plānošanā (Tyrväinen et al., 2003; Di Giulio et al., 2009).

Izmantojot psihofizisko metodi, parasti pētījuma dalībniekiem demonstrē fotogrāfiju sērijas ar dažādām meža ainavām un lūdz novērtēt to vizuālo skaistumu. Izvēlētās ainavas pēc tam salīdzina, lai noteiktu dažādu faktoru relatīvo ietekmi uz respondentu izvēli. Rezultāti nodrošina precīzu ainavas vizuālā skaistuma novērtējumu, kas ir izmantojams matemātisku modeļu radīšanā, tālāk veicot prognozes par apsaimniekošanas paņēmienu izraisītajām sekām ainavā (Ode et al., 2009).

Fenoscandijā pēdējos trīsdesmit gados tieši psihofiziskā metode ir bijusi galvenā metode meža ainavas izvēļu pētījumos (Gundersen, Frivold, 2008). Sadalot respondentus pēc vecuma un meža īpašumpiederības pazīmēm, piemēram, pētīta attieksme pret kailcirtēm, to formu; noskaidrota attieksme pret koku garumu, vecumu, sugām un apjomu; ar salīdzināšanas metodi pētīta dažādu meža apsaimniekošanas paņēmienu ietekme uz respondentu ainavas izvēli. Šo pētījumu rezultātā noteiktie meža rekreācijas un ainavisko vērtību parametri iekļauti vairāku Eiropas valstu mežsaimniecības politikā, meža plānošanā un apsaimniekošanā (Kohsaka, Dembczynski, 2004).

2. MATERIĀLS UN METODIKA

2.1. Pētījuma objekta raksturojums

Meži klāj 56% no Latvijas teritorijas (vidēji 33% Eiropā), jeb 1,3 ha *per capita*. Latvijas mežaudzēs dominē trīs koku sugas - priele, egle un bērzs, kuru audzes aizņem 74 % no mežu kopējās platības (tajā skaitā priežu audzes - 37 %). Valsts īpašumā atrodas 47 % no mežiem (<http://www.zm.gov.lv>), taču 99,5% no visiem Latvijas mežiem ir brīvi pieejami sabiedrībai (United Nations Economic Commission for Europe, 2005).

Rīga atrodas Baltijas jūras Rīgas jūras līča dienvidu piekrastē, Piejūras zemienes Rīgavas līdzenumā. Rīgas vēsturiskais centrs izvietots Daugavas labajā krastā, aptuveni 10 km no tās ietekas Rīgas jūras līcī. Dabiskais teritorijas reljefs ir plakans smilšots līdzenums 1 – 10 m virs jūras līmeņa. Rīgas klimata veidošanā svarīga nozīme ir Atlantijas okeāna mēreno platuma grādu gaisa masām, kas saistītas ar aktīvu ciklonisko darbību, tādēļ bieži ir nokrišņi un apmācies laiks (Latvijas dabas enciklopēdija, 1995). Klimatu ietekmē arī apbūve, saimniecisko objektu izvietojums, laukumu un parku platība, kā arī lielu ūdenstilpju (Rīgas jūras līcis, Daugava, Ķīšezers, Juglas ezers) tuvums.

Rīgas teritorija atrodas galvenokārt Piejūras zemienes Rīgas smiltāju līdzenuma ģeomorfoloģiskajā rajonā. Gar Rīgas jūras līča piekrasti stiepjas pludmale un samērā lēzena kāpu josla. Pilsētas pamatu veido augšdevona sistēmas smilšakmeņi un dolomīti, kurus pārsedz dažāda biezuma kvartāra sanesas, ko veidojuši Baltijas ledus ezera smilts, deltu un lagūnu nogulumi. Reljefs pārsvarā ir līdzens, bet vietām sastopami atsevišķi pauguri un pauguru grēdas, kas ģeoloģiski veidojušies pēclodus laikmetā. Meži pārsvarā veidojušies uz podzolētām smiltis augsnēm ar nelielu trūdvielu saturu (Sūna, 1973).

Galvenā koku suga Rīgas pilsētas mežos ir parastā priele *Pinus sylvestris* L. (88% no kopējās mežu platības), kas aug nabadzīgās smilšainās augsnēs, un kuru audzēm raksturīga liela ainaviskā pievilcība un zema noturība pret rekreācijas slodzi. Priežu lāns Rīgas pilsētā aizņem ~80% no kopējās mežu platības. Mežu platības Rīgā sarūk galvenokārt meža zemju transformācijas rezultātā – pašvaldības īpašumā esošajās zemēs infrastruktūras vajadzībām, citās zemēs – dažāda veida apbūvei.

Pēc izcelsmes Rīgas pilsētas meži ir stādītie meži vai seno mežu fragmenti, veidojot vecuma ziņā viendabīgas, apmēram 80 - 100 gadus vecas priežu audzes.

Pavisam pilsētas teritorijā pašvaldības īpašumā atrodas 10 meži un 10 meža parki (RTIAN). Lielākās mežu platības pilsētā, kuras apsaimnieko pašvaldības SIA „Rīgas meži”, ir Bolderājas - Kleistu (901 ha), Vecāķu (602 ha) un Buļļu salas meža masīvs (435 ha). Promocijas darbā „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” dalījums mežos un mežaparkos nav izmantots, un visas mežu teritorijas uzskatīt par piecpadsmit mežu masīviem: Buļļu, Bolderājas, Lāčupes, Anniņmuižas, Mežaparka, Vecdaugavas, Katlakalna, Šampētera, Jaunciema, Bābelītes, Ulbrokas, Šmerļa, Mangaļsalas, Juglas un Biķernieku meža masīvi (1., 2. pielikums).

Pilsētas perifērijā esošie mežu masīvi platības ziņā ir lielāki un savienoti ar ārpuspilsētas mežiem. Tuvāk centram izvietoti nelieli, izolēti mežu masīvi - seno dabisko vai stādīto mežu fragmenti. Mežus pilsētā vienu no otra atdala ūdeņu teritorijas, dzīvojamie rajoni un infrastruktūras koridori (dzelzceļi, šosejas, augstsprieguma elektropārvades līnijas). Buļļupe ir dabiska robeža starp Buļļusalas mežiem un Kleistu – Bolderājas mežu masīvu, Vecdaugava atdala Mangaļsalas mežus no Vecāķu – Vecdaugavas masīva, Ķīšezera pretējos krastos izvietots Mežaparka mežs un Jaunciema mežu masīvs (1. pielikums).

Iedzīvotāju apmeklētākie meži ir Mežaparks, Biķernieki un Šmerlis. Mežaparka apmeklētības pamatā ir tā vēsturiskais, vēl padomju laikos ierīkotais labiekārtojums, Rīgas Zooloģiskais dārzs un kuģišu satiksme no Rīgas centra. Biķernieku un Šmerļa apmeklētību

veicina šo meža masīvu atrašanās vairāku Rīgas dzīvojamo rajonu tiešā tuvumā. Sezonālas apmeklētības raksturs pludmales sezonas laikā ir Rīgas jūras līča krastos esošajiem mežiem, kas atrodas dabas parka „Piejūra” (Vecāķos un Buļļu salas meži).

2.2. Dabisko ainavu novērtēšana pilsētā

Aptaujas un intervijas ir efektīvs veids sabiedrības viedokļa pētījumos par rekreāciju. Promocijas darba „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” izstrādes gaitā veikta socioloģiskā aptauja, kuras mērķis bija noskaidrot profesionāļu (pilsētas plānotāju un dabas teritoriju apsaimniekotāju) attieksmi pret dabiskajām meža ainavām Rīgas pilsētā. Respondenti izvēlēti Rīgas pašvaldībā – Pilsētas attīstības departamentā un Rīgas pilsētas būvvaldē (teritorijas plānotāji, vides speciālisti), SIA Rīgas meži, Latvijas Republikas Zemkopības ministrijā, Latvijas Republikas Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijā, Latvijas Dabas fondā un AS Latvijas Valsts meži. Kopējais respondentu skaits – 63. Izveidotas divas respondentu grupas - „plānotāji” un „apsaimniekotāji” (attieciņi 43 un 20 respondenti), lai noskaidrotu iespējamās atšķirības viedokļos, jo „plānotājus” pārsvarā pārstāv arhitekti, kuru profesija nav saistīta ar ekoloģiju, kaut gan darba pienākumos ietilpst pilsētas telpiskā, tajā skaitā zaļās infrastruktūras, plānošana. Savukārt, „apsaimniekotāji” ir speciālisti, kuru izglītība ir saistīta ar ekoloģiju un dabas zinātnēm, taču viņi tiešā veidā nepiedalās teritorijas plānošanā. Individuālās aptaujas veica no 25.01.2010. līdz 22.02.2010. Datu apstrādē izmantoja kvantitatīvo pētījumu metodi - stratificēto nejaušo izlasi.

Balstoties uz Özgüner et al. (2007) pētījumu, aptaujā izmantoja 20 apgalvojumus par dabisko mežu ainavu pakalpojumiem un to devumu pilsētvidē. Aptauja sastāvēja no trim daļām: pirmajā daļā sniegts paskaidrojums - ar ko atšķiras t.s. „formālā ainava” no t.s. „dabiskās meža ainavas”. Abu ainavas tipu ilustrēšanai izmantoja attēlus, kā arī sniedza informāciju par pētījuma mērķi un aptuveno aptaujas veikšanas laiku (3. pielikums).

Respondentiem izskaidroja apgalvojumu vērtēšanas mehānismu trīs punktu skalā no 1-3 punktiem (1 – pilnībā piekrīt apgalvojumam, 2 – daļēji piekrīt, 3- nepiekrīt). Aptaujas otrajā daļā sarunas laikā intervētājs nosauca 20 apgalvojumus, sniedzot nepieciešamos paskaidrojumus un saņemot respondenta vērtējumu atbilstoši trīs-punktu skalai. Aptaujas trešajā daļā respondentam lūdza nosaukt darbavietu, ieņemamo amatu un pieredzes ilgumu šajā amatā.

Aptaujā iegūtos rezultātus analizēja, izmantojot *SPSS V.10* un *Microsoft Excel 2007*. Ar Hī – kvadrāta testu (χ^2) noteica atšķirību būtiskuma 0,1 – 0,01 līmeni abu respondentu grupu atbilžu frekvenču sadalījumos. Turklāt noteica, kā respondenti vērtē aptaujā izmantotos apgalvojumus par dabisko ainavu pakalpojumiem un devumu, salīdzinājumā ar formālajām ainavām pēc trīs-punktu skalas. Kronbaha alfa (α) testā noskaidroja, ka respondentu viedokļu mērījumu kopējais ticamības līmenis ir augsts ($\alpha = 0,78$), kas parāda, ka aptaujā definētie apgalvojumi bija ticami un veiksmīgi noformulēti.

2.3. Meža rekreācijas pakalpojumu novērtēšana

Projekta „Papildus pētījumi integrēto vides un meža ekonomisko kontu izstrāde Latvijā” (līgums Nr. 51110/C-116, Latvijas Republikas Zemkopības ministrija) ietvaros 2010. – 2011. gadā veikts pētījums par nekoksnes produktu devumu valsts ekonomikā 2009. gadā, promocijas darba autori piedaloties kā nekoksnes pakalpojumu ekspertei. Lai iegūtu informāciju par mežu rekreācijas pakalpojumiem, to apjomu un piedāvājumu, izmantoti pieejamie statistiskie dati un interneta resursi. Dati par cilvēku skaitu, kas apmeklē mežus ar

ieejas maksu un maksu par citiem tūrisma pakalpojumiem, iegūti no AS Latvijas Valsts meži (par 2009. gadu) un Dabas aizsardzības pārvaldes (no 01.01.2009. līdz 31.05.2009.). Internetā iegūti dati par organizētajiem pasākumiem mežos orientēšanās sportā, kur noteikta dalības maksa.

Lai iegūtu 2009. gada datus par Latvijas iedzīvotāju paradumiem un izvēlēm mežu izmantošanā rekreācijā, transporta izmaksām, kas nepieciešamas, lai nokļūtu mežā, kā arī vēlmi maksāt par rekreācijas pakalpojumu uzlabojumiem mežos, veikta kontingences vērtēšanas aptauja

Aptauju 2010. gada decembrī veica SIA SKDS, izmantojot kvantitatīvo Omnibusa aptaujas metodi - vairākpakāpju stratificēto nejaušo izlasi, reprezentatīvu pret Latvijas Republikas iedzīvotāju kopskaitu. Respondentu skaits - vismaz 1000 Latvijas pastāvīgie iedzīvotāji vecumā no 18 līdz 74 gadiem. Pieļaujamā pētījuma kļūda $\pm 3,1\%$ ar 95% ticamības līmeni. Kopējais interviju skaits respondentu dzīvesvietās – 1003 (aptaujas tehniskā informācija – 4. pielikums). Datu apstrādē izmantota *SPSS V.19*, veikti Hī - kvadrāta testi (χ^2), lai noteiktu būtiskās atšķirības ($p < 0,1$) starp dažādu respondentu sociāli-ekonomisko grupu atbilžu frekvenču sadalījumiem.

Kontingences vērtēšana aptauja veidota (5. pielikums), pamatojoties uz Turvāinen (2001), Mayor et al. (2007) un Zandersen et al. (2007) pētījumiem par mežu resursu ekonomisko novērtējumu. Aptauju veidoja četras daļas: pirmajā daļā respondentus iepazīstināja ar pētījuma mērķi un sniedza instrukcijas labākai tēmas izpratnei. Otrā aptaujas daļa ietvēra jautājumus par respondentu pieredzi un aktivitātēm, piemēram, kāds meža apsaimniekošanas režīms ir vispiemērotākais tā izmantošanai rekreācijā (dabisks mežs, intensīvi apsaimniekots mežs, labiekārtots mežs, mežs – parks), kādi ir respondenta rekreācijas mērķi, un cik bieži respondents mežus apmeklē ar šādu mērķi (darbdienās, nedēļas nogalēs, brīvdienās/ atvaļinājuma laikā). Respondentiem, kas mežu apmeklēja 2009. gadā, tālāk jautāja par attālumu, kāds veikts līdz mežam, transporta izvēli un tā izmaksām abos virzienos vienam cilvēkam. Trešā aptaujas daļa ietvēra hipotētiska scenārija aprakstu un vērtējošus jautājumus, lai noskaidrotu respondentu vēlmi maksāt par rekreācijas labiekārtojumu, kā arī summu, kādu respondents ir iztērējis 2009. gadā par mežu apmeklējumiem ar ieejas maksu. No tālākiem pētījumiem parasti izslēdz kā mazticamas tās anketas, kurās respondenta vēlme ziedot pārsniedz 5% no ienākumiem uz vienu ģimenes locekli (Tyrväinen, 2001; Jim, Chen, 2006). Aptaujas noslēdzošā daļa ietvēra jautājumus par respondentu sociāli-ekonomisko stāvokli (5.pielikums). Respondenti sadalīti grupās atkarībā no: ģimenes locekļu skaita, vecuma, izglītības, tautības, nodarbošanās, kā arī ienākumiem uz vienu ģimenes locekli. Analizējot dažādu faktoru ietekmi uz rekreācijas mainīgo lielumu izvēli, noteiktas atšķirības būtiskuma $p < 0,1-0,01$ līmenī starp respondentu sociāli-ekonomisko grupu atbilžu frekvenču sadalījumiem.

Datus, kas iegūti šajā aptaujā, tālāk izmantoja otrajā pētījumā, nosakot mežu rekreācijas funkcijas nodrošinājumu dažādos Latvijas reģionos, kā arī nosakot veiktā attāluma atšķirības atkarībā no reģiona mežainuma (%). Izmantojot *SPSS V.14* veikta daudzvariāciju dispersijas analīze (divu faktoru ANOVA). Pielietots Geimsa - Hovela tests, nosakot iespējamo atšķirību būtiskumu ($p < 0,1$) starp sekojošiem rekreācijas mainīgajiem lielumiem: 1) starp reģiona teritorijas mežainumu (%) un attālumu, kādu cilvēki veic ar mērķi atpūsties mežā; 2) starp populārākajiem rekreācijas mērķiem un reģionu. Respondentus no atšķirīgiem reģioniem salīdzināja pa pāriem, un rekreācijas mērķa mainīgajiem izmantoja binomiālās vērtības (1 – izvēlas mērķi, 0 – neizvēlas mērķi). Iegūtās vērtības ir varbūtības, ka respondents izvēlas definēto rekreācijas mērķi.

Rīgas pilsētas respondentu grupai noteikts vidējais aritmētiskais attālums, ko cilvēki veic līdz mežam, un kādu transporta veidu respondenti izvēlas, atkarībā no apmeklējumu biežuma (darbdienās, nedēļas nogalēs, brīvdienās/atvaļinājumā).

Dotajā aptaujā iegūtos rezultātus par vidējo attālumu, ko Rīgas iedzīvotāji veic kājām darbdiēnās ar mērķi „pastaiga” izmantoja trešajā pētījumā - potenciālās rekreācijas slodzes noteikšanai Rīgas pilsētas mežos. Vienkāršākais veids, lai novērtētu pieejamību pētāmajam mērķim ir t.s. Eiklīda attāluma izmantošana (de Vries, Goossen, 2002). Pētījuma modelī integrēti rekreācijas komponenti, kas var sniegt prognozes par apmeklējumu izplatību no definētā izejas punkta: 1) kopējais iedzīvotāju skaits 1,5 km rādiusā ap katru meža masīvu un 2) to iedzīvotāju skaits, kas mežu apmeklē darbdiēnās kājām, 1,5 km attālumā no savas dzīvesvietas, ar mērķi – pastaiga (Jankovska et al., 2013). Modelējot doto situāciju, netika ņemti vērā tādi apmeklējumu biežumu ietekmējoši pieejamības parametri, kā, piemēram, pārvietošanās barjeras (dzelzceļš, satiksmes infrastruktūra, upe), mežu masīva raksturojums (labiekārtojuma līmenis, vides un ainaviskās vērtības, ceļu un taku tīkls), sezonālitate, u.c. faktori.

Nosakot potenciālo apmeklējumu biežumu/ gadā Rīgas mežu masīvos, izmantoja *ESRI ArcMap 9.3*. Datus apstrādāja sekojošā secībā:

- 1) apkārt dzīvojamajiem rajoniem noteica teritoriju 1,5 km attālumā;
- 2) ap mežu masīviem noteica buferjoslas 1,5 km attālumā;
- 3) buferzonā dzīvojošu iedzīvotāju skaitu telpiski savienoja ar mežu masīvu nogabaliem;
- 4) aprēķināja aptuveno apmeklējumu skaitu/ gadā katrā no meža masīvu nogabaliem;
- 5) vizualizēja iegūtos datus.

2.4. Meža veģetācijas novērtēšana

2010. gada veģetācijas sezonā kopumā ierīkoti un apsekoti 45 veģetācijas uzskaites parauglaukumi. Veģetācijas uzskaites parauglaukumu lielums - 400 m² (20x20m). Pētījuma rezultāti veikti ERAF projekta „Meža resursu ilgtspējīgas apsaimniekošanas plānošanas lēmumu pieņemšanas atbalsta sistēma” (vienošanās Nr. 2010/0208/2DP/2.1.1.1.0/10/APIA/VIAA/146) ietvaros.

Meža augšanas apstākļu tips - lāns, valdošā koku suga – parastā priele *Pinus sylvestris*. Saskaņā ar Latvijas biotopu klasifikāciju, „priežu lāns (F.1.1.3.) ir mežs uz vidēji ražīgas minerālaugsnes, kur koku stāvā dominē parastā priele *Pinus sylvestris*, bet sastop arī parasto egli *Picea abies*, āra un purva bērzu *Betula pendula*, *B. pubescens*. Bieži veidojas egļu otrais stāvs. Pamežā sastop Zviedrijas kadiķi *Juniperus communis*, parasto pīlādzi *Sorbus aucuparia*, parasto krūkli *Frangulus alnus*, blīgznu *Salix caprea* un citas sugas. Paaugā ļoti bieži parastā egle, retāk – parastais ozols *Quercus robur*. Zemsedzē lielākais segums ir mellei *Vaccinium myrtillus*, bieži sastop brūkleni *Vaccinium vitis-idaea*, niedru ciesu *Calamagrostis arundinacea*, pļavas nārbuli *Melampyrum pratense*, kreimeni *Convallaria majalis* un citas sugas. Sūnu stāvā dominē Šrēbera rūšaine *Pleurozium shreberi* un spīdīgā stāvaina *Hylocomium splendens*, bieži arī viļņainā divzobe *Dicranum polysetum* un parastā straussūna *Ptilium crista-castrensis*” (Latvijas biotopi, 2001).

Veģetācijas uzskaitē veikta, izmantojot Brauna – Blankē metodi (Diekmann, 1999; Aarrested, 2000). Katrā parauglaukumā pēc acumēra novērtēts kopējais veģetācijas un katras sugas projektīvais segums (%): koku stāvā E3 (koki, kuri augstāki par 7m), krūmu stāvā E2 (paaugas koki 0,5 – 7 m un pameža krūmi), lakstaugu stāvā E1 (iekļauti arī jaunie koki un krūmi, kuri nepārsniedz 0,5 m augstumu) un sūnu stāvā E0. Sugu nomenklatūra: vaskulārajiem augiem – Gavrilova, Šulcs, 1999; sūnām - Āboliņa, 2001. Vaskulāro augu latviskie nosaukumi - Kavacs, 1998. Veģetācijas apraksti apkopotī datorprogrammas *Excel* datu bāzē (6. pielikums).

Visām augu sugām noteikts sastopamības koeficients, ko aprēķina, attiecinot to parauglaukumu skaitu, kuros suga ir konstatēta, pret visu šīs kopas parauglaukumu skaitu:

I (0-21%), II (21-40%), III (41-60%), IV (61-80%), V (81-100 %) (Muller-Dombois, Ellenberg, 2003). Datu apstrāde veikta ar datorprogrammu *Community analysis package* (Pisces Conservation Ltd). Būtiskuma pārbaudei izmantotas statistiskās metodes (Arhipova, Bāliņa, 1999).

Veģetācijas dati apkopoti TURBOVEG programmatūrā (Hennekens, 1995). Lai klasificētu veģetācijas datus, veikta klāsteru analīze, attāluma mērījumos izmantojot *Sørensen* atšķirīguma indeksu. Elastīgā beta – 0,25 pieeja izmantota grupēšanas metodes savienošanai. Atšķirības augu sabiedrību sugu sastāvā testētas ar *Indicator Species Analysis* (Dufrêne, Legendre, 1997), kurā noteiktas indikatora vērtības sugām katrā grupā. Indikatora vērtību ietekmē gan sugu sastopamība, gan katras grupas projektīvā seguma vidējie rādītāji. Relatīvās sugu sastopamības frekvences un segumi grupās izmantoti, lai neietekmētu atšķirības starp sugām šajos rādītājos (McCune, Grace, 2002). Indikatora vērtība sugai y grupā $x = 100 * (\text{relatīvā sastopamība grupā } x * \text{relatīvais segums grupā } x)$.

Katrā grupā ideālās indikatorsugas ir tās sugas, kas raksturīgas tikai noteiktajai grupai (un visos grupas parauglaukumos) un nav nevienā citā grupā. Indikatora vērtību būtiskums noteikts ar Montekarlo testu (*Monte Carlo test*) (McCune and Grace, 2002). Veģetācijas ekoloģiskie gradienti noskaidroti, izmantojot PC-ORD 5 programmatūru un netiešo ordinācijas metodi - *Non Metric Multidimensional Scaling* (NMS) (McCune, Grace, 2002). Lai analīzes rezultātos samazinātu reto sugu ietekmi, izmantota kvadrātsaknes transformācija. Kā ievada parametri analīzē izmantoti PC-ORD 5 programmatūras autopilota „lēns un detalizēts” (*slow and thorough*) versijas uzstādījumi (McCune, Grace, 2002). *Sørensen* indekss izmantots, aprēķinot matricu atšķirīgumu. Balstoties uz šiem uzstādījumiem, veikta trīs dimensiju ordinācija (kopējais ordinācijas izskaidrotais mainīgums $r^2 = 0,78$, pēdējā iterācijas stresa vērtība = 11,4, iterāciju skaits - 85).

Lai izskaidrotu ordinācijas rezultātus, izmantotas Ellenberga standartskaļu vērtības sekojošiem vides rādītājiem: gaisma, mitrums, augsnes reakcija, slāpekļis un veģetācijas stāvu projektīvie segumi. Ellenberga indikatoru vērtības aprēķinātas, apstrādājot lakstaugu stāva datus ar JUICE programmatūru (Tichý, 2002), ņemot vērā tikai sugu sastopamību, bet nevis to projektīvo segumu. Vidējā indikatora vērtība aprēķināta visām vaskulāro augu sugām katrā parauglaukumā (Ellenberg et al., 1992). Sugas, kurām nebija pieejamas Ellenberga indikatora vērtības, aprēķinos neizmantoja.

Katrai sugai noteikta augu stratēģija, piederība pie funkcionālajām grupām un dzīvības forma (krūmi, sīkkrūmi, graudzāles, lakstaugi, paparžaugi, sūnas). Informācija iegūta no BIOLFLOR datubāzes (<http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp>). Katram parauglaukumam izveidoja veģetācijas datu matricu, nosakot sugu īpatsvaru % katrā iepriekšminētajā grupā. Pielietojot *Redundancy Analysis* (RDA) analīzi, noskaidrota veģetācijas veidošanās procesu saistība ar meža masīvu lielumu un rekreācijas slodzi.

2.5. Izvēles eksperiments

Izvēles eksperimenta (turpmāk tekstā – IE) izveidošana un pielietošana notika vairākos etapos: 1) izveidots IE instruments; 2) veikta socioloģiskā aptauja; 3) noskaidrota respondentu vēlme maksāt par meža apsaimniekošanu un šo pasākumu ietekme uz labklājību; 4) noskaidrotas respondentu meža ainavas izvēles, veicot salīdzinājumu ar esošo situāciju.

2.5.1. Instrumenta izveidošana

IE instruments ir aptauja, kas ietver pētāmās problēmas (dotajā gadījumā – meža apsaimniekošanas paņēmieni ietekme uz meža ainavu) kvalitatīvās pazīmes (ainaviskais

skaistums un bioloģiskā daudzveidība) un kvantitatīvās pazīmes (izmantotais apsaimniekošanas paņēmiens un tā izmaksas). Monetārās pazīmes izmantošana veicina respondentu izpratni par veicamo uzdevumu un precizē nepieciešamo finansiālo ieguldījumu, lai sasniegtu vēlamu hipotētisko alternatīvu (Hanley, 1998).

Uzsākot IE modelēšanu, vispirms notika konsultācijas ar Rīgas mežu apsaimniekotājiem, LLU Meža fakultātes docētājiem un Latvijas Valsts mežzinātnes institūta "Silava" pētniekiem.

Izvēlētas sekojošas meža rekreācijas pakalpojumus ietekmējošās pazīmes:

- 1) pazīmju kopa „Apsaimniekošana”:
 - „Pamežs” (paaugas koki 0,5 – 7 m un pameža krūmi),
 - „Sausie zari”,
 - „Atmirusī koksne” (kritalas/ sausokņi),
 - „Labiekārtojums” (dēļu laipas, atpūtas vietas, informācijas stendi);
- 2) pazīme „Bioloģiskā daudzveidība”;
- 3) pazīme „Cena” (viena hektāra apsaimniekošanas izmaksas LVL/ ha⁻¹);
- 4) pazīme „Ainavas estētika”.

Pazīmes un to līmeņi attēloti 2.1.tabulā.

2.1. tabula

Izvēles eksperimentā ietvertās pazīmes un to līmeņi

Nr.	Pazīme	Līmenis
1.	Apsaimniekošana	
	Pamežs	1 - Pamežs izcirsts 2 - Pamežs nav izcirsts
	Sausie zari	1 - Sausie zari nozāģēti 2- Sausie zari nav nozāģēti
	Atmirusī koksne (kritalas/ sausokņi)	1- Atmirusī koksne izvākta 2- Atmirusī koksne nav izvākta
	Labiekārtojuma elementi	1 - Labiekārtojuma elementi uzstādīti 2 - Nav labiekārtojuma
2.	Bioloģiskā daudzveidība	1 - Ļoti maza 2 - Maza 3 - Vidēja 4 - Augsta 5 - Ļoti augsta
3.	Cena (LVL/ ha ⁻¹)	Astoņi dažādi līmeņi atkarībā no kopas „Apsaimniekošana” pazīmju līmeņiem
4.	Ainavas vizuālā estētika	Astoņi dažādi līmeņi atkarībā no kopas „Apsaimniekošana” pazīmju līmeņiem

Nosakot viena hektāra apsaimniekošanas izmaksas, izmantota SIA „Rīgas meži” iegūtā informācija par Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanu 2010. gadā (7. pielikums). Problēmas radīja datu interpretācija, jo veikto apsaimniekošanas pasākumu uzskaitē bija atšķirīga un vispārīgāka nekā formulēts IE instrumentā. Viena hektāra apsaimniekošanas summa aprēķināta, kopējo apsaimniekošanā iztērēto summu/gadā (bez PVN) izdalot ar mežu platību Rīgas pilsētas teritorijā. Katrā alternatīvā noteikto pasākumu izmaksas summētas kopā. Aptuveni noteiktas arī labiekārtojuma elementu uzstādīšanas kopējās izmaksas, jo, kaut arī katra elementa izcenojums zināms, to daudzums vienā hektārā var būt atšķirīgs, atkarībā no meža tipa, rekreācijas slodzes un takas mērķa. Līdz ar to IE izmantotā pazīme „Cena” vairāk ir jāuztver kā ilustratīva un situāciju aprakstoša.

Pazīme „Bioloģiskā daudzveidība” šajā pētījumā definēta tās plašākajā izpratnē kā ekosistēmas bioloģiskā daudzveidība. Pamežs novērtēts kā bioloģisko daudzveidību veicinošs faktors gan pēc augu sugu skaita, gan kā patvērums, dzīvesvieta un barības bāze daudzām dzīvnieku sugām. Kaut gan nereti augu sugu daudzveidība palielinās uz invazīvo sugu rēķina, tomēr šajā pētījumā tas nav vērtēts, jo meža apmeklētāji neatšķir vietējās un invazīvās sugas, kā arī IE izmantotajos attēlos izšķirtspēja nebija tik augsta, lai šīs sugas varētu atpazīt.

Pazīmi „Bioloģiskā daudzveidība” novērtēja piecu ballu sistēmā, kur katra darbība no pazīmju kopas „Apsaimniekošana” (pameža izciršana, sauso zaru nozāģēšana, atmirušās koksnes izvākšana, labiekārtojuma elementu uzstādīšana) vērtēta kā bioloģisko daudzveidību samazinoši faktori.

Pazīmju kopā „Apsaimniekošana” esošās pazīmes un to līmeņi savstarpēji kombinēti ar pārējām pazīmēm pēc 2.2.tabulā attēlotās shēmas, izveidojot astoņus dažādus meža ainavas alternatīvu modeļus.

2.2. tabula

Meža ainavas alternatīvu modelēšana

Pazīme/Ainavas alternatīvas Nr.	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Pamežs	2*	1	1	1	1	2	2	2
Sausie zari	2	2	1	1	1	1	2	2
Atmirusī koksne	2	2	2	1	1	1	1	2
Labiekārtojums	2	2	2	2	1	1	1	1
Bioloģiskā daudzveidība	5	4	3	2	1	2	3	4
Cena	1	2	3	4	5	6	7	8
Ainavas vizuālā estētika	1	2	3	4	5	6	7	8

*Skaitļi apzīmē pazīmes līmeņi (skat 2.1. tab.)

Atbilstoši 2.2. tabulai:

- I alternatīva: pamežs nav izcirsts, sausie zari un atmirusī koksne nav novākti, labiekārtojuma elementi nav izvietoti. Šī alternatīva rada vislielāko iespējamo veģetācijas daudzveidību, dzīvotni un barības bāzi. Pazīme „Bioloģiskā daudzveidība” novērtēta ar 5 ballēm (ļoti augsta);

- II alternatīva: pamežs izcirsts, sausie zari un atmirusī koksne nav novākti, labiekārtojuma elementi nav izvietoti. Līdz ar to samazinās veģetācijas daudzveidība un pazīme „Bioloģiskā daudzveidība” novērtēta ar 4 ballēm (augsta);

- III alternatīva: pamežs izcirsts, sausie zari nozāģēti. Atmirusī koksne atstāta un labiekārtojuma nav. Pazīme „Bioloģiskā daudzveidība – 3 balles (vidēja);

- IV alternatīva: veikti visi definētie meža kopšanas darbi, izņemot labiekārtojumu; līdz ar to pazīme „Bioloģiskā daudzveidība” – 2 balles (maza);

- V alternatīva: veikti visi definētie meža kopšanas darbi un labiekārtojums; pazīmes „Bioloģiskā daudzveidība” līmenis – 1 balle (ļoti maza);

- VI alternatīva: veikta labiekārtošana, izvākta atmirusī koksne un nozāģēti sausie zari. Pamežs nav izcirsts. Pazīme „Bioloģiskā daudzveidība” - 2 balles (maza);

- VII alternatīva: veikta labiekārtošana un izvākta atmirusī koksne, taču sausie zari nav nozāģēti un pamežs nav izcirsts; pazīme „Bioloģiskā daudzveidība” - 3 balles (vidēja);

- VIII alternatīva: netiek veikts neviens no definētajiem meža kopšanas pasākumiem, izņemot labiekārtojumu; pazīme „Bioloģiskā daudzveidība” - 4 balles (augsta).

Alternatīvu novērtēšanā pieņemts, ka pameža, sauso zaru un atmirušās koksnes apjoma palielināšana mežā ir viens no būtiskākajiem ekoloģiskās mežu apsaimniekošanas mērķiem.

Veidojot IE modeli secināts, ka pazīmes no kopas „Apsaimniekošana” pazīmi „Bioloģiskā daudzveidība” ietekmē negatīvi; pazīme „Cena” mainās, atkarībā no

apsaimniekošanas paņēmienu skaita un intensitātes. Izmainot apsaimniekošanas paņēmienu, mainās meža ainavas biofiziskās pazīmes, tās struktūra un psihoemocionālā ietekme Visbūtiskākās ainavu ietekmējošās pazīmes ir pamežs, atmirusī kokne (kritalas un sausokņi) un labiekārtojuma elementi. Līdz ar šo pazīmju izmaiņām, mainās ainavas dabiskums, savienojamība, kompleksums, vizuālā caurlaidība, pieejamība un noslēpumainība (2.3.tab.).

2.3. tabula

Apsaimniekošanas ietekme uz ainavas biofiziskajiem un psihoemocionālajiem elementiem

Ainavas elementi/ Apsaimniekošana	Labiekārtojums		Pamežs		Atmirusī koksne	
	nav	ir	nav	ir	nav	ir
Dabiskums	x	-	-	x	-	x
Savienojamība	-	x	-	x	-	x
Kompleksums	-	x	-	x	-	x
Pieejamība	-	x	x	-	x	-
Vizuālā caurlaidība	-	x	x	-	x	-
Noslēpumainība	x	-	-	x	-	x
Nolasāmība	-	x	x	-	-	x

Cilvēku informācijas uztveres pētījumi pierādījuši, ka vizuālā uztvere ir vissvarīgākā, tādēļ, atbilstoši 2.2.tabulai, ar *Adobe Photoshop 4.0.1* izveidoja septiņus meža ainavu alternatīvu modeļus, kā pamatu izmantojot esošās jeb *Status Quo* situācijas fotofiksāciju. Esošajā situācijā novērtēja IE definētās pazīmes un kopumā ieguva astoņus meža ainavas attēlus, kas attēloja:

- 1) pazīmi „Ainavas vizuālā estētika” vienā no astoņiem iespējamiem līmeņiem,
- 2) pazīmju un to līmeņu kombinācijas no pazīmju kopas „Apsaimniekošana”;
- 3) pazīmi „Bioloģiskā daudzveidība” vienā no iespējamiem pieciem līmeņiem;
- 4) pazīmi „Cena” vienā no astoņiem iespējamiem līmeņiem.

2.5.2. Socioloģiskā aptauja

Lai realizētu IE, 2011. gada jūlijā – augustā veikta aptauju, kā mērķa grupu izvēloties Rīgas iedzīvotājus vecumā no 18 līdz 74 gadiem. Iedzīvotāju intervēšana notika tiešā „*face-to-face*” veidā latviešu vai krievu valodā pēc respondentu izvēles. Kopumā izvēlēti 800 respondenti pēc nejaušības principa, no kuriem 502 sniedza atbildes (9. pielikums). Respondenti uzrunāti vairākos Rīgas mežu masīvos, vai mežam blakus esošajos dzīvojamajos rajonos, pieņemot, ka meža tuvums veicina cilvēku vēlmi izmantot to rekreācijai.

Socioloģiskā aptauja sastāvēja no trim daļām. Pirmajā daļā intervētājs respondentus iepazīstināja ar aptaujas mērķi un būtību, eksperimenta gaitu un aptuveno laika patēriņu. Intervētājs paskaidroja, ka meža piemērotība rekreācijai lielā mērā ir atkarīga no tā apsaimniekošanas paņēmienu izvēles un intensitātes, un ka galvenie apsaimniekošanas pasākumi ir: 1) sauso zaru nozāģēšana; 2) atmirušās koksnes (sausokņu un kritalu) izvākšana; 3) pameža izciršana; 4) labiekārtojuma elementu uzstādīšana (dēļu laipas, soliņi, atkritumu urnas, informācijas stendi). Intervētājs uzsvēra saistību starp izmaksām, ko veido meža ainavas izveidošanai veiktie apsaimniekošanas pasākumi, un respondenta - kā nodokļu maksātāja labklājību. Intervētājs bez tam vērsa respondenta uzmanību, ka meža apsaimniekošana būtiski ietekmē meža bioloģisko daudzveidību. Pēc t.s. iesildošās diskusijas sekoja aptaujas otrā daļa, kuru veidoja IE instruments. Šī aptaujas sadaļa ietvēra četrus A4 formāta attēlus jeb izvēļu kopas, kur katru no tām veidoja 8 attēli (pavisam kopā – 32 attēli): esošās situācijas jeb *Status Quo* (SQ) fotofiksācija četros dažādos Rīgas pilsētas priežu lāna

mežos (Buļļi, Imanta, Mangaļsala, Mežaparks) un septiņām modelētām ainavas alternatīvām. Lai samazinātu neskaidrības un grūtības izvēles veikšanai, pievienota tekstuāla informācija, aprakstot katras meža ainavas atšķirības pēc: 1) viena hektāra apsaimniekošanas aptuvenām izmaksām; 2) realizētajiem apsaimniekošanas pasākumiem; 3) to ietekmi uz bioloģisko daudzveidību.

Respondentam lūdza no katras izvēļu kopas izvēlēties vienu attēlu, kas, viņaprāt, ir vispiemērotākais rekreācijai. Aptaujas noslēguma – trešajā daļā noskaidroja, cik bieži respondentas apmeklē mežu (darbdienās, nedēļas nogalēs, darbdienās un nedēļas nogalēs), kā arī sociāli - demogrāfiskos datus: dzimums, izglītības līmenis (pamata, vidējā, nepabeigta augstākā, augstākā) un nodarbošanās (strādā, nestrādā) (9. pielikums).

2.5.3. Ainavas vērtēšana

Dotajā pētījumā IE metodi apvienoja ar psihofizisko ainavas vērtēšanas metodi.

Balstoties uz IE metodiku un izvēļu alternatīvu veidošanas priekšnosacījumiem, izveidoja četras attēlu kopas. SQ ainavu izvēlējās priežu lāna mežos, taču ainavas ar nolūku bija atšķirīgas, uzsverot lāna ainavas dažādību, nevis konkrētā mežu masīva ainavas tipiskumu. Tomēr, lai vienkāršotu ainavas vērtēšanas metodikas un rezultātu analīzes aprakstu, iegūtajām četrām izvēļu kopām izmantoja tā meža masīva nosaukums, kur veikta fotofiksācija ((8 a-d. pielikums):

- 1) „Buļļusala”;
- 2) „Anniņmuiža”;
- 3) „Mangaļsala”;
- 4) „Mežaparks”.

Pirmajā attēlu kopā „Buļļusala” attēlotā SQ meža ainava ir kompleksa (2.1. att.). Tai raksturīga daudzveidīga mežaudzes vertikālā un vecuma struktūra. Pamežs ir izteikts, tomēr caurredzams. Bagātīga zemsedze. Nelielā kāpa priekšplānā un fonā redzamās debesis ainavu padara kontrastainu, interesantu un daudzveidīgu. Ainava ir daļēji noslēgta. Mežs apsaimniekots, izvākta atmirusī koksne un sadzīves atkritumi. Atbilstoši 2.2. tabulā parādītajam ainavu alternatīvu modelēšanas principam izveidotas septiņas ainavas alternatīvas. Pazīmju un to līmeņu kombinācijas attēlotas 2.4. tabulā un 8a. pielikumā.



2.1. att. *Status Quo* situācija „Buļļusala”
(autore: I. Ozoliņa, 2010)

Pazīmju un to līmeņu izlase „Buļļusalas” ainavu alternatīvu modelēšanā

Pazīme un līmenis/ Alternatīva	Status Quo	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Sausie zari								
nozāgēti	-	-	X	X	X	X	-	-
nav nozāgēti	X	X	-	-	-	-	X	X
Pamežs								
izcirsts	-	X	X	-	-	X	X	-
nav izcirsts	X	-	-	X	X	-	-	X
Atmirusī koksne								
izvākta	X	X	-	-	X	X	-	-
nav izvākta	-	-	X	X	-	-	X	X
Labiekārtojums								
uzstādīts	-	-	-	-	X	X	X	X
nav uzstādīts	X	X	X	X	-	-	-	-
Bioloģiskā daudzveidība								
ļoti maza	-	-	-	-	-	X	-	-
maza	-	-	-	-	X	-	X	-
vidēja	-	X	X	-	-	-	-	-
augsta	X	-	-	X	-	-	-	X
ļoti augsta	-	-	-	-	-	-	-	-
Cena (LVL/ ha⁻¹)	80	200	200	80	1950	2080	1930	1900

Otrajā attēlu kopā „Anniņmuiža” SQ situācijā (2.2.att.) mežaudzes vertikālā un vecuma struktūra ir dažāda, taču ainava vienveidīga. Pamežs blīvs un necaurredzams, zemsedze - nabadzīga. Ainava ir noslēgta. Mežsaimnieciski pasākumi: savākti sadzīves atkritumi un izvākta atmirusī koksne. Pazīmju un to līmeņu kombinācijas attēlotas 2.5.tabulā un 8b. pielikumā.



2.2. att. *Status Quo* situācija „Anniņmuiža”
(autore: I. Ozoliņa, 2010)

2.5. tabula

Pazīmju un to līmeņu izlase „Anniņmuižas” ainavu alternatīvu modelēšanā

Pazīme un līmenis/ Alternatīva	<i>Status Quo</i>	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Sausie zari								
nozāģēti	-	X	X	-	-	X	X	-
nav nozāģēti	X	-	-	X	X	-	-	X
Pamežs								
izcirsts	-	X	X	-	-	X	X	-
nav izcirsts	X	-	-	X	X	-	-	X
Atmirusī koksne								
izvākta	X	X	-	-	X	X	-	-
nav izvākta	-	-	X	X	-	-	X	X
Labiekārtojums								
uzstādīts	-	-	-	-	X	X	X	X
nav uzstādīts	X	X	X	X	-	-	-	-
Bioloģiskā daudzveidība								
ļoti maza	-	-	-	-	-	X	-	-
maza	-	X	-	-	-	-	X	-
vidēja	-	-	X	-	X	-	-	-
augsta	X	-	-	-	-	-	-	X
ļoti augsta	-	-	-	X	-	-	-	-
Cena (LVL/ ha⁻¹)	80	200	200	10	220	430	350	150

Trešajā attēlu kopā „Mangaļsala” SQ situācijā (2.3.att.) meža ainava ir atvērta, caurskatāma un viegli pieejama. Mežaudzes vertikālā un vecuma struktūra - vienvēidīga. Pameža nav, zemsedze - bagātīga. Ainava rada pozitīvu iespaidu, jo ir atvērts skats uz debesīm un ainava ir saules apspīdēta. Veikta pameža kopšana, izvākta atmirusī koksne un sadzīves atkritumi. Pazīmju un to līmeņu kombinācijas attēlotas 2.6. tabulā un 8c. pielikumā.

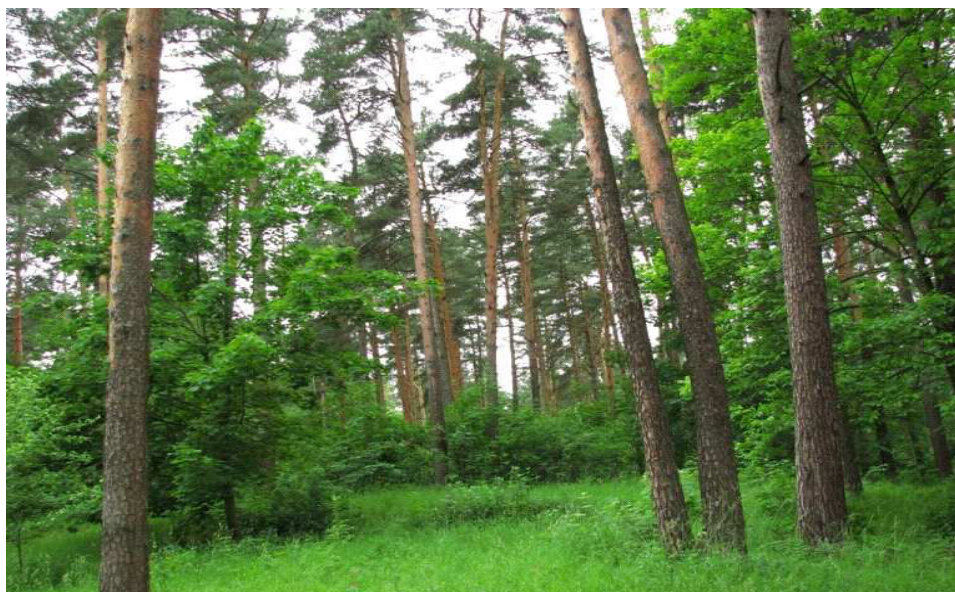


2.3. att. *Status Quo* situācija „Mangaļsala”
(autore: I. Jankovska, 2010)

Pazīmju un to līmeņu izlase „Mangaļsalas” ainavu alternatīvu modelēšanā

Pazīme un līmenis/ Alternatīva	Status Quo	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Sausie zari								
nozāģēti	-	x	-	x	x	-	x	-
nav nozāģēti	x	-	x	-	-	x	-	x
Pamežs								
izcirsts	x	x	-	-	x	x	-	-
nav izcirsts	-	-	x	x	-	-	x	x
Atmirusī koksne								
izvākta	x	-	x	-	x	-	x	-
nav izvākta	-	x	-	x	-	x	-	x
Labiekārtojums								
uzstādīts	-	-	-	-	x	x	x	x
nav uzstādīts	x	x	x	x	-	-	-	-
Bioloģiskā daudzveidība								
ļoti maza	-	-	-	-	x	-	-	-
maza	-	-	-	-	-	-	x	-
vidēja	x	x	-	-	-	x	-	-
augsta	-	-	x	x	-	-	-	x
ļoti augsta	-	-	-	-	-	-	-	-
Cena (LVL/ ha⁻¹)	200	130	70	10	2080	1930	1950	1800

Ceturtajā attēlu kopā SQ situācija ir no Mežaparka meža masīva (2.4.att.). Ainava ir kompleksa, daudzveidīga mežaudzes vertikālā, horizontālā, sugu un vecuma struktūra. Zemsedze bagātīga, pamežs ļoti blīvs, taču tas atrodas tikai ainavas dziļumā. Atvērtais priekšplāns un noslēgtais fons šo ainavu raksturo kā daudzveidīgu un interesantu. Intensīva pameža kopšana notiek tikai gar gājēju celiņiem, bez tam nozāģēti sausie zari, izvākta atmirusī koksne un sadzīves atkritumi. Pazīmju un to līmeņu kombinācijas attēlotas 2.7.tabulā un 8d. pielikumā.



2.4. att. *Status Quo* situācija „Mežaparks”
(autore: I. Straupe, 2010)

Pazīmju un to līmeņu izlase „Mežaparka” ainavu alternatīvu modelēšanā

Pazīme un līmenis/ Alternatīva	Status Quo	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Sausie zari								
nozāģēti	x	x	-	-	-	x	x	-
nav nozāģēti	-	-	x	x	x	-	-	x
Pamežs								
izcirsts	-	x	x	-	-	x	x	-
nav izcirsts	x	-	-	x	x	-	-	x
Atmirusī koksne								
izvākta	x	x	-	-	x	-	-	x
nav izvākta	-	-	x	x	-	x	x	-
Labiekārtojums								
uzstādīts	-	-	-	-	x	x	x	x
nav uzstādīts	x	x	x	x	-	-	-	-
Bioloģiskā daudzveidība								
ļoti maza	-	-	-	-	-	-	-	-
maza	-	x	-	-	-	x	x	-
vidēja	x	-	-	-	x	-	-	x
augsta	-	-	x	-	-	-	-	-
ļoti augsta	-	-	-	x	-	-	-	-
Cena (LVL/ ha⁻¹)	150	280	130	10	2050	2330	2250	2020

Eksperimenta gaitā katram respondentam iedotas četras A4 formāta laminētas loksnes ar uzdevumu iepazīties ar vizuālo un tekstuālo informāciju, lai veiktu savu izvēli. Tyrväinen et al. (2003) uzskata, ka 15 - 20 sekundes ir pietiekams laika periods, lai cilvēks veiktu izvēli, veicot pāru salīdzināšanu starp 2 attēliem. Tā kā eksperimentā respondentam bija jāveic izvēle starp 8 attēliem, tad intervētājs nenoteica laika ierobežojumu: vidēji respondenti izvēli veica 4 - 5 minūšu laikā.

2.5.4. Respondentu vēlme maksāt un labklājības ietekmes novērtējums dažādām ainavu alternatīvām

Izvēles eksperimenta (IE) teorētisko pamatu veido vairākas ekonomikas teorijas: varbūtības izvēles teorija un noteiktās izlases lietderības teorija, kas ir savienojamas ar Lankastera vērtības ekonomikas teoriju un neoklasisko ekonomiku (Kjaer, 2005).

Atbilstoši teorijai IE modeļa izveidē pieņēma, ka respondents izvēlas vienu alternatīvu no piedāvātās kopas. Tā kā nebija iespējams ietvert visas iespējamās alternatīvas, situācijas un katrai personai specifiskos faktoros, tad izveidoja sekojošu stohastisku modeli, kurā katrai alternatīvai j no kopas J piemīt kopējā patēriņa vērtība U_j , kas satur determinantu (V_j) un stohastisko vērtību (ε_j). Determinants (V_j) ir modelēts kā alternatīvi - vai individuāli - specifiskās pazīmes (X_j) funkcija. Līdz ar to patēriņa vienkāršākā lineārā forma:

$$U_j = X_j\beta + \varepsilon_j \quad (2)$$

kur:

U_j - kopējā patēriņa vērtība;

X_j - alternatīvi - vai individuāli - specifiskā pazīme;

β - nezināmais koeficients;

ε_j - stohastiskā vērtība.

Pētījumā pazīmju kopā X_j ietvēra tikai definētās apsaimniekošanas aktivitātes: atmirušās koksnes izvākšana, sauso zaru nozāģēšana, pameža izciršana, labiekārtojuma elementu uzstādīšana.

Svarīgs uzdevums meža apsaimniekošanas paņēmieni izvēlē ir saistīts ar esošo, jeb *Status Quo* situāciju, tādēļ to ietvēra modelī kā alternatīvi specifisku konstanti.

Viens no mērķiem, kas jāsasniedz ar IE, ir noskaidrot respondentu vēlmi maksāt par dažādiem apsaimniekošanas paņēmieniem (*willingness-to-pay*) (Garrod, 2004). Vēme maksāt atspoguļo katras pazīmes, jeb apsaimniekošanas paņēmiena ietekmes uz ainavu monetāro vērtību. Dotajā modelī to izteica kā eksponentfunkcija, kas ietvēra katras alternatīvas apsaimniekošanas cenas logaritmu un citus parametrus (Pavlyuk, Jankovska, 2012). Galīgais patēriņa modelis izveidots sekojoši:

$$U_j = \gamma \ln(cena_j) + \beta_1(zaru\ nozāģēšana)_j + \beta_2(pameža\ izciršana)_j + \beta_3(atmirušās\ koksnes\ novākšana)_j + \beta_4(labiekārtojums)_j + \beta_5(Status\ Quo)_j + \varepsilon_j \quad (3)$$

Respondentu izvēles modeli no dotajām alternatīvām, pamatojoties uz apslēpto patēriņu, izveidoja, pielietojot neparametriskās statistikas metodes (Gumbela varbūtību sadalījumu) (Greene, 2012). Modelis novērtēts visām četrām ainavu izvēļu kopām atsevišķi. Apvienotā modeļa ideju, kurā būtu ietvertas visas četras alternatīvu kopas, noraidīja, jo katra izvēļu kopa pārstāvēja atšķirīgu meža ainavu un SQ situāciju, un, līdz ar to, vienam un tam pašam apsaimniekošanas pasākumam radot atšķirīgu efektu.

Galējo (marginālo) vēlmi maksāt aprēķināja, izmantojot standarta pieeju:

$$MWTP_j = -\frac{\partial U / \partial x_j}{\partial U / \partial cena} = -\frac{\beta_j}{\gamma \frac{1}{cena}} = -\frac{\beta_j}{\gamma} \cdot cena \quad (4)$$

kur

$MWTP_j$ - galējā vēlme maksāt.

Tā kā vēlme maksāt ir eksponenciāla, tad tās galējās robežas (marginālā) vērtība ir atkarīga no cenas sākuma vērtības. Vēlmes maksāt vērtība visam apsaimniekošanas pasākumu kompleksam ir augstāka nekā katram pasākumam atsevišķi. Dotajā pētījumā to noteica tikai tiem apsaimniekošanas pasākumiem, kuri netika ietverti SQ situācijā.

Izmantojot izvēles eksperimentu, ir iespējams novērtēt labklājības (*welfare*) ietekmi dažādās ainavas alternatīvās. Kompensācijas dispersiju (CV) (*compensating variation*) jeb labklājības mainīgo lielumu var definēt kā „naudas apjomu, ko persona izmanto kāda jauna stāvokļa iegūšanai, tajā pašā laikā saglabājot sākuma stāvokļa patēriņa līmeni” (Kjaer, 2005). Pamatojoties uz šo definīciju un pielietojot patēriņa funkcionālo formu, noteica kompensācijas dispersiju starp SQ situāciju un katru alternatīvu (Pavlyuk, Jankovska, 2012). Kompensācijas dispersijas galīgā izteiksme:

$$\Delta CV_j = cena_{SQ} \exp\left(-\frac{(X_j - X_{SQ})\beta}{\gamma}\right) - cenaj \quad (5)$$

kur

CV_j - alternatīvas kompensācijas dispersija;

X_{SQ} - *Status Quo* situācijas konstante.

Katrā izvēļu kopā katru hipotētisko alternatīvu salīdzināja ar SQ situāciju, lai būtu iespējams novērtēt labklājības ietekmi katrā no tām.

2.5.5. Būtiskums starp alternatīvām

Izmantojot IE socioloģiskajā aptaujā iegūtos datus, respondentu izvēles analizēja arī atkarībā no respondenta piederības sociāli-ekonomiskajai grupai. Respondentu sadale notika sekojošās grupās: „sievietes” (S), „vīrieši” (V), „apmeklējums darbdienās/nedēļas nogalēs” (Dd/Nn), „apmeklējums nedēļas nogalēs” (Nn), „respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas apmeklē mežu darbdienās/nedēļas nogalēs” (I_Dd/Nn) un „respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs” (I_Nn).

Būtiskuma līmeni starp alternatīvu pazīmēm noteica, aprēķinot vidējo aritmētisko reprezentācijas intervālu. Pieņemot, ka liela apjoma paraugkopās Stjudenta kritērija teorētiskā vērtība $t_{av} = 1,96$, tad, ja $t_{0,05} < 1,96$ - sakarība nav būtiska, turpretī, ja $t_{0,05} > 1,96$ - sakarība ir būtiska (Liepa, 1974). Ar būtiskuma līmeni noteica, kāda ir tā meža ainavas alternatīva, kuras pazīmju un to līmeņu kombinācija respondentiem no noteiktas sociāli-ekonomiskās grupas ir būtiska, attālinoties no SQ situācijas.

3. REZULTĀTI UN TO ANALĪZE

Latvija atrodas pārejas zonā starp nemorālo un boreālo bioreģionu (Ozenda, 1994), jeb boreonemorālajā zonā (Sjōrs, 1963). Raksturīgā Rīgas pilsētas mežu koku suga ir parastā priede *Pinus sylvestris* L., kas aizņem 88% no kopējās mežu platības un aug nabadzīgās smilšainās augsnēs.

Pilsētu meži ir pakļauti pastāvīgiem antropogēnajiem traucējumiem, kā arī to teritorijas ir fragmentētas apkārtējā apbūves ainavā. Kā rāda esošie pētījumi, uz pilsētu mežiem vienlaicīgi iedarbojas virkne klimatisko, ekoloģisko un antropogēno faktoru, veidojot sarežģītas summāras ietekmes. Augsnes eutrofikācija, globālā sasilšana, parastās priedes kā monodominatas sugas ierobežotā spēja pretoties piesārņojumam un citiem traucējumiem, kā arī mežu nekomerciālo funkciju nozīmes pieaugums ir sekmējuši boreālo skujkoku mežu veģetācijas izmaiņas (Goris et al., 2007; Hamberg et al., 2008). Latvijā pilsētu mežu ekosistēmas un tās ietekmējošie traucējumi pētīti fragmentāri un nepilnīgi. Tā, piemēram, 1970os gados Ž. Sūna analizējis Latvijas PSR pilsētu un pilsētciematu zaļās zonas un šo zonu aizsardzību (Sūna, 1973; Sūna, 1979), 1980jos gados I. Emsis, pielietojot rekreācijas mežu kompleksas izpētes metodi, analizējis rekreācijas slodžu ietekmi uz Rīgas pilsētas mežiem (Emsis, 1980; Эмис, 1989), Dr. geogr. O. Nikodemus pētījis vides ģeokīmiskā piesārņojuma indikāciju Latvijas mežos (Nikodemus, 1994; Nikodemus, 1996), Dr.biol., Dr.habil.geogr. M. Laiviņš – Latvijas lielāko pilsētu mežu veģetācijas izmaiņas, Dr.habil.biol. I. Liepa un citi (2003) – antropogēnā stresa dinamiku uz priežu mežaudzēm pēc Rīgas superfosfāta rūpnīcas slēgšanas. Socioloģiskos pētījumus par vietējo iedzīvotāju attieksmi pret pilsētas mežiem un ainavas piemērotību rekreācijai veicis J. Donis.

Promocijas darbā „Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas problemātika un risinājumi” iegūtie rezultāti pamato pilsētu mežu un to ekosistēmas ainavas nozīmi Latvijas un Rīgas iedzīvotāju ikdienā, kā arī brīvā laika organizēšanā. Padziļināti analizējot Rīgas pilsētas mežus, izmantota ainavekoloģiskā pieeja, kas pēc definīcijas ietver vēsturiskās situācijas, sociāli-ekonomisko faktoru, esošā ekosistēmas stāvokļa un traucējumu analīzi. Kaut gan iepējamais faktoru kopums, kas ietekmē pilsētas mežu veģetācijas izmaiņas ir daudz plašāks, pētījumā analizēti sekojoši faktori:

- fiziogēogrāfiskie un sociāli – ekonomiskie faktori;
- rekreācijas slodze;
- apsaimniekošana;
- plānošana.

3.1. Fizioģeogrāfisko un sociāli-ekonomisko faktoru ietekme

Mežu fiziogēogrāfiskie apstākļi (reljefs, augsnes, ūdenskrātuves, u.c.) lielā mērā nosaka meža pievilcību un ekosistēmas noturību pret rekreācijas slodzēm, bet ģeogrāfiskais novietojums, apkārtējās ainavas un zemes izmantošanas veids – pieejamību un to funkcionālo nozīmi. Šīs pazīmes atbilstoši pilsētas attīstībai un zemes lietojuma veidu dinamikai laika gaitā var mainīties (Emsis, 1980).

Rīgas pilsētas perifērijā novietotie mežu masīvi platības ziņā ir lielāki un savienoti ar ārpuspilsētas mežiem. Tuvāk centram izvietoti nelieli, izolēti mežu masīvi - seno dabisko vai stādīto mežu fragmenti (1.,2. pielikums).

Mangalsalas, Bullu, Kleistu-Bolderājas un Jaunciema mežu masīvi aizņem vislielākās platības (attiecīgi 267,3 ha, 430,8 ha, 868,4ha un 295,7ha) un veido viskompaktākos masīvus

Rīgā. Visi šie meži, izņemot Jaunciema mežu, novietoti Rīgas jūras līča piekrastē un pieejamība tiem ir apgrūtināta, taču vasarā, kad pludmales piesaista tūkstošiem apmeklētāju, šie meži pakļauti izteiktai sezonālai slodzei. Mangaļsalas un Buļļu mežu masīvs atrodas Piejūras dabas parka teritorijā, un, atbilstoši Latvijas Republikas Ministru kabineta 14.03.2006. noteikumiem Nr. 204 „Dabas parka „Piejūra” individuālie aizsardzības un izmantošanas noteikumi”, šiem mežu masīviem ir noteikts funkcionālais zonējums, „lai nodrošinātu teritorijai raksturīgo jūras piekrastes ekosistēmu kompleksa saglabāšanu, īpaši aizsargājamo sugu un biotopu aizsardzību, un vienlaikus saglabātu dabas un kultūrvēsturiskās vērtības sabiedrības izglītošanai un atpūtai dabas parkā”. Sūna (1973), raksturojot Mangaļsalas mežu masīvu atzīmē, ka vietām notiek sekmīga priedes dabiskā atjaunošanās un raksturīga laba paauga. Sastopamas arī priežu jaunaudzes un vidēja vecuma audzes, kā arī smiltāju apmežojumi.

Buļļu, Bolderājas un Jaunciema mežos potenciālo apmeklējumu skaits atbilst I rekreācijas slodzes klasei (līdz 25 tūkst. apmeklējumu/gadā), bet Mangaļsalas mežā – IV rekreācijas slodzes klasei (100-150 tūkst. apmeklējumu/gadā) (3.3.apakšnodaļa, 3.3.att.). Pēdējos gados šajos mežu masīvos izveidotas automašīnu stāvvietas un dēļu laipas, kas organizē atpūtnieku plūsmu un pasargā zemsedzi no izmīdīšanas. Kaut gan visi šie mežu masīvi iekļauti t.s. neietekmēto mežu grupā (skat. 3.4.apakšnodaļu), Mangaļsalas mežā konstatēts liels graudzāļu sugu skaits un projektīvais segums, ko varētu saistīt ar salīdzinoši lielo apmeklējumu skaitu šajā mežu grupā, koku vainagu slēgumā esošo „logu” skaitu un izmēriem, kā arī t.s. „malas efekta” ietekmi. Iedzīvotāju skaita dinamika parāda, ka no 1997. līdz 2010. gadam šo mežu masīviem tuvējo apkaimju iedzīvotāju skaits pieaudzis (www.apkaimes.lv).

Vecdaugavas – Vecāķu mežu masīvs (kopējā platība 570 ha) atrodas pilsētas perifērijā uz ziemeļiem no Ķīšezera, un to norobežo Saulkrastu dzelzceļa līnija un Vecāķu prospekts. Emsis (1980) atzīmē, ka Vecdaugavas-Vecāķu meža masīva daļa, kas atrodas uz austrumiem no dzelzceļa līnijas (Vecdaugavas mežs) ir „iemīļots rīdzinieku pastaigu, klejojumu, sēņošanas, ziemā arī slēpošanas rajons”. No 1997. - 2010. gadam Vecdaugavas apkaimē iedzīvotāju skaits ir palielinājies 8,5 reizes, un potenciālo apmeklējumu skaits atbilst V rekreācijas slodzes klasei (150-200 tūkst. apmeklējumu/gadā) (3.3.apakšnodaļa, 3.3.att.). Aktīvā satiksme un iedzīvotāju skaita pieauguma dinamika šī meža apkārtnē varētu būt faktori, kas izraisījuši ar rekreācijas slodzi saistītās veģetācijas izmaiņas.

Juglas un Šmerļa - Biķernieku mežu masīvi (kopējā platība 547,4 ha) izvietoti tuvu apdzīvotajiem rajoniem, un kopā veido vienu meža masīvu, ko sadala pilsētas infrastruktūra un Šmerļupīte. Potenciālo apmeklējumu skaits atbilst V-VII rekreācijas slodzes klasei (150 – 300 tūkst. apmeklējumu/gadā) (3.3.apakšnodaļa, 3.3.att.). Maģistrālās ielas apgrūtina stihisku iedzīvotāju piekļuvi šiem mežiem, bez tam tajos veikti labiekārtošanas darbi. Biķernieku mežā raksturīgs kāpu ainavas reljefs. Vecākās priežu audzes atrodas meža masīva rietumu daļā. Biķernieku mežā atrodas Otrā Pasaules kara apbedījumi (Sūna, 1973). Iedzīvotāju skaita dinamika parāda, ka no 1997. - 2010. gadam iedzīvotāju skaits šo mežu masīvu apkaimēs samazinās (www.apkaimes.lv). Bābelītes mežs (ietilpst Šmerļa - Biķernieku mežu masīvā) ir izolēts, neliels, atrodas samērā tālu no apdzīvotajām teritorijām, taču tajā esošais ezers un labiekārtotā peldvieta piesaista lielu sezonālo apmeklētāju skaitu vasarā. Noteiktā rekreācijas slodzes klase - IV (potenciālais apmeklējumu skaits 100-150 tūkst. apmeklējumu/gadā) (3.3. apakšnodaļa, 3.3. att.).

Imantas – Mārupes un Šķirotavas mežu masīvi (platība attiecīgi 695,0 ha un 205,4 ha) ir vissadrumstatotākie, jo tos veido lielā attālumā viens no otra izvietoti nelieli, izolēti meži – Lāčupes, Anniņmuižas, Beberbeķu, Šampētera, Baložu un Katlakalna mežs (Imantas – Mārupes masīvs) un Šķirotavas, Ulbrokas un Granīta ielas mežs (Šķirotavas masīvs). Anniņmuižas mežam raksturīga samērā zema atraktivitāte, tādēļ to izmanto galvenokārt tuvējo

dzīvojamo masīvu iedzīvotāji īslaicīgi atpūtai (Emsis, 1980). Anniņmuižas mežs atrodas Imantas dzīvojamā masīva ietvērumā, kur iedzīvotāju blīvums ir 5539 cilvēki/km² (www.apkaimes.lv), rekreācijas slodzes klase – IX (potenciālais apmeklējumu skaits 350-400 tūkst. apmeklējumu/gadā (3.3.apakšnodaļa, 3.3.att.). Laikā no 1972.-1975. gadam, kad pabeidza Imantas dzīvojamā masīva celtniecību, notika sevišķi intensīva zemsedzes nobradāšana, palielinot nomīdījuma pakāpi par divām ballēm (Sūna, 1979). Šampētera meža platība ir tikai 1,1 ha un apkaimes iedzīvotāju blīvums – 3903,37 cilvēki/km² (V rekreācijas slodzes klase ar 150 - 200 tūkst. apmeklējumu/gadā) (3.3.apakšnodaļa, 3.3.att.). Katlakalna mežā potenciālo apmeklētāju skaits (200-250 tūkst. apmeklējumu/ gadā) atbilst VI rekreācijas slodzes klasei. Kaut gan tā atraktivitāte ir ļoti zema, Ziepniekkalna dzīvojamā masīvā dzīvojošie cilvēki rada lielu rekreācijas slodzi. Lāčupes meža apkaimē – Kleistos no 1997.-2010. gadam iedzīvotāju skaits ir palielinājies 119,39 reizes (V rekreācijas slodzes klase ar 150-200 tūkst. apmeklējumu gadā), bet Ulbrokas meža apkaimē – Dreiliņos - 2548,47 reizes (VIII rekreācijas slodzes klase ar 300-350 tūkst. apmeklējumu/gadā) (www.apkaimes.lv).

Mežaparka meža masīvs (platība 500,0 ha) ir izolēts un atrodas salīdzinoši tuvu pilsētas centram. Mežaparka reljefs ir pauguraini kāpains ar atsevišķiem līdzenumiem. Kāpas sasniedz līdz 8 m augstumu. Ž. Sūna 1973. gadā apraksta, ka vecākās priežu audzes atrodas Mežaparka ziemeļu daļā, sasniedzot 120-180 gadu vecumu; dienvidu daļu veido galvenokārt 40-80 gadus vecas audzes. Mežaparka koki visvairāk ir cietuši no superfosfātu rūpnīcas dūmgāzēm – 1979. gadā 20% priežu bija raksturīgas nokaltušas galotnes, bet 13% - sīkas un retas skujuas (Sūna, 1979). 1970os gados Mežaparka audzes papildināja, sanitārajās cirtēs izcirsto nokaltušo priežu vietā stādot āra bērzu, kļavu, liepu u.c. koku sugas. 0,8 ha platībā auga 40 gadus veca parastā ozola un sarkanā ozola audze. Vēsturiski šis mežs ir iecienīta rīdzinieku atpūtas vieta – kopš 1949. gada šeit atrodas kultūras un atpūtas parks ar labiekārtotu ceļu tīklu un alejām. 1955. gadā uzcelta dziesmu un deju svētku estrāde, izveidoti bērnu atrakciju un sporta sektori, kā arī Ķīšežera krastā uzbūvēta laivu stacija (Sūna, 1973). Kompaktā un lielā teritorijas platība, labiekārtojums un mazais iedzīvotāju blīvums (373,32 cilvēki/km²) līdz mūsdienām ir saglabājis samērā stabilu parastās priedes meža veģētāciju. Saskaņā ar 07.09.2010. Rīgas domes lēmumu Nr.1855 „Par kultūras un atpūtas parka „Mežaparks” detālplānojuma izstrādes uzsākšanu, detālplānojuma teritorijas robežas un darba uzdevuma apstiprināšanu”, Mežaparkā plānots izveidot kultūras un atpūtas parku (http://www.rdpad.lv/uploads/sab_apspried/mezaparks/RD_lemums_1855_mezaparks.pdf).

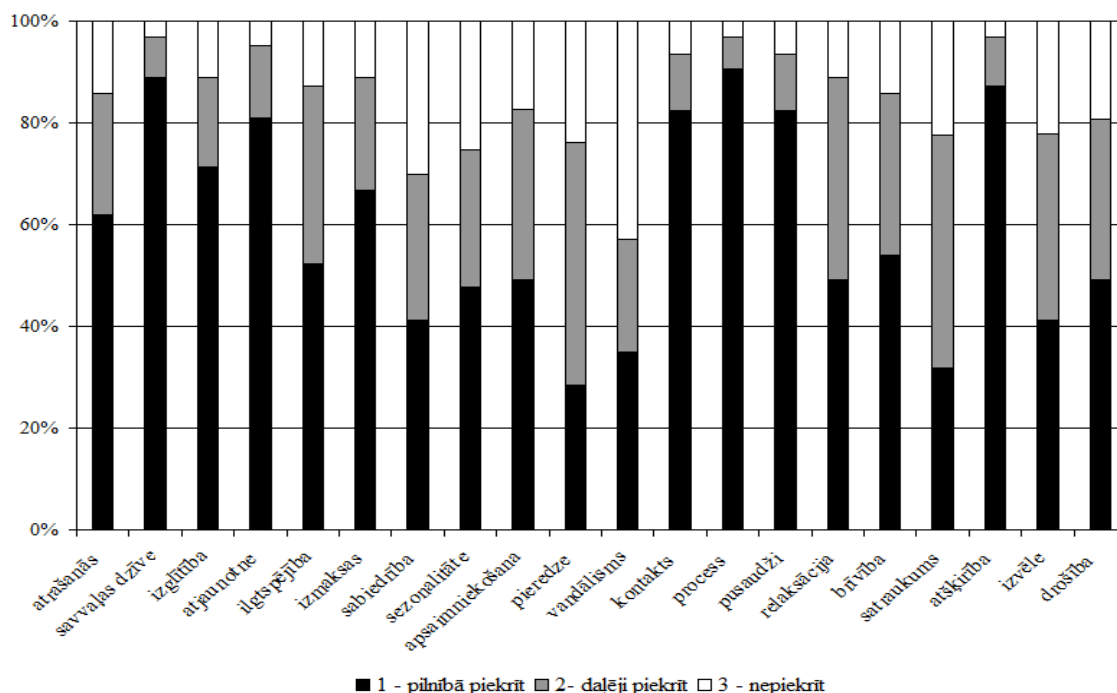
1996. gadā SIA „Rīgas meži” izstrādāja „Meža apsaimniekošanas projektu 1997.-2006. gadam” (turpmāk tekstā – Projekts 1997-2006), kurā fiksēja esošo situāciju un problēmas Rīgas pilsētas mežos un plānos apsaimniekošanas pasākumus problēmu novēršanai. Plānotajā periodā noteikti sekojoši apsaimniekošanas pasākumi: pameža un paaugas sastāva kopšana/ izciršana, noteikta kā nepieciešama visos mežu masīvos, izņemot Kleistu-Bolderājas un Mežaparka mežu masīvos; paaugas sastāva kopšana – Juglas, Šmerļa – Biķernieku, Vecāķu – Vecdaugavas un Jaunciema mežu masīvos. Graudzāļu sēšana kā nepieciešams apsaimniekošanas pasākums norāda uz būtisku zemsedzes nomīdījumu un plānots Imantas – Mārupes un Vecāķu – Vecdaugavas mežu masīvos. Mulčēšana un nostiprināšana liecina par esošajiem augsnes atsegumiem Vecāķu – Vecdaugavas Mežaparkā, Šķirotavas un Šmerļa-Biķernieku mežu masīvā. Tomēr nav zināms, vai projektētie pasākumi bija veikti šādos apjomos.

Lielpilsētas ekosistēmu lielā mērā ietekmē piesārņojums, jo vairākums rekreācijā izmantojamo mežu atrodas pilsētu tuvumā vai arī tieši pilsētās. Transportlīdzekļu izplūdes gāzu un rūpniecisko izmešu rezultātā atmosfērā nonāk oglekļa dioksīds, oglekļa ogļūdeņraži, kā arī slāpekļa oksīdi, kas ietekmē meža ekosistēmu. Rīgā stacionāro gaisa piesārņojuma avotu (katlu māju) skaits skaitliski sarucis Latvijas neatkarības gados, bet lielākos gaisa piesārņotājus - celtniecības būvmateriālus ražojošos uzņēmumus un Rīgas superfosfātu

rūpnīcu Mīlgrāvī slēdza. Šī rūpnīca maksimālo produkcijas ražošanas apjomu sasniedza 1956.-1961. gadā, taču pēc tam apjomi samazinājās. Kaut gan rūpnīcu slēdza 1967. gadā, tās negatīvā ietekme uz kokaudzēm bija novērojama vēl 1990os gados, īpaši Mežaparka un Vecāķu – Vecdaugavas mežu masīvos (Emsis, 1980, Nikodemus, 1996). Lielākais rūpnīcu un ražotņu skaits šobrīd atrodas Rīgas Ziemeļu rajonā un Latgales priekšpilsētā. Galvenie gaisa piesārņotāji joprojām ir siltumenerģijas ražotāji, tomēr pēdējos gados Rīgā strauji samazinās sēru saturoša kurināmā izmantošana. Pēc Rīgas teritorijas plāna 2006.-2018. gadam paskaidrojuma rakstā ietvertajām NO₂ un CO piesārņojuma kartoshēmām var secināt, ka NO₂ piesārņojuma zonā atrodas Imantas – Mārupes mežu masīvs (Šampētra mežs <40 μg/m³ un Anniņmuižas mežs <10 μg/m³), Juglas un Šmerļa – Biķernieku mežu masīvs (<20 μg/m³) un Mežaparka meža masīvs (<10 μg/m³). Paaugstināta CO koncentrācija (<200 μg/m³) raksturīga visos mežu masīvos, izņemot Mangaļsalas un Kleistu – Buļļusalas mežu masīvus, bet Biķernieku un Šampētra mežā tā sasniedz <500 μg/m³ (RTP 2006-2018).

3.2. Pilsētplānotāju un vides apsaimniekotāju viedoklis par dabiskajām ainavām Rīgā

Aptaujas datu empīriskā sadalījuma rezultāti un statistiskā analīze par dabiskās ainavas uztveri un novērtējumu profesionāļu grupā parādīja, ka 62% no respondentiem pilnībā piekrita, un 23,8% - daļēji piekrita, ka dabiskajām meža ainavām ir jāatrodas pilsētvidē (3.1 tab., 3.1. att.).



3.1. att. Respondentu viedokļu sadalījums par dabisko ainavu vērtībām un nozīmi, salīdzinājumā ar formālajām ainavām
 Formulējumu atšifrējums 3.1. tab.

Kontingences vērtēšanas rezultāti

Apgalvojums	Vērtība	χ^2	p-vērtība
Vērtības			
Dabiskajām ainavām ir jāatrodas urbanizētā vidē	Atrašanās	0.182	0.913
Dabiskās ainavas, salīdzinot ar formālajām ainavām, ir vairāk piemērotas savvaļas dzīvei	Savvaļas dzīve	2.361	0.307
Dabiskās ainavas ir vairāk piemērotas vides izglītībai	Izglītība	1.601	0.449
Dabiskajā ainavā dabiskais atjaunošanās process norisinās uzskatāmāk kā formālajā ainavā	Atjaunošanās	10.626	0.004***
Vairumā gadījumu ilgtspējīgas attīstības stratēģija dabiskajā ainavā notiek veiksmīgāk kā formālajā ainavā	Ilgspējība	4.842	0.088*
Vairumā gadījumu dabiskās ainavas ir lētāk uzturēt un kopt kā formālās ainavas	Izmaksas	4.907	0.085*
Vietējie iedzīvotāji daudz labprātāk līdzdarbojas dabiskās ainavas kopšanā un veidošanā nekā formālās ainavas kopšanā	Sabiedrība	5.127	0.077*
Ainavas sezonālās izmaiņas uzskatāmāk izpaužas dabiskajās ainavās nekā formālajās ainavās	Sezonalitāte	3.689	0.158
Vairumā gadījumu dabiskās ainavas ir vieglāk apsaimniekot kā formālās ainavas	Apsaimniekošana	3.219	0.199
Dabiskās ainavas sniedz vairāk pozitīvas pieredzes kā formālās ainavas	Pieredze	0.007	0.996
Dabiskajās ainavās biežāk notiek vandālisms	Vandālisms	0.173	0.917
Novērtējums			
Dabiskās ainavas lielākā mērā nodrošina cilvēkiem kontaktu ar dabu nekā formālās ainavas	Kontakts	7.436	0.024**
Dabiskajās ainavās cilvēks var labāk gūt priekšstatu par dabiskajiem procesiem nekā formālajās ainavās	Process	0.460	0.794
Dabiskās ainavas pusaudžiem rada brīvības sajūtu	Pusaudži	0.659	0.719
Dabiskās ainavas sniedz relaksējošas izjūtas	Relaksācija	4.439	0.108
Dabiskās ainavas rosina uz domas brīvību	Brīvība	7.288	0.026**
Dabiskās ainavas ir satraucošākas/interesantākas kā formālās ainavas	Satraukums	1.649	0.438
Lielākā daļa cilvēku var viegli atpazīt atšķirības starp dabisku ainavu un formālu ainavu	Atšķirība	3.193	0.202
Cilvēki biežāk dod priekšroku atpūtai dabiskā ainavā nekā formālā ainavā	Izvēle	3.327	0.189
Uzturēšanās dabiskajās ainavās nav droša, salīdzinot ar formālajām ainavām	Drošība	0.451	0.798

Apzīmējumi: būtiskums * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$

Statistikajā analīzē būtiskāko atšķirību abu respondentu grupu atbilžu frekvenču sadalījumā uzrādīja atbilde uz apgalvojumu, ka dabiskajās ainavās dabiskais atjaunošanās process norisinās uzskatāmāk kā formālajā ainavās ($p < 0,01$). Būtiskumu $p < 0,05$ parādīja atbildes, ka: 1) dabiskās ainavas lielākā mērā rosina uz domas brīvību kā formālās ainavas; 2) dabiskās ainavas lielākā mērā nodrošina cilvēkiem kontaktu ar dabu nekā formālās ainavas. Vismazāko būtiskumu ($p < 0,1$) uzrādīja abu grupu respondentu viedokļi, ka: 1) ilgtspējīgas attīstības stratēģija dabiskajā ainavā ir realizējama veiksmīgāk kā formālajā ainavā; 2) vietējie iedzīvotāji daudz labprātāk līdzdarbojas dabisko ainavu kopšanā un veidošanā nekā formālo ainavu kopšanā; 3) dabiskās ainavas ir lētākas uzturēšanas un kopšanas ziņā kā tradicionālās formālās ainavas.

Pētījuma rezultāti apstiprināja citās valstīs iegūtās atziņas, ka cilvēki kopumā augstu novērtē dabiskās ainavas pilsētvidē un, ka cilvēki ar labākām zināšanām par ekosistēmu biežāk izvēlas ekoloģiski ilgtspējīgas ainavas (Gobster, 1999; Daniel, 2001a). Tomēr pētījums arī apstiprināja, ka ainavas novērtējumam ir cieša saikne ar emocionāli saistīto psiholoģiski-fizioloģisko reakciju, un ka ainavas izvēli lielākā mērā ietekmē afektīvā reakcija nekā zināšanas par ekosistēmu (Özgüner et al., 2007). Empīriskā sadalījuma analīzes rezultāti parādīja, ka atbildes uz tiem apgalvojumiem, kas saistīti ar psiholoģisko uztveri (par pieredzi, mieru, brīvības, satraukuma un drošības sajūtu) ir ļoti līdzīgas abās respondentu grupās.

Kā parādīja atbildes, Rīgas pilsētas zaļās telpas ainavas veidošanā dominē formālais stils, kas atbilst arī citās valstīs veiktajiem pētījumiem (Jorgensen et al., 2002; Bryant, 2006). Kaut gan dabiskās ainavas nozīmi pilsētvidē atzīst un atpazīst, ir nepieciešamas būtiskas izmaiņas sabiedrības uztverē, kā arī uzlabojumi izglītības programmās un likumdošanā. Sabiedrības attieksmi var mainīt, paaugstinot sabiedrības ekoloģisko zināšanu līmeni un sniedzot informāciju par to, kādu labumu tās veselībai un labklājībai var dot pilsētas meži, un kā šie meži jāapsaimnieko, lai tiktu nodrošināta to daudzfunkcionalitāte. Līdz ar to pilsētas mežu apsaimniekotājiem ir jāklūst par pilsētplānošanas dalībniekiem, kas vada dabas vides integrāciju pilsētvidē (Zheng et al., 2011). Kā uzskata Tyrväinen et al. (2003), dabisko ainavu izvēlēm un lomai var būt reģionālas atšķirības, tādēļ aptaujas rezultātus, kas veikti Rīgā nevar attiecināt uz Latviju kopumā.

3.3. Rekreācija Latvijas reģionu un Rīgas pilsētas mežos

Rekreācijas pakalpojumu monetārā vērtība

Kā būtiskākie mežu rekreācijas pakalpojumi, kam ir ietekme uz valsts nacionālo ekonomiku, noteikti: 1) izglītība (ienākumi no ieejas maksas un citiem pakalpojumiem, kas saistīti ar tūrismu dabas aizsardzības un rekreācijas teritorijās valsts mežos); 2) sports un citas fiziskās aktivitātes (dalības maksa); 3) citi ar rekreāciju saistīti pakalpojumi (iedzīvotāju samaksātā summa gadā par transporta izmantošanu, lai nokļūtu līdz mežam; ieejas maksa par rekreācijas un izklaides iespējām mežos); 4) vēlme maksāt par pasākumiem rekreācijas labiekārtojuma uzlabošanai. Latvijā apmēram puse no visiem mežiem atrodas privātīpašumos, un informācija par rekreācijas ienākumiem šajos mežos nav pieejama., Apkopojot pieejamo informāciju par ienākumiem no ieejas maksas rekreācijas mežos un dalības maksas par piedalīšanos sporta pasākumos, kopējā summa, ko Latvijas iedzīvotāji tērējuši 2009. gadā bija ~ 136 tūkst. LVL.

Aptaujas rezultāti parādīja, ka 44,8% Latvijas iedzīvotāju izmanto privāto vai sabiedrisko transportu, lai nokļūtu līdz mežam. Aritmētiskā vidējā summa, ko viens cilvēks tērē vienam braucienam abos virzienos, lai nokļūtu līdz mežam ar rekreācijas mērķi 2009. gadā noteikta 1,33 LVL.

Pirms jautājuma „Vai Jūs piekristu ziedot kādu naudas summu, lai tiktu veikti meža labiekārtošanas darbi? Ja jā, cik lielu naudas summu gadā Jūs būtu gatavs/a atvēlēt šim mērķim?” uzdošanas intervētājs paskaidroja, ka, ziedojot naudu, meža teritorijā veiks meža labiekārtošanas darbus un cilvēku atpūtas iespējas uzlabosies. Tie respondenti, kas piekrita apgalvojumam, nosauca jebkuru summu. Kopumā vēlmi maksāt apliecināja 27% no visiem respondentiem ar vidējo aritmētisko summu – 6,70 LVL.

Kopējā rekreācijas pakalpojumu monetārā vērtība Latvijā 2009. gadā ~5 200 000 LVL aprēķināta, summējot kopā ienākumus par ieejas maksu, dalības maksu un iegūtajām vidējām summām par transporta izdevumiem un vēlmi ziedot, tās attiecinot uz kopējo iedzīvotāju skaitu vecuma grupā no 18 - 74 gadiem.

Pārbaudot atbilžu frekvenču sadalījumu respondentiem no dažādām sociāli-ekonomiskām grupām attiecībā uz ceļojumu izmaksām un mežu apmeklējumu, kuros noteikta ieejas maksa, nav konstatētas būtiskas atšķirības. Būtiskums $p < 0,05$ konstatēts tikai attiecībā uz respondentu skaitu ģimenē un rekreācijas mežu apmeklējumu, kuros noteikta ieejas maksa.

Rekreācijas mērķi un paradumi

Atbildot uz 2009. gadā veiktās aptaujas pirmo jautājumu respondenti novērtēja, kā meža apsaimniekošanas intensitāte ietekmē vēlmi izmantot mežu rekreācijai. Dabisku mežu novērtēja kā visvairāk piemērotu, bet mežu ar intensīvu apsaimniekošanas režīmu – kā vismazāk piemērotu. Kā vidēji piemērotu rekreācijai respondenti atzina mežu ar rekreācijas labiekārtojumu un mežu - parku.

Analizējot dažādu sociāli-ekonomisko respondentu grupu atbilžu frekvenču sadalījumu, rezultāti apstiprināja, ka pastāv statistiski būtiskas atšķirības ($p < 0,5$) attiecībā uz rekreācijas mainīgajiem lielumiem (3.2.tab.). Attiecībā uz meža apmeklējumu biežumu un dabiska meža izvēli rekreācijai visaugstāko būtiskumu ($p < 0,01$) uzrādīja visas respondentu grupas (izņemot attiecīgi „tautība” un „ienākumi uz vienu ģimenes locekli”). Attiecībā uz intensīvu apsaimniekota meža izvēli rekreācijai būtiskumu ($p < 0,05$) uzrādīja respondentu grupas pēc vecuma, tautības un ienākumiem uz vienu ģimenes locekli. Attiecībā uz labiekārtota meža izvēli rekreācijai būtiskums ($p < 0,01$) konstatēts tikai respondentu vecumam, bet meža – parka izvēlei rekreācijai – vecumam, tautībai, nodarbošanās un ienākumiem uz vienu ģimenes locekli ($p < 0,05$). Statistiski būtiskas atšķirības ($p < 0,05$) attiecībā uz vēlmi ziedot par labiekārtota meža apmeklējumu uzrādīja respondentu grupas, kas nodalītas pēc izglītības, tautības, nodarbošanās un ienākumiem uz vienu ģimenes locekli.

3.2. tabula

Respondentu sociāli-ekonomisko grupu izvēļu būtiskums attiecībā uz rekreāciju mežā

No.	Sociāli-ekonomiskā grupa/ mainīgais	Ģimenes locekļu skaits	Vecums	Izglītība	Tautība	Nodarbo- šanās	Ienākumi uz vienu ģimenes locekli
1.	Apmeklējumu biežums	***	***	***	-	***	**
2.	Meža piemērotība rekreācijai						
2.1.	Dabisks mežs	***	***	***	***	***	-
2.2.	Intensīvi apsaimniekots mežs	-	***	*	**	*	**
2.3.	Labiekārtots mežs	-	***	-	*	*	-
2.4.	Mežs - parks	-	***	-	**	***	**
3.	Vēlme ziedot	-	-	***	**	**	***

Apzīmējumi: būtiskums * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$

Vecākie dati par Rīgas pilsētas mežu apmeklējuma mērķiem ir 1973. gadā izdotajā Ž. Sūnas grāmatā „Latvijas PSR pilsētu un pilsētciematu zaļās zonas”, kur minēts, ka iedzīvotāji mežus visbiežāk apmeklē pasīvai atpūtai – „pastaiga vai uzturēšanās mežā, vērojot ainavas, elpojot tīro un atspirdzinošo meža gaisu, izjūtot labvēlīgo meža mikroklimata ietekmi uz organismu”. Kā nākošie populārākie mērķi minēti sēņošana, ogošana, slēpošana, makšķerēšana un žibulēšana (Sūna, 1973).

Analizējot apmeklējumu biežumu 2009. gadā Latvijā, noskaidrots, ka mežu rekreācijai apmeklējuši 83% Latvijas iedzīvotāju. Turklāt 16% no respondentiem apmeklē mežu darbdienās, 57% - nedēļas nogalēs, 10% - brīvdienās/atvaļinājumos, 17% - neizmanto mežu rekreācijai (Jankovska et al., 2011b). Pēc apmeklējumu biežuma rezultāti ir līdzīgi kā Somijā, kur vismaz reizi nedēļā mežu apmeklē 72% iedzīvotāju (Tyrväinen et al., 2003).

Pētījumā noskaidrots, vai respondentu nosauktais attālums (km), kādu tie veic līdz mežam, ir atšķirīgs Latvijas statistiskajos reģionos (Rīga, Pierīga, Kurzeme, Latgale, Zemgale, Vidzeme), jo tie raksturojas ar dažādu mežainumu (www.csb.gov.lv). Tā kā Rīgas un Pierīgas reģions ir būtiski atšķirīgs no pārējiem reģioniem pēc iedzīvotāju skaita un

urbanizācijas līmeņa, tad abu šo reģionu respondenti apvienoti vienā grupā. Geimsa-Hovela tests ($p < 0,01$) uzrādīja, ka Rīgas/Pierīgas reģiona iedzīvotāju veiktais attālumu būtiski atšķiras no lauku reģionos veiktā attāluma, lai sasniegtu rekreācijas mežus (3.3.tab.). Tas varētu raksturot, ka šī reģiona mežiem ir nepietiekams sociālās funkcijas nodrošinājums, pieejamība un meža vides kvalitatīvie/ kvantitatīvie rādītāji.

3.3. tabula

Rekreācijai veiktā attāluma būtiskums pēc Latvijas reģionu mežainuma

Reģions/ Mežainums	50.4% (Rīga/Pierīga)	55.3 % (Kurzeme)	38.6 % (Latgale)	45.0% (Zemgale)	57.1% (Vidzeme)
Rīga/Pierīga	-	***	***	***	***
Kurzeme	***	-	-	***	-
Latgale	***	-	-	*	-
Zemgale	***	***	*	-	*
Vidzeme	***	-	-	*	-

Apzīmējumi: būtiskums * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$

Tālākā datu apstrādē izmantoja respondentu atbildes par rekreācijas mērķiem 2009. gadā. Latvijā kā vispopulārākie rekreācijas mērķis minēti sēņošana (72%) un ogošana (48%). Rīgas iedzīvotājiem galvenais rekreācijas mērķis 2009. gadā bija pastaiga - 60% (pārējos Latvijas reģionos - 45%) (Jankovska et al., 2013). Ogošana un sēņošana, kā arī slēpošana ziemā ir vispopulārākie atpūtas veidi Ziemeļeiropā un Austrumeiropā, bet Lielbritānijā un daļēji Centrāleiropā – riteņbraukšana un pikniki. Polijā vispopulārākie rekreācijas mērķi ir sēņošana un ogošana (abi 80%) (Bartczak et al., 2008). Pastaiga kā galvenais rekreācijas mērķis Somijas, Polijas un Spānijas iedzīvotājiem ir attiecīgi 62%, 85% un 44% (Tyrväinen et al., 2003; Bartczak et al., 2008; Bestard, Font, 2007).

Rekreācijas mērķu binomiālās vērtības visos reģionos analizētas 3.4. tabulā.

3.4. tabula

Rekreācijas mērķi Latvijas reģionos

Reģions/ Mērķis	T1		T2		T3		T4	
	Reģions	Vidējā atšķirība	Reģions	Vidējā atšķirība	Reģions	Vidējā atšķirība	Reģions	Vidējā atšķirība
Rīga	Kurzeme	-.197***	-	-	Kurzeme	.207***	-	-
	Vidzeme	.268***	Vidzeme	.188***	Vidzeme	.275***	Vidzeme	-.193***
	Zemgale	-.151**	-	-	Zemgale	.169**	Zemgale	.123*
	-	-	Latgale	.142**	Latgale	.155**	Latgale	-.142**
Pierīga	Vidzeme	.189**	-	-	Vidzeme	.207***	-	-
Kurzeme	Rīga	-.197***	-	-	Rīga	-.205***	-	-
Latgale	-	-	Rīga	.142**	Rīga	-.155**	Rīga	.142**
Zemgale	Rīga	-.151**	-	-	Rīga	-.169**	Rīga	.123*
Vidzeme	Rīga	.268***	Rīga	.188***	Rīga	-.275***	Rīga	.193***
	Pierīga	-.189**	-	-	Pierīga	-.207***	-	-

Apzīmējumi: būtiskums * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$

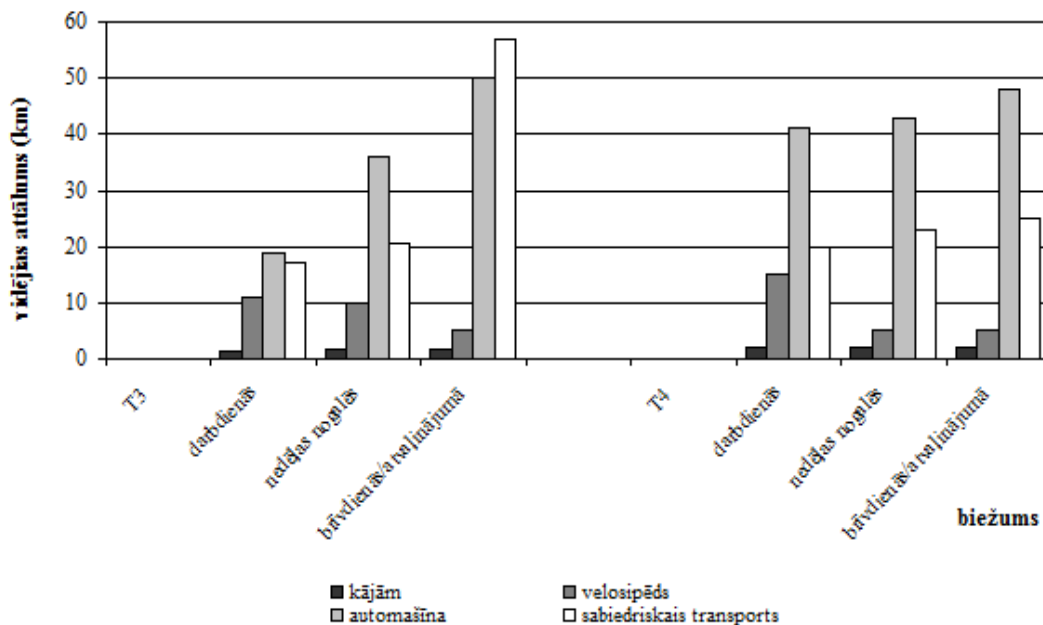
Rekreācijas mērķi: T1 – pastaiga; T2 - sēņošana, ogošana; T3 - fiziskās aktivitātes (pastaiga, skriešana, riteņbraukšana); T4 - patēriņa produktu ievākšana (ogošana, sēņošana, floristikas materiāli un ārstniecības augi)

Iegūtās vērtības parāda atšķirības starp vidējo varbūtību, ka respondents izvēlas norādīto rekreācijas mērķi. Negatīva zīme norāda, ka otrajam reģionam varbūtība ir zemāka nekā pirmajam, veicot salīdzināšanu pa pāriem. Atšķirību būtiskumu dažādos Latvijas reģionos noskaidroja mērķiem T1- „pastaiga”, T2 - „ogošana, sēņošana”, T3 - „fiziskās aktivitātes” (pastaiga, skriešana, riteņbraukšana) un T4 - „patēriņa produktu ievākšana” (ogošana,

sēnošana, floristikas materiālu un ārstniecības augu ievākšana). Geimsa – Hovela testa izmantošana datu analīzē pierādīja, ka Rīgas reģiona respondentu rekreācijas mērķi būtiski atšķiras no lauku reģionu respondentu mērķiem. Rīgas reģiona iedzīvotāji vairāk izvēlas mērķi „pastaiga” un „fiziskās aktivitātes”, bet pārējo reģionu iedzīvotāji - „sēnošana, sēnošana” un „patēriņa produktu ievākšana”. Secināms, ka lauku reģionu iedzīvotāji apmeklē tuvu mājām esošos mežus galvenokārt patēriņa produktu iegūšanai un ģimenes budžeta papildināšanai, bet lielpilsētu iedzīvotāji vairāk nodarbojas ar fiziskajām aktivitātēm, kas ir lēts, viegli pieejams un īslaicīgs rekreācijas veids (Sanesi, Chiarello, 2006; Oku, Fukamachi, 2006).

Ejot kājām, mežu rekreācijas mērķiem izmanto 34% Rīgas iedzīvotāju un 40% pārējo Latvijas reģionu iedzīvotāju, bet ar velosipēdu mežā atpūsties dodas attiecīgi 9% un 18% respondentu. Ar automašīnu uz mežu dodas gan Rīgas, gan lauku reģionos 37% respondentu. Sabiedrisko transportu mežu apmeklējumiem darbdienās Rīgā izmanto 20% respondentu (pārējos Latvijas reģionos - 1%), kas pierāda, ka trūkst pievilcīgu vai respondentu prasībām atbilstošu mežu masīvu gājiena attālumā ikdienas rekreācijas mērķu īstenošanai (Jankovska et al., 2013)

Tālākajā analīzē izmantoja tikai vispopulārāko mērķu – T3 „fiziskās aktivitātes” un T4 „patēriņa produktu ievākšana” datus par Rīgas pilsētu saistībā ar vidējo veikto attālumu, biežumu un transporta veida izvēli (3.2.att.).



3.2. att. Meža apmeklējumu attālums, biežums un transporta veids Rīgas pilsētā

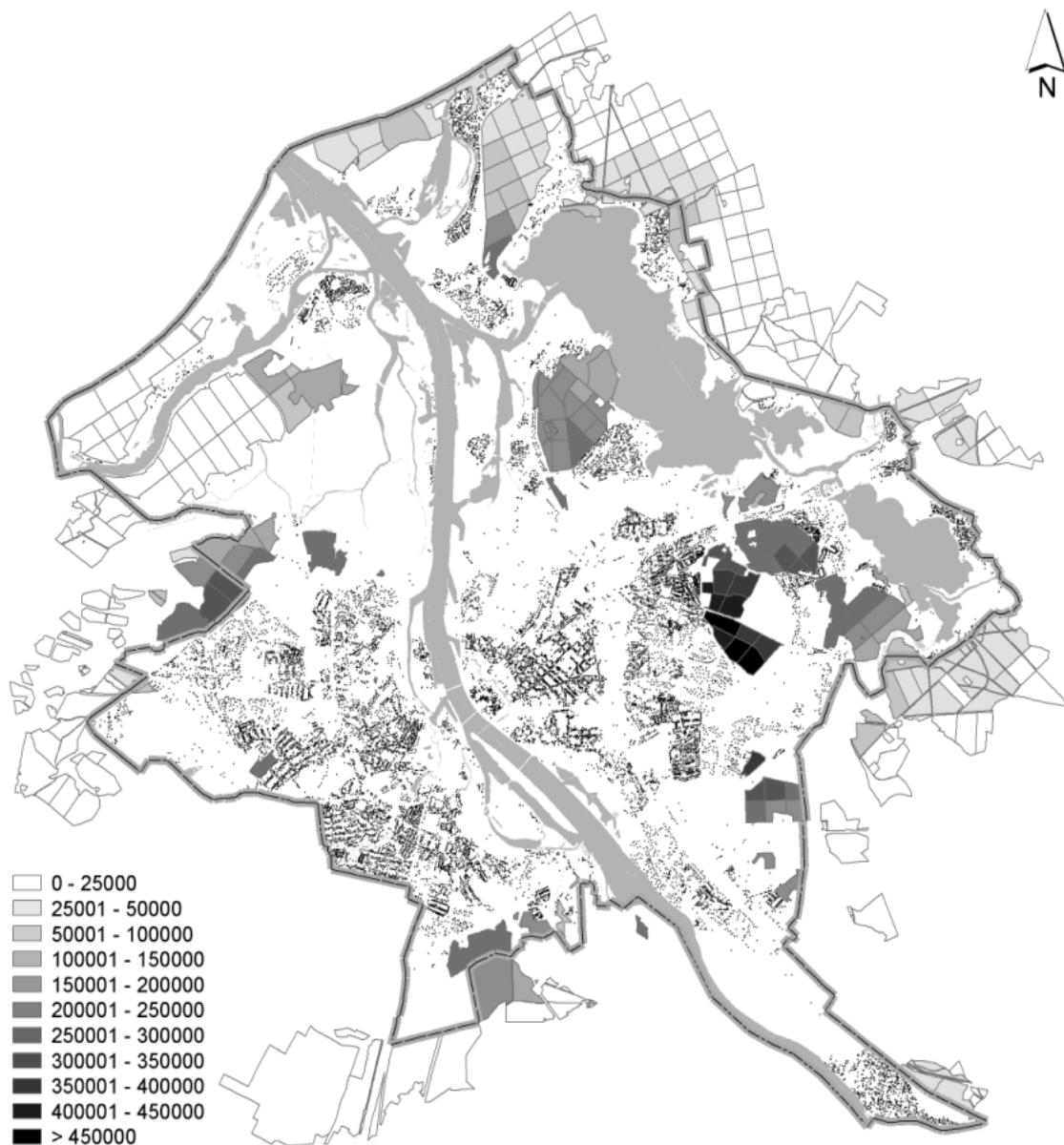
Apzīmējumi: skat. 3.4. tab.

Pētījumā noskaidroja, ka vidējais attālums, ko Rīgas iedzīvotāji veic kājām ar mērķi T3 ir 1,5km, 1,7km un 1,8km (attiecīgi darbdienās, nedēļas nogalēs, brīvdienās/atvaļinājumā) (3.2.att.). Mērķa T4 sasniegšanai iedzīvotāji kājām iet 2km, neatkarīgi no apmeklējumu biežuma. Riteņbraucēji darbdienās veic vidējo attālumu 11km un 15km, nedēļas nogalēs – 10 km un 5km (attiecīgi mērķim T3 un T4), un brīvdienās/ atvaļinājumā – 5km (abiem mērķiem). Ar automašīnu veiktais attālums atšķiras pēc apmeklējuma biežuma: darbdienās tas ir 19km un 41km, nedēļas nogalēs – 36km un 43km, brīvdienās/ atvaļinājumā – 50km un 48km (attiecīgi T3 un T4). Ļoti populārs Rīgas respondentu vidū ir sabiedriskais transports, ko mežu apmeklējumam izmanto 18% un 23% respondentu (attiecīgi T3 un T4). Vidējais attālums, ko respondenti veic darbdienās ar sabiedrisko transportu (attiecīgi T3 un T4) ir 17km un 20km, nedēļas nogalēs – 20,5km un 23km, brīvdienās/atvaļinājumā 67km and 25km.

Nelielas veiktā attāluma atšķirības mērķim T4 ar automašīnu vai sabiedrisko transportu var izskaidrot, ka patēriņa mērķim cilvēki pārsvarā izvēlas labi zināmus mežus un atgriežas tajos. Savukārt, būtiskās attālumu atšķirības mērķim T3 var skaidrot ar to, ka fiziskajām aktivitātēm cilvēki vairāk meklē jaunas iespējas. Nīderlandes iedzīvotāju aptauja parādīja, ka kājām uz mežu dodas 10%, ar velosipēdu 30%, bet ar automašīnu – 60% respondentu (de Vries, Goossen, 2002). Salīdzinot ar Latviju, atšķirības skaidrojamas ar materiālās labklājības līmeņa dažādību un joprojām salīdzinoši zemo riteņbraukšanas popularitāti Latvijā.

Lai noteiktu Rīgas iedzīvotāju nodrošinājumu ar mežiem 1,5 km attālumā no dzīvesvietām un veiktu potenciālā apmeklējumu skaita telpiskās izplatības aprēķinus Rīgas mežu masīvos, tālākajā datu analizē izmantota ArcGIS programmatūra (Jankovska et al., 2013).

Telpiskās attiecības starp Rīgas mežu teritorijām un apdzīvojumu attēlotas 3.3. attēlā.



3.3. att. Potenciālais apmeklējumu skaits Rīgas pilsētas mežos 1,5 km attālumā, ejot kājām ar mērķi „pastaiga”

Avots: Jankovska et al., 2013

Prognozētais apmeklējumu skaits pierādīja, ka palielināta urbanizācijas slodze raksturīga galvenokārt izolētajos un nelielajos mežu masīvos, kas novietoti tuvāk pilsētas centram vai apdzīvotajiem rajoniem. Rekreācijas mežu izvietojums Rīgā ir ļoti nevienmērīgs attiecībā pret apdzīvotajiem centriem, tādēļ attālums līdz tuvējam mežam un pieejamība parasti ir limitējoši faktori iedzīvotāju ikdienas meža apmeklējumiem kājām Rīgā.

Ērta pieejamība, rekreācijas mežu tuvums, takas, labiekārtojums, drošība, kā arī dabas ainavas estētiskās vērtības veicina biežāku vietējo iedzīvotāju vēlmi apmeklēt mežus dažādām aktivitātēm. Tā, piemēram, Skandināvijā ieteikts, ka optimālais rekreācijas mežu attālums no dzīvesvietas ir 250 – 300 m (Neuvonen et al., 2007). Respondenti, ejot kājām, labprātāk izvēlas attālumu, kas nepārsniedz vienu kilometru, tāpēc attālums nedrīkst pārsniegt divus kilometrus, lai nesamazinātos meža apmeklējumi biežums. Meža apmeklējumu skaits samazinās līdz ar attāluma palielināšanos no dzīvesvietas (Hörnsten, 2000; Roovers et al., 2002). Grahn and Stigsdotter (2003) secinājuši, ka iedzīvotāji, kas dzīvo ≤ 50 m attālumā no pilsētas zaļajām teritorijām, apmeklē tās 3-4 reizes nedēļā, bet palielinoties attālumam līdz 300m, mežu apmeklē 2,7 reizes nedēļā, bet 1000m attālumā – tikai vienreiz nedēļā. Rīgas pilsētā iegūtie aptaujas rezultāti par mežu rekreācijas pakalpojumu izmantošanas popularitāti un ikdienā veiktais attālums (1,5 km) norāda uz cilvēku ieinteresētību un vēlmi izmantot mežus, kā arī saglabāt to dabas vērtības (Jankovska et al., 2013). Rīgas pilsētā nav veikts apmeklētāju plūsmas monitorings, to novērtē vizuāli, balstoties uz SIA „Rīgas meži” darbinieku personiskajiem novērojumiem un pieņemot, ka meži pie dzīvojamajiem rajoniem ir vairāk apmeklēti (Gaiss, 2009). Nepilnības likumdošanā, zaļo teritoriju plānošanas dokumentu trūkums, pētījumu trūkums par pilsētas teritorijā esošo mežu kapacitāti, iedzīvotāju rekreācijas paradumiem un prasībām ir galvenās problēmas, kas norāda uz nepietiekamu esošo pilsētas mežu resursu izmantošanu iedzīvotāju atpūtas, fiziskās un psiholoģiskās labklājības nodrošināšanā.

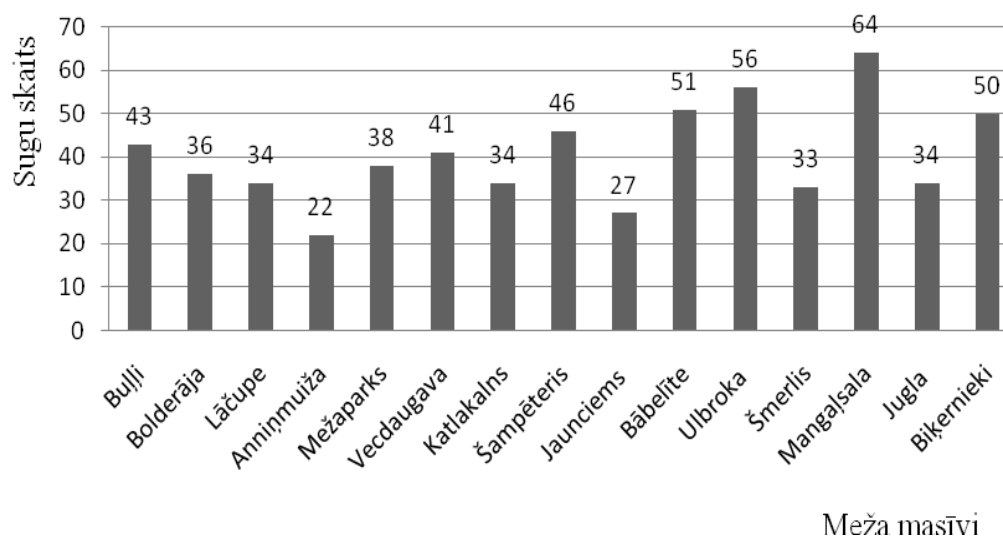
3.4. Rekreācijas slodzes ietekme uz Rīgas pilsētas meža veģētāciju

Eiropā ir daudz pēfita rekreācijas slodzes ietekme uz mežu bioloģisko daudzveidību. Kā būtiskākās intensīvas un nekontrolētas rekreācijas slodzes sekas ir minēta graudzāļu, ruderālo un invazīvo sugu konkurence, kas samazina priežu mežu sugu daudzveidību un projektīvo segumu īpaši lakstaugu un sūnu stāvā, kā arī jaunu augu sabiedrību pastiprinātu veidošanos krūmu stāvā.

Mežaudzes noturību jeb toleranci pret rekreācijas slodzi nosaka sekojošas pazīmes: augšanas apstākļu tips, valdošā koku suga, kokaudzes vecums un reljefa apstākļi. Vairāk izteikta reljefa apstākļos zemsedzes un augsnes virskārtas nobradāšana norit straujāk, pakļaujot augsni ūdens un vēja erozijai. Zema mežaudzes noturība pret antropogēnajām slodzēm ievērojami izmaina mežu dabiskumu un veicina antropogēno sukcesiju attīstību. Taku un citu lineāro koridoru sistēma mežos, no vienas puses uzlabo cilvēku rekreācijas un pārvietošanās iespējas, bet no otras puses, līdz ar ietekmes teritorijas paplašināšanos izraisa augsnes sablīvēšanos, ūdens noteces un erozijas pastiprināšanos, izmaina hidroloģisko režīmu un apgaismojumu, palielina biotopu fragmentāciju, kas, savukārt, rada izmaiņas veģētācijas struktūrā un sastāvā (Bannerman, 1998). Rekreācija un nomīdīšana visvairāk ietekmē lakstaugu un sūnu stāvā esošos augus (Malmivaara et al., 2002; Malmivaara-Lämsä et al., 2008; Hamberg et al., 2008, Прокошева, 2009). Plašais taku tīkls un izteiktās biotopu robežas, ko veido ielas, infrastruktūru koridori un citi zemes lietojuma veidi, veicina mežu masīvu fragmentāciju, bet t.s. „mežmalas efekts” izmaina pameža veģētācijas sastāvu un daudzveidību (Hamberg et al., 2008).

M. Laiviņš (1998) konstatējis, ka Latvijas lielāko pilsētu mežos (Rīga, Jūrmala, Ventspils) norit virkne mežu dabisko veģetāciju transformējošu procesu – sinantropizācija, gramifikācija un pārkrūmošanās. Mūsdienu situāciju Rīgas pilsētas mežos lielā mērā ietekmējusi padomju varas gados praktizētā t.s. mazvērtīgo jaunaudzū rekonstrukcija. Sila un mētrāja augšanas apstākļu tipā mērķtiecīgi stādīja bērzus un sekmēja to jaunaudzū attīstību, kā arī pameža ainavu „atdzīvināja” ar korinti, plūškoku un mežrozī, kas mūsdienās atzītas par invazīvām sugām. Auglīgākos augšanas apstākļos audzes atjaunoja ar lapukokiem – ozolu, osi, kļavu, gobu, liepu (Sūna, 1973). Var secināt, ka Rīgas pilsētas mežos novērotie sinantropizācijas procesi paātrināti, parastās priedes mežos apzināti stādot šīm audzēm neraksturīgas sugas. Kopumā vidējo taksācijas rādītāju dinamiku Rīgas mežos laika posmā no 1975. gada līdz mūsdienām raksturo pakāpeniska audžu vidējā vecuma palielināšanās: nav veiktas kailcirtes, bet izlases cirtēs atstāta daļa no vecajiem kokiem. Arī vidējā biežība nedaudz palielinājusies, jo kopšanas cirtes veiktas ar mērenu ciršanas intensitāti (Projekts 1997-2006).

Pētāmie objekti atrodas antropogēni ietekmētos mežos, līdz ar to sugu sastāvs ir nepastāvīgs. Kopumā pētītajos 15 Rīgas pilsētas mežu masīvos konstatētas 154 vaskulāro augu sugas, t.sk. 44 koku un krūmu sugas (no tām koku stāvā 10 sugas, krūmu - 37, lakstaugu stāvā - 32 sugas) un 110 lakstaugu, kā arī 18 sūnu sugas. Vaskulāro augu sugu skaita sadalījums dažādos Rīgas priežu meža masīvos attēlots 3.4.attētā. Vislielākais sugu skaits konstatēts Mangaļsalas meža masīvā (64 sugas), bet vismazākais - Anniņmuižas mežā (22 sugas) (Straupe et al., 2012).



3.4. att. Augu sugu skaits priežu lāna mežos Rīgas pilsētā

Visbiežāk sastopamās sugas (V konstantuma klase) koku stāvā - parastā priede *Pinus sylvestris*, krūmu stāvā parastais pīlādzis *Sorbus aucuparia* un vārpainā korinte *Amelanchier spicata*. Šajā klasē nav nevienas lakstaugu un sūnu sugas. IV konstantuma klasē (sastopamība 61-80%) konstatētas 3 koku un krūmu sugas (parastais ozols *Quercus robur* krūmu un lakstaugu stāvā, parastā kļava *Acer platanoides* un krūklis *Frangula alnus* krūmu stāvā) un četras lakstaugu sugas (pūkainā zemzālīte *Luzula pilosa*, liektā sariņsmilga *Lerchenfeldia flexuosa*, meža zemene *Fragaria vesca*, meža avene *Rubus idaeus*). III konstantuma klasi pārstāv trīs koku sugas (parastā kļava koku un lakstaugu stāvā, parastā ieva *Padus avium* –

krūmu stāvā un parastais pīlādzis lakstaugu stāvā) un septiņas lakstaugu sugas (Eiropas septiņstarīte *Trientalis europaea*, brūklene *Vaccinium vitis-idaea*, mellene *Vaccinium myrtillus*, šaurlapu ugunspuķe *Chamaenerion angustifolium*, divlapu žagatiņa *Maianthemum bifolium*, dzeltenā zeltgalvīte *Solidago virgaurea*, sīkziedu sprigane *Impatiens parviflora*), kā arī divas sūnu sugas – Šrēbera rūšaine *Pleurozium screberi* un spīdīgā stāvaine *Hylocomium splendens*, kas raksturīgas skujkoku mežiem.

Vairums no visbiežāk sastopamām sugām ir boreālo mežu noteicējsugas t.sk. parastās priedes mežu sugas (parastā priede, brūklene, mellene) un egļu mežu sugas (Eiropas septiņstarīte, divlapu žagatiņa, Šrēbera rūšaine un spīdīgā stāvaine). Tomēr bieži sastopamais parastais ozols, parastā kļava un parastā ieva ir nemorālo jeb platlapju mežu noteicējsugas.

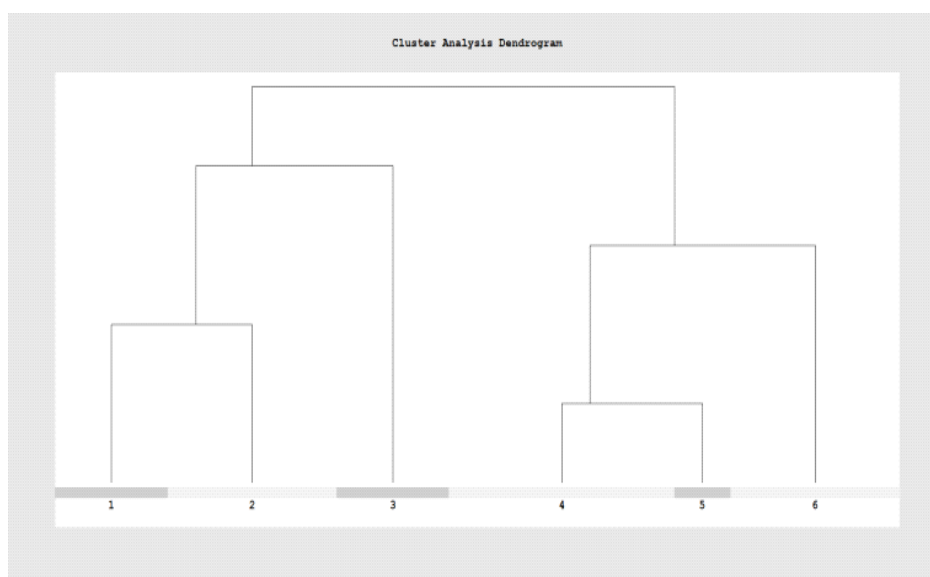
Lai analizētu rekreācijas ietekmi Rīgas mežu masīvos, pētījumā veica augu sugu sastāva novērtējumu. Klāsteru analīzes rezultātā visi mežu masīvi Rīgā sadalīti sešās augu sabiedrībās (3.5.att.). Šīs augu sabiedrības apvienotas 2 grupās – neietekmētie meži (klāsteri Nr. 1, 2, 3) un ietekmētie meži (klāsteri Nr. 4, 5, 6) (Straupe et al., 2012).

Neietekmēto mežu grupā atrodas sekojošas augu sabiedrības:

- 1) *Pyrola rotundifolia*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Bullī un Mangaļsala);
- 2) *Pleurozium schreberi*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Bolderāja, Jaunciems un Šmerlis);
- 3) *Calamagrostis epigeios*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Jugla un Biķernieki).

Ietekmēto mežu grupā ietverti meži ar sekojošām augu sabiedrībām:

- 4) *Amelanchier spicata*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Lāčupe, Katlakalns, Šampēteris un Ulbroka);
- 5) *Acer platanoides*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Anniņmuiža);
- 6) *Cotoneaster lucidus*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Mežaparks, Vecdaugava un Bābelīte).



3.5. att. Rīgas priežu lāna mežu veģetācijas klāsteri

Apzīmējumi: klāsteri – parastās priedes mežu augu sabiedrības: 1 - *Pyrola rotundifolia*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Bullī un Mangaļsala), 2 – *Pleurozium schreberi*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Bolderāja, Jaunciems un Šmerlis), 3 – *Calamagrostis epigeios*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Jugla un Biķernieki), 4 – *Amelanchier spicata*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Lāčupe, Katlakalns, Šampēteris un Ulbroka), 5 – *Acer platanoides*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Anniņmuiža); 6 - *Cotoneaster lucidus*-*Pinus sylvestris* sabiedrība (Mežaparks, Vecdaugava un Bābelīte).

Visu veģetācijas stāvu projektīvā seguma salīdzinājums (%) neietekmētajos un ietekmētajos mežos parādīts 3.5.tabulā, bet atšķirības augu sugu daudzveidībā un stratēģiskajos tipos – attēlotas 3.6. tabulā (Grime, 2002).

3.5. tabula

**Veģetācijas stāvu projektīvā seguma vidējās vērtības
priežu lāna mežos Rīgā**

Mainīgie/ Meža sabiedrības		<i>Pyrola rotundifolia- P. sylvestris</i>	<i>Pleurozium schreberi- P. sylvestris</i>	<i>Calamagrostis epigeios- P. sylvestris</i>	<i>Amelanchier spicata- P. sylvestris</i>	<i>Acer platanoides- P. sylvestris</i>	<i>Cotoneaster lucidus- P. sylvestris</i>
Koki	Vidējais	46.67	62.78 ³	43.33 ²	54.17	55.00	50.78
	Standarta novirze	11.69	10.86	8.16	7.18	18.03	12.62
Krūmi	Vidējais	26.67 ²	22.89 ^{1,4}	35.33	50.92 ⁴	30.00	45.56
	Standarta novirze	8.76	27.03	14.51	17.76	8.66	8.82
Lakst- augi	Vidējais	56.67	63.11 ^{5,6}	48.33	61.50	25.00 ²	40.56 ²
	Standarta novirze	22.29	15.60	4.08	11.42	10.00	18.27
Sūnas	Vidējais	65.00 ^{4,5,6}	74.67 ^{4,5,6}	73.33 ^{4,5,6}	24.00 ^{1,2,3}	0.00 ^{1,2,3}	18.00 ^{1,2,3}
	Standarta novirze	8.94	14.44	5.16	20.49	0.00	14.74

*Skaitļi norāda, kuras augu sabiedrības būtiski atšķiras ($p < 0,05$) pēc vidējām vērtībām, izmantojot Kruskal-Wallis testu

3.6. tabula

**Sugu daudzveidības un augu stratēģisko tipu vidējās vērtības
priežu lāna mežos Rīgā**

Mainīgie/ Meža sabiedrības		<i>Pyrola rotundifolia- P. sylvestris</i>	<i>Pleurozium schreberi- P. sylvestris</i>	<i>Calamagrostis epigeios- P. sylvestris</i>	<i>Amelanchier spicata- P. sylvestris</i>	<i>Acer platanoides- P. sylvestris</i>	<i>Cotoneaster lucidus- P. sylvestris</i>
Sugu daudzveidība	Vidējais	45.50 ^{2,5*}	28.33 ^{1,3}	41.67 ^{2,5}	34.75	17.00 ^{1,3}	34.44
	Standarta novirze	9.97	5.50	12.13	6.12	3.00	5.57
Šanona indekss	Vidējais	2.87 ^{2,5}	2.29 ¹	2.70	2.60	2.26 ¹	2.58
	Standarta novirze	0.21	0.26	0.14	0.13	0.15	0.21
Konkurenti (C)	Vidējais	52.90 ⁵	57.59	52.87 ⁵	55.13 ⁵	69.77 ^{1,3,4,6}	55.79 ⁵
	Standarta novirze	4.82	4.93	1.74	7.06	10.50	3.93
Strestoleranti (S)	Vidējais	29.33 ⁵	30.70 ^{5,6}	27.23 ⁵	28.03 ⁵	14.30 ^{1,2,3,4,6}	25.59 ^{2,5}
	Standarta novirze	2.93	3.45	1.54	3.57	4.89	3.84
Ruderāļi (R)	Vidējais	17.77	11.71 ^{3,6}	19.90 ²	16.84	15.93	18.62 ²
	Standarta novirze	3.07	3.68	1.96	5.11	5.95	2.67

*Skaitļi norāda, kuras augu sabiedrības savstarpēji būtiski atšķiras ($p < 0,05$) pēc vidējām vērtībām, izmantojot Kruskal-Wallis testu

Pētītajos mežos **koku stāvā** sastopamas 10 koku sugas. Priežu tīraudzes un priedi piemistrojumā ar vienu sugu (āra bērzs *Betula pendula*, parastā apse *Populus tremula* vai parastā kļava) konstatēja neietekmēto mežu grupā. Pioniersugu klātbūtne liecina par nelieliem dabiskiem traucējumiem skujkoku mežā. Ietekmēto mežu grupā kokaudzē piemistrojumā konstatētas vairākas sugas (āra bērzs, parastā apse, parastais ozols, parastā goba *Ulmus glabra*, parastā liepa *Tilia cordata*, platlapu liepa *Tilia platyphyllos*, papele *Populus sp.*), t.sk. Bolderājas mežā sastopamais melnalksnis *Alnus glutinosa*.

Abās mežu grupās tas ir līdzīgs, tomēr būtiski atšķiras sabiedrības *Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris* un *Calamagrostis epigeios-Pinus sylvestris* (attiecīgi 43,33% un 62,78%). Kaut gan parastajai priedei kopumā bija visaugstākā konstantuma klase, tomēr vismazākais segums bija mežos ar vislielāko lapukoku piemistrojumu. Lapukoku sastopamība liecina par parastās priedes mežu eitrofikāciju, kuras rezultātā notiek izmaiņas arī augu sabiedrībās (Laiviņš, Laiviņa, 1991; Laiviņš, 1998; Laiviņš, 2002; Hamberg, 2009).

Nelielās atšķirības koku stāvā abās mežu grupās var skaidrot ar to, ka koku stāvu rekreācija ietekmē mazāk kā pārējos meža stāvus. Ilglaicīgos pētījumos noskaidrots, ka rekreācijas slodzes ietekmē izmaiņas koku stāvā notiek 5-15 gadus vēlāk kā citos mežaudzes stāvos (Эмис, 1989). Tā, piemēram, no antropogēnā faktora darbības sākuma līdz pirmajām nokalšanas pazīmēm 40-50 gadīgiem bērziem vidēji paiet 7 gadi, 100-gadīgām priedēm – 5 gadi (Таран, Спиридонов, 1977). Tomēr rekreācijas slodze traucē dabisko atjaunošanos, jo stipri nomīdītās augsnes spēcīga sakņu sistēma nevar attīstīties. Rekreācijas ietekme uz koku stāvu ar laiku izpaužas kā bonitātes un biežības pazemināšanās, kā arī sanitārā stāvokļa pasliktināšanās. Mehāniskie bojājumi veicina slimību un kaitēkļu attīstību, palielinās to koku daļa, kas slimo ar bakteriālo vēzi un koku galotņu kalšanu (Прокосева, 2009).

Pētītajos Rīgas mežos **krūmu stāvā** sastopamas 37 koku un krūmu sugas. Vislielākais sugu skaits konstatēts ietekmētajos mežos (14 sugas). Pārējos meža masīvos krūmu stāvā sastopamas 9-12 sugas. Krūmu stāva vidējais projektīvais segums būtiski atšķirās neietekmētajos un ietekmētajos mežos (3.5.tab.). Vairākām lapukoku sugām krūmu stāvā konstatētas augstas konstantuma klases: parastā kļava - IV klase; parastais pīlādzis - V klase; parastais ozols - IV klase, parastā ieva - III konstantuma klase. Malmivaara et al. (2002) konstatējusi, ka gaismas prasīgo laukoku un krūmu sugu attīstību pamežā veicina lapukoku īpatsvara palielināšanās koku stāvā. Parastais pīlādzis ir izturīgs pret traucējumiem un lielo zālēdāju trūkums pilsētu mežos veicina šīs sugas lielo īpatsvaru, salīdzinot ar lauku mežiem (Hamberg, 2009).

Rīgas pilsētas mežu inventarizācijā 1996. gadā (Projekts 1997-2006) noteiktas paaugas un pameža aizņemtās platības un īpatsvars Rīgas pilsētas mežos. Katras sugas faktisko aizņemto platību aprēķināja, nogabala platību reizinot ar paaugas kopējo slēguma pakāpi un konkrētās sugas sastāva koeficientu, kā arī aprēķināja katras paaugas sugas platību, izteiktu procentos, no pameža kopējās platības jeb konkrētās sugas īpatsvaru paaugā. Analizējot pameža stāvu kopā, vislielākās pameža platības bija Imantas – Mārupes, Šmerļa – Biķernieku un Juglas meža masīvos, bet vismazākās – Vecāķu-Vecdaugavas un Mežaparka meža masīvos. Analizējot paaugas koku sugas, visos Rīgas mežos kopumā vislielākās platības aizņem parastā ozola, parastās priedes un parastās kļavas paauga (attiecīgi 246,3 ha, 196,7 ha, 168,3 ha). Secināts, ka parastā priede jau zaudējusi savu vadošo pozīciju paaugas sugu vidū, jo ozola un kļavas aizņemtā platība tikai nedaudz atpaliek no priedes paaugas platības. Tā, piemēram, Jaunciema meža masīvā paaugā parastā kļava bija konstatēta 10,3 ha platībā, parastais ozols – 6,3 ha, bet parastā priede – tikai 4,4 ha, jeb 20,1 % no paaugas aizņemtās platības. Šmerļa – Biķernieku masīvā – visvairāk paaugā bija sastopama parastā kļava un parastais ozols (attiecīgi 37,0 ha un 20,4 ha), bet parastā priede – 2,2 ha. Vecāķu - Vecdaugavas meža masīvā konstatēts, ka kaut gan parastā priede kā paaugas sugas faktiski aizņemtā platība ir ievērojama, tomēr liels īpatsvars ir arī parastai kļavai un parastajam ozolam (attiecīgi 50,1 ha, 2,1 ha un 2,2 ha) (Projekts 1996-2007).

Krūmu stāvs 2010. gadā veiktajā pētījumā analizēts kopā, nonodalot atsevišķi paaugu un pamežu. Vislielākās krūmu stāva projektīvā seguma vidējās vērtības konstatētas Lāčupes, Katlakalna un Šampētera, Mežaparka, Vecāķu - Vecdaugavas un Bābelītes mežā, bet vismazākās – Kleistu - Bolderājas, Jaunciema un Šmerļa mežā. Vislielāko parastās kļavas un parastā ozola piemistrojumu koku un krūmu stāvā konstatēja Anniņmuižas, Katlakalna un Šampētera mežos, parastās kļavas - Bābelītes un Juglas mežā; parastā ozola – Mežparka un

Ulbrokas mežā. Krūmu un lakstaugu stāvā parasto kļavu un parasto ozolu konstatēja visos mežos, izņemot Katlakalna un Anniņmuižas mežu.

Var secināt, ka Imantas – Mārupes mežu masīvs kopumā nav būtiski mainījies pēc veģetācijas raksturlielumiem kopš 1996. gada, Juglas un Šmerļa mežā pameža projektīvais segums ir samazinājies, bet Mežaparka un Vecāķu – Vecdaugavas mežu masīvos – palielinājies. Tomēr Mežparka datus nevar uzskatīt par korektiem, jo 1996. gadā Mežparka meža masīvā analizēti tikai divi kvartāli 18,4 ha platībā.

Konstatēts, ka 1996. gadā parastā priede kā paaugas galvenā suga dominēja Buļļu, Kleistu-Bolderājas un Mangaļsalas mežu masīvā (Projekts 1997-2006). Parastās priedes sekmīga atjaunošanās 2010. gadā novērota neietekmēto mežu grupā (Buļļu, Mangaļsalas, Bolderājas, Jaunciema un Šmerļa mežā), kur tā sastopama gan krūmu, gan lakstaugu stāvā. Tas varētu liecināt par parastās priedes potenciālu saglabāties kā sugai arī nākotnē. Iespējams, ka apsaimniekošanas pasākumu rezultātā kopš 1996. gada, veicot paaugas un pameža kopšanu, ir notikušas izmaiņas sugu sastāvā Jaunciema un Šmerļa – Biķernieku mežu masīvā, kur parastā priede ir atguvusi valdošās pozīcijas krūmu stāvā.

Pētītajos Rīgas mežos **lakstaugu stāvā** kopumā sastopamas 142 vaskulāro augu sugas, attiecīgi 16 koku, 16 krūmu un 110 lakstaugu sugas. Lai analizētu lakstaugu stāva sugu sastāvu, izmantoti dati par sugu piederību noteiktai funkcionālai grupai (База данных Флора сосудистых растений Центральной России). Rīgas priežu mežos konstatēja 40 boreālās sugas, no kurām 13 sugas raksturīgas tieši priežu mežiem; 31 suga pieder pie pļavu augu grupas, kas ieviešas atsegtās augsnēs un liecina par antropogēno ietekmi uz mežaudzēm; 37 sugas ir nemorālās sugas un 17 - nitrofilās sugas, kas, savukārt, liecina par barības vielu daudzuma palielināšanos augsnē. Astoņas sugas ir raksturīgas mitrām augsnēm, kas veidojas mikroreljefa ieplakās, četras sugas ir vērtējamas kā adventīvas sugas (ošlapu kļava *Acer negundo*, ķirsis *Cerasus sp.*, sīkziedu sprigane un Kanādas zeltgalvīte *Solidago canadensis* L.), bet 16 ir sugas, no kurām vairums ir introducētas un dārzeņbēgļi (parastā zirgkastaņa *Aesculus hippocastanum*, vārpainā korinte *Amelanchier spicata*, spožā klintene *Cotoneaster lucidus*, strauta sniegoga *Symphoricarpos albus*, krokainā roze *Rosa rugosa*, parastais ligustrs *Ligustrum vulgare*, parastā bārbele *Berberis vulgaris*).

Neietekmēto mežu grupā dominēja boreālās sugas: sila virsis *Calluna vulgaris*, brūklene, mellene, Eiropas septiņstarīte, pļavas nārbulis *Melampyrum pratense*, apaļlapu ziemciete *Pyrola rotundifolia*, liektā ciņusmilga *Lerchenfeldia flexuosa*, Šrēbera rūsaīne, spīdīgā stāvaine, slotiņu ciesa *Calamagrostis epigeios*, pūkainā zemzālīte u.c. Ietekmētajos mežos zemsedzē raksturīgi augi, kas tipiski ruderālajiem un nitrofilajiem biotopiem (sīkziedu sprigane, lielā strutene *Chelidonium majus*). Šajā mežu grupā lakstaugu stāvā konstantas arī dažas krūmu sugas, piemēram, spožā klintene, vārpainā korinte kā arī nemorālās sugas (parastā kļava, parastā liepa). Kopējais lakstaugu stāva projektīvais segums neietekmētajos un ietekmētajos mežos ir būtiski atšķirīgs (3.5.tab.) (Straupe et al., 2012).

Klimata izmaiņas ir bijušas labvēlīgas introducēto sugu attīstībai. Vārpainā korinte un adventīvā suga sīkziedu sprigane naturalizējušās pilsētu un piepilsētu mežos, un attīstās galvenokārt izmīdītās vietās, turklāt abas sugas uzskatāmas par ļoti ekspansīvām sinantropām sugām, kas strauji pārņem auglīgākās augsnes (Nikodemuss, 1994; Laiviņš, 2002, Gonzilez-Duque, Panagopoulos, 2012). Savukārt, šaurlapu ugunspuķe, meža zemene un meža avene strauji attīstās mežos pēc antropogēnajiem traucējumiem, kas izraisa gaismas apstākļu uzlabošanu (atklātas vietas, izcirtumi, mežmalas, ceļmalas) un straujāku barības vielu sadalīšanos.

Pētītajos Rīgas mežos **sūnu stāvā** sastopamas 18 sugas. No tām desmit sugas (viļņainā divzobe *Dicranum polysetum*, slotiņu divzobe *Dicranum scoparium*, spīdīgā stāvaine, sausienes skrajlape *Plagiomnium affine*, viļņainā skrajlape *Plagiomnium undulatum*, Šrēbera rūsaīne, kadiķu dzegužlins *Polytrichum juniperinum*, parastā straussūna *Ptilium crista-*

castrensis, parastā spuraine *Rhytidiadelphus squarrosus*, lielā spuraine *Rhytidiadelphus triquetrus*) raksturo nabadzīgas smilts augsnes skujkoku un skujkoku-lapukoku mežos. Piecas sugas (struplapu īsvācelīte *Brachythecium rutabulum*, parastā ūsaine *Cirriphyllum piliferum*, platlapu knābīte *Eurhynchium angustirete*, svītrainā knābīte *Eurhynchium striatum*, sprogainā slaidlape *Homalothecium sericeum*) liecina par trūdvielām bagātām augsnēm, bet trīs sugas (parastā kociņsūna *Climacium dendroides*, parastais dzegužlins *Polytrichum commune*, parastā rožgalvīte *Rhodobryum roseum*) – par mitrām augsnēm. Neietekmētajos un ietekmētajos mežos sūnu stāva projektīvajā segumā konstatētas būtiskas atšķirības. Neietekmētajos mežos sūnu stāvs ir labi attīstīts un vidējais projektīvais segums sasniedz 65-75%, salīdzinājumā ar ietekmētajiem mežiem, kur sūnu projektīvais segums ir no 0-24% (3.5. tab.). Tas, ka V konstantuma klase nav konstatēta nevienai no lakstaugu vai sūnu stāva sugām, tomēr liecina, ka šīs sugas meža ekosistēmā visjutīgāk reaģē uz dažādiem nelabvēlīgiem traucējumiem (Brunet and von Oheim, 1998; Verheyen et al., 2003). Līdzīgi, kā tas parādās citos pētījumos, visizteiktāk uz nomīdīšanu reaģē Šrēbera rūšaine, spīdīgā stāvaine, viļņainā divzobe un sfagni (*Sfagnum sp.*), kas skaidrojams ar daudz lēnāku sūnu pašaujaunošanās spēju pēc traucējumiem, salīdzinot ar vaskulārajiem augiem (Malmivaara et al., 2002). Šrēbera rūšaine un spīdīgā stāvaine ir sugas, kas adaptējušās augšanai ēnainos un mitros apstākļos meža iekšienē, tādēļ mežmalas efekta sekas – temperatūras un sausuma palielināšanās, gaismas apstākļu uzlabošanās, augsnes auglības un lapukoku skaita pieaugums negatīvi ietekmē šo sugu projektīvā seguma rādītājus (Hamberg et al., 2008). Tā, piemēram, Annīņmuižas mežā, kur ir vislielākais lapukoku projektīvais segums, augsnes sūnas nav konstatētas vispār.

Pamatojoties uz vidējām Ellenberga indikatora vērtībām (3.7.tab.), analizēta veģetācijas struktūra (veģetācijas stāvu projektīvais segums, augu stratēģijas) un daudzveidība.

3.7. tabula

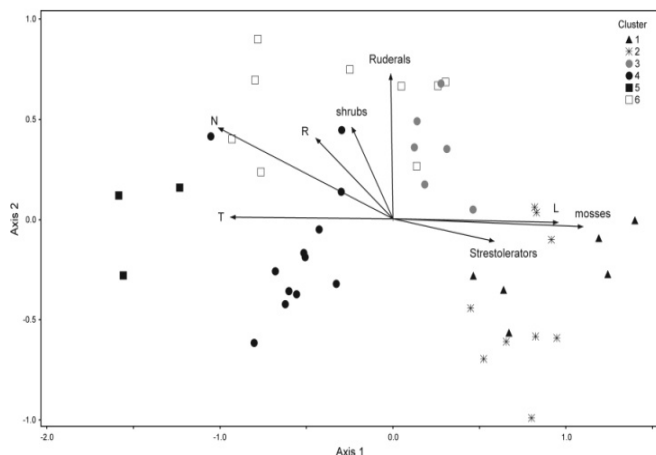
Ellenberga indikatora vidējās vērtības priežu lāna mežos Rīgā

Mežu sabiedrība/ Ellenberga indikatori	Gaisma		Temperatūra		Kontinen- talitāte		Mitrums		Augsnes reakcija		Barības vielas	
	Vidējais	Standarta novirze	Vidējais	Standarta novirze	Vidējais	Standarta novirze	Vidējais	Standarta novirze	Vidējais	Standarta novirze	Vidējais	Standarta novirze
<i>Pyrola rotundifolia</i> - <i>P.sylvestris</i>	5.83	0.29	4.86 _{4,5*}	0.09	4.61	0.29	5.38	0.13	4.902	0.39	4.03 ⁵	0.54
<i>Pleurozium schreberi</i> - <i>P.sylvestris</i>	5.86 ⁴	0.15	4.66 _{4,5}	0.5	4.81 ⁴	0.29	5.13	0.44	3.66 _{1,5,6}	0.36	3.49 _{4,5,6}	0.66
<i>Calamagrostis epigeios</i> - <i>P.sylvestris</i>	5.83 ⁴	0.13	4.945	0.2	4.58	0.15	5.28	0.13	4.57	0.39	4.64	0.27
<i>Amelanchier spicata</i> - <i>P.sylvestris</i>	5.36 ^{2,3}	0.26	5.27 _{1,2}	0.12	4.44 ²	0.15	5.24	0.19	4.54	0.41	4.86 ²	0.57
<i>Acer platanoides</i> - <i>P.sylvestris</i>	5.29	0.33	5.63 _{1,2,3}	0.13	4.3	0.25	5.60 ⁶	0.16	5.66 ²	0.73	6.18 _{1,2}	0.81
<i>Cotoneaster lucidus</i> - <i>P.sylvestris</i>	5.54	0.29	5.12	0.23	4.5	0.16	5.04 ⁵	0.21	4.85 ²	0.61	4.85 ²	0.63

*Skaitļi norāda, kuras augu sabiedrības savstarpēji būtiski atšķiras ($p < 0,05$) pēc vidējām vērtībām, izmantojot Kruskal-Wallis testu

Ellenberga indikatora vērtības slāpeklim un augsnes pH līmenim apstiprināja, ka nabadzīgākas un skābākas augsnes ir neietekmētajos mežos (3.6.att.). NMS ordinācijas diagrammas pirmo asi var interpretēt kā augsnes auglības, temperatūras un gaismas gradienta

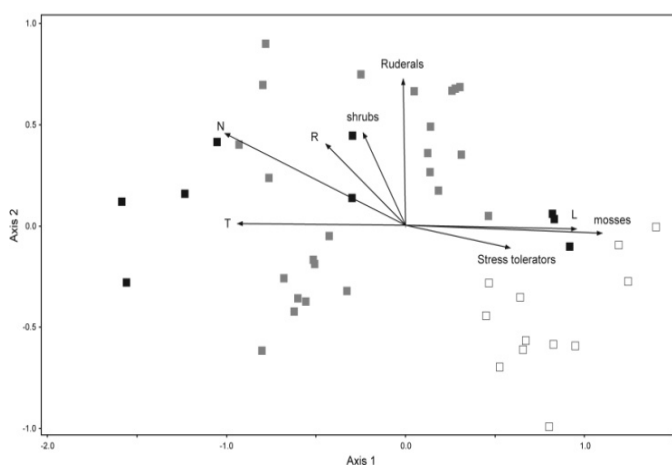
kombināciju. Sūnu projektīvais segums un Ellenberga indikatoru - barības vielu un temperatūras vērtība, samazinās, bet gaismas vērtība - palielinās.



3.6. att. NMS ordinācijas diagramma ar Ellenberga indikatorvērtībām

Apzīmējumi: L – gaisma, N – slāpekļis, T – temperatūra, R – augsnes reakcija; veģetācijas struktūras dati (mosses – sūnu stāva segums, shruvs – krūmu stāva segums); augu stratēģijas (ruderals – ruderālās sugas, stress tolerators – stressoleranti); klāsteru numerācija skat. 3.5. att.

Izmantojot datus par potenciālo rekreācijas slodzi (3.3.att.), meža masīvu veģetācijas sabiedrības analizēja, pielietojot *Non Metric Multidimensional Scaling* (NMS) ordināciju (3.7. att.).



3.7. att. NMS ordinācijas diagramma ar informāciju par rekreācijas slodzi

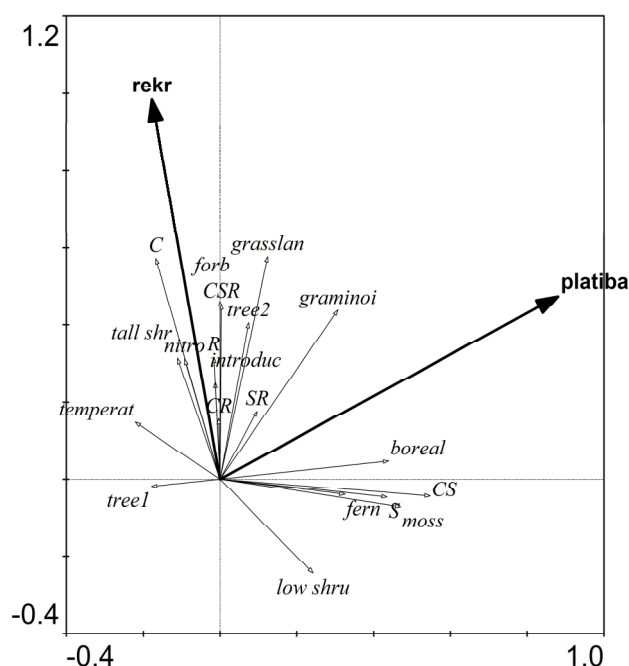
Apzīmējumi: □ – vismazāk ietekmētie meži (< 50 000 apmeklējumu gadā); ◐ - vidēji ietekmētie meži (100 1001 – 250 000 apmeklējumu gadā); ■ – visvairāk ietekmētie meži (> 250 001 apmeklējumu gadā); vidējās Ellenberga indikatora vērtības (N,T,R,L) un augu stratēģijas skat. 3.6. att.

Gradianta labajā pusē atrodas mazāk ietekmētās mežaudzes ar tipisko sūnu stāvu. Otrā ass parāda korelāciju ar ruderālo sugu skaitu. Kaut gan NMS ordinācijas diagramma rāda, ka vidēju un lielu rekreācijas slodzi nevar saistīt ar kādu noteiktu veģetācijas sabiedrību, tomēr mežos ar mazāku rekreācijas slodzi (Bullu, Bolderājas un Jaunciema) raksturīgs plašāk pārstāvēts sūnu un sauso parastās priedes mežu sugu sabiedrību īpatsvars. Vidēji ietekmētajos mežos (Vecdaugavas, Mežaparka, Lāčupes, Šampētera, Katlakalna, Biķernieku, Šmerļa, Bābelītes, Juglas un Mangaļsalas) konstatēja palielinātu ruderālo augu sugu sabiedrību skaitu

un krūmu daudzumu, bet visvairāk ietekmētajos mežos (Ulbrokā un Anniņmuižā) – nitrofilās un ruderālās sugas.

Sugu daudzveidība un augu stratēģijas ir samērā līdzīgas abās augu sabiedrībās – neietekmētajos un ietekmētajos mežos (3.6.tab.). Tomēr lielāka sugu daudzveidība novērota divās vismazāk ietekmētajās augu sabiedrībās - *Pyrola rotundifolia-Pinus sylvestris* un *Calamagrostis epigeios-Pinus sylvestris*, bet vismazākā sugu daudzveidība – visvairāk ietekmētajā augu sabiedrībā - *Amelanchier spicata-Pinus sylvestris*. Turklāt lielāks pret nomīdīšanu jutīgo sugu skaits novērots neietekmētajos mežos. Augu sabiedrība *Acer platanoides-Pinus sylvestris* no ietekmēto mežu grupas ietvēra vismazāk strestoleranto augu sugu (14,3 %), salīdzinājumā ar 26-31% pārējos mežos (Straupe et al., 2012).

Atšķirīgus rezultātus iegūva, kad *Redundancy Analysis* (RDA) analizē izmantoja nevis sugu datu matricu, bet gan sugu sadalījumu augu stratēģijās (3.8. att.).



3.8. att. Augu sugu stratēģiju un citu īpašību saistība ar meža masīva lielumu un rekreācijas slodzi

Apzīmējumi: rekr – rekreācijas slodze; biotopi (boreal – boreālās joslas sugas, temperat – mērenās joslas sugas, introduc – introducētās sugas, grasslan – pļavu sugas); dzīvības formas (nitro – nitrofilās sugas, tree 1 – koki, tree 2 – koki krūmu stāvā, tall shrubs – krūmi krūmu stāvā; low shrubs – sīkkrūmi lakstaugu stāvā, graminoi – graudzāles, fern – paparžaugi, forb – citi lakstaugi, moss – sūnas); augu stratēģiskie tipi: C – konkurenti, R – ruderāļi, S – strestoleranti.

Monte Carlo tests parādīja, ka RDA pirmās ass un abu asu ordinācija ir būtiska un neatbilst nejaušībām (attiecīgi $p=0,0080$ un $p=0,0020$) (3.8.att.). Rekreācijas slodze bija būtiski saistīta (pēc Pīrsona korelācijas koeficienta, $p<0,05$) ar meža platības asi, bet meža masīva platība - ar rekreācijas slodzes asi. Rezultāti parādīja, ka rekreācijas slodze un meža masīva lielums ir būtiski saistīts ar veģetācijas veidošanās procesiem. Lielākajos un kompaktajos meža masīvos atradās vairāk boreālo augu un sūnu sugas, savukārt mazajos, fragmenētajos meža masīvos ar potenciāli lielāku rekreācijas slodzi novērojams būtisks graudzāļu, nitrofilo un augsto krūmu sugu relatīvais daudzums. Rezultāti parāda, ka veģetācijas analizē sekmīgāk izmantojams augu sadalījums stratēģijās, salīdzinājumā ar to sistemātisko sadalījumu. Jāpiebilst, ka RDA analīze atspoguļo augu stratēģiju mainīgumu vienā datu matricā, kas saistīta ar citu datu matricu. Tas varētu izskaidrot, kādēļ NMS analīze uzrādīja mazāku rekreācijas ietekmi uz sugu sastāvu.

Pētījums apstiprināja, ka meža platības faktors ietekmē boreālo sugu – paparžaugu, sūnu un viršu dzimtas *Ericaceae* augu sugu projektīvo segumu un skaitu, kā arī pret nomīdīšanu jutīgo sugu īpatsvaru. Kā liecina pētījumi, kaut gan tipisko boreālo sugu projektīvais segums samazinās, palielinās pret nomīdīšanu izturīgo sugu projektīvais segums. Graudzāļu īpatsvara palielināšanos galvenokārt saista ar t.s. „malas efekta” ietekmi nelielajos un izolētajos mežu masīvos, kā arī lielo mežu masīvu mežmalās (Malmivaara et al., 2002, Hamberg et al., 2008). Vislielākais graudzāļu īpatsvars pētījumā konstatēts Mangaļsalas meža masīvā. Domājams, ka tajā esošo vēsturisko būvju un ceļu tīkls, kā arī Mangaļu prospekts rada malas efektu meža iekšienē. Tomēr pētītajos mežos tipiskās pļavu sugas, līdzīgi kā citos pētījumos, uzrādīja zemākās konstantuma klases (Coroi et al., 2004).

Kā parāda literatūras dati, rekreācijas slodzes izraisīto izmaiņu būtiskums augu sugu daudzveidībā un stratēģijās ir saistīts ar rekreācijas ietekmes ilgumu, intensitāti un meža masīva lielumu. Pēc traucējumiem mežā sākas sukcesija, un pamazām atjaunojas iepriekšējai veģetācijai līdzīgas augu sugu sabiedrības, līdz ar to nepieciešams ilglaicīgs monitorings, lai precīzi raksturotu mežu veģetācijas stāvokli (Tilman, 1985). Visjutīgāk pret nomīdīšanu, eutrofikāciju un gaismas apstākļu izmaiņām reaģē sīkkrūmi, īpaši mellenes, bet brūklenes ir izturīgākas (Malmivaara et al., 2002). Domājams, ka rekreācijas mežos bieži notiek arī mētru plūksana floristikai, kas negatīvi ietekmē sīkkrūmu atjaunošanos. Malmivaara et al. (2002), citējot La Page (1967), uzsver, ka pameža veģetācijas strauja samazināšanās notiek sākotnējā rekreācijas slodzes fāzē, taču turpmākajos gados sugu projektīvais segums atjaunojas uz toleranto sugu skaita rēķina, un pēc kāda laika sugu skaits stabilizējas. Tā sauktā „vidējo traucējumu hipotēze” (Conell, 1978) pamato, ka fitocenozes struktūras vienkāršošanos (Эмис, 1989; Laiviņš, 2002). Pēc eksperimentāliem datiem secināts, ka teritorijās, kas nav pakļautas rekreācijas slodzei, aug meža sugas, veidojot 73 - 90 % no kopējā sugu skaita. Platībās, kas pakļautas intensīvai rekreācijas ietekmei, novēro krasu meža sugu samazināšanos līdz 33,3-44,5% (Прокومهва, 2009). Veģetācija ar zemas produktivitātes zemsedzi, kā tas ir raksturīgs smilšainās augsnēs augošajiem mežiem, ir daudz jutīgāka un pēc traucējumiem atjaunojas ļoti lēni (Malmivaara-Lämsä et al., 2008).

Pētīto mežu veģetācijas analīžu rezultāti apstiprināja, ka meža masīva novietojums, lielums un savienojamība ar mežiem ārpus Rīgas nodrošina labāku meža dabisko atjaunošanos un spēju uzturēt sākotnējo parastās priedes meža sugu sastāvu. Pēc platības lielākajos un pilsētas nomalē esošajos mežos konstatēja noturīgāku boreālo sugu īpatsvaru un priedes dabiskās atjaunošanās potenciālu. Savukārt, lielais iedzīvotāju blīvums apdzīvoto centru tuvumā esošajiem mežu masīviem rada nepārtrauktus traucējumus, kuru rezultātā nespēj izveidoties stabila veģetācija. Jo vairāk apmeklētāju uz laukuma vienību, jo vairāk ietekmēta meža veģetācija (Emsis, 1980; Malmivaara et al., 2002; Florgård and Forsberg, 2006). Anniņmuižas mežā visos veģetācijas stāvos parādās būtiskas degradējošas pazīmes: palielināts lapukoku projektīvais segums, vismazākais sugu skaits, sūnu stāva trūkums, kā arī palielināts strestolerantu un konkurentu sugu skaits. Salīdzinot 1996. gada datus par nomīdīšanu un zemsegas atsegumiem ar 2010. gadā veiktajām veģetācijas analīzēm, var secināt, ka tieši pēdējos gados ir pastiprinājusies rekreācijas slodze Lāčupes, Katlakalna un Ulbrokas mežos, kas atbilst jauno dzīvojamo daudzstāvu un privātmāju dzīvojamo masīvu teritorijām. Jau 1980. gadā konstatēja, ka vissliktākā situācija ir Imantas, Mežaparka un Bīķernieku mežos, kuriem ir vislielākā nozīme iedzīvotāju rekreācijā (Emsis, 1980).

Jau 1996. gadā Rīgas pilsētas mežu inventarizācijā konstatēja, ka 5,3% no kopējās audžu platības neatbilst mērķa vai pieļaujamā sastāva audzēm, kas liecina, ka zem augsnes virskārtā esošajiem piejūras teritorijai raksturīgajiem smiltājiem bieži vien atrodas auglīgāks trūdvielu slānis. Parastā ozola un parastās kļavas parādīšanos otrajā stāvā vai paaugā daudzviet konstatēja audzēs, kur valdošā suga bija parastā priede. 2010. gadā veiktās priežu lāna veģetācijas analīzes apstiprināja publicēto pētījumu rezultātus, ka augsnes trofiskuma

maiņas rezultātā notiek mežu pārkrūmošanās - krūmāju sabiedrību un lapukoku meža pakāpenisku paplašināšanos. Šī tendence ir saistīta arī ar klimata izmaiņām un vides bagātināšanos ar barības vielām, sevišķi ar slāpekli (Tuktēns u.c., 1994; Laiviņš, 1998; Kuzmina, Treshkin, 2010).

3.5. Meža apsaimniekošana Rīgas pilsētā

3.5.1. Izvēles eksperimenta rezultāti

Izvēles eksperimentā (IE) piedalījās 51% vīriešu un 49% sievietes: kopējais respondentu skaits - 800, no kuriem 506 sniedza atbildes. Respondentu sadalījums pēc izglītības līmeņa bija sekojošs: 41% - vidējā izglītība, 30% - augstākā izglītība, 27% - nepabeigta augstākā izglītība, 2% - pamata izglītība. Pēc nodarbinātības 69% bija strādājoši, 31% - nestrādājoši. Mežu nedēļas nogalēs apmeklēja 57% respondentu, nedēļas nogalēs un brīvdienās - 41%, tikai darbdienās - 2% respondentu (Kupfere, 2012).

Meža apsaimniekošanas paņēmieni analizē būtiski saistīt pētījumu ar esošo apsaimniekošanas režīmu jeb *Status Quo* (SQ) situāciju. SQ izvēles visās izvēļu kopās variēja no 5,3-11,4%, kas bija daudz mazāks rādītājs salīdzinājumā ar pārējo alternatīvu izvēlēm. Tas nozīmē, ka šai ainavas alternatīvai piešķirts zems derīgums (visās SQ situācijās nebija labiekārtojuma).

Nākošajā IE rezultātu analīzes posmā, izmantojot patēriņa modeli (3), katrā izvēļu kopā noteica apsaimniekošanas pazīmju svērtu koeficientu β un tā būtiskumu ($p < 0,05$) (3.8. tab.). Praktiski visos gadījumos vidējā svērtā koeficienta būtiskums atbilda sagaidāmajam. Rezultāti parādīja, ka to apsaimniekošanas paņēmieni būtiskums, kas ietekmē respondentu ainavas izvēli, izvēļu kopās ir atšķirīgs:

- „Buļļos” - pameža izciršana, sauso zaru nozāģēšana un labiekārtojums;
- „Anniņmuiža” - cena, atmirušas koksnes izvākšana un labiekārtojums;
- „Mangaļsalā” - atmirušas koksnes izvākšana; sauso zaru nozāģēšana un SQ situācija;
- „Mežaparkā” - atmirušas koksnes izvākšana un labiekārtojums.

3.8. tabula

Apsaimniekošanas pazīmju svērtais koeficients un tā būtiskums

Apsaimniekošana/ Izvēļu kopa	„Buļļi”		„Anniņmuiža”		„Mangaļsalā”		„Mežaparks”	
	β	Būtiskums	β	Būtiskums	β	Būtiskums	β	Būtiskums
Cena	-0.208	0.558	-0.410***	0.000	-0.113	0.231	-0.203**	0.012
Sauso zaru nozāģēšana	0.284**	0.028	0.328*	0.097	-0.226**	0.050	-0.476**	0.040
Pameža izciršana	0.829***	0.000	0.326*	0.093	-0.230*	0.093	0.139	0.582
Atmirušas koksnes izvākšana	0.234*	0.086	0.677***	0.000	0.651***	0.000	0.892***	0.000
Labiekārtojuma uzstādīšana	1.829**	0.039	1.204***	0.000	0.160	0.654	1.174***	0.000
<i>Status Quo</i>	0.608	0.110	-0.406	0.120	-0.396**	0.045	0.287	0.408

Apzīmējumi: būtiskums * - $p < 0,1$; ** - $p < 0,05$; *** - $p < 0,01$

β - apsaimniekošanas vidējais svērtais koeficients

Negaidīti zems būtiskums ir pameža izciršanai: tikai „Buļļos” $p < 0,01$; „Anniņmuižā” un „Mangaļsalā” - $p < 0,1$, bet „Mežaparkā” tas ir nebūtisks. „Buļļos” un „Anniņmuižā” visām apsaimniekošanas pazīmēm bija nozīmīga pozitīva ietekme, t.i. apsaimniekošana paaugstināja ainavas alternatīvas patēriņu. Atšķiras „Mangaļsalā”, kur pameža izciršanai un sauso zaru

nozāgēšanai bija negatīvs efekts, bet labiekārtojumam - nenozīmīgs. Var secināt, ka respondentu izvēli lielā mērā ietekmēja SQ situācija: „Mangaļsalas” izvēļu kopā ainavas pievilcību rada iespēja ērti pārvietoties un justies psiholoģiski komfortabli, tādēļ papildus apsaimniekošanas pasākumi nav nepieciešami. „Mežaparkā” negaidīti negatīvs vērtējums bija piešķirts sauso zaru nozāgēšanai, ko arī varētu izskaidrot ar SQ situāciju, kas atspoguļoja intensīvi apsaimniekota meža – parka ainavu.

Vidējā svērtā koeficienta vērtības SQ situācijai visās izvēļu kopās bija nebūtiskas, izņemot „Mangaļsalu”, kur šo ainavu respondenti novērtēja visaugstāk. Tātad kopumā respondenti deva priekšroku meža apsaimniekošanai, salīdzinot ar SQ situāciju.

Pazīmes „Cena” vidējam svērtajam koeficientam visās izvēļu kopās bija negatīva vērtība (alternatīvas derīgums samazinās). Negatīvā cena nozīmē negatīvu cenas ietekmi jeb mazāku šīs alternatīvas izvēles iespēju. Ja cena ir pozitīva, tad paveiktie apsaimniekošanas pasākumi palielina ainavas alternatīvas pievilcību. Iespējams, ka respondenti nepievērsa pietiekošu uzmanību apsaimniekošanas izmaksām: vai nu šī pazīme kopumā netika uztverta kā būtiska, vai arī netika adekvāti novērtēta, līdz ar to sagaidāmā vēlme maksāt būs ļoti liela.

Praktiskajā mežu apsaimniekošanā ļoti svarīgi ir noskaidrot vēlmes maksāt vērtības, salīdzinot ar SQ situāciju, jeb, atbilstoši noteiktās izvēles metožu teorijai, noteikt, cik daudz naudas respondents ir gatavs ieguldīt, lai sasniegtu noteiktas vides pazīmju izmaiņas salīdzinājumā ar situāciju pirms šīm izmaiņām. Vēlmes maksāt galējā vērtība ir atkarīga no sākotnējām apsaimniekošanas izmaksām, kas atspoguļotas 3.9.tabulā. Vēlme maksāt aprēķināta tikai tiem apsaimniekošanas pasākumiem, kas nav ietverti SQ situācijā. Ja cenas koeficients ir negatīvs, tad vēlmes maksāt vērtība ir augstāka nekā sākotnējās izmaksas. Šis fakts atspoguļo apsaimniekošanas sinerģētisko raksturu – vēlmes maksāt vērtība pasākumu kompleksam ir augstāka nekā atsevišķu apsaimniekošanas pasākumu summa.

3.9. tabula

Vēlme maksāt par SQ situācijas apsaimniekošanu

Izvēļu kopa/ apsaimniekošana	Sauso zaru izvākšana	Pameža izciršana	Atmirušās koksnes izvākšana	Labiekārtojuma uzstādīšana	Status Quo	Cena (LVL/ ha ⁻¹)	
						Esošā	WTP SQ
„Bullī”	-**	-	+	-	+	80.00	1133.21
MWTP koeficients	1.37	3.99	1.13	8.81	2.93		
WTP SQ (LVL/ ha ⁻¹) *	109.34	319.38	-	704.49	-		
„Anniņmuiža”	-	-	+	-	+	80.00	362.72
MWTP koeficients	0.80	0.80	1.65	2.94	- 0.99		
WTP SQ (LVL/ ha ⁻¹)	63.93	63.63	-	234.86	-		
„Mangaļsala”	-	+	+	-	+	200.00	283.20
MWTP koeficients	- 2.00	- 2.03	5.75	1.42	- 3.50		
WTP SQ (LVL/ ha ⁻¹)	- 398.9	-	-	283.2	-		
„Mežaparks”	+	-	+	-	+	150.00	968.55
MWTP koeficients	- 2.34	0.68	4.39	5.77	1.41		
WTP SQ (LVL/ ha ⁻¹)	-	102.44	-	866.11	-		

* - WTP SQ (LVL/ ha⁻¹) – vēlme maksāt par SQ situācijas apsaimniekošanu, izteikta Latvijas Valsts latos

** - apsaimniekošanas pazīme ir „+”, ja SQ situācijā tā veikta; „-”, ja netiek veikta

Nosakot galējās jeb marginālās vēlmes maksāt (WTP) vērtības katram no apsaimniekošanas pasākumiem, kas netiek veikti SQ situācijā, kā arī kopējo vēlmes maksāt summu par SQ situācijas apsaimniekošanu (3.9.tab), redzams, ka vēlmes maksāt vērtības ievērojami pārsniedz esošos viena hektāra apsaimniekošanas izdevumus. Tā, piemēram,

„Buļļos” vēlme maksāt 14 reizes pārsniedz esošos izdevumus (attiecīgi 1133,21 LVL un 80,00 LVL), „Anniņmuižā” - 4,5 reizes (attiecīgi 362,72 LVL un 80,00 LVL), „Mežaparkā”- sešas reizes (attiecīgi 968,55 LVL un 150,00 LVL). Izņēmums ir „Mangaļsala”, kur vēlme maksāt ir tikai 1,4 reizes augstāka par esošo (attiecīgi 283,20 LVL un 200,00 LVL). Redzams, ka „Mangaļsalā” esošā SQ situācija apmierina respondentu rekreācijas prasības. Tas lielā mērā izskaidrojams ar tipisko sausa priežu meža ainavu, kas esošajos pētījumos pierādīta kā visatraktīvākā meža ainava (Emsis, 1980). Salīdzinoši zemo galējo vēlmi maksāt „Anniņmuižā” var skaidrot ar takai izvēlēto mulčas materiālu, jo pārējās izvēļu kopās izvēlētais takas iesegums bija dēļu laipas. Bez tam arī vēlme maksāt par pameža izciršanu „Anniņmuižā” ir vismazākā (63,90 LVL), salīdzinot ar pārējām izvēļu kopām. Domājams, ka to var izskaidrot ar vienveidīgo un garlaicīgo SQ ainavu, ko pameža klātbūtne padara atraktīvāku un noslēpumaināku. Samērā zema vēlme maksāt par pameža izciršanu ir arī „Mežaparkā” (102,44 LVL), kas skaidrojama arī ar SQ ainavu, kurā pamežs priekšplānā jau ir izcirsts, taču fonā esošais pamežs padara ainavu atraktīvāku un daudzveidīgāku. Salīdzinoši vislielākā kopējā vēlme maksāt par apsaimniekošanu ir „Buļļos”, kur proporcionāli vislielāko summu respondenti vēlas maksāt par pameža izciršanu un labiekārtojuma uzstādīšanu (attiecīgi 319,38 LVL un 704,49 LVL).

Tomēr uzskatāms, ka iegūtās vēlmes maksāt vērtības nav adekvātas meža rekreācijas funkcijas monetārajai vērtībai un atspoguļo tikai respondentu stratēģisko uzvedību. Tas ir izskaidrojams ar nepilnībām, veidojot un īstenojot izvēles eksperimenta instrumentu, kas radīja neizpratni par pazīmes „cena” saistību ar respondentu kā nodokļu maksātāju ieguldījumu doto apsaimniekošanas pasākumu veikšanā. Iespējams, ka respondentiem raksturīga vienaldzība pret pašvaldības budžetu kopumā, vai arī šī pazīme kopumā respondentiem izrādījās nebūtiska. Līdz ar to iegūtās vēlmes maksāt vērtības parāda tika aktualitāti, un nepieciešami turpmāki pētījumi un uzlabojumi izvēles eksperimenta metodikā, lai iegūtu ticamus rezultātus.

Nākošajā solī datu analīzē visās izvēļu kopās SQ situāciju salīdzināja ar katru ainavas alternatīvu, lai noteiktu respondentu labklājības ietekmi. Diemžēl, tā kā pazīmi „Cena” respondenti nenovērtēja adekvāti, tad, veicot alternatīvu kompensācijas dispersijas koeficienta aprēķinus, šī pazīme tika izslēgta. Līdz ar to kompensācijas dispersijas koeficients aprēķināts nepilnīgi un nav tiešā veidā izmantojams lēmumu pieņemšanā par apsaimniekošanas pasākumu maiņu. Tas tikai ļauj izvēlēties ainavas alternatīvu ar augstāku „derīgumu” (*landscape utility*).

3.10. tabula

Alternatīvu kompensācijas dispersija, salīdzinājumā ar SQ situāciju

Izvēļu kopa/Alternatīva	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
„Buļļi”	6	5	7	3	1	2	4
„Anniņmuiža”	5	7	6	2	1	3	4
„Mangaļsala”	5	1	4	3	7	2	6
„Mežaparks”	5	4	3	1	2	7	6

Kompensācijas dispersijas rangs (ΔCV) attēlots 3.10.tabulā, salīdzinājumā ar SQ situāciju, kur „1” ir visaugstākais vērtējums, bet „7” – viszemākais (Pavlyuk, Jankovska, 2012). Redzams, ka visās izvēļu kopās augstākie rangi ir intensīvi apsaimniekotām ainavu alternatīvām (Nr.V-VIII). Izņēmums ir „Mangaļsala”, kur visaugstākais rangs ir III, ekstensīvi apsaimniekotai alternatīvai

3.5.2. Respondentu grupu izvēles

Pētījumā veikta arī respondentu meža ainavas izvēļu analīze pēc respondenta piederības sekojošām grupām: sievietes; vīrieši; respondenti, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs un darbdienās; respondenti, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs; respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs un darbdienās; respondenti ar vidējo un augstāko izglītību, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs.

Būtiskuma līmeni starp ainavu alternatīvu pazīmēm noteica, aprēķinot vidējo aritmētisko reprezentācijas intervālu un pieņemot, ka sakarība ir būtiska, ja Stjudenta kritērija teorētiskā vērtība $t_{0,05} > 1,96$ (Liepa, 1974). Trīs visbūtiskākās vērtības ainavu alternatīvām katrā no respondentu grupām, salīdzinot ar SQ situāciju, apkopotas 3.11.tabulā (Kupfere, 2011).

3.11. tabula

Respondentu grupu izvēļu būtiskums

Respondentu grupa/ Būtiskums		Vislielākais				Otrais lielākais				Trešais lielākais			
		Buļļi	Anniņmuiža	Mangalsala	Mežaparks	Buļļi	Anniņmuiža	Mangalsala	Mežaparks	Buļļi	Anniņmuiža	Mangalsala	Mežaparks
S	Alt. nr.	VI	VI	III	VII	VII	V	-	VI	V	VII	-	V
	t	8.16	6.40	3.38	3.71	4.13	4.80	-	3.05	3.80	3.29	-	2.69
V	Alt. nr.	VI	VI	III	V	VII	V	-	VI	VI	V	-	VIII
	t	6.50	6.53	3.98	4.71	5.50	5.32	-	2.30	3.03	3.59	-	-
Nn/Dd	Alt. nr.	IV	IV	III	VII	VII	V	-	III	IV	VII	-	II
	t	5.11	4.61	2.81	4.55	3.53	4.29	-	2.66	2.19	2.09	-	2.33
Nn	Alt. nr.	VI	VI	III	V	VII	V	-	VI	V	VII	-	VII
	t	9.26	8.04	4.45	6.10	6.06	5.77	-	3.69	5.03	4.50	-	2.84
I_Nn/Dd	Alt. nr.	VI	VI	III	V	VII	V	-	VI	V	VII	-	VII
	t	7.97	7.52	3.78	4.21	5.81	4.36	-	3.43	2.75	3.60	-	2.20
I_Nn	Alt. nr.	VI	VII	III	V	VII	V	VII	VI, VII	V	VII	-	III
	t	6.65	5.74	3.61	3.17	3.72	3.37	2.33	2.85	3.37	3.12	-	2.04

Apzīmējumi: Alt.Nr. alternatīvas modeļa kārtas numurs; t – Stjudenta kritērijs; respondentu grupas: S – sievietes; V – vīrieši; Nn/Dd - respondenti, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs un darbdienās; Nn - respondenti, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs, I_Nn/Dd - respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs un darbdienās, I_Nn - respondenti ar vidējo un augstāko izglītību, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs.

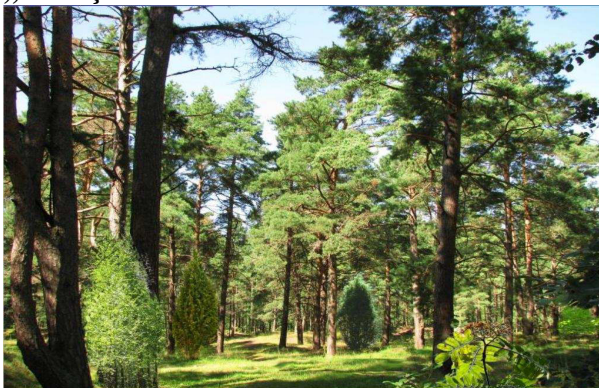
Zemāk attēloti tie meža ainavu alternatīvu modeļi katrai respondentu grupai, kuriem noteiktas visbūtiskākās atšķirības, veicot salīdzinājumu ar SQ situāciju (3.9. – 3.14.att.)



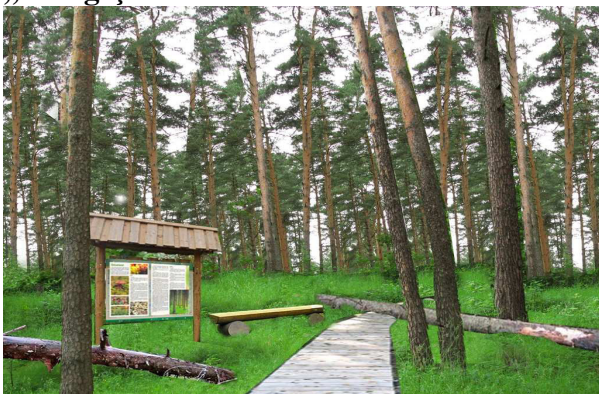
„Bullusala” - VI un VII alternatīva



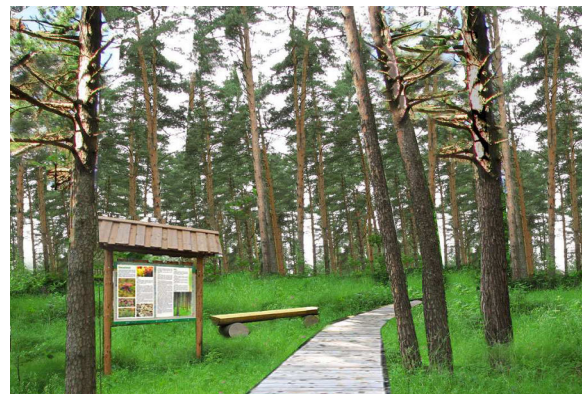
„Anniņmuiža” - VI un V alternatīva



„Mangalsala” - III alternatīva



„Mežaparks” - VII un VI alternatīva



3.9. att. Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Sievietes”, salīdzinot ar SQ situāciju
autore: I. Bojāre, 2011



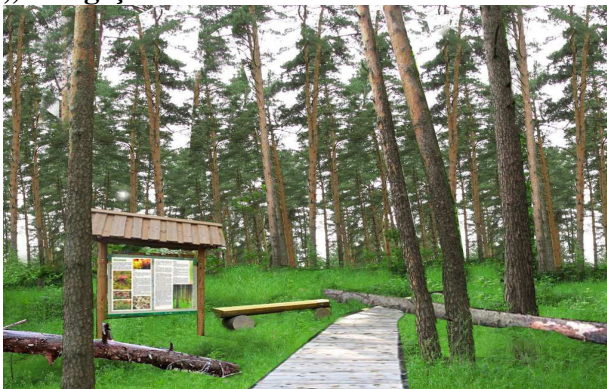
„Bullūsala” - VI un VII alternatīva



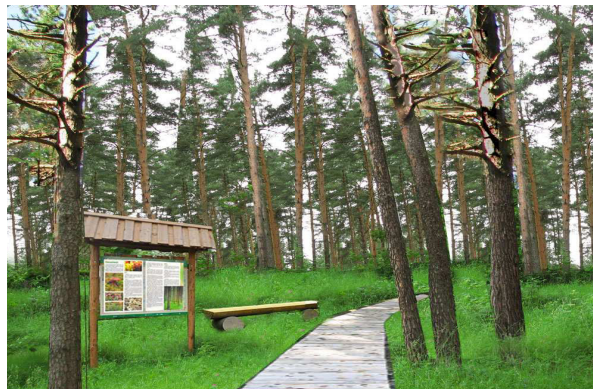
„Anņņmuiža” – VI un V alternatīva



„Mangālsala” – III alternatīva



„Mežaparks” - V un VI alternatīva



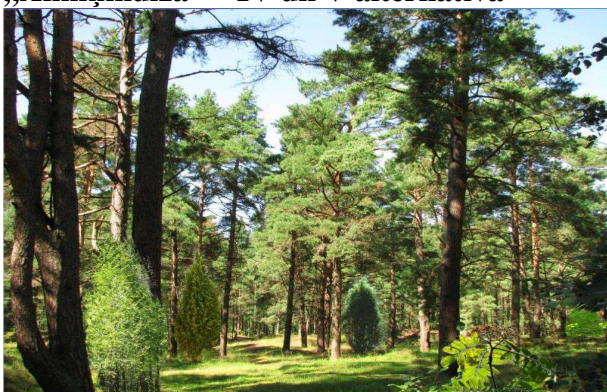
3.10. att. Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Vīrieši”, salīdzinot ar SQ situāciju
autore: I. Bojāre, 2011



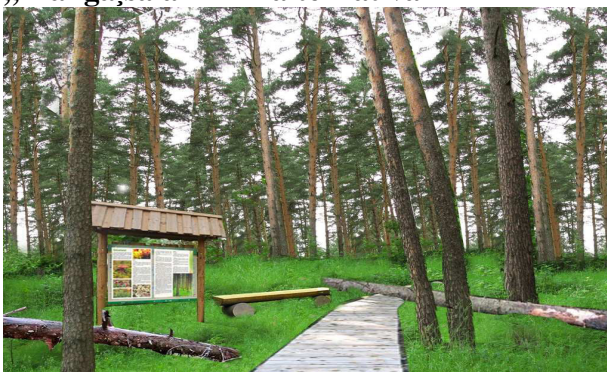
„Bullusala” - IV un VII alternatīva



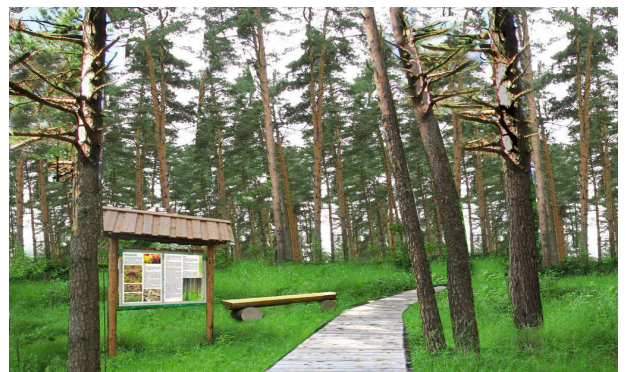
„Anņņmuiža” – IV un V alternatīva



„Mangalsala” – III alternatīva



„Mežaparks” – V un VI alternatīva



3.11. att. Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Respondenti, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs un darbdienās”, salīdzinot ar SQ situāciju

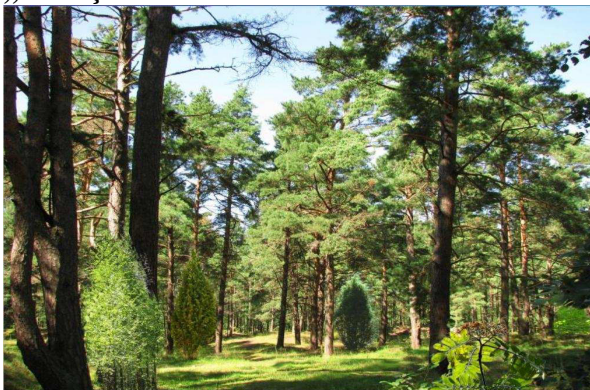
autore: I. Bojāre, 2011



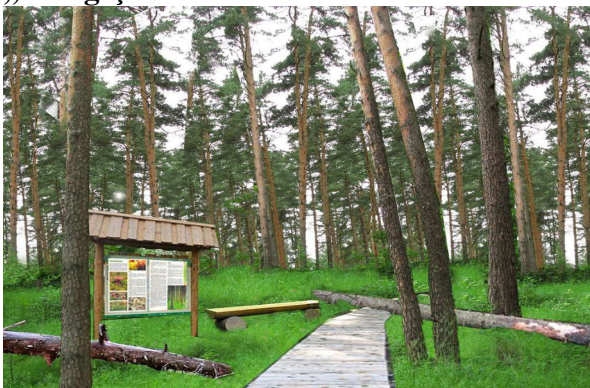
„Bullusala” - VI un VII alternatīva



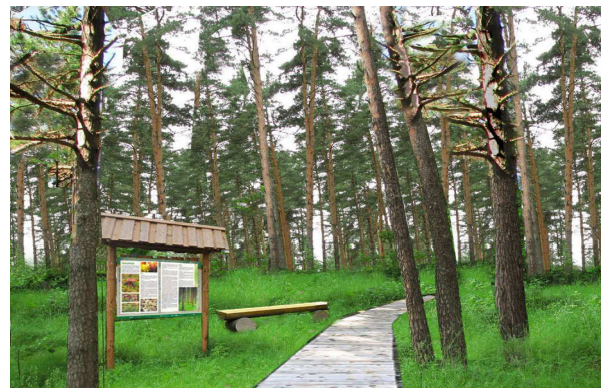
„Anņņmuiža” – VI un V alternatīva



„Mangalsala” – III alternatīva



„Mežaparks” – V un VI alternatīva



3.12. att. Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Respondenti, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs”, salīdzinot ar SQ situāciju

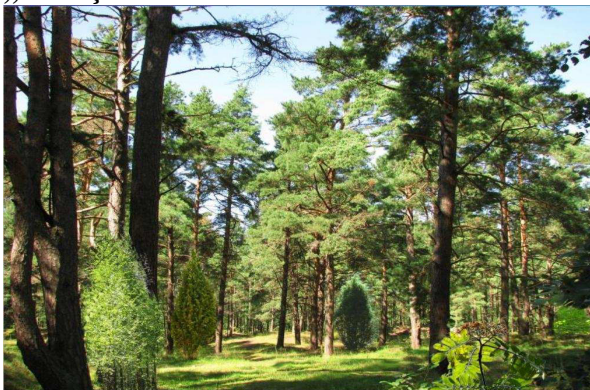
autore: I. Bojāre, 2011



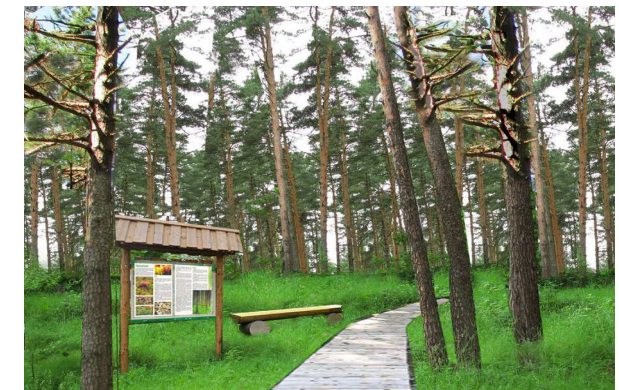
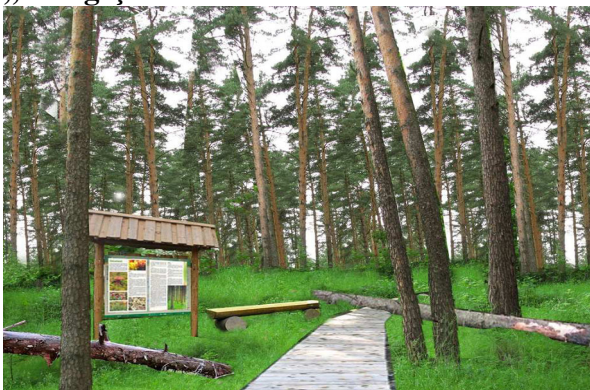
„Bullūsala” - VI un VII alternatīva



„Anņņmuiža” – VI un V alternatīva



„Mangālsala” – III alternatīva



„Mežaparks” – V un VI alternatīva

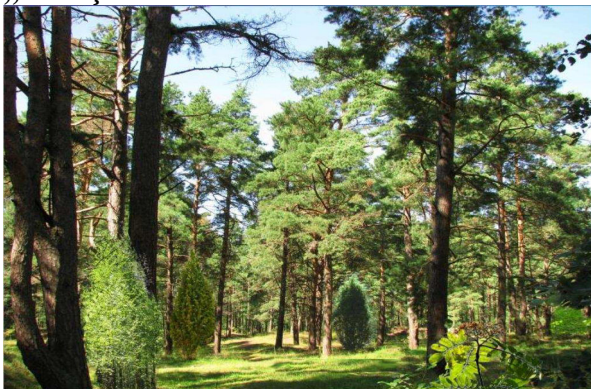
3.13. att. Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs un darb dienās”, salīdzinot ar SQ situāciju
autore: I. Bojāre, 2011



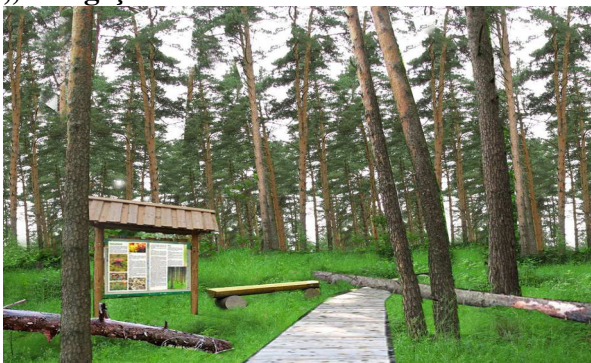
„Bullusala” - VI un VII alternatīva



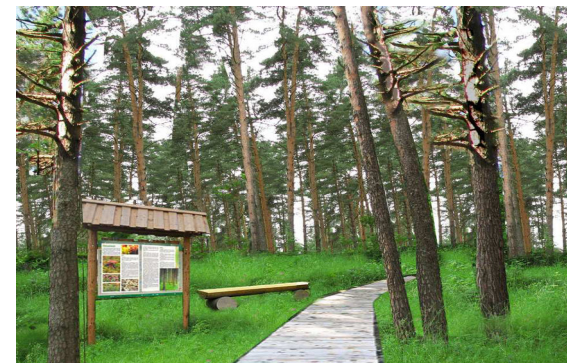
„Anņņmuiža” – VII un V alternatīva



„Mangaļsala” – III un VII alternatīva



„Mežaparks” – V un VI alternatīva



3.14. att. Visbūtiskākās izvēles respondentu grupā „Respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs”, salīdzinot ar SQ situāciju

autore: I. Bojāre, 2011

Izvēļu kopā „Buļļusala” visām respondentu grupām (izņemot respondentu grupu „respondenti, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs un darb dienās”) *visbūtiskākā* bija VI alternatīva, ko raksturo sekoši apsaimniekošanas pasākumi: izcirsts pamežs, atstāta atmirusī koksne un nokaltušie zari, uzstādīts labiekārtojums. *Otrā izvēle*. Visām respondentu grupām – VII alternatīva (pamežs nav izcirsts, atstāta atmirusī koksne un nokaltušie zari, uzstādīts labiekārtojums). Rezultāti kopumā sakrīt ar patēriņa izvēli (3.10. tab.).

Izvēļu kopā „Anniņmuiža” *visbūtiskākās* ainavas alternatīvas, kas uzrādīja visaugstāko būtiskumu, salīdzinot ar *Status Quo* situāciju, respondentu grupai „respondenti ar augstāko un vidējo uzglītību, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs – IV alternatīva (pamežs nav izcirsts, nozāģēti nokaltušie zari, atmirusī koksne nav izvākta, nav labiekārtojuma),” respondentu ar augstāko un vidējo uzglītību, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs” – VII alternatīva (pamežs izcirsts, nozāģēti nokaltušie zari, atstāta atmirusī koksne, izveidota mulčēta taka un uzstādīts informācijas stends). Pārējām respondentu grupām – VI alternatīva (pamežs izcirsts, nozāģēti nokaltušie zari, atmirusī koksne izvākta, izveidota mulčēta taka un uzstādīts informācijas stends). *Otrā izvēle*, salīdzinot ar SQ situāciju, visām respondentu grupām bija V alternatīva (pamežs nav izcirsts, nozāģēti nokaltušie zari, atmirusī koksne izvākta, izveidota mulčēta taka un uzstādīts informācijas stends).

Izvēļu kopā „Mangaļsala” visām respondentu grupām *visbūtiskākā* izvēle, salīdzinot ar SQ situāciju, bija III alternatīva (pamežs nav izcirsts, nokaltušie zari nav nozāģēti, atmirusī koksne izvākta). Tikai respondentu grupai „respondenti ar augstāko un vidējo uzglītību, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs” *otra būtiskākā* izvēle bija VII alternatīva (pamežs nav izcirsts, nokaltušie zari nav nozāģēti, atmirusī koksne nav izvākta, uzstādīta dēļu laipa).

Izvēļu kopā „Mežaparks” respondentu grupām „sievietes” un „respondenti, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs un brīvdienās” *visbūtiskākā* izvēle, salīdzinot ar SQ situāciju, bija VII alternatīva (pamežs izcirsts, nokaltušie zari nozāģēti, atmirusī koksne nav izvākta, uzstādītas dēļu laipas un informācijas stends). Pārējām respondentu grupām – V alternatīva (pamežs izcirsts, sausie zari nozāģēti, atmirusī koksne nav izvākta, uzstādītas dēļu laipas un informācijas stends). *Otra būtiskākā* izvēle respondentu grupai „respondenti, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs un brīvdienās” III alternatīva (pamežs izcirsts, nokaltušie zari nav nozāģēti, atmirusī koksne nav izvākta, nav labiekārtojuma). Pārējām respondentu grupām - VI alternatīva (pamežs izcirsts, nokaltušie zari nozāģēti, atmirusī koksne izvākta, uzstādītas dēļu laipas un informācijas stends).

Salīdzinot dažādu respondentu grupu izvēles un ainavas „derīgumu”(7., 8. tab.), var secināt, ka vairumā gadījumu izvēles sakrīt un, līdz ar to, divu dažādu metožu pielietošanā iegūti līdzīgi rezultāti.

Visās izvēļu kopās (izņemot „Mangaļsalu”) respondentu izvēlēs dominē intensīvi labiekārtots mežs, kurā notiek pameža izciršana, sauso zaru nozāģēšana, atmirušās koksnes izvākšana un labiekārtojuma ierīkošana. Ainavas vizuālajā vērtējumā dominē tādi ainavas uztveres elementi kā caurredzamība, pieejamība, nolasāmība, vienveidība kokaudzes vecuma un vertikālajā struktūrā. Domājams, ka gaismas faktors, kas spīd cauri kokiem ainavu alternatīvās bez pameža ir bijis viens no noteicošajiem faktoriem, jo SQ situācija attēloja samērā drūmu, vienveidīgu un garlaicīgu ainavu. Atbilstoši esošajiem pētījumiem, dominējošo izvēļu ainava atgādina parku, kas apliecina t.s. „savvanas tipa” mežaudzes izvēli ar zemu zemsedzi, labu caurredzamību un pieejamību.

Nedaudz zemāks vērtējums visās izvēļu kopās (izņemot „Mangaļsalu”) piešķirts tādai meža ainavai, kur atstāta atmirusī koksne. Kaut gan šajās izvēlēs labiekārtojums joprojām ir būtisks, tomēr atmirusī koksne būtiski padara ainavas kompleksu un rada noslēpumainu noskaņu, kā arī pozitīvi ietekmē bioloģisko daudzveidību.

Pēc vērtības trešo būtiskāko ainavu, salīdzinot ar SQ situāciju visās izvēļu kopās (izņemot „Mangaļsalu”) raksturo pamežs un labiekārtojums. Apskatot izvēlētās hipotētiskās

ainavas var secināt, ka, kaut gan pamežs, no vienas puses, rada noslēgtu un necaurredzamu ainavu, kas, saskaņā ar esošajiem pētījumiem, cilvēku izvēli pēc rekreācijas būtiski samazina, tomēr labiekārtojums (īpaši dēļu laipas) rada drošības un virziena sajūtu, kā arī liecina par cilvēku klātbūtni. Arī šī tipa ainavas, līdzīgi kā pēc nozīmības otrās patīkamākās ainavas, raksturo vienveidīga kokaudzes vecuma struktūra, taču pamežs to padara kompleksu un noslēpmainu, kā arī palielina bioloģisko daudzveidību.

Rezultāti parādīja, ka respondenti neadekvāti novērtēja cenu kā pazīmi, kas raksturo alternatīvā veikto mežsaimniecisko pasākumu izmaksas. Izņēmums bija "Anniņmuiža", un to varētu skaidrot, ka, tā kā mežaudzes ainava ir vienveidīga un garlaicīga, informācijas stenda un takas izmantošana rada vizuālus akcentus, tādējādi piešķirot ainavai kompleksu raksturu.

„Mangaļsalas” izvēļu kopa bija vienīgā, kur dominēja vienprātība respondentu izvēlēs, visaugstāk novērtējot trešo alternatīvu. Salīdzinājumā ar citām izvēļu kopām, kur katru nākošo alternatīvu pēc SQ situācijas raksturo intensīvāka apsaimniekošana, šajā izvēļu kopā visvairāk izvēlētajā alternatīvā pameža klātbūtne izrādījās visbūtiskākā un pievilcīgākā pazīme. Turklāt, atšķirībā no pārējām izvēļu kopām, labiekārtojumam nebija būtiskas nozīmes. Tā kā šīs izvēļu kopas SQ situācija būtiski atšķiras no pārējām, tad var secināt, ka SQ situācija ietekmē respondentu izvēli. Esošā, caurskatāmā un viegli pieejamā priežu lāna ainava respondentiem bija pievilcīgāka, ja to veidoja pamežs, veicinot daudzveidīgas kokaudzes struktūras izveidošanos, kā arī uzlabojot ainavas kompleksumu un noslēpumainību.

Veicot izvēlēto hipotētisko meža ainavu psiho-emocionālo analīzi var secināt, ka, līdzīgi kā pierādīts citos pētījumos, apstiprinās vizuālās uztveres dominēšana pār kognitīvo uztveri. Cilvēki vispirms novērtē ainavu pēc tās psiho-emocionālajiem un biofiziskajiem parametriem. Izmantojot grafiskus attēlus, respondenti viegli atpazīna un varēja novērtēt dažādu apsaimniekošanas pasākumu ietekmi uz ainavu, taču apraksta veidā sniegtajai informācijai par pazīmēm „cena” un „bioloģiskā daudzveidība” netika pievērsta pietiekami liela uzmanība. Abas šīs pazīmes pieprasa no respondenta kognitīvu pieeju un ekoloģiskās zināšanas. Var secināt, ka šīs pazīmes respondentiem bija nebūtiskas un, līdz ar to, to izmantošana Izvēles eksperimentā bija neveiksmīga. Pētījumā īpaši izdalītas respondentu grupas „Respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas apmeklē mežu darbdienās/ nedēļas nogalēs” un „Respondenti ar augstāko un vidējo izglītību, kas apmeklē mežu nedēļas nogalēs” kurai, saskaņā ar esošajiem pētījumiem, vajadzētu uzrādīt augstāku izvēles rādītāju ekoloģiski estētiskai un bioloģisko daudzveidību veicinošai ainavai. Tomēr šo grupu respondentu izvēles neuzrādīja būtiskas atšķirības.

Salīdzinot iegūtos rezultātus ar citās valstīs veiktajiem pētījumiem, Rīgas iedzīvotāji salīdzinoši maz izvēlējās SQ meža ainavu, priekšroku dodot intensīvi apsaimniekotām alternatīvām. Citos pētījumos uzsvērts, ka respondenti kopumā ir tendēti izvēlēties SQ alternatīvu, izskaidrojot to ar grūtībām, kas rodas veicot izvēli starp alternatīvām vai vispārēju nevēlēšanos iedziļināties uzdevumā (Horne et al., 2005; Hanley et al., 1998).

„Mangaļsalas” izvēļu kopa bija vienīgā, kur dominēja vienprātība respondentu izvēlēs, visaugstāk novērtējot trešo un ceturto alternatīvu. Salīdzinājumā ar citām izvēļu kopām, kur katru nākošo alternatīvu pēc SQ situācijas raksturo intensīvāka apsaimniekošana, trešajā izvēļu kopā visvairāk izvēlētajā alternatīvā pamežs izrādījās visbūtiskākā un pievilcīgākā pazīme. Turklāt, atšķirībā no pārējām alternatīvām, šajā izvēļu kopā labiekārtojumam nebija būtiskas nozīmes. Tā kā šīs izvēļu kopas SQ situācija būtiski atšķiras no pārējām, tad var secināt, ka SQ situācija ietekmē respondentu izvēli. Esošā, caurskatāmā un viegli pieejamā priežu lāna ainava respondentiem šķita pievilcīgāka, un, pievienojot pamežu, uzlabojās kokaudzes struktūra, ainavas kompleksums un noslēpumainība.

Var secināt, ka kopumā ainavu izvēlēs dominē prasība pēc intensīvas apsaimniekošanas – galvenokārt pameža izciršanas un labiekārtojuma (koka laipa, mulčēta taka, atpūtas vietas, informācijas stends). Domājams, ka caurskatāma ainava padara teritoriju psiholoģiski

komfortablāku. Izvēlētajās ainavas alternatīvās ar pamežu vai atmirušo koksni, laipas un atpūtas vietas liecina par cilvēku klātbūtni un norāda kustības virzienu, uzlabojot apmeklētāja drošības sajūtu.

3.5.3. Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošana un plānošana

Mūsdienīgai pilsētas meža apsaimniekošanai un plānošanai ir jāseko līdzi klimata izmaiņu radītajām sekām, invazīvo sugu izplatībai, jāveicina bioloģiskā daudzveidība ar dabisko traucējumu izmantošanu un dažādu sukcesijas stadiju vienlaicīgu uzturēšanu, kā arī meža apsaimniekošana jāveic atbilstoši vietējo iedzīvotāju prasībām. Klimata izmaiņu un citu traucējumu izraisītās meža stāvokļa un sugu sastāva izmaiņas ir novērtējamas tikai ar attīstītu monitoringa sistēmu. Tā kā Rīgā šāda sistēma nepastāv, tad nav arī iespējams radīt efektīvas programmas un veikt budžeta plānošanu, pielāgoties izmaiņām, kā arī efektīvi komunicēt ar sabiedrību un likumdevējiem. Mūsdienu „sarūkošās pilsētas” (*shrinking cities*) tendenci ietekmē arī Rīgā pilsētplānošanas vadlīnijas varētu mainīt uz pamesto urbanizēto teritoriju apmežošanu vai esošo mežu masīvu platību palielināšanu.

Pamatojoties uz Clark et al. (1997) ilgtspējīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas kritērijiem, Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanā un plānošanā var izdalīt sekojošas problēmas:

I - meža veģētācijas resursu ietvarā:

- 1) vienveidīga koku vecuma struktūra, kas rada draudus bioloģiskajai daudzveidībai,
- 2) nekontrolēta pilsētas mežu izmantošana rekreācijā un zemsedzes nomīdīšana,
- 3) meža zemes transformācija,
- 4) piesārņojums, slimības un kaitēkļi,
- 5) invazīvo un introducēto sugu konkurence un draudi,
- 6) mežu masīvu fragmentācija un aprautas/ krasas mežmalas;

II - mežu apsaimniekošanas ietvarā:

- 1) nepietiekams finansējums,
- 2) pilsētas ainavas un zaļās telpas, tajā skaitā, mežu plānošanas dokumentu trūkums,
- 3) nepietiekams mežu veģētācijas monitoringa paņēmieni klāsts un iespējas,
- 4) nepietiekams mežu nodrošinājums ar labiekārtojumu, infrastruktūru un pieejamību,
- 5) lokālajā plānošanas līmenī veiktās izpētes un analīzes netiek integrētas pilsētas zaļās telpas attīstības plānošanā;

III - sociālajā ietvarā:

- 1) nepietiekama sadarbība ar pašvaldības struktūrvienībām, nevalstiskajām organizācijām, mežu privātpašniekiem un sabiedrību,
- 2) vietējo iedzīvotāju zināšanu trūkums par mežu apsaimniekošanas metodēm un mežaudžu atjaunošanas nepieciešamību,
- 3) sabiedrības locekļu subjektīvais vērtējums par rekreācijai piemērotu meža ainavu,
- 4) pētījumu trūkums par sabiedrības prasībām un paradumiem mežā.

Apkopojot pieejamo vēsturisko materiālu par Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanu un ārzemju pieredzi pilsētu mežu apsaimniekošanā, kā arī izmantojot dotajā pētījumā iegūtos

rezultātus, kā iespējamus virzienus praktiskajā Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanā un plānošanā var minēt:

- 1) parastās priedes dabiskās atjaunošanās veicināšana un boreālo mežu biotopu saglabāšana;
- 2) nemorālo mežu sugu attīstības veicināšana;
- 3) ekstensīvu apsaimniekošanas metožu pielietošana;
- 4) rekreācijas un ekoloģiskās funkcijas mijiedarbība un līdzsvarota attīstība;
- 5) kompleksas pieejas veicināšana pilsētas meža apsaimniekošanā un plānošanā.

Parastās priedes dabiskās atjaunošanās nodrošināšana un boreālo mežu biotopu saglabāšana

Dabisko traucējumu vai apsaimniekošanas paņēmieni rezultātā radušies „logi” koku vainagu slēgumā var būt ļoti atšķirīgi pēc platībām un attāluma no apkārtējiem kokiem, un, kā pierāda pētījumi, ir galvenie faktori turpmākajā meža attīstībā. Dažādu klimatisko, ekoloģisko un antropogēno faktoru ietekmē, uzlabojoties gaismas apstākļiem pamežā, pastiprinās gaismas prasīgo lapukoku un krūmu augšana, taču to nobiru slānis traucē sūnu attīstību, un veicina lakstaugu sugu skaita palielināšanos. Rodas labvēlīgi apstākļi cieta lapu koku sugu ienākšanai mežaudzes sastāvā, un parastās priedes dabiskā atjaunošanās ir apgrūtināta. Ilgākā laika periodā nobiras uzlabo augšnes auglību, kā rezultātā mainās nabadzīgajiem augšnes apstākļiem raksturīgo sugu sastāvs (Hamberg et al., 2008). Priedes sējeņu atjaunošanās notiek visu izmēru „logos”, taču sasniedzot septiņu gadu vecumu, to skaits sarūk, ja „loga” lielums samazinās. Priežu sējeņu bojāeju mežos skaidro ar iespējamo palielināto augšnes auglību un citu augu sugu konkurenci (Dobrowolska, 2006). Latvijā konstatēts, ka mežu aizzelšana ar ekspansīvām graudzāļu sugām (galvenokārt niedru ciesu) notiek 1600 m² lielos „logos” (Donis, 2011), ar ko varētu pamatot šī procesa sastopamību, piemēram, Juglas un Biķernieku mežos. 1996. gada apsaimniekošanas projektā uzrādīts, ka pilsētas mežu paaugā dominē parastais ozols, un parastā priede tikai nedaudz pārsniedz parastās kļavas aizņemtās platības. 2010. gada veģetācijas analīžu rezultāti apstiprina, ka parastās kļavas (III konstantuma klase koku stāvā un IV – krūmu stāvā) un parastā ozola (IV konstantuma klase krūmu un lakstaugu stāvā) īpatsvars Rīgas mežos saglabājas nozīmīgos apmēros. Lehvāvirta, Rita (2002), pētot 30 mežu masīvus mežus Somijas pilsētās Helsinkos un Vantaa uzsver, ka kļavas, apses un citu nemorālo sugu sējeņu skaita palielināšanās potenciāli norāda uz nobriedušo mežu sastāva izmaiņām, kaut arī priedes sējeņu skaits konstatēts kā pietiekams, lai uzturētu mežu atjaunošanos.

Kā parāda pētījumi citās valstīs, parastās priedes mežu veģetācijas saglabāšanā liela nozīme ir rekreācijas slodzei un apmeklētāju skaitam uz laukuma vienību. Šiem mežiem ir vismazākā tolerance pret nomīdīšanu: jo vairāk apmeklētāju, jo būtiskāka ietekme uz raksturīgo sīkkrūmu un sūnu veģetācija (Malmivaara et al., 2002). Pētījumā veiktās veģetācijas analīzes pierāda, ka boreālo sugu daudzveidība ir atkarīga no meža masīva lieluma, kas, savukārt, ir saistīts ar rekreācijas slodzi. Pētījumā noteiktās neietekmēto mežu augu sabiedrības praktiski sakrīt ar tiem mežu masīviem, kas platības ziņā ir lielāki, atrodas pilsētas nomalēs un ir savienoti ar ārpuspilsētas mežiem, kā arī kuros potenciālā rekreācijas slodze nav nozīmīga, vai tolerance pret rekreācijas slodzi ir augsta (Buļļusalas, Mangaļsalas, Bolderājas, Jaunciema, Šmerļa, Juglas un Biķernieku mežu masīvi). Šie mežu masīvi atšķiras no t.s. ietekmētajiem mežiem ar salīdzinoši lielu parastās priedes projektīvo segumu (63-90%), kā arī krūmu un lakstaugu stāvā sastopamās priedes norāda uz šīs koku sugas atjaunošanās spēju, tādēļ jāturpina meža apsaimniekošana, kas veicina šīs sugas augšanu un priedes dabisko atjaunošanos.

Parastās priedes atjaunošanos var uzlabot ar kopšanas cirtēm un pameža daļēju izciršanu. Lai pārveidotu monokultūru par daudzveidīga vecuma un struktūras mežaudzi, kopšanas cirtē jāveido atvērumus, kā arī jāieaudzē jauni kociņi un jāveicina to attīstība. Jaunu atvērumu veidošana, vai esošo palielināšana līdz 0,02 - 0,03 ha veicina gaismas piekļuvi un

jauno koku iesēšanos dabiskā ceļā. Lai veicinātu parastās priedes dabisko atjaunošanos un ņemot vērā, ka priede ir gaismas prasīga suga, atvērumu jāveido 0,03 - 0,04 ha. Tajos nogabalos, kur raksturīga blīva paauga un atvērumi ir pietiekami lieli, paauga jāizcērt, lai priedes varētu iesēties un sekmīgi atjaunoties. Nesekmīgas parastās priedes atjaunošanās gadījumā jāveic papildināšana – stādīšana. Nākamo cirtes plānošanu var veikt, kad radītajos atvērumos izveidojusies spēcīga paauga, kas varētu notikt 10 - 15 gadu laikā.

Nemorālo mežu sugu attīstības veicināšana

Ietekmēto mežu grupā Rīgā raksturīgākās izmaiņas augu sugu sastāvā ir palielināts nemorālo koku sugu skaits un projektīvais segums krūmu un lakstaugu stāvā (parastais ozols, parastā kļava), palielināts pamežā esošo krūmu sugu skaits un projektīvais segums, ruderalo un nitrofilo sugu īpatsvars, kā arī samazināts boreālajiem mežiem raksturīgo sīkkrūmu un sūnu sugu skaits/ projektīvais segums. Kā pierāda dotais pētījums, ietekmētos mežus raksturo sekojošas fizio-ģeogrāfiskas pazīmes: tie ir nelieli pēc platības, izolēti; atrodas vēsturiski blīvi apdzīvoto rajonu tuvumā, vai pie teritorijām, kurās pēdējos gados raksturīgs straujš iedzīvotāju skaita kāpums (Anniņmuižas, Šampētera, Katlakalna, Ulbrokas, Mežaparka, Bābelītes, Lāčupes, Vecdaugavas mežu masīvi).

Kā galvenie faktori, kas tiešā veidā var izraisīt parastā ozola attīstību priežu mežu pamežā literatūrā minēti abiotiskie faktori – gaismas un mikroklimate izmaiņas, un netiešā veidā – augsnes auglības palielināšanās, ko izraisa lapukoku un krūmu nobiras (Van Oifen et al., 2005; Vesterdal et al., 2008). Pētījumi Polijā un ASV parāda, ka ozolu dabiskā atjaunošanās var būt svarīgs rādītājs koku sugu sastāva maiņas procesā, un dabiskā meža atjaunošanās ir viens no būtiskākajiem faktoriem, kas ietekmē kokaudzes attīstību nākotnē (Zerbe et al., 2002; Dobrowolska, 2006). Tomēr joprojām trūkst pētījumu par veģetācijas ilgtermiņa dabisko dinamiku parastās priedes mežos pilsētās (Goris et al., 2007). Dobrowolska (2006) pētījumi pierāda, ka pastāv sakarība starp koku vainagu „logu” izmēriem un ozola atjaunošanos: visās ozola jaunaudžu vecuma grupās koku skaits ir atkarīgs no „loga” izmēriem. Kaut gan ozola atjaunošanās notiek veiksmīgi visu izmēru „logos”, vislielāko blīvumu un sastopamību sējeņi sasniedz, ja „logu” izmēri ir 100-150 m² un 151-300 m². Bez tam ozolu atjaunošanās ir atkarīga no nobriedušo ozolu skaita, kas aug „loga” apkārtnē, kur sēkļu pārvietošanā liela nozīme ir sīļiem (Sūna, 1979). Ozolu sējeņu vitalitāte un izturība pret traucējumiem visās ozolu jaunaudzes attīstības stadijās parāda, ka parastais ozols var kļūt par dominējošo sugu nākotnē, ja pielietots atbilstošs apsaimniekošanas režīms (Dobrowolska, 2006). Tādēļ tajos Rīgas mežos, kur konstatēta boreālo priežu mežiem neraksturīga veģetācija, ieteicams veicināt kokaudzes nomaiņu ar parasto ozolu un citām nemorālo jeb platlapju mežu koku sugām. Gan no ekoloģiskā, gan ekonomiskā viedokļa ir izdevīgi izmantot dabiskos meža atjaunošanās procesus kokaudzes ilgtspējības un bioloģiskās daudzveidības palielināšanā.

Ekstensīvu apsaimniekošanas metožu pielietošana

Apsaimniekošanas pasākumu jeb cilvēka izraisītu traucējumu izvēle ietver plašu likumdošanas noteiktu, ekonomisku, ekoloģisku un sociālu faktoru kopumu. Wohlgemuth et al. (2002) uzskata, ka tieši traucējumi ir visbūtiskākais dinamiskais faktors, kas rada izmaiņas sugu daudzveidībā. Līdztekus tādu meža apsaimniekošanas paņēmienu plānošanai, kas nodrošina mežu rekreācijas funkcijas, pilsētas mežu apsaimniekotājiem jānodrošina meža kā ekosistēmas dabisko procesu un tajā skaitā, sukcesijas vadāmību. Dabiskajā vidē traucējumi var variēt telpas un laika mērogā, nodrošinot vienlaicīgi vairāku sukcesijas stadiju pastāvēšanu, tomēr pilsētvidē gandrīz visi dabiskie procesi un traucējumi (ugunsgrēki, kaitēkļu bojājumi, slimības un applūšana) ir ierobežoti, aizstājot tos ar cilvēku izraisītiem traucējumiem, kam ir kompleksa un ilgstoša ietekme uz sugu daudzveidību. Dažādi izlases

ciršu veidi, atzarošana, pameža izciršana, atmirušās koksnes izvākšana, nomīdīšana utt. mežus mākslīgi uztur noteiktā sukcesijas stadijā. Parasti tā ir sukcesijas brieduma fāze, taču bez tipiskajām vecas dabiskās mežaudzes pazīmēm un vēlīnās sukcesijas stadijas raksturotājiem - liela izmēra kritālām un lielu dimensiju kokiem. Kā uzsver Kämpf Binelli et al. (2000), maza mēroga pilsētas meža apsaimniekošanas projektos jābūt ietvertam sukcesijas un traucējumu jēdzienam. Homogēni apsaimniekošanas paņēmieni samazina visa veida, tajā skaitā arī bioloģisko daudzveidību (Bunnell, Huggard, 1999), kamēr vairāku sukcesijas stadiju vienlaicīga pastāvēšana aizkavē ekosistēmas līdzsvara stāvokļa sasniegšanu vai pat panāk, ka tas nekad netiks sasniegts (Brūmelis et al., 2011). Turklāt šāda situācija rada heterogēnu ainavu un veicina bioloģisko daudzveidību. Lai nodrošinātu bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu, piemēram, ASV pilsētās, tajās mežaudzēs, kas sasniegušas vēlīnās sukcesijas stadiju, pielieto dažādvecuma meža apsaimniekošanas sistēmu. Šādu mežaudžu apsaimniekošanā vienlaicīgi veic kopšanas un atjaunošanas cirtes, ievērojot regulāru 15-50 gadu intervālu. Apsaimniekojot dažādvecuma mežaudzes, pielieto t.s. grupu izlasi (izcērt atsevišķus „logus”), atsevišķu koku izlasi, vai apvieno kopšanas cirti ar atjaunošanas cirti. Grupu izlasē izcirsto koku vietā izveidojas nelielas paaugas grupas. Nelielu atvērumu veidošana mežaudzes koku vainagu slēgumos rada mikrovidi ēncietīgu augu attīstībai, bet lielāku – gaismas prasīgo augu atjaunošanai. Pielietojot atsevišķu koku izlases metodi, visās vecuma grupās kokus izcērt apmēram vienādi, lai veicinātu atstāto koku augšanu, vai lai rastos brīva vieta jaunu augu attīstībai.

Turklāt, bioloģisko daudzveidību veicinoša apsaimniekošana nozīmē ne tikai dažādu sukcesijas stadiju uzturēšana mežu biotopos, bet arī telpiskās saiknes saglabāšanu starp izolētajiem biotopiem. Ja pilsētas mežu apsaimniekošanas mērķis ir sugu daudzveidības palielināšana, tad jārada plaša spektra apstākļi, kur nevar izmantot tipveida apsaimniekošanas shēmas. Taču meža apsaimniekošanas speciālistiem trūkst zināšanu par dabisko traucējumu režīmiem, to izveidotajām sukcesijas stadijām un ainavas veidošanos. Apkopojot ārzemju literatūru, var minēt sekojošus ekstenzīvas apsaimniekošanas piemērus pilsētu mežos, kas veicina heterogēnu mežaudžu veidošanos:

- dabiskā atjaunošanās; Velsā, Lielbritānijā, pētot tādu mežu atjaunošanās iespējas, kas paredzēti mežizstrādei, secināts, ka izsējot koku sēklas jaunaudzēs un vidēja vecuma audzēs, veiksmīgi notiek meža atjaunošanās; veidojas dažādvecuma mežaudze, ko ietekmē sukcesija, un paņēmieni ir ekonomiski izdevīgi;
- nelielu mākslīgi radītu „logu” veidošana un augsnes virskārtas kā sēklu bankas pārvietošana no tuvējām mežu teritorijām; piemēram, Japānā, izmantojot augsnes virskārtas pārvietošanu notika sekmīga 30 gadus vecas mākslīgi stādītas audzes pamežā esošo augu sugu attīstība un bioloģiskās daudzveidības paaugstināšana (Nakamura et al., 2005);
- invazīvo sugu kontrole, pakāpeniski pārejot uz vietējo sugu dominanci pilsētu mežos (Stewart et al., 2004); piemēram, ASV, šo sugu kontrolē izmantojot herbicīdus, taču tos pielieto tikai tad, ja citi apkarošanas paņēmieni bijuši neefektīvi šo sugu kontrolē un esošo biotopu atjaunošanā;
- esošo pilsētu mežparku un mežu teritoriju platību saglabāšana un/ vai palielināšana; pētījumi pierāda, ka masīva teritorijas lielums ir galvenais faktors, kas nosaka sugu daudzveidību un citu bioloģiskās daudzveidības indikatoru daudzveidību (Cornelis, Hermy, 2004).

Rekreācijas un ekoloģiskās funkcijas mijiedarbība un līdzsvarota attīstība

Kā atzīst I. Emsis (1980), Rīgas pilsētā 60% no visiem mežu masīviem ir pret slodzēm nenoturīgi (Kleistu, Jaunciema, Katlakalna meži), bet tikai 13% no mežaudzēm - relatīvi noturīgi (Juglas, Biķernieku, Šmerļa un Mežaparka meži). Savukārt 1996. gadā, vērtējot kopumā pilsētas mežu noturību pret rekreācijas slodzēm, vislielākais priežu audžu īpatsvars (29,5%) atbilda 4. noturības klasei, 29,9% – 5. noturības klasei, bet 25,9% atbilda pirmajai jeb viszemākās noturības klasei (Projekts 1997-2006).

Rekreācijas mežos, ja tajos neveic labiekārtošanas darbus un neiekārto pastaigu celiņus, cilvēku pārvietošanās notiek neorganizēti, laika gaitā veidojot taku tīklu. Tā, piemēram, 1980. gadā Mežparkā taku kopplatība bija 8,4%, Silenieku-Biķernieku mežā – 6,3%, bet vismazāko kopplatību konstatēja Vecāķu meža masīvā – 0,7% (Emsis, 1980). Saskaņā ar Lehvāvirta (1999), pēc nomīdīšanas intensitātes takas mežā var iedalīt sekojošās grupās: viegli, vidēji, stipri un pilnīgi nomīdīta takas. Mežaudžu izmaiņu pakāpes raksturošanai visbiežāk kā indikatorpazīmi izmanto izbradāto laukumu un taku attiecību pret neietekmēto laukuma daļu. Veicot mežaudžu degradācijas pakāpes noteikšanu 1996. gadā, konstatēja, ka visos pilsētas mežos 53,8% priežu audžu ir mazizmainītas, 44,9% - degradācijas pazīmes nav konstatētas vai ir nebūtiskas, 0,8% - vidēji izmainītas, 0,4% - stipri izmainītas. Detalizētā mežu inventarizācijā nomīdījumu nekonstatēja 86% lielā platībā (Projekts 1997-2006). 1980. gados stipri izmainītās parastās priežu audzes konstatēja Mežparka, Imantas un Silenieku-Biķernieku meža masīvos, bet 1996. gadā – vienīgi Imantas – Mārupes meža masīvā. Vismazākās izmaiņas 1980. gadā konstatēja Buļļu, Kleistu, Mārupes un Šķirotavas mežos, bet 1996. gadā - Buļļu, Mangaļsalas, Vecāķu – Vecdaugavas, Jaunciema, Šmerļa-Biķernieku un Šķirotavas mežu masīvos (Emsis, 1980; Projekts 1997-2006). Salīdzinot degradācijas dinamiku, var secināt, ka no 1980. - 1996. gadam situācija kopumā nebija būtiski mainījies pilsētas perifērijā esošajos masīvos – Buļļu, Mangaļsalas, Kleistu, kā arī intensīvi noslogotajos Imantas un Šķirotavas mežu masīvos, taču Šmerļa – Biķernieku un Mežparka masīvā situācijas bija uzlabojusies.

Analizējot Rīgas pilsētas mežaudzes, var secināt, ka izmaiņas augu sugu sastāvā ir cieši saistītas ar mežaudzes toleranci pret rekreācijas slodzi, mežaudzes platību, kā arī iedzīvotāju skaita dinamiku tuvējā apkaimē. Pētījumos ārzemēs konstatēts, ka īpaši cieš meži, kas atrodas tuvu dzīvojamajiem rajoniem, un kuros spējējas bērni, izraisot nomīdīšanu pat 4-8 m attālumā no takas (Florgård, Forsberg, 2006). Tomēr arī uzskata, ka parastās priedes mežiem raksturīgie augi spēj izdzīvot arī blīva taku tīkla apstākļos, saglabājoties neietekmētajās platībās starp tām (Florgård, 2000). Kaut gan vislielākā potenciālā rekreācijas slodze konstatēta nelielajos, pilsētas centram vistuvāk esošajos Biķernieku, Šmerļa un Juglas mežos, tomēr pēc to veģetācijas analīzes tie atbilda neietekmēto mežu grupai. Tas nozīmē, ka galvenais faktors veģetācijas dinamikā ir mežaudzes noturība pret slodzēm, kā arī to ietekmējusi iedzīvotāju skaita samazināšanās pēdējās desmitgadēs. Mežparka mežs, kaut gan pēc I. Emša (1980) pētījumiem arī pieder pie relatīvi noturīgajām mežaudzēm, pēc veiktajām veģetācijas analīzēm atbilda ietekmēto mežu grupai. To varētu skaidrot ar to, ka šis mežs ir izolēts un vēsturiski iecienīta rīdzinieku aktīvās atpūtas teritorija. Bez tam, pagājušā gadsimtā, superfosfātu rūpnīcas ietekmē bojā gājušo priežu vietā tika stādītas platlapju koku un invazīvo krūmu sugas (Sūna, 1979). Kleistu, Katlakalna un Ulbrokas meži, kaut gan atrodas pilsētas nomalē un ir savienoti ar ārpuspilsētas mežiem, novietoti pie centriem, kas strauji attīstījušies pēdējos gados. Tādēļ likumsakarīgi, ka nenoturība pret rekreācijas slodzēm veicinājusi augu sugu sastāva izmaiņas un nosaka šo mežu atrašanos ietekmēto mežu grupā. Kaut gan pēc I. Emša (1980) pētījumiem Jaunciema mežs ir nenoturīgs pret rekreācijas slodzēm, un pēc 2010. gadā izstrādātā rekreācijas slodzes modeļa tā potenciālais apmeklējumu skaits ir samērā liels, tomēr kopējais meža masīva lielums, kas aizņem lielas platības ārpus Rīgas, veicina meža dabisko atjaunošanos. Puse no Vecāķu – Vecdaugavas meža (49,6%), atbilstoši 1996. gada klasifikācijai, atrodas viszemākajā noturības klasē, kā arī potenciālais apmeklējumu skaits ir ievērojams, jo pēdējās desmitgadēs palielinājies apkaimes iedzīvotāju skaits. Tādēļ pēc veiktajām veģetācijas analīzēm likumsakarīga šī meža masīva atrašanās ietekmēto mežu grupā. Kaut gan pēc 1996. gada inventarizācijas datiem 40,0% no Buļļu, 60,3% no Kleistu – Bolderājas un 54,0% Mangaļsalas mežu priežu audzēm atbilda viszemākās noturības klasēm, šo mežu lielā platība un savienojamība ar ārpuspilsētas mežiem izskaidro to augu sugu sastāva relatīvo stabilitāti un piederību neietekmēto mežu grupai. Kaut gan nav datu par

Anniņmuižas, Šampētera un Bābelītes mežu toleranci pret rekreācijas slodzēm, tomēr to izolētība, necīgās platības, augstais potenciālo apmeklējumu skaits un atrašanās blīvi apdzīvotu apkaimju teritorijās pamato krasās izmaiņas to augu sugu sastāvā un atrašanos visvairāk ietekmēto mežu grupā.

Kaut gan pētījumos apstiprinājies, ka izšķirošais faktors, kas veicina cilvēku vēlmi apmeklēt mežu, ir tā pieejamība un attālums, bet mežaudzes kvalitātei ir tikai sekundāra nozīme, tomēr estētiski augstvērtīgas mežaudzes ainavas var piesaistīt arī tos pilsētas iedzīvotājus, kas dzīvo lielākā attālumā. Meža estētisko vērtību veido mežaudzes tips, augsne, meža platība, koki ar interesantām bioloģiskām formām, kā arī interesantu dabas elementu klātbūtne (jūra, ezers, upes) un ainaviski skati. Kā ainaviski pievilcīgākie atzīti sausieņu meži un 1996. gada inventarizācijā Rīgas pilsētā 90% no visiem mežiem novērtēti ar augstāko ainavas estētiskuma vērtējumu (Mežaparka, Jaunciema, Šmerļa-Biķernieku un Vecāķu-Vecdaugavas mežu masīvi), bet zemāks vērtējums bija Imantas – Mārupes masīva mežiem. Piegružojums ar sadzīves atkritumiem, mežaudzes bojājumi un slimības, pielūžņojums un jaunaudzes ir estētisko vērtību samazinoši faktori. Vislielākais piegružojums 1980. gadā bija Kleistu, Juglas, Šķirotavas un Mārupes, bet 1996. gadā - Imantas-Mārupes un Juglas mežu masīvos (attiecīgi 65,2% un 99,6% no platības). Vismazākais piegružojums 1996. gadā bija Vecāķu-Vecdaugas, Jaunciema un Šmerļa-Biķernieku mežu masīvos (0,3% no platības) (Emsis, 1980; Projekts 1997-2006).

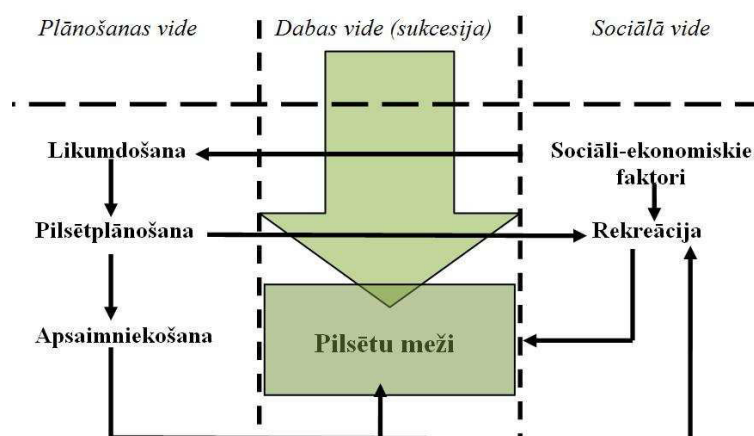
Rīgas iedzīvotāju rekreācijai piemērotākās meža ainavas izvēles liecina, ka, kaut gan dominē vēlme pēc intensīvi labiekārtotas, parkam līdzīgas meža ainavas, kurai raksturīga vertikāli un temporāli vienveidīga kokaudzes struktūra, tomēr bioloģisko daudzveidību un ekoloģisko stabilitāti veicinošie elementi - atmirusī koksne (kritalas, sausokņi), kā arī pamežs ir pozitīvi novērtēti, ja ainavā atrodas labiekārtojuma elementi, kas nodrošina ērtu pārvietošanos (koka laipas). Tas varētu būt kompromiss, kā vienlaicīgi nodrošināt pretrunīgās prasības pilsētas meža rekreācijas un ekoloģisko funkciju nodrošinājumam. Šis pētījums arī apstiprina citās valstīs iegūtos rezultātus, ka cilvēki rekreācijai labprātāk izvēlas ainavas, kas ir informatīvi ietilpīgas, kuru pievilcību nosaka ainavas elementu daudzveidība. Šie paši faktori vienlaicīgi ir būtiski bioloģiskās daudzveidības veicināšanai, tādēļ ir jānodrošina šādas pieejas attīstība Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanā.

Pētījuma rezultāti parādīja, ka Rīgas iedzīvotājiem mežu apsaimniekošanas izmaksas un bioloģiskās daudzveidības rādītāji ir mazsvarīgi. Tas liecina par cilvēku nepietiekamo izpratni un zināšanu trūkumu par dabas teritorijās notiekošajiem procesiem un to vadību, kā arī šo teritoriju funkcionalitāti. Kaut gan Eiropā jau kopš pagājušā gadsimta 90iem gadiem mežsaimniecība attīstās, atbalstot mežu sociālās vērtības, risinot sociālos konfliktus, kā arī iesaistot sabiedrību mežu apsaimniekošanas plānošanā (Konijnenedijk, 2000; Watson et al., 2004), Latvijā un Rīgā starp sabiedrību un meža apsaimniekošanas plānošanu joprojām pastāv dziļa plaisa. Pašvaldībām kā pilsētas mežu apsaimniekotājām ir jāklūst par galveno spēku sabiedrības izglītošanā, lai īstenotu ilgtspējīgu pilsētas attīstību, kā arī lēmumu pieņemšanu par pilsētas ainavu kopumā un bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu un aizsardzību (Sandström, 2006; Alexandropoulou, Cappos, 2008). Palielinoties demokrātijai, sabiedrība vēlas aizvien vairāk piedalīties dažādos pilsētas attīstības plānošanas posmos - no vadības un plānošanas, līdz pasākumu ieviešanai praksē. Līdz ar vietējās sabiedrības līdzdalību palielinās tās ekoloģiskās un/vai meža apsaimniekošanas zināšanas, kas, savukārt, maina iedzīvotāju izvēles par piemērotākajiem meža apsaimniekošanas paņēmieniem un samazina iespējamās konfliktsituācijas (Gobster, 1999; Konijnenedijk, Randup, 2005; Carreiro, Zipperer, 2008). Veiksmīga metode vietējo iedzīvotāju iesaistīšanai pilsētu mežu plānošanā ir tā sauktā „līdzdalības pieeja”, kas ir populāra ASV un kopš 1990iem gadiem - arī Somijā. Pētījumā, kas veikts Somijā, 72% no iedzīvotājiem un 76% no plānošanas autoritātēm apstiprināja, ka iedzīvotāju līdzdalība ir preventīvs pasākums, lai novērstu konfliktus zaļo teritoriju plānošanā,

tādā veidā vietējiem iedzīvotājiem dodot iespēju ietekmēt dzīvesvietu tuvumā esošo mežu apsaimniekošanu (Tyrväinen et al., 2003; Sipilä, Tyrväinen, 2005). Kaut arī nav iespējams optimāli apmierināt visu iesaistīto pušu intereses, tomēr šāda līdzdalība savieno ekoloģisko un sociālo sistēmu, radot priekšnosacījumus ilgspejīgai pilsētas vides plānošanai (Alberti et al., 2008).

Kompleksas pieejas veicināšana pilsētas meža apsaimniekošanā un plānošanā

Vadoties no dotajā pētījumā iegūtajiem rezultātiem var secināt, ka rekreācijas un ekoloģisko funkciju mijiedarbība ir jāplāno divos līmeņos vienlaicīgi - katras atsevišķas mežaudzes mērogā, kā arī pilsētas mērogā. Kompleksi analizējot katru meža masīvu vairākos plānošanas līmeņos, mežu funkcijas var atšķirties – sākot no specifisku funkciju nodrošināšanu meža nogabalos, atkarībā no meža masīva pieejamības, telpiskā novietojuma apkārtējā ainavā utt., beidzot ar tā funkciju pilsētas administratīvās teritorijas līmenī vai reģionālajā līmenī. Izmantojot ainavekoloģisko ietvaru, jāsaista kopā plānošanas, dabas un sociālā vide, kā arī jāveicina informācijas aprīte starp dažādām valsts un pašvaldības institūcijām. Meža apsaimniekošanas un plānošanas konceptuālā shēma (4.1.att.) attēlo tos spēkus un faktorus, kas vienlaicīgi ietekmē pilsētas mežus. Ar bultām attēloti galvenie informācijas plūsmas virzieni, kas savieno pilsētvides struktūras (plānošanas vide, dabas vides un sociālā vide) un ietekmē pilsētu mežu apsaimniekošanu un plānošanu.



4.1. att. **Pilsētas mežu apsaimniekošanas un plānošanas konceptuālā shēma**

autore: I. Jankovska

A. Melluma (2004) iesaka mežaudzes funkcionālo zonējumu veikt lokālajā plānošanas līmenī un nodalīt sekojošas zonas jeb „mezgluvietas”:

- 1) attīstības teritorijas, kur mežam parādās jaunas funkcijas; šo teritoriju izdalīšana ietekmē izmaiņas pašvaldības teritorijas plānojumos, piemēram, infrastruktūras, jaunu dzīvojamo rajonu būvniecība utt.;
- 2) ekoloģiskās un dabas aizsardzības teritorijas, kurās atrodas vērtīgi biotopi, kas ierobežo šo teritoriju izmantošanu/ attīstīšanu;
- 3) vizuāli estētiskās teritorijas, kur noteicošais ir rekreācijas funkcijas attīstīšana, pievilcīgā ainavas vizuālā estētika, kultūrvēsturiski objekti;
- 4) pastāvošās konfliktsituāciju teritorijas, kur jau ir aktualizējušās pretrunīgu funkciju sadursmes.

Šobrīd pastāvošajā Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošanas praksē, kā norāda U. Gaiss (2009), noteiktas šādas konfliktsituāciju vietas. Galvenokārt tās ir teritorijas mežu masīvos, kur apmeklējums būtiski pārsniedz labiekārtojuma līmeni, un notiek meža ekosistēmas

degradācijas process. Tomēr trūkst perspektīva skatījuma uz pilsētas zaļās telpas attīstību un nav saiknes starp dažādiem plānošanas līmeņiem. Lokālajā plānošanas līmenī veiktās izpētes un analīzes būtu jāintegrē kopējā ainavu programmā un pilsētas attīstības plānā, kas, savukārt, pamatotu nepieciešamās izmaiņas mežaudzes funkcionālajā plānojumā un atklātu potenciālās konfliktsituāciju teritorijas.

Pēc pētījumā iegūtajiem rezultātiem var secināt, ka rekreācijas un ekoloģisko funkciju līdzsvarotas attīstības nodrošināšanai Rīgas pilsētas teritorijā var izdalīt trīs mežu grupas: 1) meži, kuru apsaimniekošanā veicināma ekosistēmas atbalsta funkcija un boreālajiem mežiem raksturīga augu sugu sastāva nodrošināšana; 2) meži, kuros veicināma nemorālo augu sugu sastāva attīstība un rekreācijas funkcijas nodrošināšana, veidojot tos par mežaparkiem; 3) meži, kuros veicināma vienlaicīga ekosistēmas atbalsta un rekreācijas nodrošināšanas funkcija, saglabājot boreālajiem mežiem raksturīgo augu sugu sastāvu.

Pie pirmās grupas mežiem pieskaitāmas teritoriāli plašās un kompaktās mežu teritorijas (Jaunciems, Buļļusala, Bolderāja un Mangaļsala), kas atrodas pilsētas nomalēs un ir savienotas ar ārpuspilsētas mežiem. Galvenais apsaimniekošanas mērķis ir saglabāt to platības esošajā apjomā, nodrošināt ekoloģisko funkciju stabilitāti un bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu, veicinot parastās priedes atjaunošanos, kā arī heterogēnu vides apstākļu attīstību. Pameža kopšanas galvenais mērķis – invazīvo sugu kontrole un priedes atjaunošanas nodrošināšana.

Pie otrās grupas pieskaitāmi platības ziņā nelieli un izolētie mežu masīvi (Anniņmuiža, Šampēteris un Bābelīte), un pie Rīgas apakšcentriem esošie vidējā lieluma mežu masīvi (Katlakalns, Ulbroka, Mežaparks, Lāčupe un Vecdaugava), kuros pastāvīgā antropogēnā ietekme nosaka dabisko ekosistēmu labilitāti un salīdzinoši nelielu bioloģisko daudzveidību. Šādu mežu apsaimniekošanā nepieciešama labiekārtojuma realizācija, palielināšana un uzlabošana, kas veicina pieejamību, organizē un veicina apmeklējumu plūsmu, kā arī palīdz saglabāt relatīvi mazietekmētas meža platības. Šie meži jāveido kā mežaparki, kas, atbilstoši Meža likumam, ir „sabiedriskas vai kultūrvēsturiskas nozīmes meža teritorija, kurā ir labiekārtojuma elementi un kuru sabiedrība izmanto rekreācijai”. Pastaigu maršrutos regulāri jāveic pameža kopšana. Rekreācijas slodzes un citu faktoru ietekmē radušās krasās izmaiņas augu sugu sastāvā nosaka šo mežu apsaimniekošanā sekmēt priežu lāna augu sugu nomaiņu ar nemorālajām sugām, veicinot parastā ozola attīstību. Kā pierādā esošie pētījumi, dabisko procesu attīstības izmantošana mežu apsaimniekošanā ir ekonomiski izdevīgs un ilgtspējīgs paņēmieni.

Trešajā grupā esošajos mežos, ko veido pret rekreācijas slodzi izturīgās, tuvu pilsētas centram novietotās Šmerļa, Biķernieku un Juglas mežaudzes, nepieciešams līdzvērtīgā apjomā nodrošināt rekreācijas un ekoloģiskās funkcijas. Tā kā rekreācijas slodze var būtiski atšķirties vienas mežaudzes mērogā, tad svarīgi veicināt labiekārtojuma elementu izvietojumu tieši visvairāk noslogotajos nogabalos, kamēr attālākajos nogabalos - sekmēt meža ainavas daudzveidību un ekoloģisko funkciju stabilitāti, veicinot vairāku sukcesijas stadiju vienlaicīgumu. Nelielas neapsaimniekotas, bioloģiski daudzveidīgas teritorijas saglabāt kā demonstrācijas objektus, veicinot sabiedrības vides izglītības funkciju (Gobster, 1996). Pameža kopšanu jāveic pie populārākajiem pastaigu maršrutiem, kā arī invazīvo sugu kontrolei un priedes atjaunošanas nodrošināšanai.

SECINĀJUMI UN PRIEKŠLIKUMI

Secinājumi

1. Rekreācija mežā ir nozīmīgs atpūtas veids Latvijā: 2009. gadā mežu apmeklējuši 83% respondentu. Galvenie rekreācijas mērķi Latvijā kopumā bija sēņošana un ogošana, bet Rīgā – pastaiga (attiecīgi 72%, 48% un 60%).
2. Latvijas rekreācijas mežu vērtējumā statistiski būtiskākās atšķirības ($p < 0,01$) uzrādā sekojoši respondentu sociāli-ekonomiskie parametri: ģimenes locekļu skaits, vecums, izglītība un nodarbošanās (pēc mežu apmeklējuma biežuma); ģimenes locekļu skaits, vecums, izglītība, tautība un nodarbošanās (pēc dabiska meža izvēles rekreācijai); vecums (pēc intensīvi apsaimniekota meža un labiekārtota meža izvēles rekreācijai); vecums un nodarbošanās (pēc meža – parka izvēles rekreācijai); izglītība un ienākumi uz vienu ģimenes locekli (pēc vēlmes ziedot par labiekārtota meža apmeklējumu).
3. Vidējais attālums līdz mežam, kādu ikdienā kājām veic Rīgas iedzīvotāji ir 1,5 km. Potenciālais mežu apmeklējumu skaits būtiski atšķiras gan vienas mežaudzes līmenī, gan Rīgas mežos kopumā. Atkarībā no rekreācijas slodzes uz veģetācijas sastāvu, Rīgas pilsētas mežus var iedalīt divās grupās – ietekmētie meži un neietekmētie meži.
4. Rekreācijas slodze izraisa izmaiņas Rīgas pilsētas mežos (valdošā suga *Pinus sylvestris* L. - 88% no kopplatības) visos veģetācijas stāvos. Konstatēts, ka palielinās platlapu koku, krūmu, nitrofilo, kā arī ruderālo sugu skaits un projektīvais segums (koku, krūmu un lakstaugu stāvā); samazinās sīkkrūmu un sūnu sugu skaits, un projektīvais segums (lakstaugu un sūnu stāvā).
5. Veģetācijas transformācijas procesi ir atkarīgi no meža masīva lieluma. Rīgas pilsētas mežos konstatēta tendence, ka lielākajos mežu masīvos visos veģetācijas stāvos dominē priežu mežiem raksturīgās sugas. Parastās priedes pārstāvniecība krūmu un lakstaugu stāvā liecina par šīs sugas dabisko atjaunošanos. Mazajos, izolētajos meža masīvos ar potenciāli lielāku rekreācijas slodzi novērojams būtisks graudzāļu, nitrofilo, kā arī augsto krūmu sugu relatīvais daudzums.
6. Salīdzinoši zemā esošā meža ainavas (*Status Quo*) izvēle (5,3-11,4 %) norāda uz pielietoto apsaimniekošanas pasākumu neatbilstību Rīgas iedzīvotāju prasībām pēc rekreācijai piemērotas ainavas. Vērtējot apsaimniekošanas pasākumu ietekmi (būtiskums $p < 0,05$) četrās priežu lāna ainavu alternatīvu kopās, konstatēts, ka tikai vienā gadījumā esošajai situācijai ir statistiski būtiska pozitīva ietekme uz respondentu ainavas izvēli. Vienā gadījumā statistiski būtiska pozitīva ietekme ir pameža izciršanai, bet trijos gadījumos - atmirušās koksnes izvākšanai, sauso zaru nozāģēšanai un labiekārtojuma uzstādīšanai.
7. Noskaidrots, ka kopumā visaugstākais „ainavas derīgums” ir meža ainavām ar intensīvu apsaimniekošanu (izcirsts pamežs, nozāģēti sausie zari, izvākta atmirusī koksne un izvietoti labiekārtojuma objekti). Samērā augsts „ainavas derīgums” ir ainavām ar ekstensīvu apsaimniekošanu (atstāta atmirusī koksne un pamežs), ja tajās uzstādīti labiekārtojuma elementi. Šie rezultāti parāda iespējamo kompromisu starp meža ekoloģisko un sociālo funkciju vienlaicīgu nodrošinājumu.

8. Visām respondentu grupām kopumā visaugstākais būtiskums (Stjudenta kritērijs $t_{0,05} > 1,96$), salīdzinot ar esošo situāciju, ir caurskatāmai, viegli nolasāmai ainavai ar izcirstu pamežu un vienveidīgu kokaudzes vecuma struktūru. Atšķiras respondentu grupa „respondenti, kas mežu apmeklē nedēļas nogalēs”, kurai visaugstāko būtiskumu (Stjudenta kritērijs $t_{0,05} > 1,96$) uzrādīja ekstensīvi apsaimniekotas dabiskas un noslēpumainas meža ainavas ar pamežu, atmirušo koksni un bez labiekārtojuma.

9. Rekreācijas mežos nepieciešams saglabāt un izveidot ekstensīvi apsaimniekotas teritorijas, kas ir izdevīgi no ekoloģiskā, ekonomiskā viedokļa un ainaviskā viedokļa. Šādas teritorijas nodrošina bioloģisko daudzveidību un veicina heterogēnas ainavas izveidošanos, kā arī kalpo kā vides izglītības objekti, mazinot vietējo iedzīvotāju atsvešinātību no dabā notiekošo procesu izpratnes.

10. Izvēles eksperimenta metode ir efektīvs paņēmieni apsaimniekošanas pasākumu būtiskuma, respondentu vēlmes maksāt un labklājības ietekmes novērtēšanā dažādās hipotētiskās ainavās. Kaut gan pētījumā izmantotās pazīmes „Cena” ietekme uz respondentu izvēlēm nebija būtiska, tomēr iegūtie rezultāti apstiprināja esošajos pētījumos pierādītās rekreācijas monetārās vērtības noteikšanas nozīmi mežu apsaimniekošanas plānošanā.

Ņemot vērā literatūras studijas un empīriskos pētījumus, autore ir guvusi ieskatu un padziļinātu izpratni par Rīgas pilsētas mežu lomu, funkcijām un veģētācijas izmaiņu dinamiku, lai varētu sniegt atbildes uz promocijas darbā izvirzītajām hipotēzēm.

Pirmā hipotēze ir apstiprinājusies daļēji, jo iedzīvotāji rekreācijai izvēlas gan intensīvi apsaimniekotas meža – parka ainavas, gan ekstensīvi apsaimniekotas ainavas ar pamežu un atmirušo koksni. Tomēr svarīgs kritērijs šādas ainavas izvēlē ir arī ērtai pārvietošanās iespējai pa labiekārtotiem celiņiem.

Rekreācijas slodze, globālās klimatiskās izmaiņas, piesārņojums, kā arī citi faktori sekmē parastās priedes mežiem tipisko augu sugu sabiedrību izmaiņas visos veģētācijas stāvos. Palielinās gaismas prasīgo platlapu koku sugu, augsto krūmu, nitrofilo, ruderalo un invazīvo sugu skaits un projektīvais segums, bet samazinās sīkkrūmu un sūnu stāvā esošo augu sugu skaits un projektīvais segums. Tādejādi ir apstiprinājusies **otrā hipotēze**.

Šie rezultāti pastiprina arī **trešo hipotēzi**. Rīgas pilsētas mežu apsaimniekošana joprojām notiek pēc tradicionālām metodēm, neņemot vērā pilsētas mežos notiekošo procesu dinamiku. Mazajos, izolētajos Rīgas pilsētas mežos, kas pakļauti pastāvīgām rekreācijas slodzēm, jau ir izveidojušās platlapu koku sugu un parastās priedes mistraudzes, bet parastā ozola un parastās kļavas pārstāvniecība krūmu stāvā (abām sugām IV konstantuma klase) liecina par šo sugu dabisko atjaunošanos un vitalitāti. Izmaiņas veģētācijā izraisa izmaiņas meža ainavā, tādēļ mežu apsaimniekotājiem jāpielieto tādas apsaimniekošanas metodes, kas, vienlaicīgi veicinot dabiskos sukcesijas procesus, ir ekonomiski izdevīgas un sekmē vietējo iedzīvotāju vēlmi pilsētas mežus izmantot rekreācijai aizvien vairāk.

Priekšlikumi

1. Mežu apsaimniekotājiem jāveicina iedzīvotāju iesaistīšana meža apsaimniekošanā un plānošanā, kā arī jānodrošina labāka informācijas aprīte starp dažādām valsts un pašvaldības institūcijām. Jāakcentē pilsētas mežu sociālo funkciju monetārā vērtība, lai palielinātu sabiedrības interesi par meža lomu pilsētā.

2. Nepieciešams izveidot monitoringa sistēmu veicamajiem apsaimniekošanas pasākumiem, sistemātiskam rekreācijas ietekmes uz meža veģētāciju, kā arī vides un veģētācijas izmaiņu dinamikas novērtējumam.
3. Lai veicinātu Rīgas pilsētas mežu sociālo funkciju palielināšanu, mežu apsaimniekošanā jāizmanto dotā pētījuma rezultāti par iedzīvotāju meža ainavas izvēlēm, kā arī jāturpina pētījumi par iedzīvotāju rekreācijas paradumiem un prasībām. Izmantojot potenciālā apmeklējumu skaita gadā telpiskās izplatības modeli, lokālajā līmenī jānosaka preventīvie pasākumi rekreācijas slodzes ietekmes samazināšanai.
4. Nepieciešams nodrošināt esošo mežu platību saglabāšanu un izolēto mežu masīvu savienošanu ar t.s. zaļajiem koridoriem. Sadarbībā ar pilsētplānotājiem jāveicina tādas zaļās struktūras izveide, kuras pieejamība katram Rīgas iedzīvotājam nodrošināta 15 minūšu, jeb 1 km attālumā.
5. Neietekmēto mežu grupā, kurā ietilpst liemie, ar ārpuspilsētas mežiem saistītie meži (Jaunciema, Buļļusalas, Bolderājas un Mangaļsalas), jāpielieto apsaimniekošanas metodes mežu ekoloģisko funkciju nodrošināšanai, boreālo meža biotopu saglabāšanai un aizsardzībai, kā arī parastās priedes dabiskas atjaunošanas veicināšanai. Jākoncentrē sezonālās iedzīvotāju plūsmas Rīgas jūras līča piekrastē esošajos mežu masīvos, turpinot labiekārtotu autostāvvietu izveidi un dēļu laipu izvietošanu mežā.
6. Ietekmēto mežu grupā, kurā ietilpst mazie un izolētie meži (Anniņmuižas, Šampētera, Bābelītes, Katlakalna, Ulbrokas, Mežaparka, Lāčupes un Vecdaugavas) nepieciešams apturēt zemeszemes un zemsegas nomīdīšanu, un degradāciju, cilvēku plūsmas koncentrēšanai izvietojojot labiekārtotas takas un atpūtas vietas. Jāveicina mežu sociālo funkciju palielināšana, ainavu veidošanā pielietojot gan intensīvas, gan ekstensīvas apsaimniekošanas metodes. Tā kā veģētācijas izmaiņu dinamika norāda uz boreālo mežu sugu nomaiņu ar nemorālo mežu koku sugām, nepieciešams pielietot atbilstošu apsaimniekošanas taktiku šī procesa sekmēšanai.
7. Mežu grupā, ko veido pret rekreācijas slodzi tolerantie Šmerļa, Biķernieku un Juglas meži, vienlaicīgi jānodrošina meža ekoloģiskās un sociālās funkcijas. Jāpielieto ekstensīvas un intensīvas meža apsaimniekošanas metodes ainavas vizuālās pievilcības un daudzveidības nodrošināšanai.

INFORMĀCIJAS AVOTI

1. *Aizsargjoslu likums*: LR likums [tiešsaiste]. Pieņemts 05.02.1997.; stājas spēkā 11.03.1997. ar grozījumiem. [Skatīts 12.12.2012]. Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=42348>
2. Alberti M., Marzluff J.M., Shulenberg E., Bradley G., Ryan C., ZumBrunnen C. (2008) Integrating Humans into Ecology: Opportunities and Challenges for Studying Urban Ecosystems. **In:** *Urban Ecology. An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. J.M Marzluff, W.Endlicher, G.Bradley, U.Simon, E.Shulenberg, M.Alberti, C.Ryan, C.ZumBrunnen (eds.). New York: Springer Science+Business Media, LLC, p. 147–158.
3. Alexandropoulou A., Cappos A. (2008) Building a green space strategy – a journey through the Greek local authorities' realm. The case of Halandri. **In:** *International Conference on Urban Green Spaces*. C.S.Costa, J.Mathey, B.Edlich, J.Hoyer (eds). GreenKeys Project, IOER Dresden, Germany, p. 35-37.
4. Alvey A.A. 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 5, p. 195 – 201.
5. Andersson E. (2006) *Urban Landscapes and Sustainable Cities* [tiešsaiste]. Ecology and Society, No.1. [Skatīts 12.03.2012.]. Pieejams: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art34/>
6. Arhipova I. Bāliņa S. (2006) *Statistika ekonomikā*. Rīga: Datorzinību centrs. 362 lpp.
7. Āboliņa, A. (2001). Latvijas sūnu saraksts. Latvijas Veģetācija, 3, 47.-87. lpp.
8. Bannerman S. (1998) *Biodiversity and Interior Habitats: the Need to Minimize Edge Effect*. B.C. Ministry of Forest research program, Victoria, B.C. Extension Note 21, p. 1-8.
9. Bartczak A., Lindhjem H., Navrud S., Zandersen M., Żylicz T. (2008) Valuing forest recreation on the national level in a transition economy: The case of Poland. *Forest Policy and Economics*, No. 10, p. 467–472.
10. Bell S., Apostol D. (2008) *Designing Sustainable Forest Landscapes*. London; New York: Taylor & Francis. 377 p.
11. Benson L. (2009) *Social and political aspects of urban ecology: possibilities and constraints for civic actors to influence urban green area planning at Årstafältet, Stockholm*. Degree project [tiešsaiste] [skatīts 08.01.2012.]. Pieejams: <http://web.me.com/ramiamaze/unrealestate/Benson%202009%20%20A%CC%8Arstafa%CC%88ltet%20%20Social%20and%20political%20aspects%20of%20urban%20ecology.pdf>
12. Bestard A.B., Font A.R. (2009) Environmental diversity in recreational choice modeling. *Ecological Economics*, No. 68, p. 2743–2750.
13. *BIOLFLOR – search and information system on vascular plants in Germany* [tiešsaiste] [skatīts 20.02.2012.]. Pieejams: <http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp>
14. *Bioloģiskās daudzveidības nacionālā programma* (2001). Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija [tiešsaiste] [skatīts 12.12.2012.]. Pieejams: http://www.varam.gov.lv/lat/publ/politikas_planosanas_dokumenti/?doc=5388
15. Birol E., Karousakis K., Koundouri P. (2006) Using a choice experiment to account for preference heterogeneity in wetland attributes: The case of Cheimaditida wetland in Greece. *Ecological Economics*, Vol. 60, p. 145-156.
16. Bjerke T., Østdahl T., Thrane C., Strumse E. (2006) Vegetation density of urban parks and perceived appropriateness for recreation. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 5, p. 35–44.
17. Borgström S. (2006) *Biodiversity Conservation in Urban Landscapes*. Doctoral thesis [tiešsaiste]. Stockholm University. [Skatīts 12.02.2012.]. Pieejams: <http://su.diva-portal.org/smash/record.jsf?searchId=2&pid=diva2:382544>

18. Braun-Blanquet J. (1964) *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Wien, New York: Springer Verlag. 865 p.
19. Bunnell F.L., Huggard D.J. (1999) Biodiversity across spatial and temporal scales: problems and opportunities. *Forest Ecology and Management*, No. 115, p. 113-126.
20. Brūmelis G., Jonsson B.G., Kouki J., Kuuluvainen T., Shorohova E. (2011) Forest naturalness in northern Europe: perspectives on processes, structures and species diversity. *Silva Fennica*, No. 45, p. 807–821.
21. Brunet J., von Oheimb G. (1998) Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology*, No. 86, p. 429-438.
22. *Brundtland Commission* [tiešsaiste] [skatīts 03.01.2012.]. Pieejams: http://en.wikipedia.org/wiki/Brundtland_Commission
23. Bryant M.M. (2006) Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 76, p. 23–44.
24. Carreiro M.M. (2008) Introduction: The Growth of Cities and Urban Forestry. **In:** *Ecology, Planning and Management of Urban Forests. International Perspectives*. M.M.Carreiro, Y.C.Song., J.Wu (eds.). New York: Springer Science+Business Media, LLC, p. 3-9.
25. Carreiro M.M., Zipperer W.C. (2008) Urban Forestry and the Eco-City: Today and Tomorrow. **In:** *Ecology, Planning, and Management of Urban Forests. International Perspectives*. M.M.Carreiro, Y.C.Song., J.Wu (eds.). New York: Springer Science+Business Media, LLC, p. 435 – 457.
26. Cekule M. (2010) *Rīgas telpiskās struktūras analīze izmantojot ģeogrāfiskās informācijas sistēmas*. Promocijas darba kopsavilkums ģeogrāfijas doktora zinātniskā grāda iegūšanai. Rīga: Latvijas Universitāte. 115 lpp.
27. Chen W.C., Jim C.Y. (2008) Assessment and Valuation of the Ecosystem Services Provided by Urban Forests. **In:** *Ecology, Planning, and Management of Urban Forests. International Perspectives*. M.M.Carreiro, Y.C.Song., J.Wu (eds.). New York: Springer Science+Business Media, LLC, p. 53- 83.
28. Clark J.R., Matheny N.P., Cross G., Wake V. (1997) A model of urban forest sustainability. *Journal of Arboriculture*, No. 21, p. 17–30.
29. Cornelis J., Hermy M. (2004) Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning*, No. 69, p. 385–401.
30. Coroi M., Skeffington S., Giller P., Smith C., Gormally M., O'Donovan G. (2004) Vegetation diversity and stand structure in streamside forests in the south of Ireland. *Forest Ecology and Management*, No. 202, p. 39-57.
31. *COST E12*. (2005) *Urban Forests and Trees. Technical annex* [tiešsaiste] [skatīts 10.11.2012.]. Pieejams: http://www.consilium.europa.eu/ueDocs/cms_Data/docs/dynadoc/out/cost/en/COST_AT_E12.PDF
32. *Dabas parka „Piejūra” individuālie aizsardzības un izmantošanas noteikumi*: LR MK noteikumi Nr. 204 [tiešsaiste]. Pieņemti 14.03.2006.; stājas spēkā 23.03.2006. ar grozījumiem. [Skatīts 12.12.2012.]. Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=130918>
33. Dandy N., Van der Wal. R. (2010) Shared appreciation of woodland landscapes by land management professionals and lay people; An exploration through field – based interactive photo – elicitation. *Landscape and Urban Planning*, Vol.102, p. 45-53.
34. Daniel T.C.2001a. Aesthetic preferences and ecological sustainability. **In:** *Forests and Landscapes: Linking Ecology, Sustainability and Aesthetics*. S.Sheppard, H.Harshaw (eds.). IUFRO research series, Wallingford: CABI Publishing. No. 6, p. 15–29.
35. Daniel T.C. (2001b) Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in 21st century. *Landscape and Urban Planning*, No. 54, p. 267-281.

36. de Vries S., Goossen M. (2002) Modelling recreational visits to forests and nature areas. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 1, p. 5–14.
37. *Detalizēts meža raksturojums* (1997). Meža apsaimniekošanas projekts 1997.-2006. gadam. 4.grāmata. Rīgas pilsētas pašvaldības uzņēmums „Rīgas meži”. 195 lpp.
38. Di Giulio M., Holderegger R., Tobias S. (2009) Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *Journal of Environmental Management*, Vol. 90, issue 10, p. 2959–2968.
39. Dobrowolska D. (2006) *Oak natural regeneration and conversion processes in mixed Scots pine stands* [tiešsaiste]. *Forestry*, Vol. 79, p. 502-513. [Skatīts 02.11.2012.]. Pieejams: <http://forestry.oxfordjournals.org/>
40. Donis J. (2001) Urban forestry in Latvia: status, policy, management research. **In:** *Urban forestry in the Nordic and Baltic countries – urban forests under transition. Proceedings from an international seminar on urban forestry in Kaunas, Lithuania*. Randrup, T.B., Gustavsson, R., Christophersen, T. (eds.). Skov& Landskab Report 9. Hoersholm: Skov& Landskab, p. 19–23.
41. Donis J. (2003) Designation a greenbelt around the city of Riga, Latvia. *Forestry and Urban Greening*, No. 2, p. 31-39.
42. Donis J. (2011) *Saimnieciskās darbības izvērtējums izlases ciršu saimniecībā* [tiešsaiste]. 1. etapa starpatskaite. LVMI „Silava”. Salaspils. [Skatīts 10.12.2012.]. Pieejams: http://www.lvm.lv/lat/lvm/zinatniskie_petijumi/2011gada_izpetes_projektu_atskaites/?doc=14365
43. Dufrière M., Legendre P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, No. 67, p. 345-366.
44. Ellenberg H.E., Weber R., Düll V., Wirth W., Werner D., Paulissen D. (1992) *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Göttingen: Verlag Erich Goltze KG. 258 S.
45. Emsis I. (1980) *Rīgas pilsētas meži un to apsaimniekošana*. Apskats. Rīga: LatZTIZPI. 63 lpp.
46. European Environment Agency (EEA). *European forest types. Categories and types for sustainable forest management reporting and policy* [tiešsaiste] (2006). EEA Tehnical report. [Skatīts 25.01.2012.]. Pieejams: <http://www.env-edu.gr/Documents/European%20forest%20types.pdf>
47. Ewald K.C. (2001) The neglect of aesthetics in landscape planning in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, No. 54, p. 255-266.
48. Fitzsimons J.A., Wescott G. (2007) Perceptions and attitudes of land managers in multi-tenure reserve networks and the implications for conservation. *Journal of Environmental Management*, No. 84, p. 38–48.
49. Florgård C. (2000) Long-term changes in indigenous vegetation preserved in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, No. 52, p. 101–116.
50. Florgård C., Forsberg O. (2006) Residents' use of remnant natural vegetation in the residential area of Järvafältet, Stockholm. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 5, p. 83–92.
51. Forrest M., Konijnendijk C.C., Randrup T.B. (eds.) (1999) *EUR 19108 – COST Action E12 – Research and Development in Urban Forestry in Europe*. European Commission, Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.
52. Foster D.R., Orwig D.A. (2006) Preemptive and Salvage Harvesting of New England Forests: When Doing Nothing Is a Viable Alternative. *Conservation Biology*, No. 4, p. 959 - 970.
53. Fry G., Tveit M.S., Ode A., Velarde M.D. (2009) The ecology of visual landscapes: Exploring the conceptual common ground of visual and ecological landscape indicators. *Ecological Indicators*, No. 9, p. 933-947.
54. Fuller R.A., Irvine K.N., Devine-Wright P., Warren P.H., Gaston K.J. (2007) Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters*, No. 3, p. 390–394.

55. Gaiss U. (2009) *Ilgspējīga mežu pārvaldība Rīgas pilsētā*. Maģistra darbs. Latvijas Universitāte. 110 lpp.
56. Garrod G. (2004) *Measuring Willingness to Pay for Forest Landscapes: A Choice Experiment Approach using Computer-Generated Images*, presented at the International Conference on Economics of Sustainable Forest Management. University of Toronto. 28 p.
57. Gavrilova, Ģ., Šulcs, V. Latvijas vaskulāro augu flora. Taksonu saraksts. Rīga, 1999. 136 lpp.
58. Gobster P.H. (1996) Forest aesthetics, biodiversity, and the perceived appropriateness of ecosystem management practices. **In:** *Defining Social Acceptability in Ecosystem Management*. M.W.Brunson, L.E.Kruger, C.B.Tyler, S.A.Schroeder (eds). A workshop proceedings, p. 77-97.
59. Gobster P.H. (1999) An ecological aesthetic in forest landscape management. *Landscape Journal*, No. 18, p. 54–64.
60. Gobster P.H., Nassauer J.I., Daniel T.C., Fry G. (2007) The shared landscapes: What does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecology*, No. 22, p. 959-972.
61. Godefroid S., Koedam N. (2003) How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology and Biogeography*, No. 12, p. 287–298.
62. Gonzalez-Duque J.A., Panagopoulos T. (2012) *Vegetation Modules for evaluation of urban green areas* [tiešsaiste]. Recent Researches in Environmental Science and Landscaping. [Skatīts 03.04.2012.]. Pieejams: <http://www.wseas.us/e-library/conferences/2012/Algarve/ENS/ENS-17.pdf>
63. Goris R., Kint V., Haneca K., Geudens G., Beekman H., Verheyen K. (2007) Long-term Dynamics in a planted conifer forests with spontaneous ingrowth of broad-leaved trees. *Applied Vegetation Science*, No. 10, p. 219-228.
64. Grahn P., Stigsdotter, U. (2003) Landscape planning and stress. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 2, p. 1-18.
65. Greene W.H. (2012) *Econometric Analysis*. 7 edition. Harlow; New York: Pearson Addison Wesley. 1232 p.
66. Grime J.P. (2002) *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd. 417 p.
67. Groombridge B., Jenkins M.D. (2002) *World Atlas of Biodiversity: Earth's Living Resources in the 21st Century* [tiešsaiste]. University of California Press, Berkeley, CA. [Skatīts 08.12.2012.]. Pieejams: <http://archive.org/details/worldatlasofbiod02groo>
68. Gyllin M., Grahn P. (2005) A semantic model for assessing the experience of urban biodiversity. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 3, p. 149–161.
69. Gundersen V., Frivold L.H., Myking T., Øyen B.H. (2006) Management of urban recreational woodlands: The case of Norway. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 5, p. 73–82.
70. Gundersen V.S., Frivold L. H. (2008) Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 7, p. 241–258.
71. Gunnarsson G., Øhrstroom H.E. (2007) Noise and well-being in urban residential environments: the potential role of perceived availability to nearby green areas. *Landscape and Urban Planning*, No. 83, p. 115–126.
72. Hamberg L., Lehvävirta S., Malmivaara-Lämsä M., Rita H., Kotze D.J. (2008) The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland. *Applied Vegetation Science*, No. 11, p. 83–98.
73. Hamberg L. (2009) *The effects of habitat edges and trampling intensity on vegetation in urban forests* [tiešsaiste]. Academic dissertation. Department of Biological and Environmental Sciences, Faculty of Biosciences, University of Helsinki. [Skatīts

02.09.2012.].

Pieejams:

<https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/22383/theeffec.pdf?sequence=1>

74. Han S.Y., Kwa S.J., Yoo S.H. (2008) Valuing environmental impacts of large dam construction in Korea: An application of choice experiments. *Environmental Impact Assessment Review*, No. 28. p. 256–266.

75. Hanley N., Wright R.E., Adamowicz V. (1998) Using Choice Experiments to Value the Environment. *Environmental and Resource Economics*, No.11, p. 413–428.

76. Hanley N., Mourato S., Wright R.E. (2001) Choice modelling approaches: a superior alternative for environmental valuation? *Journal of Economic Surveys*, No. 15, p. 435–462.

77. Hegetschweiler T.K., Rusterholz H.P., Baur B. (2006) Using Visitor Monitoring to Reduce Ecological Impacts Due to Picnicking and Grilling in Urban Forests in the Vicinity of Basle, Switzerland. **In:** *Exploring the Nature of Management*. D.Siegrist, C.Clivaz, M.Hunziker, S.Iten (eds.). Proceedings of the Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas. University of Applied Sciences Rapperswil, Switzerland, p. 58-59.

78. Helms J.A. (1998) *The Dictionary of Forestry*. Society of American Foresters. Bethesda: CABI Publ. 210 p.

79. Heyman B., Gunnarsson M., Stenseke G., Henningsson T. (2011) Openness as a key-variable for analysis of management trade-offs in urban woodlands. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 10, p. 281-293.

80. Henneken S. (1999) TURBO(VEG). *Software Package for Input, Processing and Presentation of Phytosociological Data*. IBN-DLO. Wageningen. 432 p.

81. Hladnik D., Pirnat J. (2011) Urban forestry — Linking naturalness and amenity: The case of Ljubljana, Slovenia. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 10, p. 105–112.

82. Holmes T.P., Boyle K.J. (2003) Stated preference methods for valuation of forest attributes. **In:** *Forests in a Market Economy*. E.O.Sills, K.L.Abt (eds.). Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 321-340

83. Horne P., Boxall P.C., Adamowicz W.L. (2005) Multiple-use management of forest recreation sites: a spatially explicit choice experiment. *Forest Ecology and Management*, No. 207, p. 189–199.

84. Hörnsten L. (2000) *Outdoor recreation in Swedish forests: implications for society and forestry* [tiešsaiste]. PhD thesis. Acta Universitatis agriculturae Sueciae. Silvestria 169. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, p. 1401–6230. [Skatīts 04.11.2012.]. Pieejams: <http://pub.epsilon.slu.se/12/1/91-576-6053-0.fulltext.pdf>

85. Hoyos D. (2010) The state of the art of environmental valuation with discrete choice experiments. *Ecological Economics*, No. 69, p. 1595–1603.

86. *Iedzīvotāju skaits: (dinamika)* [tiešsaiste] [skatīts 04.11.2012.]. Pieejams: http://www.apkaimes.lv/stat/iedzivotaju_skaits/dinamika/

87. *Īpaši aizsargājamo dabas teritoriju vispārējie aizsardzības un izmantošanas noteikumi*: LR MK noteikumi Nr. 264 [tiešsaiste]. Pieņemti 16.03.2010.; stājas spēkā 31.03.2010. [Skatīts 12.12.2012]. Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=207283>

88. James P., Tzoulas K., Adams M.D., Barber A., Box J., Breuste, J., Elmqvist T., Frith M., Gordon C., Greening K.L., Handley J., Haworth S., Kazmierczak A.M., Johnston M., Korpelam K., Morettin M., Niemela J., Pauleit S., Roe M.H., Sadler J.P., Thompson C.W. (2009) Towards an integrated understanding of green space in the European built environment. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 8, p. 65–75.

89. Jankovska I., Straupe I., Panagopoulos T. (2010) Professionals awareness in promotion of conservation and management of urban forests as green infrastructure of Riga, Latvia. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, Volume 6, Issue 8, p. 614-623.

90. Jankovska I. (2011a) Urban green infrastructure: the role of allotments in city resilience. **In:** *Land Management for Urban Dynamics. Innovative Methods and Practices in a Changing Europe*. M.Tira, van der E.Krabben, B.Zanon (eds.). COST TU 0602 Action „Land Management for Urban Dynamics”. Final Report, p. 343-358.
91. Jankovska I., Donis J., Straupe I. (2011b) The assesment of forest recreational potential in Latvia. **In:** *Research for Rural Development 2010*. Annual 16th International Scientific Conference Proceedings. Z.Gaile, A.Zvirbule-Bērziņa, T.Juhna, I.Arhipova, G.Assouline, I.Ciproviča, A.Kaķītis, A.Dumbrasukas, ĀJansons (eds.). Volume No. 2, p. 65-71.
92. Jankovska I., Donis J., Straupe I., Panagopoulos T., Kupfere L. (2013) Assesement of the forest recreational accessibility in Latvia. **In:** *Fresenius Environmental Bulletin*, Vol. 22, No. 7b, p.1-7.
93. Jense E.L., Ouis P. (2008) Contested construction of nature for city fringe outdoor recreation in southern Sweden: the Arrie case. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 7, p. 171–182.
94. Jestaedt M. (2008) Experiences in the Management of Urban Recreational Forests in Germany. **In:** *Ecology, Planning, and Management of Urban Forests. International Perspectives*. M.M.Carreiro, Y.C.Song, J.Wu (eds.). New York: Springer Science+Business Media, LLC, p. 301-323.
95. Jim C.Y., Chen W.Y. (2006) Recreation–amenity use and contingent valuation of urban greenspaces in Guangzhou, China. *Landscape and Urban Planning*, No.75, p. 81–96.
96. Jim C.Y. (2011) Holistic research agenda for sustainable management and conservation of urban woodlands. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 100, Issue 4, p. 375–379.
97. Jorgensen A. (2011) Beyond the view: Future directions in landscape aesthetics research. *Landscape and Urban Planning*, No. 100, p. 353–355.
98. Jorgensen A., Hitchmough J., Calvert T. (2002) Woodland spaces and edges: their impact on perception of safety and preference. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 60, p. 135–150.
99. Kavacs, G. Latvijas Daba. Enciklopēdija. 6. sējums. Rīga, „Preses nams”, 1998. 599 lpp.
100. *Kādaini jābūt parku un mežparku izveidošanas un apsaimniekošanas kārtībai* [tiešsaiste] [skatīts 07.11.2012]. Pieejams: <http://mezi.lv/2012/10/kadai-jabut-parku-un-mezaparku-izveidosanas-un-apsaimniekosanas-kartibai-meza/>
101. Kämpf Binelli E., Gholz H.L., Duryea M.L. (2000) Plant Succession and Disturbances in the Urban Forest Ecosystem. **In:** *Restoring the Urban Forest Ecosystem* [tiešsaiste]. M.L.Duryea, E.Kampf Binelli, L.V.Korhnak (eds.). University of Florida, IFAS extention. [Skatīts 22.11.2012.]. Pieejams: <http://edis.ifas.ufl.edu/fr068>
102. Kenney W.A., van Wassenae P.J.E., Satel A.L. (2011) Criteria and Indicators for Strategic Urban Forest Planning and Management. *Arboriculture and Urban Forestry*, No. 37, p. 108-117.
103. Kielbaso J.J. (2008) Management of Urban Forests in the United States. **In:** *Ecology, Planning, and Management of Urban Forests. International Perspectives*. M.M.Carreiro, Y.C.Song, J.Wu (eds.). New York: Springer Science+Business Media, LLC, p. 240 – 269.
104. Kinzig A.P., Warren P., Martin C., Hope D., Katti M. (2005) *The effects of human socioeconomic status and cultural characteristics on urban patterns of biodiversity*. Ecology and Society [tiešsaiste] [skatīts 08.12.2012.]. Pieejams: http://zimmer.csufresno.edu/~mkatti/mkatti/Publications_files/Kinzig_et_al_2005.pdf
105. Kjaer T. (2005) *A review of the discrete choice experiment – with emphasis on its application in health care* [tiešsaiste]. Health Economics University of Southern Denmark, Health Economics. Papers. [Skatīts 16.03.2012.]. Pieejams: <http://book.analysis3.com/A-review-of-the-discrete-choice-experiment---with-emphasis-on-its-download-w89.pdf>

106. Kohsak R., Dembczynski K. (2004) *Rough Sets Theory and Discourse Analysis. Interim Report IR-03-038* [tiešsaiste] [skatīts 02.11.2012.]. Pieejams: <http://www.iiasa.ac.at/Admin/PUB/Documents/IR-03-038.pdf>
107. Konijnendijk C.C. (2000) Adapting forestry to urban demands – role of communication in urban forestry in Europe. *Landscape and Urban Planning*, No. 52, p. 89-100.
108. Konijnendijk C.C., Randrup T.B. (2004) Urban Forestry. In: *Encyclopedia of Forest Sciences*. J.Burley, J.Evans, J.A. Youngquist (eds.). Amsterdam [etc.]: Elsevier Academic Press Ltd, p. 471-478.
109. Konijnendijk C.C., Nilsson K., Randup T.B., Shipperijn J. (2005) *Urban Forests and Trees. A Reference Book*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. 516 p.
110. *Kopšanas ciršu rokasgrāmata* (2008). Rīga: AS „Latvijas Valsts meži”. 108 lpp.
111. Kovac M. (2002) *Large-Scale Strategic Planning for Sustainable Forest Development* [tiešsaiste]. Zürich. Diss. ETHZ No. 14722. [Skatīts 14.12.2012.]. Pieejams: http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/waldbau/planung/wsl_strategische_planung/index_EN
112. Kowarik I. (2011) Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, No. 159, p. 1974-1983.
113. Kupfere L. (2011) *Rekreācijas mežu sociālekonomiskais novērtējums Rīgas pilsētā*. Maģistra darbs. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. Meža fakultāte.
114. Kuzmina S., Treshkin E. (2010) *Climate changes and their effects on the vegetation recovery in the Pre-Aral region. Advances in Climate Changes, Global Warming, Biological Problems and Natural Hazards* [tiešsaiste] [skatīts 13.04.2012.]. Pieejams: <http://www.wseas.us/e-library/conferences/2010/Faro/NAGB/NAGB-02.pdf>
115. Laiviņš M., Laiviņa S. (1991) Jūrmalas mežu sinantropizācija. *Jaunākais Mežsaimniecībā*, Nr. 33, 67.-84. lpp.
116. Laiviņš M. (1998) Latvijas boreālo priežu mežu sinantropizācija un eitrofikācija. *Latvijas Veģetācija*, Nr. 1, 1.-137. lpp.
117. Laiviņš M. (2002) Latvijas priežu mežu antropogēnie varianti. *Latvijas Lauksaimniecības Universitātes Raksti*, Nr. 5, 3.-19. lpp.
118. *Latvijas biotopi*. Klasifikators (2001). Kabucis I. (red.). Rīga: a/s „Preses nams”. 50 lpp.
119. Lehvāvirta S., Rita H. (2002) Natural regeneration of trees in urban woodlands. *Journal of Vegetation Science*, No. 13, p. 57–66.
120. Lehvāvirta S. (1999) Structural elements as barriers against wear in urban woodlands. *Urban Ecosystems*, No. 3, p. 45-56.
121. Liepa I. (1974) *Biometrija*. Rīga: Izdevniecība „Zvaigzne”. 336 lpp.
122. Liepa I., Galaktionova D., Pospelova G., Ramans K., Nikodemus O. (2003) Rīgas superfosfāta rūpnīcas ietekme uz priežu mežaudzēm un antropogēnā stresa dinamika pēc rūpnīcas slēgšanas. *Latvijas Lauksaimniecības Universitātes Raksti*, Nr. 9(304), 46. – 51. lpp.
123. Louviere J.J., Hensher D.A., Swait J.D. (2000) *Stated Choice Methods Analysis and Applications*. Cambridge: Cambridge University Press. 418 p.
124. Malmivaara M., Löfström I., Vanha-Majamaa I. (2002) Anthropogenic effects on understorey vegetation in Myrtillosa type urban forests in southern Finland. *Silva Fennica*, Vol. 36, No. 1, p. 367-381.
125. Malmivaara-Lämsä M., Hamberg L., Löfström I., Vanha-Majamaa I., Niemelä J. (2008) Trampling tolerance of understorey vegetation in different hemiboreal urban forest site types in Finland. *Urban Ecosystems*, No. 11, p. 1–16.
126. Mather J. (1976) *Computational Methods of Multivariate Analysis in Physical Geography*. London: Wiley and Sons. 532 p.

127. Mayor K., Scott S., Tol R.S.J. (2007) *Comparing the Travel Cost Method and the Contingent Valuation Method – An Application of Convergent Validity Theory to the Recreational Value of Irish Forests* [tiešsaiste] [skatīts 02.03.2011.]. Pieejams: <http://www.esri.ie/UserFiles/publications/20070426114616/WP190.pdf>
128. McKinney M.L. (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, No. 127, p. 247–260.
129. *MCPFE, 1993*. Ministru konference par mežu aizsardzību Eiropā [tiešsaiste]. Helsinki. [Skatīts 25.10.2012.]. Pieejams: <http://www.zm.gov.lv/index.php?sadala=304&id=1303>
130. McCune B., Grace B.J.B. (2002) *Analysis of Ecological Communities*. Oregon Glenden Beach: MjM Software. 300 p.
131. McCune B., Mefford M.J. (1999) PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4. Glenden Beach, OR, US: MjM Software Design. 237 p.
132. Meitner M.J. (2004) Perceptions of Forest Landscapes. **In:** *Encyclopedia of Forest Sciences*. J.Burley, J.Evans, J.A.Youngquist (eds.). Amsterdam [etc.]: Elsevier Academic Press Ltd, p. 435-440.
133. Melluma A., Leinerte M. (1992) *Ainava un cilvēks*. Rīga: Avots. 175 lpp.
134. Melluma A. (2004) *Ainavu ekoloģiskās plānošanas modeļu izstrāde meža apsaimniekošanai* [tiešsaiste]. Gala pārskats. Rīga. [Skatīts 04.09.2009.]. Pieejams: www.lvm.lv/tools/download.php?name=files%2Ftext%2FAinavas_teksts...
135. *Meža likums*: LR likums [tiešsaiste]. Pieņemts 24.02.2000.; stājas spēkā 17.03.2000. ar grozījumiem. [Skatīts 12.12.2012.]. Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=2825>
136. *Mežsaimniecība – galvenie rādītāji* [tiešsaiste] [skatīts 14.10.2012.]. Pieejams: <http://www.csb.gov.lv/statistikas-temas/mezsaimnieciba-galvenie-raditaji-30111.html>
137. Meyerhoff J., Liebe U., Hartj V. (2009) Benefits of biodiversity enhancement of nature-oriented silviculture: Evidence from two choice experiments in Germany. *Journal of Forest Economics*, No. 15, p. 37–58.
138. Miller J.R. (2005) Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology and Evolution*, No. 20, p. 430–434.
139. Miller R.W. (1997) *Urban Forestry: Planning and Managing Urban Greenspaces*. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice Hall. 502 p.
140. Muller-Dombois D., Ellenberg H. (2003) *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York: John Wiley and Sons. 547 p.
141. Nabuurs G.J., de Goede D.M., Michie B., Schelhaas M.J., Wesseling J.G. (2001) Long-term international impacts of nature-oriented forest management on European forests – an assessment with the EFISCEN model through trade flows of wood products. **In:** *European Forests in the 21st Century: Impacts of Nature-Oriented Forest Management Assessed with a Large-Scale Scenario Model*. G.J.Nabuurs (ed.). Alterra Scientific Contributions 2. Alterra Green World Research, Wageningen, p. 104–130.
142. Nakamura A., Morimoto Y., Mizutani Y. (2005) Adaptive management approach to increasing the diversity of a 30- year-old planted forest in an urban area of Japan. *Landscape and Urban Planning*, No. 70, p. 291–300.
143. Nakatani J., Aramaki T., Hanaki K. (2008) Applying choice experiments to valuing the different types of environmental issues in Japan. *Journal of Environmental Management*, No. 84, p. 362–376.
144. Neuvonen M., Sievänen T., Tunnes S., Koskela T. (2007) Access to green areas and the frequency of visits – A case study in Helsinki. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 6, p. 235–247.
145. *New Urbanism. TDM Encyclopedia* [tiešsaiste]. Victoria Transport Policy Institute. [Skatīts 04.12.2012.]. Pieejams: <http://www.vtpi.org/tdm/tdm24.htm>

146. Nikodemus O. (1994) Rīgas pilsētas mežu vispārīgs raksturojums. *Mežzinātne*, Nr. 4, 63.-82. lpp.
147. Nikodemus O. (1996) *Vides piesārņojuma ģeoķīmiskā indikācija Latvijā. Zinātnisko publikāciju kopijas* [tiešsaiste]. Latvijas Universitātes Habilitācijas un promocijas padome ģeogrāfijas zinātnēs. Rīga. [Skatīts 01.12.2012.]. Pieejams: <http://dspace.lu.lv/dspace/bitstream/7/3...>
148. Nilsson K., Sangster M., Gallis C., Hartig T., de Vries S., Seeland K., Schipperijn J. (2010) *Forests, Trees and Human Health*. New York: Springer. 427 p.
149. Nesterovs V. (1954) *Vispārīgā mežkopība*. Rīga: Latvijas Valsts izdevniecība. 609 lpp.
150. Nohl W. (2001) Sustainable landscape use and aesthetic perception – preliminary reflections on future landscape aesthetics. *Landscape and Urban Planning*, No. 54, p. 223-237.
151. Ode Å., Fry, G. A. (2002) Visual aspects in urban woodland management. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 1, p. 15–24.
152. Ode Å. (2003) *Visual aspects in urban woodland management and planning* [tiešsaiste]. Doctoral thesis. Swedish University of Agriculture Sciences, Alnarp. [Skatīts 20.10.2010.]. Pieejams: <http://pub.epsilon.slu.se/195/1/91-576-6420-X.fulltext.pdf>
153. Ode Å., Fry G. (2006) A model for quantifying and predicting urban pressure on woodland. *Landscape and Urban Planning*, No. 7, p. 17–27.
154. Ode Å., Fry G., Tveit M.S., Messenger P., Miller D. (2009) Indicators of perceived naturalness as drivers of landscape preference. *Journal of Environmental Management*, No. 90, p. 375–383.
155. Oku H., Fukamachi K. (2006) The differences in scenic perception of forest visitors through their attributes and recreational activity. *Landscape and Urban Planning*, No.75, p. 34–42.
156. *Olborgas harta* [tiešsaiste] [skatīts 04.11.2012.]. Pieejams: www.lps.lv/Dokumenti/Kampana-Olborgas%20harta.doc
157. Orellana D., Bregt A.K., Ligtenberg A., Wachowicz M. (2011) Exploring visitor movement patterns in natural recreational areas. *Tourism Management*, No. 33, p. 672-682.
158. Ozenda P. (1994) *Végétation du Continent Européen*. Delachaux et Niestlé, Lausanne, Switzerland. 272 p.
159. Özgüner H., Kendle D., Bisgrove R.J. (2007) Attitudes of landscape professionals towards naturalistic versus formal urban landscapes in the UK. *Landscape and Urban Planning*, No. 81, p. 34–45.
160. *Par īpaši aizsargājamām dabas teritorijām*: LR likums [tiešsaiste]. Pieņemts 02.03.1993.; stājas spēkā 07.04.1993. ar grozījumiem. [Skatīts 12.12.2012.]. Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=59994>
161. *Par kultūras un atpūtas parka „Mežaparks” detālplānojuma izstrādes uzsākšanu, detālplānojuma teritorijas robežas un darba uzdevuma apstiprināšanu*”, 07.09.2010. Rīgas domes lēmums Nr.1855 [tiešsaistē] [skatīts 22.11.2012.]. Pieejams: http://www.rdpad.lv/uploads/sab_apsried/mezaparks/RD_lemums_1855_mezaparks.pdf
162. *Par pašvaldībām*: LR likums [tiešsaiste]. Pieņemts 19.05.1994.; stājas spēkā 09.06.1994. ar grozījumiem. [Skatīts 12.12.2012.]. Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=57255>.
163. Parsons R., Daniel T.C. (2002) Good looking: in defense of scenic landscape aesthetics. *Landscape and Urban Planning*, No. 60, p. 43–56.
164. Pavlyuk D., Jankovska I. (2012) Using of stated preference models for forest management: a case of Riga. **In: Reliability and Statistics in Transportation and Communication**. Proceedings of the 12th International Conference RelStat'12. I.V.Kabashkin, I.V.Yatskiv (eds.), p. 45-54.

165. Perry S.G., Reeves R.W., Jean S.C. (2008) Landscape Design and the Language of Nature. *Landscape Review*, No. 12, p. 3-18.
166. Priedītis N. (1999) *Latvijas mežs: daba un daudzveidība*. WWF. Rīga. 209 lpp.
167. Quine C.P., Watts K. (2009) Successful de-fragmentation of woodland by planting in an agricultural landscape. An assessment based on landscape indicators. *Journal of Environmental Management*, No. 90, p. 251–259.
168. Randrup T.B., Konijnendijk C., Dobbertin M.K., Prüller R. (2005) The Concept of Urban Forestry in Europe. **In:** *Urban Forests and Trees. A reference book*. C.Konijnendijk, T.Randrup, K.Nilsson, J. Schipperijn (eds.). Berlin; Heidelberg: Springer-Verlag, p.7-20.
169. *Rīgas attīstības plāns 2006.-2018. gadam ar grozījumiem*. Paskaidrojuma raksts [tiešsaiste] [skatīts 04.11.2012.]. Pieejams: http://www.rdpad.lv/rpap/rpap_ar_grozijumiem/paskaidrojuma_raksts/
170. *Rīgas attīstības plāns 2006. 2018. gadam ar grozījumiem. Rīgas teritorijas izmantošanas un apbūves noteikumi* [tiešsaiste] [skatīts 04.11.2012.]. Pieejams: http://www.rdpad.lv/uploads/rpap_doc/RD_18.08.2009_saistosie_noteikumi_Nr5_RTIAN_grozijumi.pdf
171. *Rīgas ilgtermiņa attīstības stratēģija līdz 2025. gadam* [tiešsaiste] [skatīts 04.11.2012.]. Pieejams: http://rdpad.lv/uploads/rpap/attistibas_strategija_02.06.2010.pdf
172. *Rīgas meži* [tiešsaiste] [skatīts 12.12.2012.]. Pieejams: <http://www.rigasmezi.lv>
173. Roovers P., Merny M., Gulinck H. (2002) Visitor profile, perceptions and expectations in forests from a gradient of increasing urbanisation in central Belgium. *Landscape and Urban Planning*, No. 59, p. 129–145.
174. Rydberg D., Falck J. (1998) Designing the urban forest of tomorrow – pre-commercial thinning adapted for use in urban areas in Sweden. *Arboricultural Journal*, No. 22, p. 147–171.
175. Sandström U.G., Angelstam P., Khakee A. (2006) Urban comprehensive planning – identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks. *Landscape and Urban Planning*, No. 75, p. 43–57.
176. Sanesi G., Chiarello F. (2006) Residents and urban green spaces: The case of Bari. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 4, p. 125–134.
177. Sax D.F., Gaines S.D. (2003) Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution*, No. 18, p. 561–566.
178. *Secretariat of the Convention on Biological Diversity (CBD)* [tiešsaiste]. (2002) Review of the status and trends of, and major threats to, the forest biological diversity. CBD technical Series No. 7. Montreal. [skatīts 01.12.2012.]. Pieejams: <http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-07.pdf>
179. *Silent Spring* [tiešsaiste] [skatīts 04.12.2012.]. Pieejams: http://en.wikipedia.org/wiki/Silent_Spring
180. Simonič T. (2003) *Preference and perceived Naturalness in Visual perception of Naturalistic Landscapes* [tiešsaiste]. Zb. Bioteh. Fak. Univ. Ljublj. Kmet. [Skatīts 03.04.2012.]. Pieejams: <http://oaj.unsri.ac.id/files/uni-lj/september2003/16simonic.pdf>
181. Sipilä M., Tyrväinen L. (2005) Evaluation of collaborative urban forest planning in Helsinki, Finland. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 4, p. 1–12.
182. Sjörs H. (1963) Amphi-Atlantic zonation, nemoral to Arctic. **In:** *North Atlantic Biota and Their History*. Á.Löve, D.Löve (eds.), New York, US: The Macmillan Company, p. 109–125.
183. Skräbäck E. (2007) Urban forests as compensation measures for infrastructure development. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 6, p. 279–285.
184. Smyth R.L., Watzin M.C., Manning R.E. (2009) Investigating public preferences for managing Lake Champlain using a choice experiment. *Journal of Environmental Management*, No. 90, p. 615 – 623.

185. Stewart G.H., Ignatieva M.E., Meurk C.D., Earl R.D. (2004) The re-emergence of indigenous forest in an urban environment, Christchurch, New Zealand. *Urban Forestry and Urban Greening*, No. 2, p. 149–158.
186. Straupe I., Jankovska I., Rusina I., Donis J. (2012) The impact of recreational pressure on urban pine forest vegetation in Riga city, Latvia. **In:** *International Journal of Energy and Environment*. Baghdad M.A.R.S., Hamid H.R.A. (eds.), Volume No. 6, p. 406 - 414.
187. *Sugu un biotopu aizsardzības likums*: LR likums [tiešsaiste]. Pieņemts 16.03.2000.; stājas spēkā 19.04.2000. ar grozījumiem. [Skatīts 12.12.2012.]. Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=3941>
188. Sūna Ž. (1973) *Latvijas PSR pilsētu un pilsētciematu zaļās zonas*. Apskats. Rīgā: LRZTIPI. 75 lpp.
189. Sūna Ž. (1979) *Latvijas PSR republikas pakļautības pilsētu zaļās zonas un šo zonu mežu aizsardzība*. Apskats. Rīga: LRZTIPI. 70 lpp.
190. Szaro R.C., Sexton W.T., Malone C.R. (1998) The emergence of ecosystem management as tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems. Original Research Article. *Landscape and Urban Planning*, No. 40, p. 1-7.
191. Swee M.T., Gustafson E.J. (1997) Perception of scale in forest management planning: challenges and implementations. *Landscape and Urban Planning*, No. 39, p. 1-9.
192. *Teritorijas attīstības plānošanas likums*: LR likums [tiešsaiste]. Pieņemts 13.10.2011.; stājas spēkā 01.12.2011. [Skatīts 12.12.2012.]. Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=238807>
193. Thompson C.W. (2004) Forest Amenity Planning Approaches. **In:** *Encyclopedia of Forest Sciences*. J.Burley, J.Evans, J.A.Youngquist (eds). Amsterdam [etc.]: Elsevier Academic Press Ltd, p. 478-486.
194. Tichý L. (2002) Juice, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, No. 13, p. 451-453.
195. Tilman D. (1985) Resource-Ratio Hypothesis of Plant Succession. *The American Naturalist*, Vol. 125, No. 6, p. 827-852.
196. Turner M. G. (2005) Landscape Ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, No. 36, p. 319–345.
197. Tveit M., Ode Å., Fry G. (2006) Key concepts in a framework for analysing visual landscape character. *Landscape Research*, No. 31, p. 229–256.
198. Tyrväinen L., Väänänen H. (1998) The economic value of urban forest. *Landscape and Urban Planning*, No. 43, p. 105-118.
199. Tyrväinen L., Miettinen A. (2000) Property Prices and Urban Forest Amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, No. 39, p. 205-223.
200. Tyrväinen L. (2001) Economic valuation of urban forest benefits in Finland. *Journal of Environmental Management*, No. 62, p. 75–92.
201. Tyrväinen L., Silvennoinen H., Kolehmainen O. (2003) Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban Forestry and Urban Greening*, No.1, p. 135–149.
202. Tyrväinen L., Mäkinen K., Schipperijn J. (2007) Tools for mapping social values of urban woodlands and other green areas. *Landscape and Urban Planning*, No. 79, p. 5–19.
203. Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kazmierczak A., Niemela J., James P. (2007) Promoting ecosystem and human health in urban areas using green infrastructure: a literature review. *Landscape and Urban Planning*, No. 81, p. 167–178.
204. *United Nations Economic Commission for Europe, 2005* [tiešsaiste] [skatīts 17.04.2012.]. Pieejams: <http://www.gppplatform.ch/pbguide/organisation/united-nations-economic-commission-europe-unece>

205. United Nations Department of Economic and Social Affairs. Division of Sustainable development (UNCED), 1992 [tiešsaiste] [skatīts 08.12.2012]. Pieejams: http://www.un.org/esa/dsd/resources/res_docukeyconf_eartsumm.shtml
206. Van Oijen D., Feijen M., Hommel P., den Ouden J., de Waal R. (2005) Effects of tree species composition on within-forest distribution of understorey species. *Applied Vegetation Science*, No. 8, p. 155–166.
207. Verheyen B., Bossuyt O., Honnay M., Hermy M. (2003) Herbaceous plant community structure of ancient and recent forests in two contrasting forest types. *Basic and Applied Ecology*, No. 4, p. 537-546.
208. Vesterdal L., Schmidt I. K., Callesen I., Nilsson L. O., Gundersen P. (2008) Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, No. 255, p. 35–48.
209. Watson D.O., McFarlane B.L., Haener M.K. (2004) *Human dimensions of biodiversity conservation in the Interior forests of British Columbia* [tiešsaiste]. BC Journal of Ecosystems and Management. [Skatīts 06.05.2012.]. Pieejams: <http://www.forrex.org/jem/2004/vol4/no2/art4.pdf>
210. Weng Y.C. (2007) Spatiotemporal changes of landscape pattern in response to urbanization. *Landscape and Urban Planning*, No. 81, p. 341–353.
211. Whitehead J.C. (2000) *A Practitioner's Primer on Contingent Valuation*. Department of Economics, East Carolina University. 39 p.
212. Wielgus J., Gerber L.R., Sala I., Bennett J. (2009) Including risk in stated-preference economic valuations: Experiments on choices for marine recreation. *Journal of Environmental Management*, No. 90, p. 3401–3409.
213. Wohlgemuth T., Burgi M., Scheidegger C., Schutz M. (2002) Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central Europe forests. *Forest Ecology and Management*, No.166, p. 1-15.
214. Wu J. (2008a) Toward a Landscape Ecology of Cities: Beyond Buildings, Trees, and Urban Forests. In: *Ecology, Planning, and Management of Urban Forests. International Perspectives*. M.M.Carreiro, Y.C.Song, J.Wu (eds.). New York: Springer Science+Business Media, LLC, p. 10 – 29.
215. Wu J. (2008b) Making the Case for Landscape Ecology. *Landscape Journal*, Vol. 27, No. 1, p. 41-50.
216. Wu J., Hobbs R. (2002) Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, No. 17, p. 355-365.
217. Zandersen M., Termansen M., Jensen F.S. (2007) Evaluating approaches to predict recreation values of new forest sites. *Journal of Forest Economics*, No.13, p.103–128.
218. Zerbe S. (2002) Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *Forest Ecology and Management*, No.167, p. 27-42.
219. Zheng B., Zhang Y., Chen J. (2011) Preference to home landscape: wilderness or neatness? *Landscape and Urban Planning*, No. 99, p.1-8.
220. Zigmunde D. (2010) Estētiskās kvalitātes kritēriji urbanizētas ainavas izpētē. *Latvijas Lauksaimniecības Universitātes Raksti*, Nr. 25, 1.-12. lpp.
221. База данных „Флора сосудистых растений Центральной России” [tiešsaiste] [skatīts 19.01.2012.]. Pieejams: <http://www.jcbr.ru/eco1/index.shtml>
222. Риепшас Э.А. (1990) *Функциональная оценка рекреационных лесных ресурсов, современное состояние и перспективы рекреационного лесопользования*. Тезисы докладов на Всесоюзном совещании. Ленинград. 149 с.
223. Прокошева К.Ю. (2009) *Особенности влияния рекреации на состояние сосновых насаждений особо охраняемых природных территорий Прикамья*: автореферат

[tiešsaiste]. Москва. 18 с. [Skatīts 16.05.2011.]. Pieejams:
www.mgul.ac.ru/info/uchsovet/getfile.php?f=82.doc

224. Таран И.В., Спиридонов В.Н. (1977) *Устойчивость рекреационных лесов*. Новосибирск: Наука. 163 с.

225. Эмсис И. (1989) *Рекреационное использование лесов Латвийской ССР*. Рига: Зинатне. 114 с.

PIELIKUMI

1. pielikums

Rīgas mežu masīvu raksturojums

Nr.p.k	Mežs	Masīvs		Kvartāls		Nogabals	Potenciālie apmeklējumi/gadā	Rekreācijas slodzes klase
		Nosaukums	Platība (ha)	Nr.	Platība (ha)			
1.	Buļļu	Buļļu	430,8	3	1,4	30	0-25 000	I
2.	Bolderājas	Kleistu-Bolderājas	868,4	18	1,4	5	0-25 000	I
3.	Vecdaugavas	Vecāķu-Vecdaugavas	570,0	76	3,9	12	150 001 – 200 000	V
4.	Mežparka	Mežparka	500,0	265	9,3	1	100 001 – 150 000	IV
5.	Lāčupes	Imantas- Mārupes	695,0	37	1,0	1	150 001 – 200 000	V
6.	Anniņmuižas	Imantas- Mārupes	-,-	47	1,0	1	350 001 – 400 000	IX
7.	Šampētera	Imantas- Mārupes	-,-	48	1,1	11	150 001 – 200 000	V
8.	Katlkalna	Imantas- Mārupes	-,-	50	11,1	6	200 001 – 250 000	VI
9.	Jaunciema	Jaunciema	295,7	97	1,2	10	25 001- 50 000	II
11.	Ulbrokas	Šķirotavas	205,4	146	2,5	4	300 001 – 350 000	VIII
12.	Biķernieku	Šmerļa - Biķernieku	547,4	110	3,1	5	200 001 – 250 000	VI
13.	Šmerļa	Šmerļa - Biķernieku	-,-	113	12,5	2	250 001 – 300 000	VII
10.	Bābelītes	Šmerļa - Biķernieku	-,-	104	1,7	14	100 001 – 150 000	IV
14.	Juglas	Juglas	343,7	136	17,9	1	150 001 – 200 000	V
15.	Mangaļsalas	Mangaļsalas	267,3	159	10,0	21	100 001 – 150 000	IV



APZĪMĒJUMI

Rīgas pilsētai piederošs mežs

3. pielikums

Dabiskās ainavas novērtējums Rīgā Profesionāļu aptauja

I – atšķirību definēšana starp formālu un dabisku ainavu



Formāla ainava nozīmē vairāk regulāru (simetrisku) ainavu, kam raksturīga:

- 1 – mākslīgi radītu ģeometrisku vai unificētu formu klātbūtne;
- 2 – kārtība, tīrība un intensīva apsaimniekošana;
- 3 – skaidri redzama cilvēka kontrole par tās dizainu un apsaimniekošanu.

Piemēram, Kanālmalas apstādījumi, Vērmaņdārzs



Dabiskai ainavai raksturīga:

- 1 - sugu daudzveidība, augu sabiedrību daudzveidīga struktūra un simetriskuma trūkums;
- 2 – maksimāla dabas elementu klātbūtne un, galvenokārt, vietējās augu un dzīvnieku sugas;
- 3 – minimāls mākslīgo elementu pielietojums bez acīmredzamas cilvēka kontroles dizainā un apsaimniekošanā;
- 4 – maksimāls dabisku vai spontānu procesu, un ekoloģisko principu lietojums dizainā un apsaimniekošanā.

Piemēram, Biķernieku mežaparks

II - 20 apgalvojumi par dabisko ainavu vērtību un novērtējumu urbanizētā vidē (pilsētvidē)

Vērtējumā izmantota Likerta skala: no 1 (pilnībā piekrītu) līdz 5 (pilnībā nepiekrītu)

- 1 - Pilnībā piekrītu
- 2 - Piekrītu
- 3 - Daļēji piekrītu
- 4 - Nepiekrītu
- 5 - Pilnībā nepiekrītu

Lūdzu atbildēt uz sekojošiem apgalvojumiem:

Vērtības

1. Dabiskajām ainavām ir jāatrodas urbanizētā vidē;
2. Dabiskās ainavas, salīdzinot ar formālajām ainavām, ir vairāk piemērotas savvaļas dzīvei;
3. Dabiskās ainavas ir vairāk piemērotas vides izglītībai;

4. Dabiskajā ainavā dabiskais atjaunošanās process norisinās uzskatāmāk kā formālajā ainavā;
5. Vairumā gadījumu ilgtspējīgas attīstības stratēģija dabiskajā ainavā ir realizējama veiksmīgāk kā formālajā ainavā;
6. Vairumā gadījumu dabiskās ainavas ir lētākas uzturēšanas un kopšanas ziņā kā tradicionālās formālās ainavas;
7. Vietējie iedzīvotāji daudz labprātāk līdzdarbojas dabiskās ainavas kopšanā un veidošanā nekā formālās ainavas kopšanā;
8. Ainavas sezonālās izmaiņas labāk izpaužas dabiskajās ainavās nekā formālajās ainavās;
9. Vairumā gadījumu dabiskās ainavas ir vieglāk kopt (apsaimniekot) kā formālās ainavas;
10. Dabiskās ainavas sniedz vairāk pozitīvas pieredzes kā formālās ainavas;
11. Dabiskajās ainavās vairāk izpaužas vandālisms nekā formālajās ainavās.

Novērtējums

1. Dabiskās ainavas lielākā mērā nodrošina cilvēkiem kontaktu ar dabu nekā formālās ainavas;
2. Dabiskajās ainavās cilvēks var labāk gūt priekšstatu par dabiskajiem procesiem nekā formālajās ainavās;
3. Dabiskās ainavas lielākā mērā sniedz brīvības sajūtu pusaudžiem;
4. Dabiskās ainavas vairāk sniedz relaksējošas izjūtas kā formālās ainavas;
5. Dabiskās ainavas lielākā mērā rosina uz domas brīvību kā formālās ainavas;
6. Dabiskās ainavas ir lielākā mērā satraucošas/interesantas kā formālās ainavas;
7. Lielākā daļa cilvēku var viegli atpazīt atšķirības starp dabisku ainavu un formālu ainavu;
8. Cilvēki biežāk dod priekšroku atpūtai dabiskā ainavā nekā tradicionālā formālā parkā.
9. Uzturēšanās dabiskajās ainavās nav droša.

III - Lūdzu sniegt sekojošas ziņas par respondentu:

- 1- Jūsu darbavieta
- 2- Jūsu amats
- 3- Pieredzes ilgums šajā amatā

4. pielikums

SKDS 2010. gada decembra socioloģiskās aptaujas tehniskā informācija

PĒTĪJUMA VEICĒJS	Pētījumu centrs SKDS
ĢENERĀLAIS KOPUMS	Latvijas pastāvīgie iedzīvotāji vecumā no 18 līdz 74 gadiem
PLĀNOTĀS IZLASES APJOMS	1000 respondenti (ģenerālajam kopumam reprezentatīva izlase)
SASNIEGTĀS IZLASES APJOMS	1003 respondenti
IZLASES METODE	Stratificētā nejaušā izlase
STRATIFIKĀCIJAS PAZĪMES	Administratīvi teritoriālā
APTAUJAS VEIKŠANAS METODE	Tiešās intervijas respondentu dzīves vietās
ĢEOGRĀFISKAIS PĀRKLĀJUMS	Visi Latvijas reģioni (118 izlases punkti)
APTAUJAS VEIKŠANAS LAIKS	No 03.12.2010. līdz 17.12.2010.

SASNIEGTĀS IZLASES SALĪDZINĀJUMS AR IEDZĪVOTĀJU STATISTIKU

	Respondentu skaits izlasē (%) pirms svēršanas	Respondentu skaits izlasē (%) pēc svēršanas	LR IeM PMLP Iedz. reģ. dati uz 23.09.2010.
KOPĀ	100.0	100.0	100.0

REĢIONS

Rīga	31.8	31.8	31.8
Pierīga	15.5	17.4	17.4
Vidzeme	11.7	10.3	10.3
Kurzeme	12.1	13.1	13.1
Zemgale	13.3	12.4	12.4
Latgale	15.8	15.1	15.1

DZIMUMS

Vīrieši	45.1	47.0	47.0
Sievietes	54.9	53.0	53.0

TAUTĪBA

Latvieši	57.2	57.7	57.7
Citi	42.8	42.3	42.3

VECUMS

18 - 24 g.v.	13.2	14.4	14.4
25 - 34 g.v.	17.6	19.5	19.5
35 - 44 g.v.	17.4	18.4	18.4
45 - 54 g.v.	19.3	19.2	19.2
55 - 74 g.v.	32.4	28.5	28.5

STATUSS

Strādājošie	53.7	55.6
Nestrādājošie	46.3	44.4

IZGLĪTĪBA

Pamata	13.4	13.1
Vidējā, vidējā speciālā	68.2	68.5
Augstākā	18.4	18.5

PILSONĪBA

LR pilsoņi	83.1	83.7
Respondenti bez LR pilsonības	16.9	16.3

Dati tika svērti pēc pazīmēm: reģions, tautība, dzimums, vecums.

Terminu skaidrojums

IZLASE

Latvijas iedzīvotāju kopuma mikromodelis

REĢIONS

Rīga - Rīgas pilsēta

Pierīga – Alojās novads, Ādažu novads, Babītes novads, Baldones novads, Carnikavas novads, Engures novads, Garkalnes novads, Ikšķiles novads, Inčukalna novads, Jaunpils novads, Jūrmala, Kandavas novads, Krimuldas novads, Ķeguma novads, Ķekavas novads, Lielvārdes novads, Limbažu novads, Mālpils novads, Mārupes novads, Ogres novads, Olaines novads, Ropažu novads, Salacgrīvas novads, Salaspils novads, Saulkrastu novads, Sējas novads, Siguldas novads, Stopiņu novads, Tukuma novads.

Vidzeme – Alūksnes novads, Amatas novads, Apes novads, Beverīnas novads, Burtnieku novads, Cesvaines novads, Cēsu novads, Ērgļu novads, Gulbenes novads, Jaunpiebalgas novads, Līgatnes novads, Lubānas novads, Madonas novads, Mazsalacas novads, Naukšēnu novads, Pārgaujas novads, Priekuļu novads, Raunas novads, Rūjienas novads, Smiltenes novads, Strenču novads, Valkas novads, Valmiera, Valmieras novads, Varakļānu novads, Vecpiebalgas novads

Kurzeme – Aizputes novads, Alsungas novads, Brocēnu novads, Dundagas novads, Durbes novads, Grobiņas novads, Liepāja, Mērsrags, Nīcas novads, Pāvilostas novads, Priekules novads, Rojas novads, Rucavas novads, Saldus novads, Skrundas novads, Talsu novads, Vaiņodes novads, Ventspils, Ventspils novads.

Zemgale – Aizkraukles novads, Aknīstes novads, Auces novads, Bauskas novads, Dobeles novads, Iecavas novads, Jaunjelgavas novads, Jelgava, Jelgavas novads, Jēkabpils, Jēkabpils novads, Kokneses novads, Krustpils novads, Neretas novads, Ozolnieku novads, Pļaviņu novads, Rundāles novads, Salas novads, Skrīveru novads, Tērvetes novads, Vecumnieku novads, Viesītes novads.

Latgale – Aglonas novads, Baltinavas novads, Balvu novads, Ciblas novads, Dagdas novads, Daugavpils, Daugavpils novads, Ilūkstes novads, Kārsavas novads, Krāslavas novads, Līvānu novads, Ludzas novads, Preiļu novads, Rēzekne, Rēzeknes novads, Riebiņu novads, Rugāju novads, Vārkavas novads, Viļakas novads, Viļānu novads, Zilupes novads.

APDZĪVOTĀS VIETAS TIPS

Rīga - Rīgas pilsēta

Cīta pilsēta - Daugavpils, Liepāja, Jelgava, Ventspils, Rēzekne, Jūrmala, Valmiera, Jēkabpils un citas pilsētas.

Lauki – pagasti, lauku viensētas.

IZGLĪTĪBA

Pamatizglītība - respondents ar pamata vai nepabeigtu vidējo izglītību.

Vidējā, vidējā speciālā – respondents ar vispārējo vidējo, vidējo speciālo vai nepabeigtu augstāko izglītību

Augstākā - respondents ar augstāko izglītību.

NODARBINĀTĪBAS SEKTORS

Valsts sektors - respondenti, kuri strādā valsts iestādēs vai uzņēmumos ar valsts kapitālu.

Privātais sektors - respondenti, kuri strādā uzņēmumos ar privāto kapitālu.

Nestrādā - respondenti: mājsaimnieces, pensionāri, skolēni, studenti, bezdarbnieki.

Cits - respondenti, kuriem ir gadījuma darbi, strādā apmaksātu darbu sabiedriskās organizācijās, kā arī tie respondenti, kuri nezināja konkrētu nodarbinātības sektoru.

PAMATNODARBOŠANĀS

Vadītājs – augstākā vai vidējā līmeņa vadītājs: uzņēmuma, firmas, organizācijas, nodaļas vadītājs, vadošais speciālists uzņēmumā, iestādē

Speciālists, ierēdnis - ierēdnis vai darbinieks valsts, pašvaldību iestādē vai privātā uzņēmumā; nestrādā fizisku darbu

Strādnieks - ierindas darbinieks rūpniecībā, celtniecībā, lauksaimniecībā, tirdzniecībā, apkalpojošajā sfērā, sabiedriskajā ēdināšanā; strādā fizisku darbu

Zemnieks - persona, kas strādā sev piederošā lauku saimniecībā

Individuālais darbs - pats sev darba devējs, arī profesionāls speciālists (advokāts, ārsts u.tml.), uzņēmuma īpašnieks

Pensionārs - persona, kas ir pensijā un nestrādā algotu darbu, arī invaliditātes pensionārs.

Skolnieks, students - persona, kas mācās dienas nodaļā kādā no mācību iestādēm

Mājsaimniece - persona, kas ir mājsaimnieks vai mājsaimniece un pašlaik nestrādā algotu darbu; arī ja atrodas bērna kopšanas atvaļinājumā

Bezdarbnieks - persona, kas ir darba spējīgā vecumā un nekur nestrādā

ĪENĀKUMU LĪMENIS

Īenākumi uz vienu ģimenes locekli, ieskaitot visus Īenākumus (algas, stipendijas, pabalstus, pensijas u.t.t.) pēc nodokļu nomaksas. Īenākumi dalīti kvintilēs.

Zemi – līdz Ls80

Vidēji zemi – no Ls81 līdz Ls120

Vidēji – no Ls121 līdz Ls160

Vidēji augsti – no Ls161 līdz Ls200

Augsti – Ls201 un vairāk.

5.pielikums

Socioloģiskā aptauja par Latvijas iedzīvotāju rekreācijas paradumiem mežā

Latvijas mežiem ir ievērojama nozīme Latvijas ekonomikā kā koksnes avotam. Lai noskaidrot, kādus labumus bez koksnes vēl var iegūt no Latvijas mežiem, svarīgi izziņāt- vai un kā - Latvijas iedzīvotāji izmanto mežu citiem mērķiem. Tagad mēs Jūs lūdzam sniegt informāciju par Jūsu brīvā laika pavadīšanas paradumiem mežā.

F1. Kāds mežs, Jūsaprāt, ir piemērotākais Jūsu atpūtai? Lūdzu, sakārtojiet prioritārā secībā nosauktos meža tipus no 1 – vispiemērotākais; līdz 4 - vismazāk piemērotais.

1	Dabisks mežs	
2	Mežs, kurā tiek veikta mežsaimnieciskā darbība	
3	Mežs ar labiekārtotām atpūtas vietām	
4	Mežs, pārveidots par parku	
6	Grūti pateikt/NA	8

F2. Kāds bija mērķis (mērķi), ar kādu Jūs esat devies uz mežu pēdējo 2 gadu laikā? (Atzīmēt visas piemērotās atbildes!)

pastaiņa	1
skriešana	2
braukšana ar velosipēdu	3
orientēšanās	4
distanču slēpošana	5
atpūtas parku apmeklējums (piem., Meža kaķis u.tml)	6
ogošana	7
sēņošana	8
medības	9
ārstniecības augu vākšana	10
floristikas materiālu vākšana	11
darbs	12
cita	13
Pēdējo 2 gadu laikā mežā nav bijis	98

F3. Runājot par pēdējiem 2 gadiem, ja Jūs mēdzat atpūsties mežā, tad kad jūs mežā atpūšaties visbiežāk? (Atzīmēt tikai vienu atbildi!):

Darbdienās	1	Pāriet pie jautājuma F4
Nedēļas nogalēs/brīvajās dienās	2	
Atvaļinājuma laikā/ brīvlaikā	3	
Pēdējo 2 gadu laikā neesmu atpūties mežā	4	Pāriet pie jautājuma F7
Grūti pateikt/NA [nepiedāvāt]	8	

Nākamie 3 jautājumi ir par Jūsu atpūtu mežā darbdienās/nedēļas nogalēs vai brīvdienās/ atvaļinājuma laikā vai brīvlaikā (Intervētāj, jautājiet tā, kā atbildēts jautājumā F3!)

F4. Cik tālu no Jūsu patstāvīgās dzīves vietas Jūs parasti dodaties, lai atpūtos mežā darbdienās/nedēļas nogalēs vai brīvdienās/ atvaļinājuma laikā vai brīvlaikā (Intervētāj, jautājiet tā, kā atbildēts jautājumā F3!)? Lūdzu, norādiet kilometrus (kaut aptuveni).

.....km
Grūti pateikt/NA 9801

F5. Kā Jūs parasti nokļūstat līdz mežam, kur atpūšaties? (Var atzīmēt vairākus atbilžu variantus, ja uz mežu braucot, izmanto vairākus!)

Kājām	1
Ar velosipēdu	2
Ar automašīnu	3
Ar sabiedrisko transportu	4
Citā veidā (norādīt, kā).....	5
Grūti pateikt/NA [nepiedāvāt]	8

F6. Cik Jums parasti izmaksā viens apmeklējums vai brauciens, lai nokļūtu līdz mežam, kurā atpūšaties? (Domāts apmeklējums vienam cilvēkam abos virzienos – līdz mežam un atpakaļ). INTERVĒTĀJ: Ja uz mežu iet ar kājām vai brauc ar velosipēdu, atzīmēt 0, ja brauc ar mašīnu – aprēķināt benzīna naudu vienam cilvēkam mašīnā)

0 Ls	1
Līdz Ls 1	2
Ls 1.01-2.00	3
Ls 2.01-5.00	4
Ls 5.01-10.00	5
Ls10.01-20.00	6
Vairāk nekā Ls20	7
Grūti pateikt/NA [nepiedāvāt]	8

(INTERVĒTĀJ, nolasīt!) Ir atzīts, ka iedzīvotāju atpūtas vajadzībām pielāgoti meži spēj nodrošināt atpūtas iespējas lielākam cilvēku skaitam. Tāpēc ir ierosināts dot iespēju iedzīvotājiem ziedot kādu naudas summu, lai noteiktā meža teritorijā tiktu veikti meža labiekārtošanas darbi cilvēku atpūtas iespēju uzlabošanai (piemēram, taku, atpūtas un piknika vietu ierīkošana, tualetes, apgaismojums, informācijas stendi un norādes u.c.).

F7. Vai Jūs piekristu ziedot kādu naudas summu, lai tiktu veikti meža labiekārtošanas darbi? Ja jā, cik lielu naudas summu gadā Jūs būtu gatavs/a atvēlēt šim mērķim? (INTERVĒTĀJ: Ja respondents atbild, ka nav gatavs ziedot šādam mērķim, ierakstīt 0)

.....LVL

F8. Vai pēdējo 2 gadu laikā Jūs esat apmeklējis mežu, kur par apmeklēšanas iespējām (piemēram, par ieeju, par telts vietu, iebraukšanu ar auto vai tā novietošanu) ir noteikta maksa (piem., dabas parki, privātīpašnieku izveidotās atpūtas vietas mežā u.tml.)?

Jā	1	Pāriet pie jautājuma F9
Nē	2	Pāriet pie jautājuma X

F9. Cik lielu naudas summu kopumā Jūs esat samaksājis pēdējo 2 gadu laikā par meža apmeklējumiem, par ko tiek prasīta samaksa (t.i., par ko tika runāts iepriekšējā jautājumā)?

Līdz Ls10.00	1
Ls 10.01 - 20.00	2
Ls 20.01- 50.00	3
Vairāk par Ls50	4
Grūti pateikt/NA [nepiedāvāt]	8

7.pielikums

Rīgas mežu apsaimniekošanas un labiekārtošanas izmaksas (bez PVN) 2010. gads

Saimnieciskās darbība	Izmaksas (Ls)	Platība (ha; gab)
Atjaunoto platību kopšana	323,4	4,2
Jaunaudžu kopšana	77	0,5
Pameža kopšana	10566,4	83,2
Putnu būrīšu izgatavošana	148	74
Atkritumu savākšana	6	200m ³ /mēn.
Dēļu laipu izgatavošana	150	1m ³
Soliņa izgatavošana	70	1
Atkritumu urnas izgatavošana	25	1
Informācijas stends	125	1
Plakāts	150	1

Avots: SIA „Rīgas meži” un Dabas aizsardzības pārvalde



1

Esošā situācija

Apsaimniekošanas izmaksas ~Ls80/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība



2

Apsaimniekošanas izmaksas ~ Ls200/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki.

Maza bioloģiskā daudzveidība



3

Apsaimniekošanas izmaksas ~ Ls200/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.

Maza bioloģiskā daudzveidība



4

Apsaimniekošanas izmaksas ~ Ls80/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība

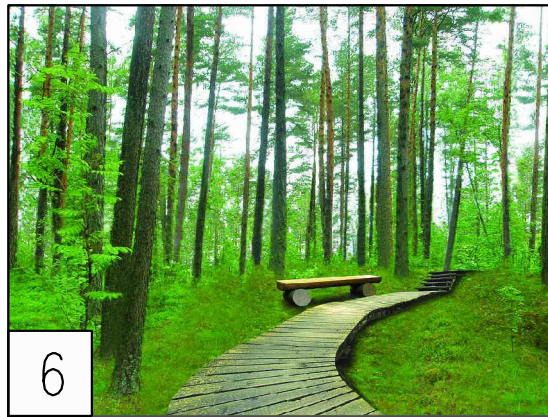


5

Apsaimniekošanas izmaksas ~1950Ls/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki;
- uzstādītas dēju laipas un labiekārtotas atpūtas vietas.

Maza bioloģiskā daudzveidība



6

Apsaimniekošanas izmaksas ~2080Ls/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki;
- uzstādītas dēju laipas un labiekārtotas atpūtas vietas.

Ļoti maza bioloģiskā daudzveidība



7

Apsaimniekošanas izmaksas ~1930Ls/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.
- uzstādītas dēju laipas un labiekārtotas atpūtas vietas.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība



8

Apsaimniekošanas izmaksas ~1900Ls/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki;
- uzstādītas dēju laipas un labiekārtotas atpūtas vietas.

Ļoti liela bioloģiskā daudzveidība



1

Esošā situācija

Apsaimniekošanas izmaksas ~Ls80/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība



2

Apsaimniekošanas izmaksas ~Ls200/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki.

Ļoti maza bioloģiskā daudzveidība



3

Apsaimniekošanas izmaksas ~ Ls200/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.

Ļoti maza bioloģiskā daudzveidība



4

Apsaimniekošanas izmaksas <Ls10/ha:

- netiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.

Ļoti liela bioloģiskā daudzveidība



5

Apsaimniekošanas izmaksas ~220Ls/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki;
- uzstādīts informācijas stends.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība



6

Apsaimniekošanas izmaksas ~430Ls/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki;
- uzstādīts informācijas stends.

Ļoti maza bioloģiskā daudzveidība



7

Apsaimniekošanas izmaksas ~350Ls/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.
- uzstādīts informācijas stends.

Maza bioloģiskā daudzveidība



8

Apsaimniekošanas izmaksas ~150Ls/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.
- uzstādīts informācijas stends.

Ļoti liela bioloģiskā daudzveidība



1

Esošā situācija

Apsaimniekošanas izmaksas ~Ls200/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki.

Maza bioloģiskā daudzveidība



2

Apsaimniekošanas izmaksas ~ Ls130/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība



3

Apsaimniekošanas izmaksas ~ Ls70/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība



4

Apsaimniekošanas izmaksas <Ls10/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.

Ļoti liela bioloģiskā daudzveidība



5

Apsaimniekošanas izmaksas ~2080Ls/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki;
- uzstādītas dēļu laipas.

Ļoti maza bioloģiskā daudzveidība



6

Apsaimniekošanas izmaksas ~1930Ls/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki;
- uzstādītas dēļu laipas.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība



7

Apsaimniekošanas izmaksas ~1950Ls/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki;
- uzstādītas dēļu laipas.

Maza bioloģiskā daudzveidība



8

Apsaimniekošanas izmaksas ~1800Ls/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki;
- uzstādītas dēļu laipas.

Ļoti liela bioloģiskā daudzveidība



1

Esošā situācija

Apsaimniekošanas izmaksas ~Ls150/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki.

Maza bioloģiskā daudzveidība



2

Apsaimniekošanas izmaksas ~ Ls280/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek novākti nokaltušie koki.

Ļoti maza bioloģiskā daudzveidība



3

Apsaimniekošanas izmaksas ~ Ls130/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība



4

Apsaimniekošanas izmaksas <Ls10/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.

Ļoti liela bioloģiskā daudzveidība



5

Apsaimniekošanas izmaksas ~2050Ls/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- novākti nokaltušie koki;
- uzstādītas dēļu laipas un informācijas stends.

Vidēji liela bioloģiskā daudzveidība



6

Apsaimniekošanas izmaksas ~2330Ls/ha:

- novākti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- novākti nokaltušie koki;
- uzstādītas dēļu laipas un informācijas stends.

Ļoti maza bioloģiskā daudzveidība

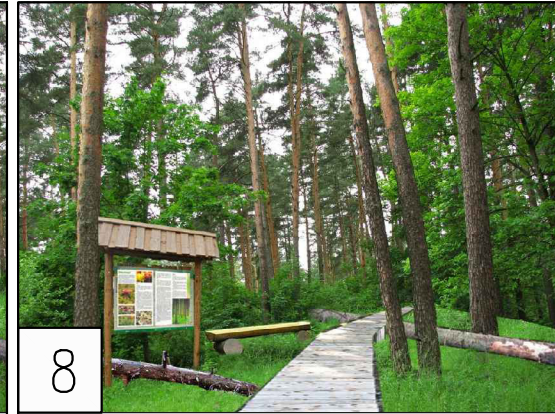


7

Apsaimniekošanas izmaksas ~2250Ls/ha:

- tiek novākti nokaltušie zari;
- pamežs tiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.
- uzstādītas dēļu laipas un informācijas stends.

Ļoti maza bioloģiskā daudzveidība



8

Apsaimniekošanas izmaksas ~2020Ls/ha:

- tiek atstāti nokaltušie zari;
- pamežs netiek tīrīts;
- tiek atstāti nokaltušie koki.
- uzstādītas dēļu laipas un informācijas stends.

Ļoti liela bioloģiskā daudzveidība

9. pielikums

Socioloģiskā aptauja par mežu ainavas izvēli rekreācijai

I - Vai Jūs apmeklējiet Rīgas pilsētas mežus?

Kad Jūs apmeklējiet Rīgas pilsētas mežus?

- nedēļas nogalēs;
- darbdienās.

II - Tiek veikts pētījums par to, kādus mežus cilvēki izvēlas savai atpūtai.

Jums tiek piedāvātas 4 lapas, kurās tiek attēlota esoša meža situācija un ar datorprogrammas palīdzību tiek modelēti 7 dažādi varianti, kā var mainīties esošā situācija, atkarībā no apsaimniekošanas.

Meža apsaimniekošana nozīmē pamežā esošo krūmu izciršanu, sauso zaru novākšanu, sauso/kritušo koku novākšanu un dažādu labiekārtojuma elementu izvietojumu (dēļu laipas, soliņi, atkritumu urnas, informācijas stendi).

Pie katra attēla tiek sniegta informācija par to, kā mežs tiek kopts un cik tas izmaksā. Meža apsaimniekošanai nepieciešamā nauda tiek iegūta no sabiedrības kā nodokļu maksātājiem.

Ja mežs tiek apsaimniekots intensīvi, tad samazinās meža bioloģiskā daudzveidība. Ja mežā tiek atstāts pamežs, kritālas, sausokņi un nokaltušie zari, tas rada piemērotu dzīvesvidi daudzām augu, sīko zīdītāji, putnu un kukaiņu sugām. Pie attēliem tiek sniegta informācija par to, kā apsaimniekošanas pasākumi var mainīt meža bioloģisko daudzveidību.

Lūdzam iepazīties ar katru variantu un veikt tikai vienu izvēli, izvēloties tādu meža ainavu, kura Jums liekas vispiemērotākais, lai Jūs vēlētos atpūsties šajā mežā.

III - Informācijas par respondentu:

- dzimums;
- izglītība (pamata, vidējā, nepabeigta augstākā, augstākā);
- nodarbošanās (strādā, nestrādā).