

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
ĢEOGRĀFIJAS NODAĻA

Santa RUTKOVSKA

**AUGĀJS KĀ PILSĒTVIDES INDIKATORS
DAUGAVPILĪ**

PROMOCIJAS DARBS

doktora grāda iegūšanai ģeogrāfijas nozares
dabas ģeogrāfijas apakšnozarē

Darba zinātniskais vadītājs:
Dr.biol., Dr. habil. geogr. Māris Laiviņš

RĪGA, 2014

Promocijas darbs izstrādāts:
Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Ģeogrāfijas nodaļā no
2006. gada līdz 2013. gadam

Šis darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā «Atbalsts doktora
studijām Latvijas Universitātē -2 » Nr. 2011/0054/1DP/1.1.2.1.2/11/IPIA/VIAA/002



Darbs sastāv no ievada, 3 nodaļām, secinājumiem, literatūras saraksta, 5 pielikumiem.

Darba forma: disertācija Ģeogrāfijas nozarē, dabas ģeogrāfijas apakšnozarē

Darba darba vadītājs: vadošais pētnieks Dr.biol., Dr. habil. geogr. Māris Laiviņš

Recenzenti:

- 1) prof. Dr.geogr. Oļģerts Nikodemus (LU)
- 2) Dr. biol. Anita Osvalde (LU BI)
- 3) prof. Dr.silv. Inga Straupe (LLU)

Promocijas darba atklāta aizstāvēšana notiks LU Ģeogrāfijas promocijas padomes sēdē
2014. gada 2. jūlijā, plkst.11.00 Rīgā, Alberta ielā 10, Jāņa un Elfrīdas Rutku auditorijā
(313. telpa).

Ar promocijas darbu un tā kopsavilkumu var iepazīties Latvijas Universitātes Bibliotēkā
Rīgā, Kalpaka bulvārī 4.

LU Ģeogrāfijas zinātņu nozares promocijas padomes priekšsēdētāja:
prof. Dr.ģeogr Agrita Briede

promocijas padomes sekretāre: doc Dr. geogr. Solvita Rūsiņa

© Latvijas Universitāte, 2014

© Santa Rutkovska, 2014

Anotācija

Bioindikatorus daudzviet pasaulē izmanto vides stāvokļa analīzē. Šajā promocijas darbā ir apkopoti 1996.-2013. gadā veikto pētījumu rezultāti, kuros ir analizēta pilsētvides pārveidotības pakāpe Daugavpilī. Pētījumā ir izmantotas trīs dažādu indikatoru grupas – galvenais pētījumu virziens ir neofītās vaskulārās augu sugas. Kā papildpētījumu virzieni darbā ir izmantoti epifītie ķērpji un ķīmisko elementu saturs priežu mizā.

Sadarbībā ar SBI Sistemātiskās botānikas laboratorijas darbiniekiem tika izstrādāti augu atradņu kartēšanas principi Daugavpilī, kā rezultātā izveidota regulāru kvadrātu tīklojuma pamatne. Neofītās augu sugas inventarizētas visos 344 pilsētas tīklojuma kvadrātos. Lihenoindikācijas dati iegūti no tiem 82 kvadrātiem, kuros esošie koki atbilst Eiropas vadlīnijām vides kvalitātes noteikšanas metodikas (Asta et al., 2002) prasībām. Metālu saturs priežu mizās noteikts 50 paraugvietās, kuras izvēlētas tā, lai tās pēc iespējas vienmērīgāk būtu izvietotas attiecībā pret potenciālajiem gaisa piesārņojuma avotiem.

Lihenoindikācijas pētījumu rezultāti un iegūtās ķērpju daudzveidības vērtības liecina, ka vides kvalitāte pilsētas teritorijā kopumā ir vērtējama kā laba. Arī mēreni piesārņotas vides epifīto ķērpju indikatorsugu pilsētā ir vairāk nekā izteikti piesārņotas vides indikatoru, kas norāda uz mēreni piesārņotu vidi. Iegūtie rezultāti liecina, ka lihenoindikācijas zemākie rādītāji saistāmi ar pilsētas centrālo daļu, ko raksturo blīvs ceļu tīkls un intensīva satiksme, kā arī privātmāju rajoniem.

Vairumā gadījumu pētīto ķīmisko elementu koncentrāciju vidējās vērtības priežu mizās Daugavpilī ir tuvas vai nepārsniedz Latvijas fona līmeņa raksturlielumus. Tas norāda, ka neskatoties uz ievērojamu skaitu industriāla rakstura objektu Daugavpilī, gaisa piesārņojums ar metālus saturošiem aerosoliem pilsētā ir zems. Teritorijas, kuru ietvaros priežu mizā konstatēts paaugstināts vairāku metālu saturs, ģeogrāfiski izvietotas uz austrumiem un ziemeļaustrumiem no nozīmīgiem industriāliem objektiem. Tas norāda uz gaisa masu valdošās dienvidrietumu pārnesei būtisku ietekmi uz vidi piesārņojošo vielu heterogēna telpiskā sadalījuma veidošanos Daugavpilī.

Lielākais neofīto sugu skaits kvadrātā konstatēts kapsētās, mazdārziņu un vasarnīcu rajonos.

Neofīto augu sugu izvietojums pilsētā un iegūto rezultātu ģeostatistikā apstrāde liecina, ka Daugavpilī dzelzceļi kā neofīto augu sugu izplatīšanās koridori ir zaudējuši savu nozīmi. Kā viens no galvenajiem iemesliem šim faktam ir dzelzceļa biotopu apsaimniekošanas pasākumi, kas mūsdienās, salīdzinot ar iepriekšējās floras inventarizācijas laiku, ir ļoti atšķirīgi. Tomēr atsevišķām neofītajām augu sugām šīs teritorijas ir svarīgas dzīvotnes. Pētījuma rezultāti statistiski ticami neapliecina arī Daugavas kā dabiska neofīto izplatīšanās koridora funkcionēšanu. Tā kā Daugavas krastu izmantošana kopš iepriekšējās floras inventarizācijas faktiski nav mainījusies, tas nozīmē, ka Daugavpilī antropogēnie sugu izplatīšanās ceļi mūsdienās ir daudz nozīmīgāki nekā dabiskie.

Visas 14 neofītās augu sugas, kuras Daugavpilī ieviesušās pēc iepriekšējās pilsētas floras inventarizācijas (1975.-1983.g.), sākotnēji ir stādītas kā krāšņumaugi un/vai kultūraugi. Lielākā daļa, t.i., 11 no šīm sugām ir naturalizējušās un kļuvušas invazīvas.

Kopumā darbā izvirzītā hipotēze ir apstiprinājusies. Pētījumā iegūtie rezultāti, kas raksturo stipri, mēreni un mazpārveidotu vidi, veido vienotas telpiskas grupas un ir savstarpēji papildinoši.

Atslēgvārdi: neofītās augu sugas, lihenoindikācija, ķīmisko elementu saturs priežu mizā, pilsētvides pārveidotības pakāpe.

Annotation

Bioindicators are used in analysis of environmental condition worldwide. In this Doctoral Thesis results of researches, done in 1996-2013 and analyzed level of environment transformation in Daugavpils, have been summarized. Three various indicator groups are used in the research – the main research direction is neophyte plant species. Epiphytic lichen and contents of chemical elements in pine bark have been used as the supplementary directions in the work.

The mapping principles of plant occurrences in Daugavpils were developed in cooperation with laboratory workers at DU ISB Laboratory of Systematic Botany, in the result of which base of regular quadrat grid was developed. Neophyte plant species were inventoried in all 344 quadrats of city grid. Data for lichen indication were obtained from those 82 quadrats, which included trees conforming to methodological requirements of European guidelines for definition of environmental quality (Asta et al., 2002). Content of metals was defined in 50 sampling plots, which were chosen to be located possibly closer to possible sources of air pollution.

Results of lichen indication researches and obtained lichen diversity values testify that environmental quality in the territory of the city in general can be considered to be good. There are also more epiphytic lichen indicator species of moderately polluted environment than indicators of polluted environment. The obtained results show that the lowest figures are to be linked with the central part of the city, which is characterized by tight road network and intensive traffic, as well as with the vicinities of private dwelling houses.

In majority of cases mean values of concentration of researched chemical elements in pine barks in Daugavpils are close and do not exceed characteristic values of Latvian background. This shows that, notwithstanding significant number of industrial objects in Daugavpils, pollution with metalliferous sprays is low in the city. Territories, where higher contents of various metals were detected in pine bark, geographically are located to the east and northeast of important industrial objects. This indicates significant impact of prevailing southwestern transfer on formation of heterogenous spatial distribution of polluting substances in Daugavpils.

The highest number of neophyte species per quadrat was detected in cemeteries, vicinities of private gardens and summer houses.

Layout of neophyte plant species in the city and geostatistical processing of obtained data show that in Daugavpils railways have lost their role as corridors of plant species distribution. One of the main reasons for the fact is maintenance activities in railway habitats, which nowadays, in comparison with previous time of flora inventory, are very different. However, for several neophyte plant species these territories are important habitats. Research results statistically credibly do not testify also functioning of River Daugava as natural corridor of neophytes' distribution. As the use of River Daugava banks has not changed much since the previous flora inventory, this means that anthropogenous ways of species distribution in Daugavpils nowadays are much more important than the natural ones.

All 14 neophyte plant species, which in Daugavpils were introduced after the previous inventory of city flora (1975-1983), were initially planted as decorative plants and/or cultivated plants. The majority, i.e. 11 of these species, have naturalized and become invasive.

In general the hypothesis of the Thesis have been proven. Results obtained in the research, characterise strongly modified, moderately and slightly modified environment, form united spatial groups and are mutually complementary.

Keywords: neophyte plant species, lichen indication, contents of chemical elements in pine bark, degree of modification of urban environment.

Saturs

Ievads	7
1. LITERATŪRAS APSKATS	13
1.1. Pilsētvides bioindikatori	13
1.1.1. Ķērpji kā pilsētvides bioindikatori	13
1.1.2. Koku miza kā pilsētvides bioindikators	15
1.2. Svešzemju sugas un pilsēta	16
1.2.1. Svešzemju sugas mainīgā vidē	17
1.2.2. Svešzemju sugu ietekmes vērtējums	19
1.3. Pilsētas kā svešzemju sugu donorterritorijas	22
1.4. Daugavpils floras pētījumu vēsture	25
1.5. Svešzemju veģetācijas koncentrācijas un izplatību iekmējošie faktori Daugavpilī	26
2. MATERIĀLI UN METODES	30
2.1. Datu avoti	30
2.2. Lauka pētījumi	30
2.2.1. Lihenoindikācija	30
2.2.2. Priežu mizu paraugu ievākšana	32
2.2.3. Neofītu augu sugu inventarizācija	33
2.3. Priežu mizu ķīmiskā sastāva analīzes	35
2.4. Kamerālās pētījumu metodes	35
2.4.1. Ģeogrāfisko informācijas sistēmu izmantošana datu analīzē un interpretācijā	35
2.4.2. Matemātiskā un statistiskā datu apstrāde	37
2.4.3. Teritorijas apbūves vecuma datu apstrāde un klasifikācija	40
2.4.4. Neofītu invazivitātes līmeņa noteikšana	42
3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA	43
3.1. Daugavpils pilsētas bioindikācijas rezultāti	43
3.1.1. Lihenoindikācija	43
3.1.2. Ķīmisko elementu koncentrācija priežu mizās	50
3.2. Biežāk konstatēto neofītu sastopamības analīze Daugavpilī	61
3.3. Neofītu izplatību ietekmējošie antropogēnie faktori un izplatīšanās ceļi	75
3.3.1. Neofītu izplatības saistība ar kapsētām	77
3.3.2. Neofītu izplatības saistība ar autoceļiem un dzelzceļiem	80
3.3.3. Neofītu izplatības saistība ar Daugavas krastiem	86
3.3.4. Neofītu izplatības saistība ar teritorijas apbūves vecumu	88
3.4. Pilsētvides pārveidotības zonējums Daugavpilī	94
Secinājumi	97
Izmantotā literatūra	99

1. Pielikums. Priežu mizu ievākšanas paraugvietu īss raksturojums
2. Pielikums. Ķīmisko elementu koncentrācijas (mg/kg) un pH priežu mizās Daugavpilī
3. Pielikums. Pētījumā izmantoto kvadrātu ķērpju daudzveidības vērtības un standartnovirzes
4. Pielikums. Ķērpju daudzveidības vērtību klašu aprēķins
5. Pielikums. Daugavpilī biežāk konstatēto neofītu izplatības kartes

Tekstā un attēlos izmantotie saīsinājumi

C – kontinentalitāte

EPPO – angl. European and Mediterranean Plant Protection Organization

g. – gads

gs. – gadsimts

L – gaisma

DAU – Daugavpils Universitātes Sistemātiskās bioloģijas institūta herbārijs

DU – Daugavpils Universitāte

LU – Latvijas Universitāte

M – mitrums

N – slāpekļis

R – reakcija

SBI - Daugavpils Universitātes Sistemātiskās bioloģijas institūts

T – temperatūra

t.i. – tas ir

t.sk. – tai skaitā

u. c. – un citi

u.tml. – un tamlīdzīgi

utt. – un tā tālāk

Ievads

Pētījuma aktualitāte

Pilsētas floras veidošanās ir ļoti dinamisks process (Westermann et al., 2011; Bigirimana et al., 2012; Hayasaka et al., 2012), tāpēc augus, to sugu sastāvu, ķīmisko vielu koncentrāciju tajos bieži izmanto kā bioindikatorus vides stāvokļa analizē (Migaszewski et al., 2005; Marmor and Randlane, 2007; Dymytrova, 2009). Sevišķi aktuāli tas ir tādās teritorijās, kur vide ir dinamiska un to raksturo straujas laiktelpiskās izmaiņas. Šāda mainīga vide ir lielākajās pilsētās (Kühn et al., 2004), arī Daugavpilī, tāpēc augājs atspoguļo gan urbānās ainavas transformācijas, gan vides stāvokļa izmaiņas. Uz šo jautājumu noskaidrošanu vērsti pētījumi pilsētas intensīvas apbūves teritorijās un infrastruktūras objektos, ruderālos biotopos, parkos, zālajos un pilsētmežos ļauj novērtēt esošo vides stāvokļa kvalitāti, kā arī identificēt ar pilsētas attīstību saistīto vides izmaiņu indikatorus un vides problēmas (Falla et al., 2000; Fanelli et al., 2006). Tomēr šādā kontekstā Daugavpils pilsētas teritorijas izpētei ir veltītas tikai dažas publikācijas (Эмис, 1989; Laiviņš and Gavrilova, 2009), kas norāda uz augāja kā pilsētvides indikatora pētījumu nepieciešamību un aktualitāti.

Zinātniskajā literatūrā norādīts (Migaszewski et al., 2005), ka bioindikatīva rakstura pētījumos iespējami objektīvākas ainas iegūšanai teritorijas izpētē ir jābūt kompleksai un kā bioindikatoru nedrīkst izmantot tikai vienu augu sugu vai auga daļas. Šādā gadījumā iegūtie rezultāti var būt neobjektīvi, jo viens organisms dažādās ģeogrāfiskajās vidēs var „uzvesties” ļoti atšķirīgi (Ehrenfeld, 2010). Tāpēc šajā pētījumā tiek izmantotas trīs dažādu indikatoru grupas – neofītās vaskulārās augu sugas, kas veido galveno pētījumu virzienu, savukārt epifītie ķērpji un priežu miza tiek izmantoti kā papildindikatori.

Viens no nosauktajiem pētījumu virzieniem, t.i. lihenindikācija, ir mūsdienās plaši izmantota metode gaisa kvalitātes noteikšanai (Asta et al., 2000; Nimis et al., 2002; Mulligan, 2009; Llop et al., 2012). Līdz šim Daugavpilī veiktie lihenindikācijas pētījumi ir bijuši fragmentāri un ģeogrāfiskā ziņā neaptvēra visu pilsētu, kā arī tajos izmantotas dažādas izpētes metodes. Tā rezultātā iepriekšējos pētījumos iegūtie dati nav savietojami ar 2002.gadā apstiprinātajām Eiropas vadlīniju prasībām ķērpju sugu daudzveidības kā vides stresa, t.sk. atmosfēras piesārņojuma, indikatora kartēšanai (angl. *European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress* – Asta et al., 2002a). Tāpēc līdz ar nosauktās lihenindikācijas metodes izmantošanu promocijas darbā izklāstītajos pētījumos, paveras iespējas korekti salīdzināt iegūtos datus ar plašākiem pētījumu rezultātiem Eiropā. Jāatzīmē arī, ka Daugavpilī kopš 2006.gada netiek veikti atmosfēras gaisa kvalitātes novērojumi, tādejādi promocijas darbā veiktie lihenindikācijas pētījumi ir aktuāli gaisa piesārņojuma novērtēšanas kontekstā.

Arī koku miza bieži tiek izmantota gaisa kvalitātes analīzei pilsētu teritorijās, jo adsorbē nokrišņos un vidē koncentrētās sārņvielas (Grodzińska, 1977; Marmor and Randlane, 2007; Spier et al., 2010), tāpēc šī bioindikatora izmantošana ir otrs promocijas darbā ietvertais pētījuma virziens. Tā kā 89,6% no Daugavpils mežaudzēm dominē priedes (*Pinus sylvestris* L.) (Meža taksācijas dati, 2011), ķīmisko elementu noteikšanai mizā tika izmantota minētā koku suga, turklāt Daugavpilī šāda veida pētījumi līdz šim nav veikti vispār. Tā rezultātā promocijas darba ietvaros iegūtie rezultāti nodrošina izejas datus vides stāvokļa analīzei un kalpos kā atskaites punkts tālākiem pētījumiem gaisa kvalitātes jomā.

Galveno pētījumu virzienu darbā veido neofīto augu sugu izpēte. Neofīti ir svešzemju sugas, kas Eiropā ir ienākušas pēc 1492. gada (Pyšek et al., 2004a; Wittig,

2004). To izplatība kādā teritorijā ir cilvēka pārveidotas vides indikators (Maskell et al., 2006), turklāt invazīvo neofītu ekspansija mūsdienās tiek vērtēta kā nozīmīgs globālo izmaiņu komponents (Hulme et al., 2013) un būtisks vietējo sugu apdraudējuma faktors (Bigirimana et al., 2011; Schlaepfer et al., 2011). Lai gan pēdējos gados ir ievērojami palielinājies datu apjoms par neofītu izplatību Eiropā (DAISIE, 2009), detaļa nozīmīgāko Eiropas datu bāzu analīze liecina, ka šo sugu izplatības pētījumi un to uzskaitē joprojām ir ļoti aktuāls pētījumu virziens Eiropas valstīs (McGeoch et al., 2012). Sevišķi aktuāli tas ir boreonemorālajā starpzonā, kurā, mainīgas vides apstākļos notiek intensīva svešzemju sugu invāzija un naturalizācija no Eiropas dienvidu un pēc klimata apstākļiem līdzīgiem Āzijas un Amerikas reģioniem. Eiropas Savienības atbildīgajām institūcijām un ierēdņiem ir jāapzinās, ka pastāvošo svešzemju sugu datubāzu uzlabošanai un atjaunošanai ir izšķiroša loma visaptverošas informācijas nodrošināšanā un iespējamo bioloģiskās invāzijas tendenču un seku paredzēšanā (Essl et al., 2013). Turklāt svešzemju sugu pētījumos noteikti būtu nepieciešams izmantot arī cēloņsakarību analīzi, ieskaitot vēsturiskos un reģionālos aspektus. Tāpēc pētījumi kā nacionālajā, tā reģionālajā mērogā ir ļoti aktuāli atsevišķu taksonu bioloģisko un ekoloģisko, kā arī izpaltīšanās tendenču skaidrošanai globālā aspektā (Essl et al., 2013). Šādā kontekstā līdz šim nav veikti pētījumi par Daugavpils pilsētas augāju, t.sk. par neofītu augu sugām un to izplatību, tādējādi nav attiecīgo datu, bez kuriem situācijas novērtēšana un, nepieciešamības gadījumā, invazīvo augu sugu izplatības ierobežošanas pasākumu plānošana gan dienvidaustrumu Latvijā, gan valstī kopumā ir problemātiska. Turklāt Latvijai ir saistoša konvencija par Bioloģisko daudzveidību (1992) un mūsu valsts piedalās starptautiskā projektā NOBANIS (Nordic-Baltic Network on Invasive Species), kura mērķis ir veidot svešzemju sugu elektronisko datu bāzi, kas vēlreiz apliecinā šāda rakstura pētījumu nepieciešamību.

Hipotēze: ar dažādām bioindikācijas metodēm iegūtie rezultāti uzrāda līdzīgu pilsētvides pārveidotības pakāpi un ir savstarpēji papildinoši.

Darba mērķis ir noskaidrot pilsētvides pārveidotības pakāpi un to ietekmējošos faktorus Daugavpilī, izmantojot augāju kā kompleksu un jutīgu pilsētvides indikatoru.

Darba uzdevumi:

- veikt vides stāvokļa raksturojumu, šim mērķim izmantojot lihenoindikāciju un priežu mizas ķīmiskā sastāva analīzi;
- veikt neofītu augu sugu inventarizāciju un izveidot šo sugu datu bāzi;
- novērtēt neofītu augu sugu izvietojumu pilsētā un to izplatību noteicošos dabiskos un antropogēnos faktorus pilsētvides kontekstā;
- balstoties uz dažādu bioindikācijas metožu rezultātiem, veikt pilsētas zonējumu pēc pilsētvides pārveidotības pakāpes.

Darba novitāte, teorētiskā un lietišķā nozīme:

1. Pirmo reizi Latvijā veikta pilsētvides pārveidotības zonēšana, kas balstīta uz multidisciplināru pieeju pētījumu veikšanā. Iegūtie rezultāti liecina, ka tie ir savstarpēji papildinoši.
2. Detalizēti ir inventarizētas neofītās augu sugas pilsētā un noskaidrotas to izplatību noteicošās likumsakarības laiktelpiskā griezumā.

3. Ir izveidota neofītu datu bāze, kas nodrošina plašas iespējas turpmākai Daugavpils vaskulāro augu sugu atlanta izstrādei un pilsētvides floras transformācijas noskaidrošanai.
4. Ir izveidotas pilsētvides stāvokli raksturojošo bioindikatoru datu bāzes, kuras ir pamats sistemātiskam vides stāvokļa monitoringam Daugavpilī

Pateicības

Šis darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā «Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē -2 ».

Vēlos pateikties sava promocijas darba vadītājam dr.biol., dr. habil. geogr. Mārim Laiviņam, kurš sniedzis nozīmīgu ieguldījumu darba izstrādes gaitā. Īpaši pateicos doc., dr.geogr. Solvitai Rūsiņai un as.prof., dr. geogr. Laimdotai Kalniņai par konstruktīviem ieteikumiem un diskusiju. Tāpat īpaši vēlos pateikties saviem kolēģiem dr.geol. Jurim Somam, dr.biol. Dāvim Grubertam, mag.vid.plān. Irēnai Pučkai, dr.biol. Janai Paiderei par nesavtīgu atbalstu un palīdzību šī pētījuma izstrādes gaitā, kā arī kolēģiem no SBI par palīdzību augu un ķērpju sugu noteikšanā. Darbs nebūtu iespējams bez manas ģimenes atbalsta un sapratnes. Baidoties kādu nepelnīti aizmirst, pateicos visiem draugiem, paziņām un kolēģiem, kas morāli, ar padomu, vai līdzdalību ir snieguši ieguldījumu šī darba tapšanā.

Darbā ietverto pētījumu rezultāti aprobēti:

Darba rezultāti publicēti 4 rakstos:

- Rutkovska S., Jurševska G., Evarts-Bunders P., 2009. Invasive woody species of Rosaceae in Daugavpils. In Pyšek P., & Pergl J. (Eds): *Biological Invasions: Towards a Synthesis. Neobiota*. 8: 161-167.
- Rutkovska S., Pučka I., Novicka I., 2011. Analysis of invasive flora in cemetery territories of the city of Daugavpils. In: Proceedings of the 8th International Scientific and Practical Conference “Environment. Technology. Resources”. Rēzekne, Latvia, 20 – 22 June, 2011. v.2. Rēzekne, pp. 344-351
- Rutkovska S., Pučka I., Novicka I., Evarts-Bunders P., 2011. Relationship of geographic distribution of the most characteristical invasive plant species in habitats adjacent to the river Daugava within the territory of Daugavpils city. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. 11 (2): 162- 174.
- Rutkovska S., Pučka I., Evarts-Bunders P., Paidere J., 2013. The role of railway lines in the distribution of alien plant species in the territory of Daugavpils City (Latvia). *Estonian Journal of Ecology*. 62 (3): 212-225.

Rezultāti apspriesti 17 starptautiskās konferencēs, tēzes publicētas konferenču tēžu krājumos:

- Рутковска С., 2007. Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами в пределах города Даугавпилса (Латвия). Международная научно-практическая конференция „География, природные ресурсы и туристско - рекреационный потенциал Балтийского региона”. Великий Новгород, Кривия, 11.- 13.10.2007. стр. 189-194
- Rutkovska S., 2007. Lichenoindication, content of heavy metals and ph of pine bark as air pollution indicator: case study in Daugavpils. 4th International Conference “Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region”. Book of abstracts. Daugavpils, April 25– 27, 2007.pp. 104.
- Rutkovska S., Jurševska G., 2008. Invasive arboreal species of Rosacea family in the Daugavpils city (Latvia). 5th European Conference “NEOBIOTA: Towards a Synthesis”. Book of abstracts. Prague, Czech Republic, September 23-26, 2008, pp.107.
- Rutkovska S., Laiviņš M., 2008. Content of zinc, iron, lead and cadmium in pine needles, and soil of the woods in Daugavpils city. In: Proceedings of the 3rd Regional Training Conference of Young Scientists ”Aquatic environment and natural spatial complexes: research, management, conservation”. Petrozavodsk, Russia, 26 – 28 August, 2008. pp 187-190.
- Pučka I., Rutkovska S., 2009. Invazīvo papeļu sugu telpiskā izplatība gar autoceļiem Daugavpils pilsētā. Krāj: Oļehnovičs D. (red.), Daugavpils Universitātes 51. starptautiskās zinātniskās konferences tēzes. DU 51. starptautiskā zinātniskā konference, Daugavpils, Latvija, 2010.g. 14.-17. aprīlis. Daugavpils, DU akad.apgāds „Saule”, 11.lpp.
- Rutkovska S., Zeiļa I., Pučka I., Litvinceva J., 2009. Spatial distribution of separate widely spread invasive species. A case of the Ruģēļi and Grīva housing iestates of Daugavpils. 5th international Conference „Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region”. Book of abstracts, Daugavpils, 22-24 April. 119 pp.
- Pučka I., Rutkovska S 2010. Invazīvo vītolu dzimtas augu sugu laiktelpiskās izmaiņas Daugavpils pilsētas teritorijā. Krāj.: Zuģicka I., Aleksejeva A., Paņina L., Oļehnovičs D. (red.), Daugavpils Universitātes 52. starptautiskās zinātniskās konferences tēzes. DU 52. starptautiskā zinātniskā konference, Daugavpils, Latvija, 2010.g. 14.-17. aprīlis. Daugavpils, DU akad.apgāds „Saule”.
- Rutkovska S., Novicka I., Pučka, I., Evarts-Bunders, P., 2010. Spatial distribution of separate widely spread invasive plant species in Daugavpils (Latvia). In: Abakumova M., Ingerpuu N., Kalamee R., Püssa K.(eds.), Abstracts and excursion guides of the XXIII Conference-Expedition of the Baltic Botanists, Haapsalu, ESTONIA, 19 – 22 July, 2010. Tartu, University of Tartu. pp. 57-58.
- Grišāne L., Rutkovska S., 2011. Invazīvo augu izplatības un urbanizācijas procesu saistības analīze Daugavpils pilsētas Stropu mikrorajonā. Krāj.: Oļehnovičs D. (red.), Daugavpils Universitātes 53. starptautiskās zinātniskās konferences tēzes. DU 53. starptautiskā zinātniskā konference, Daugavpils, Latvija, 2011.g. 13.-15. aprīlis. Daugavpils, DU akad.apgāds „Saule”, 46.lpp.

- Nitcis M., Rutkovska S., Evarts-Bunders P., 2011. Augu atradņu kartēšanas principi Daugavpilī. Krāj.: Oļehnovičs D. (red.), Daugavpils Universitātes 53. starptautiskās zinātniskās konferences tēzes. DU 53. starptautiskā zinātniskā konference, Daugavpils, Latvija, 2011.g. 13.-15. aprīlis. Daugavpils, DU akad.apgāds „Saule”, 13.lpp.
- Rutkovska S, Pučka I, Novicka J., Evarts-Bunders P., 2011. Relationship of geographic distribution of invasive plant species with the river Daugava valley within the territory of Daugavpils city. In: Book of abstracts of the 6th International Conference “Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region”. Daugavpils, Latvia, 28 – 29 April, 2011. Daugavpils University Acad. Press. “Saule”, 112 pp.
- Pučka I., Rutkovska S., 2012. Distribution of invasive Rosaceae species in ruderal biotopes within the territory of Daugavpils city. Shevchenkivska vesna 2012: Life sciences. Abstract book. X International interdisciplinary scientific conference of students and young scientists. March 19-23. Kyiv – 2012. 22-23 pp.
- Pučka I., Rutkovska S 2012. Daugavpilī invazīvāko rožu dzimtas augu sugu (*Malus domestica* Borkh., *Rosa Rugosa* Thunb., *Sorbaria sorbifolia* L., *Amelanchier spicata* (Lam.) K. Koch ģeotelpiskā izplatība). Krāj., Oļehnovičs D. (red.), Daugavpils Universitātes 54. starptautiskās zinātniskās konferences tēzes. DU 54. starptautiskā zinātniskā konference, Daugavpils, Latvija, 2012.g. 18.-20. aprīlis. Daugavpils, DU akad. apgāds „Saule”.
- Rutkovska S., Pučka I., Evarts-Bunders P., 2012. Relationship of geographic distribution of the most characteristical invasive plant species in habitats adjacent to the transport corridors within the territory of Daugavpils city. NEOBIOTA 2012. 7th European Conference on Biological Invasions „Halting Biological Invasions in Europe: from Data to Decisions”. Abstracts, Pontevedra, Spain, 12-14 September 2012. 258-259 pp.
- Rutkovska S., Pučka I., 2013. Distribution of alien woody species in Daugavpils forests (Latvia). In: Book of abstracts of the 7th International Conference “Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region”. Daugavpils, Latvia, 25 – 27 April, 2011. Daugavpils University Acad. Press. “Saule”, 93 pp.
- Rutkovska S., Pučka I., 2013. Analysis of plant communities of *Erigeron canadensis* L., *Solidago canadensis* L. S.l. and *Helianthus tuberosus* L. within the territory of Daugavpils city (Latvia). In: Dzebuadze Yu.Yu., Slynko Yu.V., Krylov A.V. (eds.). Programme & Book of abstracts of the International symposium Borok-IV „Invasion of alien species in Holarctic”, Borok, Russia, 22-28 September, 2012. Yaroslavl, 147 pp.
- Rutkovska S., Pučka I., 2014. Cemeteries as potential donor territories of neophyte plant species: case study in Daugavpils (Latvia). In: Abstract book of the 8th International scientific conference „The Vital Nature Sign”. Kaunas, Lithuania, 15-17 May, 2014. Vytautas Magnus University, 98 pp.

9 ziņojumi vietējās konferencēs:

- Rutkovska S., Zeiļa I., Pučka I., Litvinceva J., 2009. Sūreņu, rožu un vītolu dzimtas invazīvo augu sugu telpiskā izplatība Daugavpils pilsētas transporta koridoros. Krāj.: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēžu krājums. Latvijas Universitātes 67. zinātniskā konference. Rīga, 2009.g. 30. janvāris. Rīga, LU Akad. apgāds, 123-125.lpp.
- Rutkovska S., Kucāne T., 2010. Lihenoindikācija kā gaisa kvalitātes indikatormetode. Daugavpils pilsētas piemērs. Krāj.: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēžu krājums. Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Rīga, 2010.g. 04.februāris. Rīga, LU Akad. apgāds, 205.-207.lpp.
- Rutkovska S., Novicka I., 2010. *Bunias orientalis* L. telpiskās izplatības analīze Daugavpils pilsētas teritorijā. Krāj.: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēžu krājums. Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Rīga, 2010.g. 04.februāris. Rīga, LU Akad. apgāds, 207.-209.lpp.
- Rutkovska S., Pučka I., 2010. Atsevišķu vītolu dzimtas invazīvo sugu – *Salix daphnoides* Vill., *Populus alba* L., *Populus canadensis* Moench – izplatības raksturojums Daugavpils pilsētā. Krāj.: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēžu krājums. Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Rīga, 2010.g. 03.februāris. Rīga, LU Akad. apgāds, 209.-211.lpp.
- Rutkovska S., Novicka I., 2011. Piesārņotāko biotopu analīze Daugavpils pilsētas teritorijā. Invazīvo krustziežu dzimtas augu piemērs. Krāj.: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Latvijas Universitātes 69. zinātniskā konference, Rīga, 2011.g. 31.janvāris. Rīga, LU Akad. apgāds, 214.-215.lpp.
- Rutkovska S., Pučka I., 2011. Invazīvie rožu dzimtas augi Daugavpils pilsētmežos. Krāj.: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Latvijas Universitātes 69. zinātniskā konference, Rīga, 2011.g. 31.janvāris. Rīga, LU Akad. apgāds, 215.-217.lpp.
- Pučka I., Rutkovska S., 2012. *Rosa rugosa* Thunb. un *Sorbaria sorbifolia* L. augu sabiedrību izvērtējums Daugavpils pilsētā. IV Latvijas Ģeogrāfijas kongress. Ģeogrāfija mainīgajā pasaulē. Referātu tēzes. 2012. gada 16.-17. marts. Rīga. Latvijas Ģeogrāfijas biedrība. 181-183.lpp.
- Pučka I., Rutkovska S., 2013. Izplatītāko invazīvo augu sugu ģeogrāfiskā izplatība transporta koridoriem piegulošajos biotopos Daugavpils pilsētas teritorijā. Krāj.: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes. Latvijas Universitātes 71. zinātniskā konference. Rīga, Latvijas Universitāte, 185.-186.lpp.
- Rutkovska S., Pučka I., Liniņa I., Brokāne A., Grišāne L., 2013. *Amelanchier spicata* (Lam.) K.Koch izplatības analīze Latvijas DA. Krāj.: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes. Latvijas Universitātes 71. zinātniskā konference. Rīga, Latvijas Universitāte, 208-210.lpp

1. LITERATŪRAS APSKATS

1.1. Pilsētvides bioindikatoru

Vides piesārņojuma noteikšanai nereti izmanto dažādus bioindikatorus – organismus vai to daļas, pēc kuru izmaiņām, specifiskas reakcijas vai akumulēto piesārņojošo elementu daudzuma ir iespējams analizēt vides kvalitāti vai tās izmaiņas (Markert et al., 1997; Falla et al., 2000; Migaszewski et al., 2005). Bioindikācijā tiek izmantots bioindikatoru jutīgums un to specifiskā reakcija uz piesārņotājiem. Sākumā parasti novēro fizioloģiskās (piemēram, fotosintēzes pavājināšanās), vēlāk arī morfoloģiskās izmaiņas (piemēram, kutikulas noārdīšanās). Dažreiz piesārņotāji izraisa pat kādas sugas pilnīgu izzušanu konkrētajā ekosistēmā (Falla et al., 2000). Visplašāk bioindikācijā tiek izmantoti augi (Falla et al., 2000; Migaszewski et al., 2005). To var izskaidrot ar šādiem aspektiem: plaša ģeogrāfiskā izplatība, piesaiste noteiktai vietai un salīdzinoši viegla ievākšana, kā arī konkrēta reakcija uz konkrētu piesārņotāju (Falla et al., 2000).

Visbiežāk tiek izmantoti ķērpji (Poikolainen, 2004; Mulligan, 2009; Llop et al., 2012; Kularatne and Freitas, 2013), kas ir jutīgi pret gaisa piesārņojumu un ļoti sevi uzkrāj daudzas piesārņojošas vielas. Liecības par to, ka ķērpji ir jutīgi pret apkārtējo vidi, ir atrodamas jau kopš 1790. gada, kad E. Darvins atzīmēja to, ka ķērpji neaug blakus dzelzs kausētavām. Taču pirmie, kas izteica domu, ka ar ķērpju palīdzību var noteikt gaisa kvalitātes līmeni, bija V. Nīlanders un F. Arnolds. Ideja ātri izplatījās, un par to ir saglabājušās daudzas liecības 19. gadsimta literatūrā. Pirmā publikācija, kas pilnībā bija veltīta šai tēmai, izdota 1879. gadā, kad V. Džonsons saistīja ķērpju daudzveidības samazināšanos ar dūmiem un izgarojumiem, kuri nāk no ogļu raktuvēm (citēts pēc: Kricke and Loppi, 2002). Salīdzinot ar citiem bioindikatoriem, piesārņojuma uzkrāšanās fizioloģiskie procesi ķērpjos ir pētīti visvairāk (Reis et al., 1999). Plaši bioindikācijā izmanto arī sūnas (Adamo et al., 2007; Dymytrova, 2009), koku mizu (Poikolainen, 2004; Frati et al., 2006; Spier et al., 2010) un priežu skuju (Migaszewski et al., 2005; Mandre and Lukjanova, 2011), jo tie absorbē nokrišņos un gaisā esošās sārņvielas un atspoguļo vides piesārņotības pakāpi. Tāpat kā vides indikators bieži tiek izmantota augsne (Al-Alawi and Mandiwana, 2007; Mandre and Lukjanova, 2011). Tās kvalitāti pilsētā apdraud satiksme, rūpniecības uzņēmumi, kuru radītie izmeši agrāk vai vēlāk ar nokrišņiem nonāk augsnē. Piesārņojums augsnē rāda ne tikai uz pašas augsnes, bet arī kopējo vides stāvokli.

1.1.1. Ķērpji kā pilsētvides bioindikatoru

Ķērpji, tāpat kā jebkurš cits organisms, ir neatņemama biosfēras sastāvdaļa. Tiem raksturīga liela sugu daudzveidība, un tie ieņem nozīmīgu vietu dabas procesos (Purvis et al., 2007).

Visā pasaulē ķērpji tiek izmantoti gaisa kvalitātes noteikšanai, jo to anatomiskās un fizioloģiskās īpašības ir piemērotas šim nolūkam: 1) tiem nav sakņu, kā rezultātā ķērpji ir spiesti uzņemt barības vielas un enerģiju no apkārtējās vides un tādā veidā uzkrāt savā laponī arī atmosfērā esošo piesārņojumu (Asta et al., 2002b; Fuga et al., 2008; Conti et al., 2011); 2) tie viegli absorbē ūdeni un tiem nav kutikulas (aizsargslāņa) (Asta et al., 2002b; Purvis et al., 2007). Lielāko daļu neorganisko vielu, kas nepieciešamas ķērpju augšanai, tie saņem no gaisa ar lietu (Piterāns, 2003). Ja vielu

koncentrācija gaisā mainās, tā mainās arī ķērpjos. Tādu vielu kā S, N, K, Ca, Mg, Na koncentrācija var būtiski mainīties dažu mēnešu laikā. Savukārt Pb, Cd, Ni koncentrācija mainās ilgākā laika posmā (Geiser, 2012). Ķērpji ir jutīgi pret toksiskām vielām, jo nevar tās izvadīt no organisma (Piterāns, 2003). Tā rezultātā, zinot gaisa piesārņotāja īpašības un konkrētu ķērpju sugu reakciju uz konkrēto piesārņotāju, daudzi pētījumi var tikt veikti īsā laikā, kas ļauj apkopot gaisa kvalitātes izmaiņas pēdējās nedēļās, mēnešos vai gados (Geiser, 2012); 3) tie ir lēni augoši (no mm līdz dažiem cm gadā (Piterāns, 1986; Gaio-Oliveira et al., 2004)) un „ilgmūžīgi” (Wolterbeek et al., 2003; Fuga et al., 2008); 4) tiem ir konstanta morfoloģija un fizioloģija visa gada garumā (Wolterbeek et al., 2003; Fuga et al., 2008); 5) tie ir plaši izplatīti visās sauszemes ekosistēmās un kopumā aizņem apmēram 8% no mūsu planētas sauszemes platības (Purvis et al., 2007).

Visbiežāk izmantotās ķērpju bioindikācijas metodes ir: sugu sastāva analīze, transplantu metode un ķērpju lapaņa analīze. Sugu sastāva analīze ir pasīvā monitoringa metode, kas salīdzina sugu skaitu, analizē to dažādību un ķērpju segto platību pētāmajā teritorijā (Mežaka et al., 2008; Mulligan, 2009; Opdyke et al., 2010; Llop et al., 2012; Das et al., 2013). Transplantu metode balstās uz to, ka ķērpji no nepiesārņotajiem rajoniem tiek transplantēti uz pētāmo rajonu. Ķērpji tiek pārstādīti uz citiem kokiem vai objektiem, kas atrodas pētāmajā teritorijā. To reakciju novēro, periodiski veicot mērījumus un fotografējot. Tāpat transplantu var nogādāt arī laboratorijā, kur uz tiem iedarbojas ar dažādu koncentrāciju piesārņojošām vielām. Vērojot to, cik ātri atmirst organisms, var noteikt, cik spēcīgs ir piesārņojums. Parasti transplantācijā tiek izmantoti ķērpji, kas aug uz sausajiem koka zariem. Šāds zars tiek pārnest uz tādu pētāmās teritorijas vietu, kur augšanas apstākļi pēc iespējas vairāk atgādina iepriekšējos (Fрати et al., 2006; Opdyke et al., 2010; Kularatne and Freitas, 2013). Ar lapaņa ķīmisko analīžu rezultātu palīdzību var konstatēt dažādu gaisa piesārņotāju daudzumu ķērpjos (Henija un Laiviņš, 1995; Frati et al., 2006; Munzi et al., 2012).

Ķērpji ir ļoti jutīgi organismi (Mulligan, 2009). Dažādas ķērpju sugas dažādi reaģē uz kādu noteiktu piesārņojumu (Gombert et al., 2003; Vicol, 2010; Pinho et al., 2012). Jutīgums pret gaisa piesārņojumu palielinās pēc morfoloģiskā principa: krūmu ķērpji < lapu ķērpji < krevu ķērpji, taču ir arī izņēmumi (Fuga et al., 2008; Llop et al., 2012). Vieni no visjutīgākajiem ķērpjiem, kas aug urbānā vidē, ir epifītiskie ķērpji. Daudzos līdz šim veiktajos pētījumos, kuros izmantoti šie ķērpji, ir pierādīta cieša korelācija starp gaisa piesārņotības pakāpi un ķērpju sugu sastāvu, skaitu un segumu. Piesārņojuma ietekmē mainās arī ķērpju augšanas rādītāji, fizioloģiskās un morfoloģiskās īpašības (Opdyke et al., 2010; Vicol, 2010; Llop et al., 2012; Das et al., 2013).

Ķērpji uztver allogēnus atmosfēras materiālus, kas ir izkļiedēti gan atmosfēras nokrišņos, gan putekļos, gan arī gāzveida emisijās (Nash, 2008). Īpaši jutīgi tie ir pret sēra dioksīdu (SO₂), kas ilgstoši ir bijis galvenais ķērpju skaita un seguma samazinātājs urbānā vidē (Nimis et al., 2002; Davies et al., 2007; Larsen et al., 2007). Lauka pētījumos iegūtie dati liecina, ka lielākā daļa ķērpju iet bojā pie SO₂ vidējās gada koncentrācija 8-30 μg/m³. Ļoti mazs skaits ķērpju sugu spēj paciest SO₂ koncentrāciju, kas ir lielāka par 125 μg/m³ (Blett et al., 2003). NO₂, ko rada galvenokārt satiksme, tiek uzskatīts par otru nozīmīgāko ķērpjus ietekmējošo piesārņotāju urbānā vidē (Gombert et al., 2003; Frati et al., 2006). Fitotoksisko efektu uz ķērpjiem L. Davies u. c. (2007) novēroja, kad NO_x rādītāji pārsniedza 70 μg/m³ un NO₂ koncentrācija pārsniedza 40 μg/m³. Tomēr ir ķērpju sugas, kuras NO₂ ietekmē pozitīvi (van Dobben and ter Braak, 1999; Larsen et al., 2007). Tāpat nozīmīgi ķērpju piesārņotāji ir fluora savienojumi un

ozons (Asta et al., 2000; Blett et al., 2003). Arī smago metālu koncentrācijas izpētei, īpaši urbānā vidē, tiek izmantoti ķērpji (Loppi et al., 2004; Kularatne and Freitas, 2013).

Ķērpji kā urbānas vides indikatori ir izmantojami arī citu šai videi specifisku īpašību dēļ - pilsētās ir pārveidoti biotopi un zemāks mitruma līmenis, kas arī ietekmē ķērpju sugu daudzveidību (Opdyke et al., 2010). No vienas puses, tādas biotopu izmaiņas kā meža fragmentācija samazina ķērpjiem piemērotas, salīdzinoši netraucētas vides esamību, kas savukārt negatīvi ietekmē ķērpju sugu daudzveidību (Opdyke et al., 2010). No otras puses, meža teritoriju fragmentācija pazemina mitruma līmeni. Jau 1966. gadā I.M. Brodo rakstīja, ka urbānajai videi ir raksturīgs „pilsētas efekts”, kas nereti ir noteicošais faktors urbānas un lauku vides ķērpju sugu sastāva salīdzinājumā. Tas skaidrojams ar to, ka pilsētās darbojas „siltuma salas” (*heat island*) efekts - te ir siltāks un sausāks klimats nekā blakus esošās lauku teritorijās. Arī J.P. Frāms (2003) savā pētījumā ir konstatējis, ka ķērpju esamība kādā teritorijā ir ļoti cieši saistīta ar relatīvā mitruma izmaiņām. Epifītie ķērpji dod priekšroku sausākām virsmām. Tie ir salīdzinoši tolerantāki pret izžūšanu. Sausums ir nepieciešams ķērpju metabolisma (oglekļa asimilācijas) procesu nodrošināšanai (Fox et al., 2001).

Tātad ķērpji var būt par indikatoriem dažādiem vides izmaiņu rādītājiem (Piterāns, 1986; Nīmis et al., 2002).

1.1.2. Koku miza kā pilsētvides bioindikators

Tā kā koku miza bioindikācijas mērķiem ir viegli pieejama pat blīvi apdzīvotās vietās, tā bieži tiek izmantota gaisa kvalitātes analīzei pilsētu teritorijās (Grodzińska, 1977; Marmor and Randle, 2007; Spier et al., 2010). Bioindikācijas pētījumos izmanto koku mizas ārējo (atmirušo šūnu) slāni (Schulz et al., 1999; Poikolainen, 2004). Katrs jaunais slānis zem vecā izveidojas noteiktā laika periodā (Poikolainen 2004), piemēram, *Pinus sylvestris* tas izveidojas apmēram divu gadu laikā (Schulz et al., 1999).

Apkārtējās vides piesārņojuma uzkrāšanās koka mizā ir tipisks fizikāli ķīmiskais process. Piesārņojums var pasīvi uzkrāties uz mizas virsmas, vai arī tas tiek absorbēts mizas ārējā slānī jonu apmaiņas laikā. Tā kā nav pierādīta nozīmīga ķīmisko elementu migrācija no mizas virsmas uz koka iekšējiem slāņiem vai otrādi (Schulz et al., 1997), arī augsnes piesārņojums nozīmīgos apmēros nevar nokļūt mizā. Tomēr tas no augsnes virskārtas var tikt attransportēts uz mizu arī ar vēja palīdzību (Poikolainen, 2004).

Miza labi izmantojama kā SO₂ piesārņojuma indikators - vidi paskābinošie piesārņotāji samazina mizas pH, savukārt sārmainie to paaugstina. A.M. Farmers u.c. (1990) to skaidro ar faktu, ka gadījumos, kad mizas pH ir zems, arī apmaiņas katjonu apjoms ir zems, un otrādi. Eiropā mizas pH pētījumi SO₂ piesārņojuma kontekstā plaši tiek veikti jau no 20. gs. 60-tajiem gadiem, ko aizsāka E. Skais 1968.gadā un B. Staksāngs 1969.gadā publicējot savu pētījumu rezultātus (citēts pēc: Poikolainen, 2004). Cieša korelācija starp mizas pH un SO₂ koncentrāciju atmosfērā ir pierādīta daudzos pētījumos (Lötschert and Köhm, 1973; Grodzińska, 1977; Kreiner, 1986).

Arī smago metālu emisiju analīzei koku miza tiek izmantota diezgan bieži, galvenokārt ražošanas un transporta kontekstā (Schulz et al., 1999). Pētījumos, kas veikti pilsētu teritorijās, augstāka smago metālu koncentrācija konstatēta rūpnieciskajās teritorijās un pilsētu centros (Karandinos et al., 1985; Saarela et al., 2005).

Koku miza kā bioindikators izmantojama arī netieši - ir pierādīts, ka koku mizas pH ir ievērojama ietekme uz ķērpju populācijām, tāpēc tā izmaiņas var būtiski ietekmēt uz mizas augošo ķērpju sastāvu (Van Herk, 2001; Marmor and Randle, 2007; Mulligan, 2009; Opdyke et al., 2010; Spier et al., 2010).

Tomēr, neskaitot piesārņotājus, mizas pH ietekmē arī citi faktori, piemēram, koka suga. Dažādām koku sugām atšķiras kā anatomiskā uzbūve, tā ķīmiskais mizas sastāvs, tai skaitā pH (Wolseley, 2005). J.Poikolainens (2004) ir izpētījis, ka Eiropā biomonitoringa pētījumiem tiek izmantota vairāk kā 40 sugu koku miza. Tomēr visbiežāk izmantoto koku sugas ir *Acer platanoides*, *Aesculus hippocastanum*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Picea abies* un *Pinus sylvestris*. Tāpat nozīmīgi ietekmējošie faktori ir koka vecums un veselība, ievākšanas perioda laika apstākļi, ievāktā parauga biezums u. c. (Farmer et al., 1990; Spier et al., 2010).

1.2. Svešzemju sugas un pilsēta

Pilsētas reprezentē sugu daudzveidības akumulāciju (Araújo, 2003; Pyšek et al., 2004a; von der Lippe and Kowarik, 2008) regulāri un intensīvi pārveidotā ainavā (Pickett et al., 2001; Kühn et al., 2004). Tā kā pilsētām ir raksturīgas zemes lietojuma veida izmaiņas, pilsētas ainava ir ļoti fragmentēta (Zipperer et al., 1990). Šāda ainava ir viens no tiem elementiem, kas veido augstu urbānās vides heterogenitāti (Gilbert, 1989). Mainoties ainavai pilsētā, tiek ietekmēts (visbiežāk tehnogēni pārveidots) arī augsnes sastāvs un struktūra, padarot to neviendabīgāku un daudzveidīgāku (Araújo, 2003; Kühn et al., 2004). Neatņemama urbānās vides pazīme ir regulāri dažāda lieluma un rakstura traucējumi (Araújo, 2003; Deutschewitz et al., 2003; Simonová and Lososová, 2008). Šie faktori ir vieni no tiem, kuri nodrošina biotopu dažādību (Kühn et al., 2004; Simonová and Lososová, 2008), kas savukārt rada visu dzīves stratēģiju augiem piemērotus augšanas apstākļus (Gilbert, 1989), kā rezultātā pilsētās rodas lielāks skaits kā vietējo, tā svešzemju augu sugu (Deutschewitz et al., 2003; Kühn et al., 2004; Bigirimana et al., 2011). Sugu sastāvu biotopos nosaka biotiskie un abiotiskie „filtri” (Knapp et al., 2008), kas „atlasa” sugas ar tiem piemērotām īpašībām, sākot no to izplatības veidiem, līdz izdzīvošanas un pielāgošanās īpatnībām (Roy and de Blois, 2006; Williams et al., 2009). Arī cilvēka izvēle strādā kā „filtrs” gan sugu skaita pieaugumam (galvenokārt uz eksotisku sugu rēķina), gan samazinājumam (Williams et al., 2009). Citi urbānie „filtri”, tādi kā biotopa platība vai sugas izplatības šķēršļi, var radīt teritorijas fragmentāciju un izolāciju (Grimm et al., 2008). Šos efektus mazina dažādas līnijveida struktūras pilsētā (Tewksbury et al., 2002), piemēram, upes, ceļu un dzelzceļu malas, kas „iespiežas” urbānās teritorijās (Penone et al., 2012), un tādā veidā savā starpā savieno pilsētu ainavai tik raksturīgās fragmentētās teritorijas (Calabrese and Fagan, 2004).

Ar laiku urbānā vidē esošo vietējo sugu skaits samazinās, svešzemju sugu skaits pieaug, un līdz ar to notiek biotas homogenizācija (Olden et al., 2004; McKinney, 2006; Bigirimana et al., 2011). Līdz ar to galvenā pilsētas floras iezīme ir lielais svešzemju sugu īpatsvars (Pickett et al., 2001; Wittig, 2004; von der Lippe and Kowarik, 2008; Simonová and Lososová, 2008). Pēc P.Pišeka datiem (1998), 54 Eiropas pilsētās no kopējā augu sugu skaita 20 - 60% (vidēji 40%) ir svešzemju sugas. Savukārt no Liebritānijas pilsētās 20 visbiežāk sastopamajām augu sugām pilnīgi visas ir svešzemnieki, no tām 12 neofīti un 8 arheofīti (Hill et al., 2002). Tas tiek skaidrots gan ar iepriekšpieminētajiem pilsētām raksturīgajiem faktoriem, gan arī ar faktu, ka daudzām Eiropas valstīm ir piederējušas kolonijas un jau sen ir bijuši starpkontinentālie tirdzniecības sakari (Pyšek et al., 2010).

1.2.1. Svešzemju sugas mainīgā vidē

„Svešzemju sugas ir visas sugas, kas tiešas vai netiešas cilvēka darbības rezultātā ieviesušās ārpus sava dabiskā izplatības areāla” (Pyšek et al., 2004b; Lambdon et al., 2008; Priede, 2009; Hulme et al., 2013). Nav precīzi zināms kopējais svešzemju sugu skaits pasaulē, tomēr ir dati par Ziemeļameriku, kur ir naturalizējušās vismaz 3427 svešzemju sugas (Qian and Ricklefs, 2006), Eiropā - 3749 (Lambdon et al., 2008) un Austrālijā – 2741 suga (Diez et al., 2009). Latvijā savvaļā sastopamas 1937 augu sugas, no kurām 1304 ir vietējās un 633 ir svešzemju sugas (apmēram 33%) (Gavrilova un Šulcs, 1999).

Eiropā šīs sugas tiek dalītas divās apakšgrupās - arheofīti (Archaeophyta), kas šeit ir ienākuši no aizvēsturiskiem laikiem līdz viduslaikiem, un neofīti (Neophyta), kas ir ienākuši vēlāk. 1492. gads tiek uzskatīts par robežu starp arheofītu un neofītu ienākšanu, kā pamatojumu minot pirmos Eiropas ceļotājus uz Ameriku, kuri paralēli ar jaunu zemju atklāšanu uzsāka ļoti aktīvu dažādu preču, tai skaitā floras, apmaiņu starp veco un jauno pasauli (Deutschewitz et al., 2003; Mack, 2003; Pyšek et al., 2004a; Wittig, 2004).

Saskaņā ar E.J.Jägera (1988) un A.Zajaca u.c. (1998) datiem, lielākā neofītu ienākšana Eiropā notika 19. gs. otrajā pusē, kam par cēloni kļuva dzelzceļu, tvaikoņu un pilsētu attīstība. Tomēr 19. gs Eiropā norisinājās arī citi notikumi, kam bija būtiska loma neofītu ienākšanā - Lielbritānijā tika atvērti vairāki pasaules mēroga botāniskie dārzi ar daudzām eksotiskām augu un dzīvnieku sugām. Šajā laika posmā Eiropā tika introducētas daudzas kokaugu sugas, piemēram, *Rhododendron ponticum* L., *Acacia leucocephala* (Roxb.) Willd. un *Lantana camara* L., kas vēlāk šeit pilnībā naturalizējās (Mack, 2003).

B.Sudnika-Vocikovska (1987), izmantojot datus par Varšavu, secinājusi, ka lielākais neofītu sugu izplatības pieaugums saistīts ar vietējo sugu un arheofītu skaita samazinājumu, kas tika novērots abu pasaules karu laikā un uzreiz pēc Otrā pasaules kara. Savukārt R.N.Maks (2003) uzskata, ka neofītu skaita pieaugums šajos laika posmos saistīts ar to, ka karu laikā augu sēklas varēja tikt transportētas ar karavīru un kaujas tehnikas starpniecību. Tieši Otrajā pasaules karā daudzas invazīvo augu sugas tika introducētas Centrāleiropā, Francijā, Nīderlandē, Beļģijā un Skandināvijas valstīs (piemēram, *Alchemilla acutiloba* Opiz., *A. glabra*, *Cardaminopsis arenosa* (L.) Hayek, *Centaurea scabiassa* L.) (Mack, 2003). Latvijā šādā veidā varētu būt ieceļojusi *Rumex confertus* (Bumbure, 1955).

Neofītu ierašanās lielākoties ir dokumentēta precīzi (Wittig, 2004). Savukārt vietējo sugu un arheofītu bieži vien ir ļoti sarežģīti atšķirt, tāpēc ir nepieciešami papildpētījumi, piemēram, vēsturiskie, fitoģeogrāfiskie (angl. *phytogeographical*), ekoloģiskie (Pyšek et al., 2004b). Dažkārt iedziļināšanās nepieciešama līdz pat ģenētiskajam līmenim (Patamsytė et al., 2013). Tāpēc šīs divas sugu grupas parasti netiek dalītas un analizētas atsevišķi (Wittig, 2004; Schlaepfer et al., 2011). Turklāt arheofītus parasti raksturo kā sugas, kas ir izturējušas vietējo augu konkurenci un naturalizējušās ekosistēmās, nekaitējot vietējo augu attīstībai. Tās ir kļuvušas par konkrētās teritorijas ekosistēmu neatņemamu sastāvdaļu (Laiviņš un Zundāne, 1989). To pierāda arī D.Simonovas un Z.Lososovas (2008) iegūtie dati, ka arheofīti vairāk reaģē uz biotopiem raksturīgo lokālo apstākļu izmaiņām, no kuriem būtiskākais ir resursu pieejamība. Tāpat šai sugu grupai nozīmīga ir arī konkrētās teritorijas vides un bioģeogrāfiskās attīstības vēsture (Wiens et al., 2011; Jetz and Fine, 2012), kā arī vides apstākļu heterogenitāte (Fløjgaard et al., 2011). Arheofīti dominē mazās pilsētās,

ciemšos un lauku teritorijās (Hill et al., 2002; Deutschewitz et al., 2003; Wania et al., 2006).

Savukārt neofītu proporcija pieaug līdz ar pilsētu teritorijas un iedzīvotāju skaita pieaugumu (Deutschewitz et al., 2003; Simonová and Lososová, 2008; Essl et al., 2013). Vācijā veiktie pētījumi (Kühn et al., 2004) liecina, ka neofīti pilsētu teritorijās tika konstatēti 2.3 reizes, arheofīti - 1.4 reizes, vietējās sugas - 1.1 reizi biežāk nekā lauku teritorijās. Tas skaidrojams ar to, ka neofītiem nav īpašu prasību pēc kādiem konkrētiem vides apstākļiem un visaugstākā to proporcija ir raksturīga galvenokārt ietekmētos biotopos (Simonová and Lososová, 2008). Šīm svešzemju sugām ir specifiska izplatīšanās dinamika (Kowarik, 1995) vairāku iemeslu dēļ: lielākoties tām nav dabisko ienaidnieku, tās ir spējīgas aizņemt vakantās nišas un tām nav kopīgas pagātnes ar vietējo floru, tāpēc tās netiek ietekmētas ar vietējām sugām raksturīgajiem biotiskajiem faktoriem (Keane and Crawley, 2002). Turklāt neofītu spēja pielāgoties plaša spektra biotiskajiem un abiotiskajiem apstākļiem, tāpat kā strauji aizņemt plašas teritorijas, liek domāt, ka tie varēs izdzīvot arī nākotnē mainīgos klimatiskajos apstākļos (Muth and Pigliucci 2007; Williams and Jackson 2007).

Šīs īpašības liecina, ka neofītiem piemīt invazīvs raksturs. Šo sugu definējumu dažādi autori (Roy, 1990; Gavrilova un Šulcs, 1999; Pyšek et al., 2004b; Callaway and Maron 2006; Lambdon et al., 2008) traktē ļoti dažādi, tomēr jaunākajā zinātniskajā literatūrā ir pieejams, autoresprāt, vispilnīgākais šo sugu definējums - par invazīviem ir uzskatāmi tie neofīti, kuriem invadētajās teritorijās raksturīga strauja izplatība, parasti nodarot būtiskus zaudējumus bioloģiskajai daudzveidībai, ekosistēmu funkcionēšanai, sociāli ekonomiskajām vērtībām un/vai cilvēka veselībai (Hulme et al., 2013). Tomēr ne visi neofīti būtu jāuzskata par invazīviem un agresīviem (Pyšek, 1995). A.Priede (2009) uzskata, ka lielākā daļa neofīto augu sugu Latvijā nav invazīvas, ir sastopamas reti, jaunas augu sabiedrības neveido un nerada būtisku ietekmi uz vietējām ekosistēmām.

To, vai svešā suga kļūs invazīva, ietekmē sugas ekoloģiskā loma un blakus faktori. Svarīgs ir arī sugas izplatīšanās ātrums, populācijas dinamika, tās mijiedarbība ar vietējām sugām, kā arī ekosistēmas veids, kurā tā ieviešas (McNeely et al., 2001). Ja ekosistēmā ir augsta konkurence, jaunām sugām ir grūti tajā ieviesties. Līdz ar to mazāk blīvas ekosistēmas ir vairāk pakļautas jaunu sugu nostiprināšanās draudiem. Tiek uzskatīts, ka tropisko mežu ekosistēmas ir ļoti blīvas, savukārt mērenās zonas ekosistēmās attīstība vēl notiek, tāpēc tajās ir daudz brīvu ekoloģisko nišu (Wittenberg et al., 2006; Mooney and Hobbs, 2009). Ļoti būtisks faktors kolonizējamās vietas piemērotībai ir arī traucējumu režīms (Arévalo et al., 2005), t.i., tā apjoms (ietekmētās teritorijas lielums, dziļums), norises laiks un ilgums. Tas rada heterogenitāti un kolonizācijai piemērotus apstākļus jau augu sabiedrību līmenī (Zipperer et al., 1997). Turklāt pret traucējumiem noturīgo sugu īpašības vairāk raksturīgas tieši svešzemju, nevis vietējam sugām (Knapp and Kühn, 2012).

Saskaņā ar NOBANIS (2014) datiem, Latvijā par invazīvām tiek uzskatītas 36 augu sugas, 12 tiek klasificētas kā potenciāli invazīvas, 176 netiek uzskatītas par invazīvām, bet informācija par 192 sugām nav noskaidrota. A. Priede (2009), apkopojot informāciju, secinājusi, ka „lielu daļu Latvijas svešzemju floras veido Ziemeļeiropas un Baltijas reģionam raksturīgās neofītu sugas, kas lielākoties nāk no līdzīga klimata apgabaliem Eiropā vai ārpus Eiropas. Latvijā lielāko daļu neofītu sastāda Eiropas un Āzijas sugas (attiecīgi 44 un 35 %), bet 10 % sugu izcelsmes areāls atrodas Ziemeļamerikā. Āfrikas un Dienvidamerikas sugas veido 5 un 1 % no neofītu kopējā skaita, bet 5 % sugu izcelsme nav zināma”. Tātad neofītu izcelsmes reģiona klimats lielākoties ir līdzīgs ar invadētā reģiona klimatiskajiem apstākļiem (Bigirimana et al., 2012). Galvenie dabiskie svešo sugu ienākšanas ceļi Latvijā ir Baltijas jūras piekraste

un upju ielejas, īpaši Daugavas ieleja, antropogēnie augu izplatīšanās ceļi ir autoceļi, dzelzceļi un jūras ostas (Laiviņš, 1998; Priede, 2008a; Priede, 2008b; Priede, 2009).

Pēdējo divu gadsimtu laikā Latvijā ir uzkrāts plašs materiāls par neofītu floru. Pētījumi galvenokārt veikti, lai apzinātu šo sugu daudzveidību, ekoloģiju, izplatīšanās ceļus un to veicinošos faktorus (Priede, 2009). Savukārt salīdzinoši maz ir pētīta tieši invazīvo neofītu ietekme uz vidi (Rudzīte, 2008) un ekonomiku.

1.2.2. Svešzemju sugu ietekmes vērtējums

Svešzemju sugām piemīt gan negatīva, gan pozitīva ietekme uz dabas, ekonomisko un sociālo vidi (Charles and Dukes, 2007; Schlaepfer et al., 2011), tāpēc būtu nepareizi šo sugu grupu uztvert kā tādu, kas rada tikai pozitīvas vai tikai negatīvas sekas un ietekmi (Williamson, 1996; Ehrenfeld, 2010; Simberloff et al., 2013).

Visbiežāk neofītu ietekme tiek skatīta negatīvā aspektā no ekosistēmu viedokļa, bet pozitīvā aspektā no sabiedriskā segmenta puses (Simberloff et al., 2013). Piemēram, Pinaceae invāzija visā dienvidu D puslodē (Richardson, 2006) parasti samazina nobiru kvalitāti, palēnina augu sadalīšanās procesu (Dehlin et al., 2008), savukārt ātri augošās sugas tiek izmantotas kokmateriālu rūpniecībā. Daudzi viegli uzliesmojoši neofīti - graudzāles, piemēram, ASV *Bromus tectorum* L. - var veicināt ugunsgrēku iespējamību (Mack and D'Antonio, 1998), taču tai pašā laikā tās izmanto kā lopbarību. *Heracleum sosnowskyi* Manden. tiek uzskatīts par vienu no bīstamākajām invazīvo augu sugām Eiropā (Weber, 2004; Kabuce and Priede, 2010) gan no ekosistēmu (Laiviņš un Gavrilova, 2003; Nielsen et al., 2005), gan no cilvēku veselības viedokļa (Tiley et al., 1996). Tomēr to izmanto gan kā medus (Kabuce and Priede, 2010), gan eļļas augu - no latvāņu sēklām iegūst eļļu, kuru izmanto medicīnā un parfimērijā. Tāpat augs satur askorbīnskābes, kumarīnus, ēteriskās eļļas, miecvielas, proteīnus, kuros ir līdz 17 aminoskābēm (Lapiņš et al., 2002).

Daudzi autori uzskata, ka svešzemju sugas palielina bioloģisko daudzveidību pilsētās (Kühn et al., 2004; Schlaepfer et al., 2011; Bigirimana et al., 2011). Piemēram, Pensilvānijas centrālajā daļā (ASV), pateicoties neofītam *Lonicera* spp, ir ļoti liels skaits putnu sugu, kuru galvenā barība ir šī koka augļi. Tāpēc, ja uzsāktu *Lonicera* spp iznīcināšanu, ciestu daudzas putnu sugas, kas jau ir kļuvušas atkarīgas no šī barības avota (Gleditsch and Carlo, 2010). Līdzīgi pētījumi (Stromberg et al. 2009; Schlaepfer et al., 2011; Mokotjomela et al., 2013) liecina, ka būtu jāsauglabā daudzas svešzemju koku sugas, jo tās nodrošina ne tikai barības resursus, bet arī ligzdošanas biotopus putniem.

Daudzas neofītu sugas, piemēram, *Salix daphnoides* Vill. (Vasut and Sochor, 2011), *Bunias orientalis* (Schürkens and Chittka, 2001), *Heracleum sosnowskyi* (Bruggeman and Antieau, 1993), tiek izmantotas kā medus augi. Tā no latvāņu audzes viena hektāra platībā var iegūt līdz 300 kg medus (Lapiņš et al., 2002). Tādā veidā tiek gūts ne tikai ekonomiskais labums (Charles and Dukes, 2007), bet arī nodrošināts viens no barības avotiem bitēm (Williams et al., 2011). Arī Jūtā (ASV) ir novērots, ka daudzas svešzemju sugas nodrošina nektāru vietējām kukaiņu sugām (Tepedino et al., 2008).

Liela daļa no neofītiem ienākuši kā krāšņumaugi. Piemēram, Čehijā 74.3% no veiksmīgiem „iznācējiem” sākotnēji tika ievesti kā dekoratīvie augi (Pyšek et al., 2002b).

Svešzemju sugas var radīt kā pozitīvu, tā negatīvu ietekmi dažādu vielu aprites ciklā, piemēram, hidroloģiskajā ciklā, slāpekļa ciklā u. c. (Charles and Dukes, 2007).

Izmaiņas dažādu vielu apritē lielākoties ietekmē sugu skaitu un sastāvu (Pritekel et al., 2006). Daži svešzemnieki spēj izmainīt ūdens līmeni ($\pm 10\text{cm}$), tādējādi veicinot hidroloģiskā cikla izmaiņas. Līdz ar šīm izmaiņām mainās augsnes mitrums un teritorijā izplatās citas, tai skaitā arī vietējās sugas (Zhang et al., 2012). Ir neofīti, kas funkcionē kā slāpekli fiksējoši augi, tādējādi uzlabojot augsnes auglību un produktivitāti, piemēram, šāda ietekme tika novērota *Morella faya* invāzijai Havaju salās (Vitousek and Walker, 1989). Šāds efekts visbiežāk tiek aplūkots kā pozitīvs, izņemot oligotrofiskas sistēmas, kur šādu augu darbībai ir negatīva ietekme (Ehrenfeld, 2010).

Kopumā svešzemju sugām tomēr negatīvo ietekmju ir vairāk par ieguvumiem (Vitule et al., 2012). Analizējot svešzemju sugu lomu negatīvo faktoru kontekstā, zinātniskajā literatūrā pamatā tiek runāts nevis par svešzemju sugām kopumā, bet gan tikai par invazīvajiem neofītiem.

Ir skaidrs, ka neofītu invāzija var ietekmēt ekosistēmas procesus caur ļoti dažādiem mehānismiem, dažādos laika un telpas mērogos un ar ļoti dažādu ietekmes līmeni (Pejchar and Mooney, 2009; Ehrenfeld, 2010). Tāpēc šīs sugas bieži tiek klasificētas kā vides ekoloģiskās anomālijas (Lodge, 1993), bet to izplatība - kā viena no vides degradācijas pazīmēm (La Sorte and Pyšek, 2009). Daudzi zinātnieki invazīvās sugas uzskata par būtisku globālo izmaiņu komponentu (Hobbs, 2000; Essl et al., 2013; Hulme et al., 2013), kas apdraud bioloģisko daudzveidību pasaulē, tādējādi veicinot biotas homogenizāciju, radot kaitējumu kā ekosistēmām, to struktūrai un funkcijām kopumā (Wittenberg et al., 2006; Bigirimana et al., 2011; Schlaepfer et al., 2011), tā arī atsevišķām vietējām augu un dzīvnieku sugām, piemēram, veicinot sugu ar šauru ekoloģisko amplitūdu izzušanu (Hobbs, 2000; Wittig, 2004). Piemēram, Dienvidāfrikā invazīvās sugas ir izraisījušas vismaz 50 vietējo sugu bojāeju (Ruiz and Carlton, 2003).

Neofīti ekosistēmu struktūru un funkcijas maina, ietekmējot bioģeoķīmiskos ciklus, barības vielu apriti un ekoloģiskos apstākļus (biotiskos, abiotiskos) tajās (Ehrenfeld, 2010), piemēram, mainot augsnes struktūru un sastāvu (Steinberg et al., 1997), patērējot vairāk barības vielu (Ehrenfeld, 2010), u. c. Piemēram, neofītiem *Bromus tectorum* L. vai *Centaurea solstitialis* L. ir daudz dziļāka sakņu sistēma nekā to sabiedrību augiem, kurās tie ieviešas, līdz ar to šīs sugas spēj veiksmīgāk pielāgoties jaunajiem vides apstākļiem, vienlaicīgi arī mainot augsnes mitruma pakāpi (Rejmánek et al., 2005). Minēto ietekmju rezultātā tiek izmainītas resursu iegūšanas iespējas, iepriekšējās populācijas blīvums un biotopu struktūra par labu jaunu sugu ienākšanai (Ehrenfeld, 2010). Nereti jaunajā ekosistēmā neofīti ienes arī sev raksturīgās slimības un parazītus, kas dabiskā ceļā regulē sugas populāciju tās izcelsmes vietā (Buivids, 1998; Ehrenfeld, 2003).

Savukārt pilsētās biotas homogenizācijai ir vairāki priekšnoteikumi - šeit ir teritorijas, kas piemērotas kolonizācijai, t. i., urbānajai videi ir raksturīga biotopu fragmentācija un heterogēni vides apstākļi. Neofīti labāk nekā vietējās sugas ir pielāgojušies šādiem daudzveidīgiem un fragmentētiem vides apstākļiem, jo īpaši tāpēc, ka daudzas no šīm sugām spēj efektīvāk izmantot ierobežotus resursus (Celesti-Grapow et al., 2006; Funk and Vitousek, 2007).

Invazīvie neofīti negatīvi ietekmē ne tikai dabas vidi, tie bieži vien nodara būtiskus zaudējumus arī ekonomikai (Hobbs, 2000, Mooney, 2005; Rejmánek et al., 2005; Schlaepfer et al., 2011), piemēram, mežsaimniecības un mežizstrādes, medību, būvniecības, transporta, izklaides un atpūtas sektoriem, kā arī privātajām mājāsaimniecībām un lauksaimniecībai (Canadian Food Inspection..., 2008). Tā, piemēram, Eiropas Savienība 2009.gadā tērēja 12 miljardus eiro gadā invazīvo augu kontrolei un radīto postījumu novēršanai (Invazīvās svešzemju sugas, 2009).

Invazīvajiem augiem izplatoties lauksaimniecībā izmantojamās zemēs, tie var pazemināt gan ražas kvalitāti, gan kvantitāti. Kā viens no piemēriem ir minama Eiropā izplatītā *Impatiens glandulifera* – tā noēno zemāk augošos lakstaugus, veģetācija kļūst skrajāka un tiek veicināta augsnes eroziju (Mooney et al., 2005). Kanādā veiktie pētījumi liecina, ka invazīvie augi katru gadu rada 2,2 miljardus dolāru zaudējumus lauksaimniecībai. No invazīvajiem augiem šajā valstī vislielāko kaitējumu nodara *Cirsium arvense* (L.) Scop. un *Euphorbia esula* L. Ekonomiskie zaudējumi saistīti ar to, ka lielākas izmaksas ir nepieciešamas herbicīdiem, kas tiek izmantoti cīņai ar šīm sugām. Papildus zaudējumi nāk klāt, arī veicot tādas darbības kā ūdens attīrīšana, augsnes nostabilizēšana un citas. Invazīvie augi var apdraudēt arī lopkopībā izmantojamo dzīvnieku veselību un veicināt to svāra pieauguma samazināšanos (Canadian Food Inspection..., 2008). Austrālijā *Echium plantagineum* lauksaimniecībai katru gadu nodara 30 miljonu dolāru zaudējumu gadā, savukārt *Phyla canescens* „izmaksā” 38 miljonus dolāru (Groves et al., 2005). Radot zudumus lauksaimniecībā, invazīvās sugas var samazināt arī rūpnieciskās ražošanas izejvielu apjomus (Pimentel et al., 2005).

Invazīvo sugu radītie zaudējumi skar arī medicīnu - daudzām sugām ir putekšņi, kas var būt alergiski. Piemēram, Vācijā katru gadu *Ambrosia artemisiifolia* L. izraisītās alerģijas dēļ medicīnas pakalpojumiem tiek tērēti no 17 līdz 47 miljoniem eiro (Keller et al., 2011). Arī Latvijā kādreiz daudzviet pilsētās stādīto *Populus balsamifera* sievišķo klonu sēklām ir gari lidmatīņi, kuri piesārņo apkārtni un iedzīvotājiem izraisa alerģiskas reakcijas (Lange et al., 1978; Zviedre, 2002).

Ņemot vērā minētos piemērus, ir jāsecina, ka, lai pilnībā novērtētu invāzijas ietekmi, nepieciešami plaša spektra ekoloģisko, ekonomisko un socioloģisko pētījumu rezultāti (Davis et al., 2011; Simberloff et al., 2013). Piemēram, Eiropā tikai 11% no apmēram 10 000 svešzemju sugu ir zināms, kādu izmērāmu ekoloģisku ietekmi tās rada (Vilà et al., 2010). Summējot datus un faktus par svešzemju sugām globālā mērogā, ir jāsecina, ka, iespējams, tikai apmēram 10% naturalizējušos sugu ir būtiska ietekme uz dabiskajām ekosistēmām (Simberloff, 2011). Līdz šim izpēte par ekoloģisko ietekmi ir veikta mazāk kā 200 svešzemju sugām. Šie pētījumi dažkārt ir bijuši salīdzinoši vispārīgi, tādejādi neradot pilnvērtīgu ainu par šo sugu ietekmi (Hulme et al., 2013). Hulme u. c. (2013), apkopojot līdz šim veiktos pētījumus, secinājuši, ka vispusīgs sugas ekoloģiskās ietekmes izvērtējums sniegts tikai deviņām svešzemju sugām: *Bromus tectorum*, *Reyntria japonica*, *Acacia saligna*, *Solidago gigantea*, *Phragmites australis*, *Chrysanthemoides monilifera*, *Heracleum mantegazzianum*, *Lythrum salicaria* un *Agropyron cristatum*. Šie skaitļi ir nepietiekami, jo daudzas ietekmes uzreiz ir grūti pamanāmas, tāpēc objektīvi novērtējamas tikai pēc ilgstošas un vispusīgas izpētes (Simberloff et al., 2013). Tāpat arī vietējās sugas var negaidīti izplatīties jaunos biotopos, taču ekoloģiskās ietekmes risks tiek akcentēts tieši svešzemju sugām (Simberloff et al., 2012). Turklāt molekulārās metodes aizvien vairāk atklāj, ka tas, kas ilgstoši tika uzskatīts par „invazīvu”, varēja rasties, krustojoties vietējām sugām (Lavergne and Molofsky, 2007).

Īpaši bažas izraisa arī tas, ka daudzas introducētās sugas ilgu laiku tiek uzskatītas par nekaitīgām, līdz tās naturalizējas un/vai kļūst invazīvas (Crooks, 2011; Essl et al., 2011). Piemēram, Brazīlijas pipara izplatība netika ierobežota apmēram gadsimtu, līdz tas strauji izplatījās plašā teritorijā (Crooks, 2011), kamēr Eiropā introducētajiem augiem var paiet 150 - 400 gadu, līdz tie pilnībā iedzīvojas un pārņem plašus reģionus (Gassó et al., 2010). Te gan būtu jāpiemin arī fakts, ka cilvēki paši bieži vien uzlabo invazīvo augu īpašības, pielāgojot tos izmantošanai dažādās nozarēs (Hobbs, 2000), tādejādi izdarot „lāča pakalpojumu” paši sev.

1.3. Pilsētas kā svešzemju sugu donorterritorijas

Jaunākie pētījumi (Ellis et al., 2012) liecina, ka vaskulāro augu sugu izzušana un tajā pašā laikā arī jaunu parādīšanās (galvenokārt uz invāzijas procesu rēķina) notiek globālā mērogā. Viens no galvenajiem šo procesu virzītājiem ir dažādas cilvēka aktivitātes lokālā mērogā (Davies et al., 2006; Pyšek et al., 2010; Rutkowska et al., 2013). To rezultātā, no vienas puses, pilsētās veidojas specifiski apstākļi, kas atvieglo svešzemju sugu ienākšanu un iedzīvošanos, no otras puses pilsētas pašas kalpo kā donorterritorijas svešzemju sugām.

Šo pilsētu lomu ir analizējuši daudzi autori, kuri to skaidro dažādi:

- lineārās struktūras, t. i., pilsētas funkcionē kā rūpniecības un satiksmes centri, un šī iemesla dēļ tās svešzemju sugām kļūst par nozīmīgiem ieviešanās vārtiem un izplatīšanās ceļiem.

Jebkuras teritorijas veiksmīgā attīstībā būtiska nozīme ir transporta faktoram, kas veicina urbanizācijas attīstību, bet vienlaicīgi sekmē arī invāziju (Hayasaka et al., 2012). Lai pārvietotos no vienas pilsētas uz citu, salīdzinoši vēlāk ienākušajām sugām trūkst efektīva mehānisma, lai to darītu lielos attālumos, tāpēc tām nepieciešamas lineāras struktūras, t. i., izplatīšanās koridori (Adolphs, 1998; Büscher, 1999). Tā kā neofītiem neietekmētos biotopos lielākoties ir sarežģīti konkurēt ar vietējām sugām, lineārās struktūras tiek izmantotas kā izplatīšanās ceļi uz teritorijām ar pazeminātu konkurenci, t. i., visbiežāk teritorijām ar periodiskiem traucējumiem (Wittig, 2004). Sugu izplatīšanās parasti notiek, sēklām vai auga veģetatīvajām daļām pielīpot pie transporta līdzekļa un „aizbraucot” uz jauno mājvietu vai transporta kustības izraisītās gaisa turbulences ietekmē jau pa ceļam izplatoties plašākā apkārtnē (Hansen and Clevenger, 2005; Säumel and Kowarik, 2009). Zinātniskajā literatūrā kā izplatīšanās ceļi visbiežāk tiek minētas antropogēnās izcelsmes lineārās struktūras: autoceļi (Von der Lippe and Kowarik, 2008; Flory and Clay, 2009; Kowarik and Von der Lippe, 2011; Hayasaka et al., 2012) un dzelzceļi (Deutschewitz et al., 2003; Hansen and Clevenger, 2005; Westermann et al., 2011; Penone et al., 2012, Rutkowska et al., 2013).

Kā tika minēts 1.2.1. apakšnodaļā, neofīti Eiropā tiek datēti ar laika posmu pēc 15. gadsimta. Taču par daudz nozīmīgāku pagrieziena punktu neofītu skaita pieaugumā tiek uzskatīts 19. gs. sākums, kad tiek ieviests dzelzceļš un tvaikoņi, kuri radīja lielu pārvadājumu pieaugumu. Tā rezultātā urbānā florā būtiski pieauga to sugu skaits, kas atceļojušas no citām valstīm un kontinentiem, īpaši nezāļu sugas kuģu balasta ūdeņos (Wittig, 2004). Turklāt pilsētās visos laikos ir bijušas vietas, kurās dažādas preces un atkritumi (īpaši lauksaimniecības un mežrūpniecības) tiek nolikti vai savākti, uzglabāti, pārdoti un/vai ražoti. Šādas vietas ir dzelzceļu stacijas, ostas, tirgi, eļļas spiestuves un vilnas (Pyšek, 2005), graudu pārstrādes uzņēmumi, kas ievērojami veicina sugu izplatīšanās apjomus (Wittig, 2004).

- Dabiskie sugu izplatīšanās ceļi, t. i., paralēli antropogēnajiem izplatīšanās ceļiem pilsētās ļoti nozīmīga loma ir arī dabiskajiem pārvietošanās „līdzekļiem”: vējam, upēm, putniem un dzīvniekiem.

Katrs no šiem faktoriem ir efektīvs noteiktos apstākļos. Piemēram, vēja ietekme uz invāzīvo augu izplatīšanos ir efektīvāka, ja tā ātrums ir lielāks. Lielāks vēja ātrums veicina sēklu pārnesšanu lielākos attālumos, tāpat arī stiprākas vēja brāzmas pārnes lielāku sēklu daudzumu. Taču šī ietekme norisinās tādā gadījumā, ja svešzemju sugas ir augstākas par apkārtējo veģetāciju un netiek ierobežots to sēklu pārvietošanās ceļš. (Davies and Sheley, 2007). Piemēram, izplatības attālumi no mātes auga var būt ļoti

atšķirīgi pilsētas ainavā salīdzinājumā ar lauku ainavu. To ietekmē ēku un infrastruktūras konfigurācija (orientācijas virziens, blīvums, augstums) (Zipperer et al., 1997). Ēkas pilsētā var kalpot kā savdabīga vēja barjera, kas aiztur sēklas, tādējādi palielinot sugas īpatņu skaitu vai sugu skaitu kādā teritorijā (Penone et al., 2012). Tas gan attiecas kā uz vietējām, tā svešzemju sugām (Seiler, 2001).

Daudzi autori ir pierādījuši, ka upēm ir nozīmīga loma daudzu augu sugu izplatībā (Brabec and Pyšek, 2000; Säumel and Kowarik, 2010; Wärner et al., 2011), ar saviem ūdeņiem aiznesot augu putekšņus, sporas, sēklas, stumbru vai sakņu fragmentus (Van Wilden et al., 2001; Osawa et al., 2013) un tādā veidā ļaujot tām ienākt jaunās teritorijās. Tas saskan arī ar Latvijā veiktajiem pētījumiem (Priede, 2008a; Priede, 2008b; Priede, 2009). Tā kā vēsturiski daudzas pilsētas gan pasaulē, gan Latvijā ir veidojušās upju krastos, minētais faktors ir nozīmīgs šādu pilsētu floras formēšanā.

Pie dabiskajiem izplatīšanās ceļiem pieskaitāmi arī dzīvnieki, kuri sēklas no vienas vietas uz citu pārnēsā dažādos veidos - ar ēdamiem augļiem, ogām vai riekstiem, kurus dzīvnieki un putni (Mack and Lonsdale, 2001) aiznes uz savām mītnēm. Tāpat sēklas ar speciāliem āķīšiem vai zobīņiem var pieķerties dzīvnieku vilnai, spalvām un tikt pārnestas lielos attālumos. Sēklu pārnese notiek arī ar dzīvnieku izkārnījumiem (Richardson and Rejmánek, 2011; Mokotjomela et al., 2013).

- laukumveida avoti pilsētās, t. i., daudzu svešzemju sugu izmantošana apstādījumos gar ceļiem, parkos un dārzos, kapsētās, kas ir pamats neofītu „iznākšanai” ārpus stādījumu vietām.

Lielākoties pilsētas dārzu flora sugu skaita ziņā ir bagāta un daudzveidīga (Marco et al., 2008), tāpēc dārzi un parki pilsētās bieži funkcionē kā neofītu donorterritorijas (Wittig, 2004; Provoost et al., 2009; Säumel and Kowarik, 2009; Bigirimana et al., 2012). Krāšņumaugi kopumā tiek raksturoti kā augi, kuriem ir potence naturalizēties un kļūt invazīviem (Prinzing et al., 2002; Knapp and Kühn, 2012): tie viegli un ātri vairojas, tiem piemīt augstas adaptēšanās spējas, rezistence pret vietējiem kaitēkļiem un slimībām, tie ir noturīgi pret traucējumiem un plaša spektra vides apstākļiem. Turklāt krāšņumaugi bieži vien tiek introducēti lielā skaitā, kas palielina to iespējas veiksmīgi nostiprināties jaunā teritorijā (Dehnen-Schmutz et al., 2007; Simberloff, 2009). Saskaņā ar P.Lambdona u.c. (2008) pētījuma rezultātiem, Eiropā 52.2% no svešzemju sugām, kas ir naturalizējušās, sākotnēji tika ievestas kā dekoratīvie augi. Savukārt Čehijā no 599 introducētajiem neofītiem 25% ir naturalizējušies un 30% ir kļuvuši invazīvi (Pyšek et al., 2011).

Arī kapsētās neofīti ļoti plaši tiek izmantoti apstādījumos (Clayden and Woudstra, 2003; Bowdler et al., 2007). Kapsētu teritorijās lielākā daļa no neofītiem ir nonākuši no kapu kopiņu vai dzīvžogu apstādījumiem. Daudzas no šīm sugām piemērojas augšanas apstākļiem kapsētās un nereti turpina izplatīties ārpus tām – tuvējās pļavās, mežmalās, grāvjos, kur augi nonāk gan dabisko faktoru ietekmē, gan ar cilvēka palīdzību (Laiviņš un Jermacāne, 1999; Laiviņš and Jermacāne, 2000; Gudžinskas, 2005; Rutkovska and Zeiļa, 2009). Par svarīgu starpposmu sugu izplatībai no kapsētām uz apkārtējām teritorijām var uzskatīt kapsētu tuvumā esošās atkritumu izgāztuves (Rutkovska et al., 2011).

Tāpat daudzas svešzemju sugas to specifisko īpašību dēļ (mazprasīgas augšanas apstākļu ziņā, izturīgas pret dūmgāzēm utt.) pilsētās tika un tiek izmantotas ceļu un dzelzceļu aizsargstādījumos (Mauriņš un Zvirgzds, 2006; Remaley and Swearingen, 2009).

- liels skaits dažādu būtiski izmainītu antropogēnu biotopu.

Urbanizācijas pieaugums ir būtisks ainavas transformācijas veicinātājs, dabisku teritoriju un daudzos gadījumos arī lauksaimniecības zemju pārveidotājs pilsētas vai piepilsētas vidē (Pickett et al., 2001). Salīdzinot dažādas ekosistēmas, vislielākā svešzemju sugu sastopamība ir stipri ietekmētos antropogēnos biotopos (Pyšek et al., 2002a; Vilà et al., 2007; Knapp and Kühn, 2012). Izmaiņas tajos rada traucējumi (Prinzling et al., 2002), kas rodas dažādu cilvēka darbību rezultātā - ceļu un dzelzceļu būve un remonts, ēku celtniecība, nelegālu atkritumu vietu veidošana, mazdārziņu ierīkošana un to pamešana utt. Savukārt to sekas izpaužas dažādi, piemēram, biotopu fragmentācija, gaisa, ūdens un augsnes piesārņojums, hidroloģiskās sistēmas izjaukšana, barības vielu aprites pārveidošana (Williams et al., 2009). Sugas ar R-tipa stratēģiju šādās vietās jūtas ļoti labi (Rejmánek and Richardson, 1996). Tāpēc bieži šādas traucētas teritorijas ir būtisks priekšnoteikums svešzemju sugu ienākšanai (Parendes and Jones, 2000; Deutschewitz et al., 2003; Knapp and Kühn, 2012). Turklāt ir pierādīts, ka svešzemnieku skaits pieaug līdz ar traucējumu pieaugumu (Alston and Richardson, 2006). Acīmredzot, izmaiņas vides faktoros, kas veidojas cilvēka ietekmētās teritorijās, rada specifiskas nišas, ko vieglāk aizņem svešzemju, nevis vietējās sugas (Wittig, 2004), turpretim dabiskas teritorijas izrāda pārliecinošu ekoloģisko rezistenci pret neofītu introdukciju (Laiviņš, 1998; Deutschewitz et al., 2003).

- urbānā klimata specifika – „siltuma sala” (*heat island*), kas ir labvēlīga sugām, kuru izcelsmes reģioni ir siltākas un sausākas teritorijas.

Pilsētās atšķirībā no lauku teritorijām ir raksturīga salīdzinoši augstāka gaisa temperatūra (Grimm et al., 2008; Knapp et al., 2009) un limitētāks augsnes mitrums (Wittig, 2004; Knapp et al., 2009). Tā kā daudzas svešzemju sugas mērenajā joslā ir ienākušas no siltākiem izcelsmes reģioniem (Pyšek et al., 2002b), tās var vieglāk piemēroties pilsētas apstākļiem (Sukopp, 2002; Deutschewitz et al., 2003). Arī citi autori (Arévalo et al., 2005; Penone et al., 2012) ir konstatējuši, ka sugas, kam patīk augstāka gaisa temperatūra, biežāk sastopamas pilsētas iekšienē, nevis tās nomalē. Tādēļ globālās temperatūras paaugstināšanās var novest pie jauna neofītu skaita pieauguma pilsētās (Wittig, 2004).

Tomēr jāatzīst, ir ļoti grūti nošķirt temperatūras pieauguma ietekmi no citu cēloņu radītajām izmaiņām, kas pilsētās ir labvēlīgi neofītiem (Sukopp and Wurzel, 1995). Šo sugu izplatība un izvietojums daudzos gadījumos ir atkarīgs no dažādiem katrai konkrētai vietai specifiskiem faktoriem, piemēram, vēsturiskajām un esošajām īpatnībām vides, klimatiskajos un sociāli ekonomiskajos apstākļos (Arévalo et al., 2005; Ehrenfeld, 2010; Bigirimana et al., 2012; Essl, 2013). Tāpēc summējot iepriekšminēto, neofītu izplatīšanās un esamība pilsētās kopumā indicē cilvēka darbības rezultātā pārveidotas un traucētas teritorijas.

Ir skaidrs, ka mūsdienu cilvēka darbības izraisītais invāzijas procesu līmenis ir ātrāks nekā dabiskie vai aizvēsturē notikušie invāzijas procesi (Ricciardi, 2007). Turklāt tiek prognozēts, ka to ātrums pieaugs, pateicoties globālajām klimata izmaiņām (Sukopp, 1998; Pyšek et al., 2002a; Mooney and Hobbs 2009), ekosistēmu fragmentācijai (Alpert et al., 2000), pieaugošajai urbanizācijai (Sukopp, 1998; McKinney, 2002), tirdzniecības un tūrisma pieaugumam (Hobbs, 2000; Pyšek et al., 2003; Ricciardi, 2007).

1.4. Daugavpils floras pētījumu vēsture

Pirmais botāniķis, kurš izrādīja interesi tieši par Daugavpils floru, bija E. Lēmans. Viņa publicētais fundamentālais darbs „Flora von Polnisch-Livland” un tā papildinājumi satur daudz svarīgu ziņu par Daugavpils apkārtnē sastopamajām ne tikai vietējām, bet jau tajā laikā diezgan retām sugām, kas auga gan pilsētā, gan tās tuvākajā apkaimē: Stropos, Mežciemā, Križos, Grīvā, Judovkā, Kalkūnos (Lehmann, 1895), t.i., teritorijās, kuras mūsdienās ir pilsētas sastāvā.

19. gs. beigās un 20. gs. sākumā Daugavpils floru pētīja K.R. Kupfers un V. Mīlenbahs (Фатаре, 1989), taču viņu publikācijās sniegtās ziņas ir fragmentāras. 20. gs. 30-tajos gados Daugavas ieleju Daugavpils apkārtnē epizodiski pēta A. Villerts (1940). 20. gs. 50-tajos gados, pētot Latvijas nezāles, Daugavpils floru pētījis A. Rasiņš. Šajā aspektā viņš apkopojis jau iepriekš minēto autoru darbus, kā arī publicējis ziņas par agrāk Daugavpilī nezināmām sugām (Гаврилова и Табака, 1985). 20. gs. 60-tajos gados Daugavpils floras pētījumiem bija pievērsies A. Šulcs (Шулц, 1972).

Plašs herbārijs tika savākts Daugavpils Pedagoģiskā institūta pastāvēšanas laikā. Publicēti arī šī institūta Bioloģijas katedras pasniedzēju E.Rafalovičas un J.Sondores herbāriju kolekcijas dati (Rafaloviča un Sondore, 1984).

Intensīva un mērķtiecīga Latvijas floras inventarizācija tika uzsākta 20. gs. 70-tajos gados. Šajā laikā aizsākās sugu izplatības attēlošana kvadrātu tīklā. Daugavpilī šī inventarizācija tika uzsākta 1975. gadā. To īstenoja Latvijas PSR Bioloģijas institūta (tagad Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts) botāniķi. Viņi savāca nozīmīgu kolekciju, ko veidoja vairāk kā 1500 herbāriju lapas (Гаврилова и Табака, 1985; Табака и др., 1988). Pārskatot herbāriju kolekcijas un izpētot pieejamos literatūras avotus, LU Bioloģijas institūta Botānikas Laboratorijas zinātnieces L.Tabakas vadībā tika sastādīts Daugavpils pilsētas floras saraksts, kas liecina par lielu augu sugu daudzveidību šajā teritorijā (Гаврилова и Табака, 1985).

Tāpat jāatzīmē Ģ.Gavrilovas ieguldījums Daugavpils floras izpētē gan darbojoties L.Tabakas vadībā, inventarizējot Daugavpils floru (Гаврилова и Табака, 1985), gan aktualizējot šos datus mūsdienās (Laiviņš and Gavrilova, 2009).

R. Cinovska vadībā tika veikti floras pētījumi lauku un pilsētu, tai skaitā Daugavpils, parkos, dendroloģiskajos stādījumos. Kartes ar konstatētajām augu atradnēm ir apkopotas Latvijas kokaugu atlantā (Laiviņš et al., 2009).

1993. gadā dendroloģiskos pētījumus Daugavpils pilsētas teritorijā uzsāka P. Evarts-Bunders. 2006. gadā Daugavpils Universitātē izveidots Sistemātiskās bioloģijas institūts (SBI), kura darbinieki pēta floru galvenokārt Austrumlatvijā, Daugavpils, Ilūkstes, Krāslavas novados, kā arī veic augu sistemātikas, taksonomijas, izplatības pētījumus. Šī institūta laboratorijā glabājas otra lielākā augu herbāriju kolekcija Latvijā (Suško un Evarts-Bunders, 2009). 2009. gadā SBI ir uzsācis atkārtotu Daugavpils floras kartēšanu. Eosošie rezultāti ļauj secināt, ka konstatēto sugu skaits, salīdzinot ar iepriekš veiktajiem pētījumiem, ir palielinājies, kas, iespējams, ir saistīts arī ar neofītu skaita pieaugumu pilsētā (Evarts-Bunders, 2013 pers. kom.).

1.5. Svešzemju veģetācijas koncentrācijas un izplatību iekmējošie faktori Daugavpilī

Pilsētas kopējā platība – 7236 ha, dabas pamatnes un rekreācijas nozīmes zeme aizņem 34% no šīs platības, zeme zem ēkām un pagalmiem – 30%, satiksmes infrastruktūras objektu apbūves zeme - 14%, savukārt zeme zem ūdeņiem - 13%, mežu zeme – 6%, lauksaimniecības zemes – 2%, bet pārējās zemes sastāda 1% no pilsētas teritorijas (Daugavpils pilsētas att.progr. Vides pārskats, 2013).

Latvijas mērogā Daugavpils flora uzskatāma par vienu no interesantākajām un daudzveidīgākajām (Гаврилова и Табака, 1985). Floras inventarizācijas rezultātā Tabaka u. c. (1985) Daugavpilī konstatēja 898 sugas, no kurām 237 (25,1 % no kopējā sugu skaita pilsētā) bija svešzemju sugas. Pēc jaunākajiem datiem Daugavpilī ir uzskaitītas 1079 vaskulāro augu sugas, no kurām 281 jeb 26% ir svešzemju sugas (Evarts-Bunders et al., 2012). Daugavpilī ir vienīgās Latvijā zināmās atradnes deviņām svešzemju sugām. Piecas no tām - *Agropyron desertorum* (Fisch. Ex Link) Schult, *Cerastium dubium* (Bast.) O. Schwarz, *Reseda alba* L., *Ulmus pumila* L. un *Visnaga daucoides* P. Gaertn. - konstatēja L. Ģ. Gavrilova un L. Tabaka (1985), četras sugas - *Gilia achilleaefolia* Benth., *Malva parviflora* L., *Macleaya x kewensis* Turrill un *Cerasus tomentosa* (Thunb.) Wall. - ir konstatētas jaunākajos pētījumos (Romanceviča et al., 2011). Tas liecina par to, ka Daugavpils florai kopumā ir mainīgi vides apstākļi (temperatūras svārstības, virsmas formas, transporta mezgli utt.), kas veicina ievērojamu sugu skaita pieaugumu (Laiviņš and Gavrilova, 2009).

Daugavpils floras, tai skaitā neofītu, daudzveidību noteikuši dažādi fiziogēogrāfiski un sociāli ekonomiski faktori.

Fiziski ģeogrāfiskie faktori

Daugavpils atrodas valsts dienvidaustrumu daļā. Ņemot vērā Latvijas teritorijas fiziogēogrāfisko rajonēšanu (Ramans un Zelčs, 1995), pilsēta izvietota trīs dabas rajonos, proti, tās ZR daļa iesniedzas Austrumlatvijas zemienes Jersikas līdzenumā, ZA daļa – Latgales augstienes Dagdas paugurainē, bet D un DA – Augšzemes augstienē.

Visā pilsētas teritorijā zemes virsmas reljefs ir lielākā vai mazākā mērā pārveidots un izmainīts ilgstošas cilvēka darbības rezultātā. Tā kā reljefs ir viens no abiotiskajiem faktoriem, kas nosaka noteiktu sugu sastopamību un izvietojumu konkrētā teritorijā (Nowak et al., 1996; Kruckeberg, 2002), atšķirīgas ģenēzes reljefa vidējformu daudzveidība pilsētas ietvaros ir viens no priekšnoteikumiem Daugavpils pilsētas vaskulāro augu sugu, tai skaitā – neofītu, daudzveidībai.

Līdztekus reljefam arī teritorijas ģeoloģiskā uzbūve, konkrēti – virsmu veidojošo iežu vai nogulumu veidi un ar tiem saistītie augšņu cilmieži, ir būtisks augu sugu sastopamību un izvietojumu determinējošs faktors. Apskatot pilsētas teritoriju šādā kontekstā un analizējot zinātniskās informācijas avotus (Juškevičs et al., 2003; Juškevičs un Skrebels, 2003), var konstatēt, ka pilsētas teritorijā visizplatītākie ir dažādu frakciju smilts un grants nogulumi, kas uzkrājušies Daugavas senajā deltā pleistocēna beigu posmā (Zelčs and Markots, 2004). Apjoma ziņā lielākie šo nogulumu krājumi ir Ruģelu mikrorajonā. No mūsdienu nogulumiem visplašāk izplatītas ir vēja pārpūstas (eolas cilmes) smalkgraudainas un vidējgraudainas smiltis, kas pārsedz senākus leduslaikmeta beigu posma nogulumus visā pilsētas teritorijas Z, ZA un A daļā, t.sk. meža masīvā Stropos, kā arī daļā Mežciema teritorijas.

Minēto nogulumu plaša izplatība ir noteikusi to, ka plašā teritorijā starp Stropu ezeru un Līksnas upi izveidojušās iekšzemes jeb kontinentālās kāpas, kas ir viens no

lielākajiem iekšzemes kāpu masīviem dienvidaustrumu Latvijā (Страйме, 1979). Šis kāpu masīvs ir savdabīgs dabas veidojums – pirms Daugavpils Ķīmiskās šķiedras rūpnīcas un Ķīmiķu ciemata uzbūvēšanas 20. gs. 50-tajos gados teritoriju dēvēja par „Daugavpils tuksnesi” (Iltneris un Placēns, 1999; Juškevičs et al., 2003; Daugavpils pilsētas att.progr.1. red., 2013).

Tā kā pilsētā dominē dažādu frakciju smilts un grants nogulumi (tikai Daugavas ielejā)(Juškevičs et al., 2003; Juškevičs un Skrebels, 2003), uz tiem veidojušās mehāniskā sastāva ziņā smilšainas augsnes. Ņemot vērā Daugavpils seno vēsturi (pirmo reizi vēstures avotos tā minēta 1275.gadā (Якуб, 1998.) un līdz ar to arī salīdzinoši ilgstošās pilsētas iedzīvotāju dažādās saimnieciskās aktivitātes, visā pilsētas teritorijā, visticamāk, plaši izplatītas kultūraugsnes.

Apskatītās reljefa un ģeoloģiskās uzbūves iezīmes lielā mērā ir noteikušas mežu un to augšanas tipu izvietojumu pilsētas teritorijā. Mežu kopējā platība Daugavpilī ir 1627 ha jeb 22,48% no pilsētas teritorijas. Tie izvietoti ZR daļā – Mežciemā, ZA daļā - Stropos un Križos un pilsētas A daļā – Ruģeļu, Čerepovas mežu masīvā. Pārējo pilsētas teritoriju aizņem citi, lielākoties, ruderāli biotopi. No koku sugām dominē priedes (89,6%) (Meža taksācijas dati, 2011). Priežu dominānce skaidrojama ar stipri podzolētām un vidēji podzolētām vietām un ne pilnīgi attīstītām podzolētām smilšainām augsnēm (Āva, 1997). Pārsvārā tie ir priežu mētrāji ar tipiska sila fragmentiem, kā arī damakšņi, reljefa pazeminājumos – pārpuvotie priežu meži. Kāpu priežu meži cieš no rekreācijas ietekmes, kuras rezultātā mainās kokaudzes struktūra, notiek aktīva nezāļu iesakņošanās. Palielinoties autotransportu plūsmai pilsētas „zaļajās zonās”, notiek virsējās augsnes kārtas degradācija (Гаврилова и Табака, 1985). Arī neofītu izplatīšanās rada draudus pilsētu un piepilsētu mežiem, īpaši bīstama ir *Amelanchier spicata* (Lam.) K.Koch, jo tā izmaina krūmu un lakstaugu stāvu (Rūrāne, 2004).

Daugavpili var uzskatīt par vienu no ūdeņiem bagātākajām Latvijas pilsētām, jo pilsētas teritorijā ir 15 ezeri un astoņas upes ar pietekām. Lielākie ezeri – Lielais Stropu ezers, Šuņu ezers, Mazais Stropu ezers. Lielākās upes – Daugava, Laucese, Šuņica (Iltneris un Placēns, 1999). Daugavu kā dažu augu sugu dabisku izplatīšanās ceļu savās publikācijās faktiski pirmais uzsver K. Kupfers (Kupffer, 1925). No 1976. līdz 1983. gadam Daugavas ielejā uzskaitītas 1016 vaskulāro augu sugas, kas ir 61,9 % no visas Latvijas floras. To skaitā 76 – adventīvās un 68 sugas, kuras pāriet savvaļā (Фатаре, 1989). Daugavas ieleja kalpo par izplatīšanās ceļu sugām no kontinentālajiem Austrumeiropas un Dienvidaustrumeiropas reģioniem (Laiviņš, 2009). Pa Daugavas ieleju notiek arī sugu izplatīšanās no jūras piekrastes dziļāk kontinentā (Fatare, 1987). I. Fatare (1987) uzskata, ka sugas pa ieleju ceļo ne tikai ziemeļu un dienvidu virzienā, bet arī no austrumiem uz rietumiem un pretēji.

Daugavpils pilsēta atrodas mērenajā klimata joslā. Pilsētas teritorijā valdošie ir dienvidrietumu vēji. Klimats Daugavpilī salīdzinājumā ar pārējiem Latvijas novadiem un pilsētām ir kontinentālāks - vasaras ir siltākas un ziemas aukstākas. Daugavpilī ir reģistrēta viszemākā temperatūra (līdz – 43° C) un absolūti augstākā gada temperatūra (+38,4° C) Latvijā (Meteoroloģiskie dati... 2013). Tomēr kopš 1955. gada vidējā gaisa temperatūra ir pieaugusi par aptuveni 1,5° C. Visstraujāk pēdējos 50 gados ir augusi gada vidējā minimālā gaisa temperatūra (par aptuveni 1,8° C), bet gada vidējā maksimālā gaisa temperatūra palielinājusies par aptuveni 1,3° C. Šāda gaisa temperatūras izmaiņu gaita un tendence paaugstināties ir līdzīga tai, kas novērota Latvijas pilsētās, kā arī Baltijas jūras reģionā, sākot ar 20. gadsimta vidu. Daugavpilī paaugstinājusies ir galvenokārt ziemas un pavasara mēnešu vidējā temperatūra. Gada vidējais nokrišņu daudzums svārstās ap 640–650 mm (Gruberts, 2009).

Veģetācijas dzīvē valdošie ekoloģiskie apstākļi ir klimats un augsnes (Гаврилова и Табака, 1985). Tāpēc klimata pārmaiņas ir viens no būtiskākajiem faktoriem, kas ietekmē invazīvo augu izplatību visā pasaulē (Pyšek et al., 2002a; Roura-Pascual et al., 2009; Dawson et al., 2011; Essl et al., 2013). Paaugstinoties temperatūrai, pagarinās veģetācijas sezona. Tā rezultātā tiek veicināta sugu pārvietošanās uz ziemeļiem, kas īpaši ir izteikta Ziemeļamerikā un Eiropā (Woodward, 1987 citēts pēc: Barret, 2000). Mainoties klimatam, ASV invazīvo augu sugu skaits ir pieaudzis no 50 sugām 1800. gadā līdz 2000 sugām 1990. gadā (Sailer, 1983 citēts pēc: Mooney, 2005). Arī Latvijā vērojama visai intensīva augu sugu ienākšana no dienvidu reģioniem (Laiviņš, 1998). Ņemot vērā Daugavpils fiziogēogrāfisko novietojumu un īpatnības, jādomā, ka šī pilsēta viena no pirmajām Latvijā „saņem” jaunas svešzemju augu sugas no D un DA reģioniem.

Sociāli ekonomiskie faktori

Ģ. Gavrilova un L. Tabaka u. c. (1985) 20. gs. 80-tajos gados kā nozīmīgākos Daugavpils veģetāciju un floru ietekmējošos antropogēnos faktoros uzskaitīja: augu sugu izplatīšanās un ieviešana pa dzelzceļiem un auto ceļiem; dzīvojamo masīvu un rūpniecības uzņēmumu celtniecība, kas sekmē nezāliņu rašanos, kas, savukārt, noved pie dabīgās veģetācijas samazināšanās un iznīkšanas; mežu izciršana teritorijas apbūvei; lopu ganīšana upju krastos un siena pļaušana; ceļu un grāvju būve; piesārņošana ar notekūdeņiem, kas ietekmē atsevišķu ūdenstilpju kvalitāti, kā arī tām pieguļošo teritoriju gruntsūdeņu un augsnes sastāvu. Liela loma ir arī agrofitocenozēm (dārziem, piemājas teritorijām). Antropogēnās iedarbības rezultātā Daugavpils pilsētas flora bagātinās ar jaunām sugām, daudzas no kurām ir ievazātas un sāk izplatību teritorijā un dabiskajos biotopos. Vietējās augu sugas izzūd un kļūst retas. Promocijas darba autores novērojumi liecina, ka mūsdienās kopumā antropogēnā ietekme uz Daugavpils pilsētas floru nav būtiski mainījusies, atšķirīga ir vienīgi šo procesu norises intensitāte.

Uz 2013. gada 1. janvāri Daugavpils iedzīvotāju skaits bija 89 184, tā ir otra lielākā pilsēta Latvijā (Pastāvīgo iedzīvotāju skaits ..., 2013). Mirstības līmenis Daugavpilī pēdējo 15 gadu laikā ir audzis (Mirusie pēc dzimuma..., 2013), kā rezultātā pilsētā novērojama kapsētu teritoriju paplašināšanās. Savukārt kapsētas ir nozīmīgas svešzemju sugu donorteritorijas.

Vēl viens no priekšnoteikumiem neofītu izplatībai urbānā vidē ir zemes izmantošanas veids (Sukopp, 2002). Vairākos pilsētas mikrorajonos (Mazie Stropi, Ruģeļi, Dzintari, Vizbuļi, Nīderkūni, Grīva, Judovka) izvietojušās mazdārziņu teritorijas. Tā kā cilvēki savos mazdārziņos labprāt stāda dažādus jaunus dekoratīvos augus, šajās teritorijās raksturīga liela svešzemju sugu daudzveidība (Marco et al., 2008). 20. gs. 90-to gadu sākumā daļa no mazdārziņiem tika pamesti un joprojām netiek apsaimniekoti. Pamešanas process turpinās arī mūsdienās. Šādas teritorijas ir īpaši nozīmīgi svešzemju sugu avoti (Гаврилова и Табака, 1985).

Izdevīgais ģeogrāfiskais stāvoklis ir ļāvis pilsētai kļūt par nozīmīgu rūpniecības centru, ko ar citām teritorijām saista dzelzceļi un dažādas nozīmes auto ceļi. Daugavpils attīstība lielā mērā ir saistīta arī ar tirdzniecības ceļiem pa Daugavu, kuri vairāku gadsimtu garumā bija ļoti nozīmīgi visā Austrumeiropā. Attīstoties dzelzceļa tīklam (1858. gadā tika atklāta pirmā dzelzceļa līnija Latvijā Rīga–Dinaburga), pilsēta kļuva par nozīmīgu linu, ādu, kokmateriālu vairumtirdzniecības centru. 19. gs. otrajā pusē Daugavpilī tika uzbūvēts vēl viens svarīgs pilsētas infrastruktūras elements – koka tilts pāri Daugavai, kas vēlāk nākotnē kalpoja ne tikai par transporta, bet arī par tirdzniecības ceļu (Barkovska un Šteimans, 2005; Beļikovs, 2005). Mūsdienās pilsētas teritoriju šķērso divi valsts galvenie autoceļi - A6 Rīga–Daugavpils–Krāslava–Baltkrievijas

robeža (Pāternieki) un A13 Krievijas robeža (Grebņeva) - Rēzekne - Daugavpils - Lietuvas robeža (Medumi)), divi reģionālas nozīmes valsts autoceļi (P 67 Daugavpils - Tilti un P68 Daugavpils - Skrudaliena - Baltkrievijas robeža (Silene)), četri vietējās nozīmes valsts autoceļi (V680, V674, V711, V695), kā arī starptautiskie dzelzceļa tranzītkoridori Vitebska – Indra – Daugavpils – Krustpils – Ventspils – Rīga – Liepāja (Daugavpils pilsētas att.progr. Vides pārskats, 2013), tādējādi padarot pilsētu par vēl nozīmīgāku transporta koridoru nekā tas bija kādreiz. Transporta koridoru attīstības ietekmē svešzemju sugas izplatās ne tikai pa transporta koridoru teritorijām, bet arī ārpus tām. Šie koridori daudzos gadījumos izjauc ekosistēmu līdzsvaru, traucē dabisku attīstību un rada izmaiņas tuvumā esošajās augu sabiedrībās. Netiešā veidā transporta koridori ietekmē augu izplatību mainot gaismas daudzumu un augsnes mitrumu. Turklāt auto ceļu, dzelzceļu klātbūtne izraisa ainavu fragmentāciju, kas arī ir būtisks invāziju veicinošs faktors (Kowarik, 1995; Pyšek and Prach, 2003; Hansen and Clevenger, 2005).

Iepriekšminēto pilsētas attīstības faktoru ietekmē Daugavpils ir veidojusies kā izteikti rūpnieciska pilsēta. Mūsdienās Daugavpilī nozīmīgākās industriālās nozares ir metālapstrāde, vieglā rūpniecība, pārtikas rūpniecība, ķīmiskā rūpniecība, siltumenerģijas un ūdens apgāde. Rūpniecības apjomi, sākot ar 2010. gadu, pieaug (Daugavpils: Ekonomika, 2014), kas vienlaicīgi nozīmē lielāku transporta plūsmu un potenciālu svešzemju sugu skaita pieaugumu.

Arī nozīmīgākie politiskie notikumi Latvijā ir sekmējuši svešzemju sugu skaita pieaugumu pilsētā, jo tāpat kā daudzās Eiropas valstīs (Pyšek and Prach, 2003), arī Latvijā PSRS sabrukums ar tam sekojošajām pārmaiņām radīja lielas izmaiņas Daugavpils pilsētas ainavā. Daudzi funkcionējoši uzņēmumi bankrotēja, militārie objekti tika pamesti, aizsāktā celtniecība apstājās. Tas rezultējās ar lielu skaitu degradētu teritoriju, kuras pilsētā dažviet ir vērojamas vēl joprojām. Neapsaimniekotas, degradētas rudērālās teritorijas ir tās, kurās visstraujāk notiek svešzemju sugu ienākšana (Гаврилова и Табака, 1985; Pyšek and Prach, 2003; Pyšek, 2005).

Apkopojot iepriekšminēto, var secināt, ka gan esošie fiziski ģeogrāfiskie, gan sociāli ekonomiskie faktori kalpo kā priekšnoteikumi neofītu ienākšanai un veiksmīgai ienākšanai un izplatībai Daugavpilī.

2. MATERIĀLI UN METODEDES

2.1. Datu avoti

Aivas Dombrovskas (2011) pētījuma rezultāti par metālu koncentrācijām priežu mizā atsevišķu Rīgas pilsētas industriālo rajonu, privātmāju, daudzdzīvokļu namu un kompakta apbūves ciemu teritorijās un plašos meža masīvos tika izmantoti salīdzināšanai ar promocijas darbā iegūtajiem rezultātiem. Šis avots tika izvēlēts tāpēc, ka pētījums ir ticis veikts teritorijā, kas pēc zemes virsas seguma rakstura ir līdzīga tai teritorijai Daugavpilī, kur veikta promocijas darbā izklāstīto rezultātu ieguve.

Metālu koncentrāciju priežu mizā fona līmeņa Latvijā raksturošanai tika izmantots I. Meleces u.c. (2011) veiktais pētījums Engures ezera sateces baseinā. Šis datu avots tika izvēlēts, jo tas atspoguļo jaunākos datus šajā jomā, turklāt Engures ezera sateces baseins kā reference var tikt izmantots arī tāpēc, ka šajā teritorijā nav atmosfēru būtiski piesārņojošo objektu.

Neofītu izplatības laiktelpisko izmaiņu analīzei izmantoti trīs datu avoti, t.i., Ģ. Gavrilovas un L. Tabakas (1985) pirmās Daugavpils floras inventarizācijas dati, M. Laiviņa un Ģ. Gavrilovas (2009) aktualizētie Daugavpils floras inventarizācijas dati, kā arī DAU datu bāze.

Pirmais no nosauktajiem avotiem (Гаврилова и Табака, 1985) tika izmantots, pirmkārt, lai noskaidrotu Daugavpils floras pirmās inventarizācijas laikā konstatētās neofītu sugas, otrkārt, lai iegūtu informāciju par šo sugu sastopamības biežumu pilsētā, un treškārt, par biotopiem, kuros šīs neofītu sugas tikušas konstatētas.

Otrais no avotiem (Laiviņš and Gavrilova, 2009) tika izmantots, lai salīdzinātu autores veikto pētījumu gaitā konstatēto neofītu sugu sarakstu ar aktualizētajiem Daugavpils floras inventarizācijas datiem.

Trešais no avotiem, t.i. DAU datu bāze, tika izmantota, lai iegūtu informāciju par neofītu pirmo atradņu konstatācijas laiku. Tāpat DAU dati izmantoti atsevišķu neofītu izplatības analīzei pilsētā, t.i. *Xanthium strumarium* L., *Amaranthus albus* L., *Amaranthus blitoides* S.Watson, *Amaranthus retroflexus* L., *Camelina microcarpa* Andrz., *Carduus nutans* L., *Dracocephalum thymiflorum* L., *Eragrostis minor* Host., *Lepidium densiflorum* Schrad.

Apbūves vēsturiskā vecuma Daugavpils pilsētas teritorijā raksturojumam izmantoti L. Grišānes darbā (2012) apkopotie Daugavpils Valsts zonālā arhīva dati par daudzstāvu dzīvojamo māju, pilsētbūves objektu un individuālo būvētāju projektu nodošanas laiku ekspluatācijā.

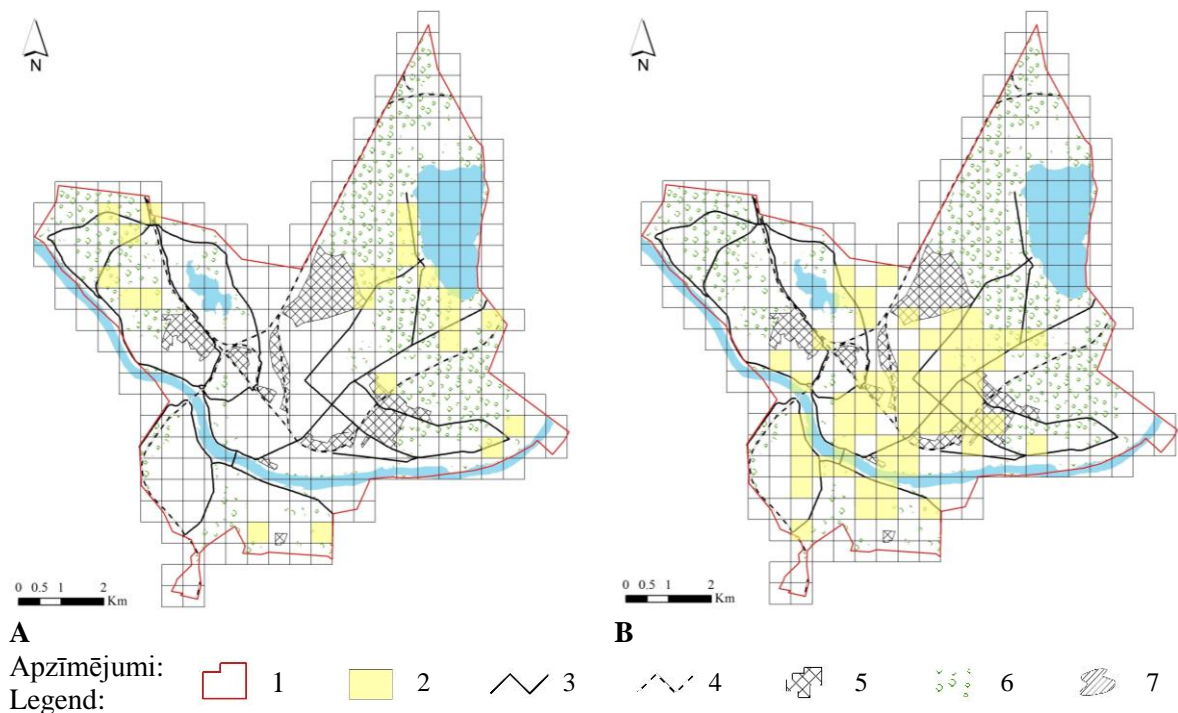
2.2. Lauka pētījumi

2.2.1. Lihenoindikācija

2012. un 2013. gada pavasara, vasaras un rudens sezonās ar mērķi iegūt gaisa kvalitāti raksturojošos datus Daugavpils pilsētā tika veikti lihenoindikācijas pētījumi. To metodoloģija balstās uz 2002. gadā izstrādātajām Eiropas vadlīnijām ar atmosfēras piesārņojumu, eitrofikāciju un klimata pārmaiņu saistītā vides stresa noteikšanai, par pamatu izmantojot ķērpju sugu daudzveidību konkrētajā teritorijā (*European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress* – Asta et al., 2002a).

Pētījuma realizācijas gaitā tika apsekota visi 344 regulārā tīkla kvadrāti, kas ietver pilsētas teritoriju (skat. promocijas darba 2.2.3. apakšnodaļā). Rezultātu analīzei tika izmantoti tie 82 kvadrāti, kuros esošie koki atbilst vides kvalitātes noteikšanas

metodikas Eiropas vadlīniju (Asta et al., 2002a) prasībām. Dažādu koku sugu mizai ir atšķirīgas pH vērtības, kas nosaka šī substrāta kā ekoloģiskās nišas selektīvu piemērotību dažādu epifītisko ķērpju sugu augšanai (Van Herk, 2001; Kricke, 2002). Tādēļ vienas koka sugas izvēle dod objektīvākus datus. Saskaņā ar Valsts meža dienesta datiem (Meža taksācijas dati, 2011), 1402,6 ha jeb 89,6% no Daugavpils mežaudzēm dominē priedes (*Pinus sylvestris*). Taču priežu audzes izvietojusās galvenokārt pilsētas perifērijā, savukārt pilsētas centrālajā daļā dominē parastā liepa (*Tilia cordata*). Tāpēc, lai pētījumā tiktu ietverta iespējami lielāka pilsētas teritorija, lihenoindikācijā tika izmantotas abas koku sugas, iegūstot datus no 391 koka, t.i. no 103 priedēm un 288 liepām. Lihenoindikācijas datu sadalījums pa kvadrātiem ir atšķirīgs, t.i. 22 kvadrātos tika analizētas priedes (2.1. att. A) un 60 kvadrātos tika analizētas liepas (2.1. att. B).



2.1. attēls. Paraugvietu kvadrāti, kuros tika veikta lihenoindikācija uz *Pinus sylvestris* L. stumbriem (A) un *Tilia cordata* Mill. stumbriem (B)

1- pilsētas robeža, 2- paraugvietu kvadrāti, 3- galvenie ceļi, 4- dzelzceļi, 5- rūpnieciskās zonas, 6- meži, 7- ūdens objekti

Figure 2.1. Quadrats of sampling sites, in which lichen indication on *Pinus sylvestris* L. trunks (A) and *Tilia cordata* Mill. trunks (B) was performed

1- city border, 2- quadrats of sampling sites, 3- main roads, 4- railways, 5- industrial areas, 6- forests, 7- water objects

Pētījumā netika izmantoti 262 pilsētas kvadrāti, jo tajos augošie koki neatbilda vadlīniju prasībām. Tā rezultātā pilnībā netika nosegtas visu iespējamo nozīmīgāko piesārņotāju ietekmētās teritorijas, piemēram, rūpniecības zonas, dzelzceļi, noslogotākie autoceļi, privātmāju rajoni. Tomēr lielākā daļa no datu analizē neiekļautajiem kvadrātiem izvietojusies mežu masīvos, kur nav atmosfēru būtiski piesārņojošo objektu, tādejādi, lai arī pētījumā izmantoti mazāk nekā puse pilsētas kvadrātu, iegūtie dati ļauj novērtēt gaisa kvalitāti pilsētā.

Iegūtie dati par epifītisko ķērpju sugu daudzveidību uz abām koku sugām netika summēti, bet analizēti atsevišķi. Ja kvadrātā tika konstatēti datu ievākšanai atbilstoši abu sugu koki, tika izmantota tikai viena no sugām. Saskaņā ar izmantoto metodiku (Asta et al., 2002a), katrā kvadrātā tika apsekoti četri līdz seši koki, kuri atbilda

metodikā definētajām prasībām, t.i. stumbrs nav bojāts, tā apkārtmērs ir vismaz 40 cm, attālums starp kokiem ir vismaz 15 m, koka stumbra nobīde no vertikālās ass nepārsniedz 10° u.c.

Lihenoindikācijā apsekoto koku (tāpat kā neofītu atradņu koordinātu fiksēšana un priežu mizas paraugu ņemšanas vietu) ģeogrāfiskā piesaiste tika veikta, izmantojot globālās pozicionēšanas sistēmas (GPS) ierīces THALES *MobileMapper CE* un TRIMBLE *Juno SB*. Abu minēto GPS ierīču mērījumu precizitāte horizontālā plaknē ir ± 5 m, kas atbilst liela mēroga kartēšanas precizitātes nosacījumiem (Robinson et al., 1995). Abu minēto GPS ierīču programmatūra nodrošināja iespēju fiksēt un GPS atmiņā saglabāt ne tikai punktu ģeogrāfiskās, bet arī taisnleņķa koordinātas, tajā skaitā arī LKS-92 koordinātu sistēmā. Tas deva iespēju ar GPS iegūtos digitālos ģeotelpiskos datus turpmākajā pētījumu gaitā tiešā ceļā integrēt ĢIS datu bāzēs.

Ķērpju sugu nomenklatūra lietota pēc Piterāns, 2001. Saskaņā ar izmantoto metodiku, katram apsekotajam kokam tika aizpildīta arī tā individuālā anketa (Asta et al., 2002a), kurā tika ietverta dažāda koku raksturojoša informācija: koka apkārtmērs; nogāzes, uz kuras aug koks, ekspozīcija un slīpums; attālums no piesārņojošiem objektiem u.c.

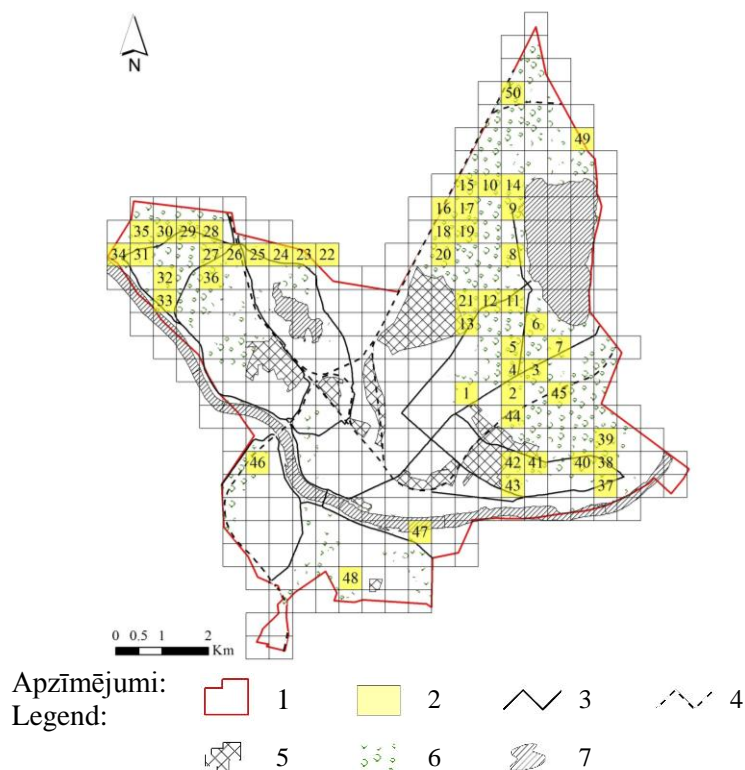
Ķērpju sugu daudzveidība un blīvums uz koka tika noskaidrots sekojoši – kokam no ziemeļiem, austrumiem, dienvidiem un rietumiem tika pielikts metāla rāmis, ko veido pieci rindā izvietoti lodziņi, katrs 10 × 10 cm lielumā. Rāmja augšējai daļai jābūt 1,5 m augstumā no zemes. Katrā stumbra debesspusē tika uzskaitītas visas rāmī esošās ķērpju sugas, kā arī piefiksēts, cik lodziņos konkrētajā debess pusē suga konstatēta. Debesspušu noteikšanai tika izmantots kompass.

Lihenoindikācijas pētījumu dati tika integrēti autores sagatavotajā ĢIS datu bāzē (detalizētāk datu bāzes struktūras apraksts sniegts promocijas darba 2.4.1. apakšnodaļā), kā ģeogrāfisko pamatni turpmākai rezultātu analīzei izmantojot neofītu inventarizācijai izstrādāto 500 × 500 m kvadrātu tīklu (skat. promocijas darba 2.2.3. apakšnodaļu).

2.2.2. Priežu mizu paraugu ievākšana

Gaisa kvalitātes novērtēšanai pilsētā kā bioindikators tika izmantota priežu miza. Šīs koku sugas izvēli noteica 2.2.1. apakšnodaļā apskatītais fakts, ka gandrīz 9/10 no Daugavpils mežaudzēm dominē priedes (*Pinus sylvestris*). Turklāt šī koku suga biežāk sastopama pilsētas teritorijas perifērijā, kur lokalizēta lielākā daļa industriāla rakstura objektu Daugavpilī, kas rada gaisa piesārņojumu ar metālus saturošiem aerosoliem. Mizu paraugu ievākšanai tika izvēlētas 50 paraugvietas (paraugvietu raksturojumu skat. 1. pielik.) tā, lai tās pēc iespējas vienmērīgāk būtu izvietotas attiecībā pret potenciālajiem gaisa piesārņojuma avotiem (2.2. att.).

Arī šajā gadījumā precīzai paraugu ievākšanas vietu koordinātu noteikšanai tika izmantota GPS ierīce (detalizētāk šīs procedūras apraksts sniegts promocijas darba 2.2.1. apakšnodaļā). Katrā paraugvietā no desmit aptuveni viena vecuma priedēm tika ievākts 1-2 mm biezs nedzīvais ārējais mizas slānis. Mizu paraugi ņemti 1,5 m augstumā no augsnes virskārtas. Tā kā priežu mizu paraugi bija paredzēti 11 ķīmisko elementu koncentrācijas noteikšanai ar atomabsorbcijas spektrofotometru (skat. 2.3. apakšnodaļu), būtiski bija novērst analizējamā materiāla piesārņošanu tā ievākšanas un transportēšanas laikā. Tādēļ paraugu ievākšana tika veikta ar nerūsējošā tērauda špakteli, bet transportēšana un uzglabāšana – hermētiski noslēdzamos augstspiediena polietilēna (HDPE) maisiņos.



2.2. attēls. Paraugvietu kvadrāti, kuros tika veikta priedes mizas paraugu ievākšana tālākai ķīmisko elementu koncentrācijas noteikšanai

1- pilsētas robeža, 2-paraugvietu kvadrāti, 3-galvenie ceļi, 4-dzelzceļi, 5-rūpnieciskās zonas, 6-meži, 7-ūdens objekti

Figure 2.2. Quadrats of sampling sites, in which collecting of pine bark samples was performed for further detection of concentration of chemical elements

1- city border, 2- quadrats of sampling sites, 3- main roads, 4- railways, 5-industrial areas, 6- forests, 7- water objects

2.2.3. Neofīto augu sugu inventarizācija

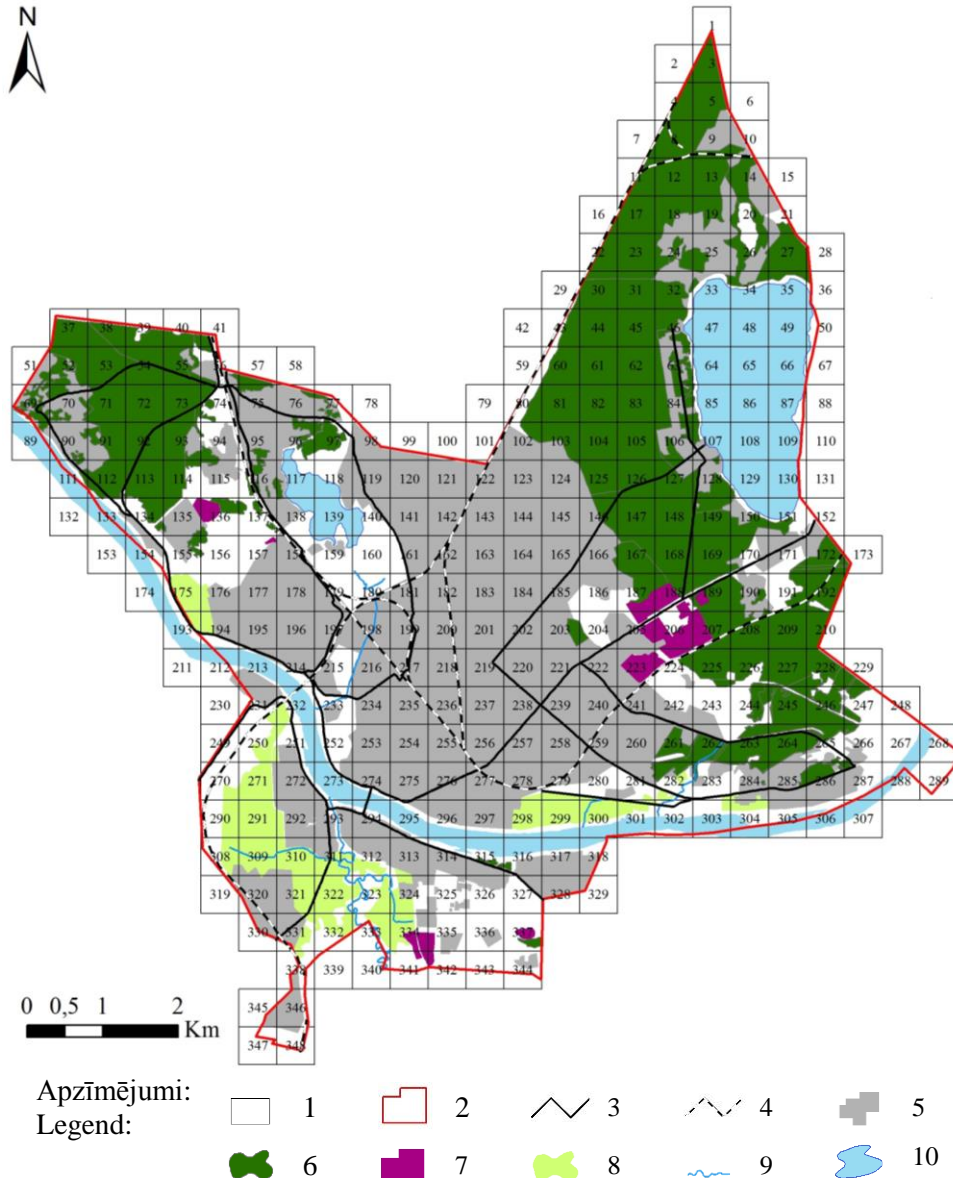
Neofīto augu sugu atradņu inventarizācija Daugavpils pilsētas teritorijā pavasara-vasaras-rudens periodā tika veikta no 2007. līdz 2012. gadam.

Augu atradņu kartes ir nozīmīgs elements to ģeogrāfiskās izplatības, sastopamības biežuma un citu faktoru analizē. Tāpēc, sadarbībā ar SBI Sistemātiskās botānikas laboratorijas darbiniekiem, tika izstrādāti augu atradņu kartēšanas principi Daugavpilī (Nitcis et al., 2011). Balstoties uz M. Laiviņa un I. Krampja (2004) izstrādātajiem ieteikumiem augu atradņu kartēšanai Latvijā uz pakārtotā jeb hierarhiska tīklojuma pamatnes, Daugavpils pilsētas tīklojums tika veidots kā datu bāze ģeogrāfisko informācijas sistēmu (GIS) vidē, kurā kā regulārā tīkla pamatelementi bija 500×500 m, t.i. 25 ha lieli kvadrāti. Daugavpils pilsētas teritorija tika sadalīta 344 šādos kvadrātos, katram kvadrātam datu bāzē tika piešķirts identifikācijas numurs (2.3. att.). Regulārā tīkla sistēma ir arī plaši izmantotā metode sugu sastopamības biežuma noteikšanai lielās pētījumu teritorijās (Reid and Thompson, 1996).

Augu sugas viena indivīda (auga) vai vairāku vienkopus augošu, nereti bioloģiski saistītu augu sugas indivīdu kopas darbā tiek apzīmētas ar terminu „augu sugas rastuve” (Laiviņš un Medene, 2012). Savukārt kartējot augu sugas regulārā kvadrātu tīklā, vienā kvadrātā esošās visas rastuves tika apvienotas un apzīmētas ar terminu „atradne”, kas norāda sugas klātbūtni konkrētajā kvadrātā.

Veicot sugu inventarizāciju, augu rastuvju koordinātas tika fiksētas ar globālās pozicionēšanas sistēmas (GPS) ierīci (skat. promocijas darba 2.2.1. apakšnodaļu), kas nodrošināja to precīzu piesaisti un integrēšanu ĢIS datu bāzē (detalizētāk datu bāzes struktūras apraksts sniegts promocijas darba 2.4.1. apakšnodaļā).

Biotopu noteikšanai lauka apstākļos tika izmantots Latvijas biotopu klasifikators (Kabucis, 2001). Pilsētā esošie mazdārziņi tikai daļēji atbilst minētā klasifikatora raksturojumam, jo tie pēc būtības ir komplekss veidojums, kuri ļoti bieži sastāv no sakņu dārzēm, augļu kokiem un ogulājiem. Tāpēc autore savā darbā izmanto apzīmējumu „mazdārziņi”, kas nav atsevišķi izdalīts Latvijas biotopu klasifikatorā. Vaskulāro augu sugu nomenklatūra veikta pēc Gavrilova un Šulcs, 1999.



2.3. attēls. Neofīto augu sugu inventarizācijā un bioindikācijas pētījumos izmantotais Daugavpils pilsētas kvadrātu tīkls

1- 500 x 500 m, 2- pilsētas robeža, 3- galvenie ceļi, 4- dzelzceļi, 5- apbūve, 6- meži, 7- kapsētas, 8 – mazdārziņi, 9 – ūdensteces, 10 - ūdenstilpes

Figure 2.3. Grid of Daugavpils city quadrates used in the inventory of neophyte plant species and bioindication researches

1- 500 x 500 m, 2- city border, 3- main roads, 4- railways, 5- urbanized area, 6- forests, 7- cemeteries, 8- allotments, 9- flowing water, 10- water body

Pilsētas teritorijā neofītu inventarizācija tika veikta, izmantojot maršrutu metodi. Maršruti tika plānoti tā, lai katra kvadrāta teritorija tiktu apsekota iespējami detalizētāk, maksimālais attālums starp diviem maršrutiem vienā kvadrātā – 200 m. Jāatzīmē, ka lielākā daļa kvadrātu tika apsekoti ar četriem līdz pieciem maršrutiem, tomēr tas neizslēdz iespēju, ka kvadrātā esošā rastuve var palikt nepamanīta. Īpaša uzmanība tika pievērsta potenciālajām svešzemju augu iespējamām izplatības teritorijām – ceļu un dzelzceļu malām, upju krastiem, kapsētām, mazdārziņiem, degradētām teritorijām u. c. Netika apsekoti tie kvadrāti, kuri ģeogrāfiski sakrīta ar ūdenstilpēm un ūdenstecēm, kā arī publiskai piekļuvei slēgtām teritorijām (iežogotiem rūpniecības, militāra un ieslodzījuma rakstura objektiem, privātīpašumiem, dzelzceļa depo u.c.). Vienlaicīgi tika ievākti arī pētīto augu herbāriji, kuri tika iekļauti SBI herbārijā (DAU).

Neofītu augu sugu izplatības biežuma analīzei tika izmantota I.Fatares (1992) izstrādātā metodika. Tās pamatā ir dalījums septiņās klasēs atkarībā no kvadrātu skaita, kuros apskatāmais taksons reģistrēts Latvijā, proti, ļoti reti, ja taksons konstatēts 1 līdz 10 kvadrātos, reti – 11 līdz 30 kvadrātos utt. Ņemot vērā tīklojuma kvadrātu skaita atšķirības Latvijā (1017 ģeobotāniskā tīkla kvadrāti) un Daugavpilī (344 kvadrāti), proporcionāli tika aprēķināts, ka Daugavpilī par ļoti retām uzskatāmas tās sugas, kas konstatētas ne vairāk kā 3 kvadrātos, reti – ne vairāk kā 10 kvadrātos utt. (Evarts-Bunders et al., 2012). Darbā analizēti tie neofīti, kuru sastopamība Daugavpilī raksturojama kā: „ļoti bieži” (>257 kvadrāti), „bieži” (171 - 256 kvadrāti), „diezgan bieži” (86 - 170 kvadrāti), „vidēji bieži” (34 - 85 kvadrāti), „samērā reti (retumis)” (11 – 33 kvadrāti).

2.3. Priežu mizu ķīmiskā sastāva analīzes

Priežu mizu paraugi tika izžāvēti +60°C temperatūrā un samalti, iegūstot viendabīgu vidējo paraugu. No šādā veidā mehāniski sasmalcināta materiāla tika sagatavots izvilkums slāpekļskābē. Izvilkums iegūts 2 g gaissausa parauga 2 stundas vārot 20 ml koncentrētas HNO₃ pie temperatūras 110 C° un tad atšķaidot ar dejonizētu ūdeni līdz 60 ml tilpumam. Mizu paraugu izvilkumu analīzes tika veiktas Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Augsnes pētīšanas laboratorijā. 11 ķīmisko elementu, t.i., Na, Mg, K, Ca, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd un Pb koncentrācija priežu mizās noteikta (skat. 2. pielik.), izmantojot atomabsorbcijas spektrofotometru PerkinElmer *Analyst 200* (acetilēna gaisa liesma, absorbcija mērīta ar fona korekciju). Priedes mizas paraugu pH vērtību noteikšana tika veikta ar pH-metru, izmantojot 1 M KCl izvilkumu.

2.4. Kamerālās pētījumu metodes

2.4.1. Ģeogrāfisko informācijas sistēmu izmantošana datu analīzē un interpretācijā

DU Ģeomātikas laboratorijā ar GPS iegūtie dati tika konvertēti par *.shp formāta punktveida failiem un no GPS ierīcēm tie tika eksportēti uz datoru, kur notika to tālāka apstrāde ar ESRI *ArcGIS* ģeogrāfisko informācijas sistēmu (ĢIS) datorprogrammu *ArcView 10.1*. Ar šo datorprogrammu, izmantojot tās moduļa *ArcCatalog* rīkus, tika izveidoti vairāki punktveida ģeotelpisko datu tematiskie slāņi, integrējot tos ĢIS datu bāzēs „Kerpji”, „Kim_elementi” un „Neofiti”. Datu bāzes tika veidotas kā *ArcGIS* tematisko slāņu (angl. *.shp files) kopas, kurās atsevišķos slāņos ietvertajiem ģeotelpiska rakstura datiem, piemēram, konkrētas neofītu sugas rastuvei ir

ģeogrāfiskā piesaiste LKS-92 koordinātu sistēmā, turklāt papildus raksturojošā informācija tika ievadīta teksta vai skaitliskā formā *.shp failu atribūtu tabulās. Katrs datu bāzu tematiskais slānis atspoguļoja atšķirīgu informāciju, tāpēc, saskaņā ar vektorformāta datu rediģēšanas standartprocedūru (Booth et al., 2000), ar *ArcMap* rīkiem *.shp failiem tika izveidoti un aizpildīti jauni atribūtu informācijas lauki par ķērpju daudzveidības vērtībām, Na, Mg, K, Ca, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb koncentrāciju un mizas pH vērtībām, neofītu skaitu u.c.

Autores izveidotās datu bāzes ir pieejamas DU iekšējā datortīklā un to struktūra ir sekojoša:

datu bāze „Neofiti”:

- sugas latviskais nosaukums;
- sugas latīniskais nosaukums;
- konstatēšanas datums dd/mm/gggg;
- biotops;
- rastuves X_{LKS-92} koordināta un Y_{LKS-92} koordināta;
- cita rastuvi raksturojoša informācija, piemēram, invadētā platība, nogāzes ekspozīcija un citas ziņas.

datu bāze „Kerpji”:

- sugas latīniskais nosaukums;
- konstatēšanas datums dd/mm/gggg;
- koka suga, uz kuras ķērpis konstatēts;
- koka apkārtmērs 1,3 m augstumā
- apsekotā koka X_{LKS-92} koordināta un Y_{LKS-92} koordināta;
- ķērpju sugas novietojums uz stumbra attiecībā pret debess pusēm;
- ķērpju sugas sastopamības biežums apsekojamajā standartizētajā virsmā;
- cita papildus raksturojoša informācija, piemēram, attālums no ceļa, ceļa seguma veids un citas ziņas.

datu bāze „Kim_elementi”:

- analizētais ķīmiskais elements;
- ķīmiskā elementa koncentrācija;
- mizas pH vērtība;
- datums dd/mm/gggg;
- parauga ievākšanas vietas X_{LKS-92} koordināta un Y_{LKS-92} koordināta;
- cita parauga ievākšanas vietu papildus raksturojoša informācija, piemēram, attālums no ceļa, ceļa seguma veids un citas ziņas.

Manuālas vektorizēšanas ceļā ar ĢIS datorprogrammas *ArcView 10.1* rīkiem tika izveidoti arī citi, laukumveida un līnijveida tematiskie slāņi – „celi”, „meži”, „udens_objekti”, „apbuve” u. c., kas bija nepieciešami ģeotelpiskās analīzes veikšanai un pētījumu rezultātu interpretācijai. Vektorizēšanai kā pamatne tika izmantotas Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras pēc 2005. gada aerofotografēšanas datiem sagatavotās ortofotokartes mērogā 1 :10 000 ar karšu lapu numuriem 2443-41, 2443-42, 2443-43, 2443-51, 2443-52, 2443-53, 3421-11, 3421-12, 3421-13.

Ar *ArcView 10.1* programmatūras paplašinājuma *SpatialStatisticsTools* rīku *Mapping Clusters (Hotspot analysis)* un *Analysing patterns (Spatial autocorrelation)* palīdzību, balstoties uz literatūrā aprakstīto metodiku (de Smith et al., 2007) un izmantojot iepriekš sagatavotos *.shp failus, tika veikta datu ģeostatistikā analīze ar mērķi identificēt iespējamās neofītu sugu skaita vai ĶDV ģeogrāfiski saistītās kopas jeb

klasterus. Ar augstāk minētajiem rīkiem klasteri tika vizualizēti, kā arī noskaidrota šo klasteru esamības statistiskā ticamība (p).

Tematiskajos slāņos ietvertās informācijas tālākai ģeotelpiskajai analīzei, ar *ArcGIS* paplašinājuma *SpatialAnalyst* rīkiem *.shp faili tika konvertēti par ESRI *Grid* regulāra tīkla rastra formāta datiem ar šūnas (pikseļa) izmēru 10×10 m. Iegūtie dati turpmākajā darba izstrādes gaitā tika izmantota ģeotelpiskās analīzes procedūru (Mitchell, 1999; Kopp et al., 2001) veikšanai, šim mērķim izmantojot *RasterCalculator* rīku. Tas ļāva summēt pētīto metālu koncentrāciju klašu vērtības un rezultātā noskaidrot priekšu mizās konstatēto metālu koncentrācijas relatīvās klases. Tādā pašā veidā tika summēti bioindikatoru vērtību ģeogrāfiskā sadalījuma slāņi, noskaidrojot pilsētvides pārveidotības pakāpi un šī parametra telpiskā izvietojuma raksturu Daugavpils pilsētas teritorijā.

Visu tematisko slāņu rediģēšana, tajos atainojamās ģeotelpiskās informācijas pēcapstrāde, ģeogrāfiski saistīto vides datu vizualizācija, ģeotelpiskā analīze un karšu veidošana tika veikta LKS-92 koordinātu sistēmā. Tas nodrošina visu iegūto pētījumu datu integrēšanu un turpmāku izmantošanu, veidojot vienotu, nacionāla līmeņa vides datu bāzi.

2.4.2. Matemātiskā un statistiskā datu apstrāde

Lai atspoguļotu un vērtētu pilsētas gaisa kvalitāti pēc ķērpju daudzveidības (ĶDV - Ķērpju daudzveidības vērtības, angl. *Lichen Diversity Values*) vērtībām, tika veikta šo vērtību grupēšana un klasifikācija, izmantojot autoru grupas J. Asta u. c. (2002a) ieteikto metodiku. ĶDV grupas tika veidotas, pamatojoties uz vidējo ĶDV vērtību un visu ķērpju daudzveidības vērtību standartnovirzi (skat. 3. pielik.) (2.1. formula). Standartnovirze tika izmantota kā grupu intervāls, veidojot grupas, bet $\frac{1}{2}$ no šīs standartnovirzes tika izmantota, nosakot pirmās grupas maksimālo robežvērtību (skat. 4. pielik.) (2.2. formula) (Mulligan, 2009). ĶDV grupu klasifikācija un attēlojums tika veidots atbilstoši autoru grupas J. Asta u. c. (2002a) norādēm, kas balstās uz Vācu inženieru asociācijas izstrādāto metodiku Centrāleiropai (VDI *The Association of German Engineers 3799* – gaisa piesārņojuma ietekmes fitotoksiskie mērījumi un novērtējums, izmantojot ķērpjus).

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n (x_j - \bar{x})^2}{n - 1}}, \text{ kur} \quad (2.1. \text{ formula})$$

s – standartnovirze;

n – kvadrātu skaits;

x_j – ķērpju daudzveidības vērtības;

\bar{x} – vidējā ķērpju daudzveidības vērtība.

$$1 \text{ grupa} = \text{ĶDV vidējais} - \frac{1}{2} \text{ standartnovirzes} \quad (2.2. \text{ formula})$$

un grupu veidošana:

$$2 \text{ grupa} = 1 \text{ grupa} + \text{standartnovirze};$$

$$3 \text{ grupa} = 2 \text{ grupa} + \text{standartnovirze}.$$

Lai noskaidrotu epifīto ķērpju sugu daudzveidību starp divām dažādām koku sugām (priedes un liepas), tika izmantots Šenona-Vīnera (*Shannon-Wiener*) sugu daudzveidības indekss un, kā alternatīvs indekss tika izmantots Simpsona (*Simpson's*)

daudzveidības indekss. Atšķirībā no Simpsona daudzveidības indeksa Šenona-Vīnera sugu daudzveidības indekss ir vairāk jūtīgs pret retāk sastopamu sugu klātbūtni un tika aprēķināts pēc šādas formulas (Krebs, 1999) (2.3. formula):

$$H' = -\sum_{j=i}^S p_i (\ln^* p_i), \text{ kur} \quad (2.3. \text{ formula})$$

H' – sugu daudzveidības indekss;

S – sugu skaits;

p_i – i -tās sugas indivīdu skaits no kopējā sugu indivīdu skaita.

Simpsona daudzveidības indekss tika aprēķināts pēc šādām formulām (Krebs, 1999) (2.4. un 2.5. formula):

$$D = \sum p_i^2, \text{ kur} \quad (2.4. \text{ formula})$$

D – Simpsona indekss;

p_i – i -tās sugas indivīdu skaits no kopējā sugu indivīdu skaita.

$$1 - D, \text{ kur} \quad (2.5. \text{ formula})$$

$(1-D)$ – Simpsona daudzveidības indekss (daudzveidības rādītājs no 0 – zema daudzveidība līdz 1 – liela daudzveidība);

D – Simpsona indekss.

Lai salīdzinātu priedes un liepas pēc uz to mizas konstatētajām ķērpju sugām un to skaita, tika izmantots Sorensena (*Sorensen's*) koeficients un Renkonena (*Renkonen*) procentuālais līdzības indekss. Sorensena koeficients ir atkarīgs no sugu sastāva (sugas esamība, sugas neesamība), savukārt Renkonena procentuālo līdzības indeksu veido atkarībā no parauga kvantitatīvajiem datiem. Renkonena procentuālo līdzības indeksu maz ietekmē parauga lielums jeb īpatņu skaits un sugu daudzveidība, tāpēc tas ir viens no piemērotākajiem līdzības indeksiem populāciju ekoloģijā (Wolda, 1981). Sorensena koeficients un Renkonena procentuālais līdzības indekss tika aprēķināti pēc šādām formulām (2.6. un 2.7. formula) (Krebs, 1999):

$$S_s = \frac{2a}{2a + b + c}, \text{ kur} \quad (2.6. \text{ formula})$$

S_s – Sorensena līdzības koeficients (līdzības rādītājs no 0 – zema līdzība līdz 1 – liela līdzība);

a – sugu skaits paraugā A un paraugā B (kopējās sugas);

b – sugu skaits paraugā B, bet tās nav paraugā A;

c – sugu skaits paraugā A, bet tās nav paraugā B.

$$PS = \sum \min(p_{1i}, p_{2i}), \text{ kur} \quad (2.7. \text{ formula})$$

PS – Renkonena procentuālais līdzības indekss starp paraugiem A un B, % (0% – līdzības nav, 100% – pilnīga līdzība);

p_{1i} – i -tās sugas procentuālais īpatsvars paraugā A;

p_{2i} – i -tās sugas procentuālais īpatsvars paraugā B.

Lai raksturotu epifīto ķērpju sugu dominanci katrai koku sugai, tika aprēķināts dominances rādītājs pēc šādas formulas (2.8. formula) (Tischler, 1949; Dimante-Deimantoviča, 2012):

$$D_i = \frac{n_i}{N} * 100\%, \text{ kur} \quad (2.8. \text{ formula})$$

D_i – dominances rādītājs;
 n_i – i -tās sugas indivīdu skaits;
 N – kopējais īpatņu skaits.

Dominances rādītāja rezultāti tika atspoguļoti atbilstoši Tišlera (*Tischler's*) skalai (Tischler, 1949):

E – ļoti dominanti/*eidominanti* $10\% \leq D_i \leq 100\%$;

D – dominanti/ *dominanti* $5\% \leq D_i < 10\%$;

Sd – subdominanti/*subdominanti* $2\% \leq D_i < 5\%$;

R – reti/*recedenti* $1\% \leq D_i < 2\%$;

Sr –ļoti reti/ *subrecedenti* $0\% < D_i < 1\%$.

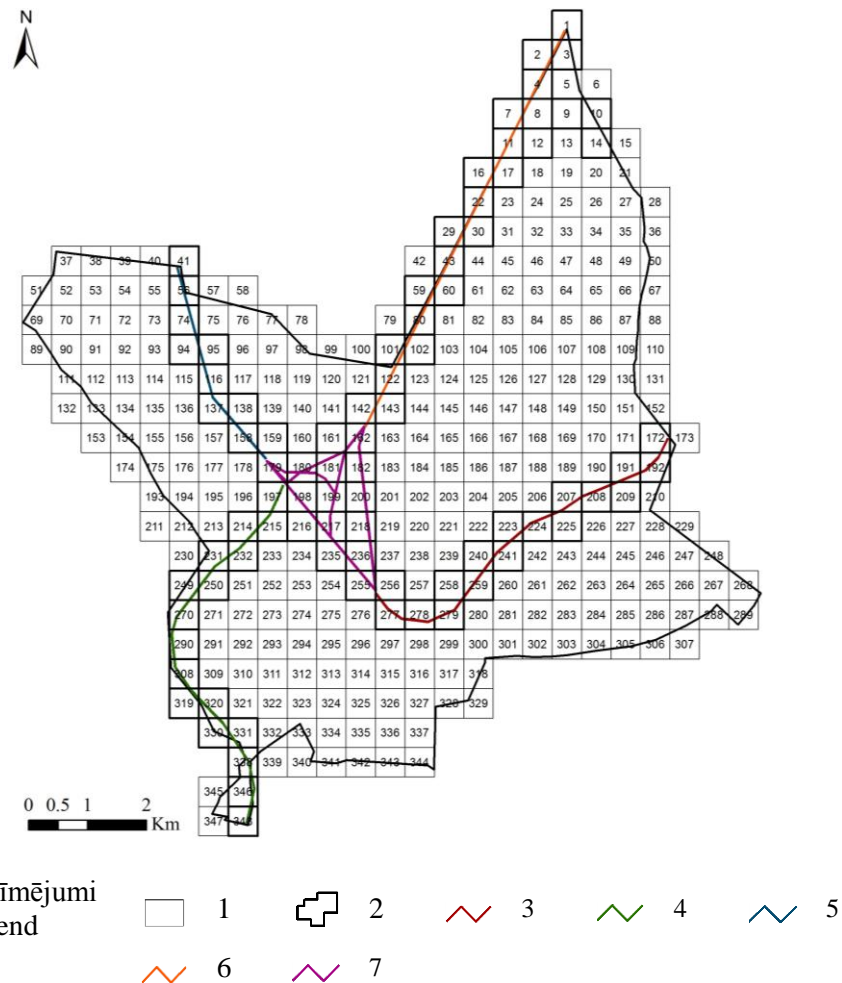
Lai noskaidrotu sakarības starp ķīmisko elementu koncentrāciju vērtībām priežu mizā, tika izmantots Spīrmena rangu korelācijas koeficients, jo pētījuma dati neatbilda normālajam sadalījumam, vai arī tie bija ranžēti. Kapsētās konstatēto neofītu augu sugu sastāvu un skaitu ietekmējošo faktoru noskaidrošanai datu apstrādē tika izmantota Pīrsona rangu korelācija (pamatojoties uz to, ka datu sadalījums bija normāls) (Quinn and Keough, 2002). Datu apstrāde tika veikta ar statistiskās IBM SPSS Statistics 20 programmatūras pieejamajām analīzes funkcijām un ComEcoPaC (Drozd, 2010).

Ķīmisko elementu koncentrāciju un neofītu sugu skaita biežumu tīklojuma kvadrātos raksturojošās nepārtrauktās datu rindas sadalīšana grupās tika veikta, izmantojot SPSS IBM Statistic 20 datu transformācijas analīzes rīku Visual Binning. Atbilstoši šim rīkam, grupu sadale balstījās uz datu rindas amplitūdu un noteikto grupu skaitu, aprēķinot grupas intervālu. Iegūtais grupu sadalījums tika izmantots datu vizualizēšanai ĢIS formāta kartēs, sadalot tos klasēs.

Izmantojot datorprogrammu PC-ORD Version 5, veikta datu komponentanalīze, kas ir daudzparametru statistiskā metode (McCune and Mefford, 1999). Iegūto datu interpretācijai izmantots paraugvietu izkārtojums pirmo divu asu koordinātēs, kas parasti procentuāli izskaidro vislielāko paraugvietu izkliedi un visbūtiskāk nosaka paraugvietu analogiju vai atšķirības. Papildus aprēķināta katras pētāmās pazīmes īpašvērtība (*Eigenvalue*), kas norāda uz pazīmes nozīmi paraugvietu izvietojumā koordinātu plaknē.

Dzelzceļa biotopos konstatēto sugu izvietojuma iespējamo cēloņu analīzei pilsētā esošajām dzelzceļa līnijām tika piešķirti kārtas numuri (2.4. att.) 1.- virziens Daugavpils –Zilupe (preču pārvadājumi), 2.- virziens Daugavpils –Viļņa (preču - pasažieru pārvadājumi), 3.- virziens- Rīga-Daugavpils (pasažieru - preču pārvadājumi), 4.- virziens Daugavpils- Rēzekne (preču -pasažieru pārvadājumi), 5. – Daugavpils dzelzceļa šķirošanas parks (preču -pasažieru pārvadājumi). Lai noskaidrotu dzelzceļa līniju kā ietekmējošā faktora ietekmi uz neofītu sugu skaita variēšanu starp tām, tika izmantota vienfaktora dispersijas analīze ar One -Way ANOVA testu, iepriekš veicot sugu datu logaritmisko transformāciju. Lai konstatētu sakarību ciešumu starp dzelzceļa līnijām un neofītu sugu skaitu, tika izmantota Spīrmena rangu korelācija (*Correlation*

Coefficient Spearman's). Statistiskā datu analīze tika veikta ar IBM SPSS Statistics 20 programmu.



2.4. attēls. Pētījumā izmantotā Daugavpils dzelzceļa līniju numerācija

1- 500 x 500 m, 2 - pilsētas robeža, 3 - 1.līnija Daugavpils – Zilupe, 4 - 2.līnija Daugavpils – Viļņa, 5 - 3.līnija Daugavpils – Rīga, 6 - 4. Līnija Daugavpils – Rēzekne, 7-5.līnija Daugavpils dzelzceļa šķirošanas parks

Figure 2.4. Enumeration of Daugavpils railway lines, used in the research

1- 500 x 500 m, 2 - city border, 3 - 1.line Daugavpils – Zilupe, 4 - 2.line Daugavpils – Viļņa, 5 - 3.line Daugavpils – Rīga, 6 - 4. line Daugavpils – Rēzekne, 7-5.line Daugavpils railway junction

2.4.3. Teritorijas apbūves vecuma datu apstrāde un klasifikācija

Lai analizētu teritorijas apbūves vecuma iespējamo saistību ar neofītiem, ņemot vērā Daugavpilī esošo ēku nodošanas ekspluatācijā gadu, pilsētas apbūves vecums tika sadalīts piecos periodos. Balstoties uz katrā izdalītajā laika posmā pilsētas attīstību virzošajiem notikumiem, kuri vienlaicīgi varēja sekmēt arī neofītu ienākšanu Daugavpilī, pilsētas apbūves vecums tika iedalīts sekojoši:

1. periods – ēkas, kas nodotas ekspluatācijā no 1841-1913.gadam. Vecākā ēka, kurai ir zināms ekspluatācijā nodošanas laiks, tiek datēta ar 1841.gadu. Tāpēc grupēšana sāka tieši ar šo gadskaitli. 19.gs. 60. gados Daugavpils kļuva par nozīmīgu dzelzceļa mezglu cariskajā Krievijā (Borisova, 2002). To veicināja 217 km garās dzelzceļa līnijas izbūve (1858.–1861.g.), kas pamazām tika

pagarināta. Šajā laikā tika uzbūvēts arī dzelzceļa tilts pāri Daugavai. Pamazām pilsētā sāka ieplūst laucinieki, papildinot pilsētas strādnieku rindas un iesaistoties dzelzceļa darbos. Tā rezultātā visstraujākais pilsētnieku pieaugums notika 19. gs. otrajā pusē. Jau 19. gs. beigās pilsētas iedzīvotāju skaits pārsniedza 70 000 cilvēku (Barkovska un Šteimans, 2005). Pirms Pirmā pasaules kara Daugavpils sasniedza visaugstāko infrastruktūras attīstības punktu, piemēram, laika posmā no 1904. gada līdz 1914. gadam pilsētā tika uzcelts vairāk par 1 000 dzīvojamo ēku (Barkovska un Šteimans, 2005; Якyб, 1998).

2. periods – ēkas, kas nodotas ekspluatācijā no 1914.-1939.gadam. Pirmā pasaules kara laikā Daugavpils pilsēta piedzīvoja lielus zaudējumus - pilnībā tika iznīcinātas 660 dzīvojamās ēkas. Arī iedzīvotāju skaits pilsētā būtiski samazinājās un pieauga ļoti lēnām. Laika periodā starp abiem pasaules kariem, pilsētas attīrība notika gausi (Якyб, 1998).
3. periods – ēkas, kas nodotas ekspluatācijā no 1940-1959.gadam. Vislielāko postu savā pastāvēšanas laikā Daugavpils piedzīvoja Otrā pasaules kara laikā - tika iznīcināti 75% pilsētas dzīvojamā fonda (Якyб, 1998). Beidzoties Otrajam pasaules karam, Daugavpils pamazām sāka atgūt savu iepriekšējo izskatu. Jau 1946. gadā tika uzsākta pirmās tramvaja līnijas būvniecība (Barkovska un Šteimans, 2005). 1950. gadā tika apstiprināts ģenerālais Daugavpils būvniecības plāns, kura ietvaros pilsētai pievienoja vairākus zemes gabalus un pilsētas centrā sāka būvēt jaunu mikrorajonu (Якyб, 1998).
4. periods – ēkas, kas nodotas ekspluatācijā no 1960-1990.gadam. Šajā periodā Daugavpils attīstību būtiski ietekmēja sociālistiskā industrializācija, kura sevišķi kļuva izteikta 50.-60.gadu mijā, piemēram, 1959.gada oktobrī tika uzsākta viena no Latvijā lielākajiem ķīmiskās rūpniecības uzņēmumiem – Daugavpils ķīmisko šķiedru rūpnīcas, celtniecība (Якyб, 1998). Industrializācija radīja masveidīgu darbaspēka migrāciju – gan no Latgales laukiem un mazpilsētām, gan no citām padomju republikām, īpaši Krievijas, Baltkrievijas un Ukrainas. Viens no visstraujākajiem iedzīvotāju skaita pieaugumiem Latgalē bija vērojams tieši Daugavpilī. Tā rezultātā pilsētā izvērsās intensīva daudzstāvu dzīvojamo namu celtniecība, pilsētas nomalēs veidojot jaunus mikrorajonus, piemēram, Ķīmiķu ciemats, Čerepova, Ruģeļi un Pirmā Maija mikrorajons (mūsdienās – Jaunā Forštate) (Matisovs, 2010).
5. periods – ēkas, kas nodotas ekspluatācijā no 1990-2011.gadam. Šis periods raksturojas ar tādiem vēsturiskiem notikumiem kā PSRS sabrukums un Latvijas Republikas neatkarības iegūšana. Perioda sākums kā Latvijā, tā Daugavpilī raksturojas ar ekonomisko krīzi. Pārorientējoties no plānveida uz tirgus ekonomiku, valsts pamazām attīstījās. Neofītu ienākšanai šis periods bija ļoti veiksmīgs, jo, ienākot Latvijā citu valstu stādu un sēklu tirgotājiem, pašiem iedzīvotājiem ceļojot, daudzi dekoratīvie augi tika ievesti privātpašumu un sabiedrisko teritoriju apzaļumošanai.

Apbūves vecuma datu bāzes izveidei izmantota datorprogrammas Microsoft Excel. Šīs programmas kā nepieciešamās platformas izvēli noteica tas, ka *.xls formāta elektroniskās tabulas ir iespējams integrēt ĢIS vidē ar rīka *Joins and Relates* palīdzību. Atbilstoši augstāk minētajam dalījumam, apbūves objektiem tika piešķirtas skaitliskās vērtības 1 (attiecīgi 1. periods), 2 (attiecīgi 2. periods), 3 (attiecīgi 3. periods), 4 (attiecīgi 4. periods) un 5 (attiecīgi 5. periods). Pēc tam ģeneralizācijas gaitā, apbūves vecumu raksturojošā skaitliskā informācija manuāli tika ievadīta 500 × 500 m tīklojuma kvadrātu ĢIS datu bāzē kā viens no atribūtiem. Proti, katram kvadrātam, atbilstoši tajā

esošo ēku dominējošajam (>50%) apbūves vecumam, tika piešķirta viena no piecām augstāk minētajām vērtībām.

Lai noskaidrotu neofītu grupu atšķirības starp apbūves vecuma grupām, tika izmantoti tādi datu salīdzināšanas neparametriskie analīzes testi kā Kruskala-Vollisa (*Kruskal Wallis*) un Manna-Vitnija (*Mann-Whitney*) U-kritērija (Quinn and Keough, 2002) testi.

2.4.4. Neofītu invazivitātes līmeņa noteikšana

Lai noteiktu to neofītu invazivitātes līmeni, kuri ieviesušies jau pēc pirmās Daugavpilī veiktās floras inventarizācijas, tika izmantota P. Pišeka u. c. (2004b) izstrādātā klasifikācija. Respektīvi, nejauši dārzeņi, naturalizējušies augi, invazīvie augi, invazīvie agresori (angl. *transformer*) un nezāles. Šajā gadījumā augu sugu piederība kādai no šīm grupām parāda sugu invazivitātes līmeni.

Promocijas darbā izklāstītajā pētījumā analizētie neofīti atbilda tikai divām no augstāk nosauktajām grupām:

- Naturalizējušies augi - svešzemju sugas, kas spēj izdzīvot un vairoties vismaz 10 gadus bez cilvēka palīdzības;
- Invazīvie augi - naturalizējušos sugu apakšgrupa, kas izplatītās lielā skaitā un plašā teritorijā (tās, kas vairojas ģeneratīvi - izplatība >100 metrus <kā 50 gadus; tās, kas vairojas veģetatīvi- izplatība >6 metri 3 gadu laikā).

3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

3.1. Daugavpils pilsētas bioindikācijas rezultāti

3.1.1. Lihenoindikācija

Darba izstrādes gaitā tika apsekota visa pilsētas teritorija. Rezultātu analīzei tika izmantoti 82 kvadrāti, t.i., 22 kvadrāti, kuros ir analizētas priedes, un 60 kvadrāti, kuros analizētas liepas. Pētījuma gaitā konstatētas 24 epifīto ķērpju sugas (3.1. tab.).

3.1. tabula Epifīto ķērpju sugu analīze uz *Pinus sylvestris* un *Tilia cordata* stumbra
Indikatoru sugu grupa (pēc A.Piterāna, 2007): P-piesārņotas vides ķērpji, Mp-mērena piesārņojuma ķērpji, Mz- maznozīmīga piesārņojuma ķērpji, N- nav minēta Latvijas indikatoru sarakstā; *P.s.*- *Pinus sylvestris*, *T.c.*- *Tilia cordata*; *Ļd* – ļoti dominanta (eudominant), *D* – dominanta (dominant), *Sd* – subdominanta (subdominant), *R*-reta (recedent), *Ļr*- ļoti reta (subrecedent) suga

Table 3.1. Analysis of epiphytic lichen species on the stock of *Pinus sylvestris* and *Tilia cordata*

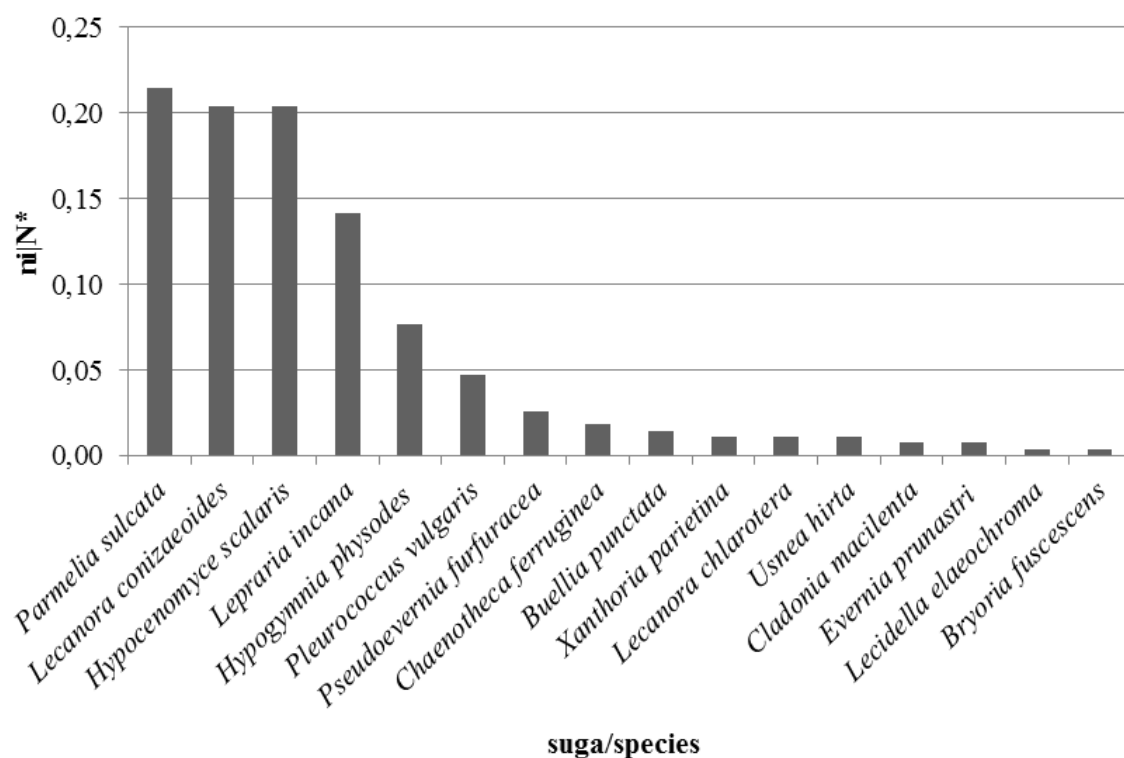
Group of indicator species (according to A.Piterāns, 2007): P-lichens from polluted environment, Mp-lichens from moderate pollution, Mz- lichens from insignificant pollution, N- not mentioned in the Latvian list of indicator species; *P.s.*- *Pinus sylvestris*, *T.c.*- *Tilia cordata*; *Ļd* – eudominant, *D* – dominant, *Sd* – subdominant, *R*- recedent, *Ļr*- subrecedent species

Suga Species	Indikator- suga Indicator species	<i>P.s.</i>	<i>T.c.</i>	<i>P.s.</i>	<i>T.c.</i>
		Sugu sastopamības biežums (%) Frequency of species occurrence (%)		Tišlera dominances skala Tischler's dominance scale	
<i>Buellia punctata</i> (Hoffm.)A.Massal.	P	4	3	R	R
<i>Cladonia macilenta</i> Hoffm.	P	2	0	Ļr	-
<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. Ex Crombie	P	54	51	Ļd	Ļd
<i>Lecanora dispersa</i> (Pers.) Sommerf.	P	0	2	-	Ļr
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach.	P	38	25	D	D
<i>Pleurococcus vulgaris</i> Menegh.	P	13	11	Sb	Sb
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th Fr.	P	3	75	R	Ļd
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	Mp	2	6	Ļr	Sb
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	Mp	20	18	D	D
<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl.	Mp	3	9	R	Sb
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) M. Choisy	Mp	1	0	Ļr	-
<i>Melanelia glabratula</i> (Lamy) Essl.	Mp	0	11,5	-	Sb
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	Mp	57	68	Ļd	Ļd
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) H. Olivier	Mp	0	4	-	R
<i>Platismatia glauca</i> (L.) W. L. Culb. & C. F. Culb	Mp	0	0,3	-	Ļr
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	Mp	0	0,3	-	Ļr
<i>Bryoria fuscescens</i>	Mz	1	0,7	Ļr	Ļr
<i>Physcia aipolia</i>	Mz	0	1,5	-	Ļr
<i>Physconia enteroxantha</i>	Mz	0	1,4	-	Ļr
<i>Pseudovernia furfuracea</i> (L)Zopf .	Mz	7	0,7	Sb	Ļr
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	N	5	1,7	R	R
<i>Hypocnomyce scalaris</i>	N	54	4	Ļd	Sb
<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulfen) Nyl.	N	0	5	-	R
<i>Usnea hirta</i>	N	3	0	R	-

Gan priedes, gan liepas ķērpju sugu skaita ziņā Daugavpilī ir līdzīgas (3.1. tab.) - uz priedēm tika konstatētas 16 epifīto ķērpju sugas, savukārt uz liepām nedaudz vairāk - 21 suga. Kijevā veiktajā pētījumā (Dymytrova, 2009) uz liepu stumbriem ķērpju sugu bija daudz vairāk nekā uz citu sugu kokiem, savukārt Tallinā (Marmor and Randlane, 2007), tāpat kā Daugavpilī, uz abām koku sugām konstatēto ķērpju sugu skaits ir līdzīgs. Vidēji uz katras priedes ir 2,5, savukārt uz katras liepas ir 3,5 ķērpju sugas.

A. Mežaka u. c. (2008) konstatējusi, ka Latvijas vecos, dabiskos platlapju mežos šis rādītājs ir 4,65 uz katru liepu. Šī atšķirība viennozīmīgi pierāda urbānās vides negatīvo ietekmi uz ķērpju populāciju. Arī ASV veiktajā pētījumā (Opdyke et al., 2010) lauku teritorijās vidējais ķērpju sugu skaits uz viena koka ir pat vairāk nekā divas reizes lielāks nekā Daugavpilī.

Abas koku sugas pēc ķērpju sugu sastāva ir līdzīgas - Sorensena līdzības koeficients ir 0,70 un Renkonena procentuālais līdzības indekss - 63%. Vislielāko sugu līdzību veido *Parmelia sulcata* Taylor un *Lecanora conizaeoides* Nyl. Ex Crombie. To pierāda arī Tišlera dominances skala (3.1. tab., 3.1. att., 3.2. att.) - abas minētās ķērpju sugas gan priedei, gan liepai atbilst ļoti dominantu sugu klasei.



3.1. attēls. Epifīto ķērpju sugu dominances līkne skala uz *Pinus sylvestris* stumbra

*ni- sugas attiecība pret kopējo īpatņu skaitu, N - kopējais īpatņu skaits

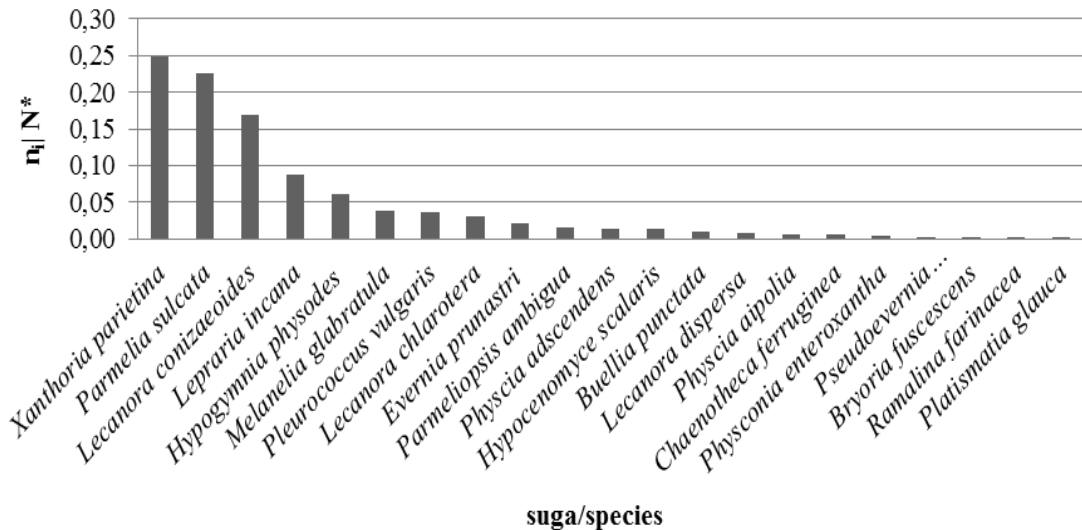
Figure 3.1. Dominance curve of epiphytic lichen species on *Pinus sylvestris* trunk

*ni- species ratio towards the total number of specimens, N – total number of specimens

Kopumā uz priedes stumbra kā ļoti dominantas tika konstatētas trīs sugas (3.1. tab), kas ir 18,8% no kopējā ķērpju sugu skaita – *Parmelia sulcata*, *Lecanora conizaeoides* un *Hypocenomyce scalaris*. Šīm sugām sastopamības biežuma ziņā Daugavpils gadījumā ir izteikts pārsvars pār pārējām konstatētajām epifīto ķērpju sugām (3.1. att.). Līdzīgā pētījumā Tallinā (Marmor and Randlane, 2007) uz priedēm kā dominējošās tika konstatētas pavisam citas ķērpju sugas un ar daudz izteiktāku dominanci (*Hypogymnia physodes* - 94%, *Lepraria spp.* - 73%). Tomēr gan vienā, gan

otrā pilsētā dominējošās sugas ir gan piesārņotas, gan mēreni piesārņotas vides indikatori (3.1. tab.).

Kā dominantas sugas Daugavpilī uz priedēm ir konstatētas divas jeb 12,5%, arī subdominantas - divas. Savukārt lielāku sugu skaita īpatsvaru veido retās (5 sugas jeb 31%) un ļoti retās (4 sugas jeb 25%) sugas. Uz priedēm tika konstatētas trīs ķērpju sugas, kuras netika atrastas uz liepām (3.1. tab.) - *Cladonia macilenta*, *Lecidella elaeochroma*, kā arī *Usnea hirta*.



3.2. attēls. Epifīto ķērpju sugu dominances līkne uz *Tilia cordata* stumbra

ni- sugas attiecība pret kopējo īpatņu skaitu, N - kopējais īpatņu skaits

Figure 3.2. Dominance curve of epiphytic lichen species on *Tilia cordata* trunk

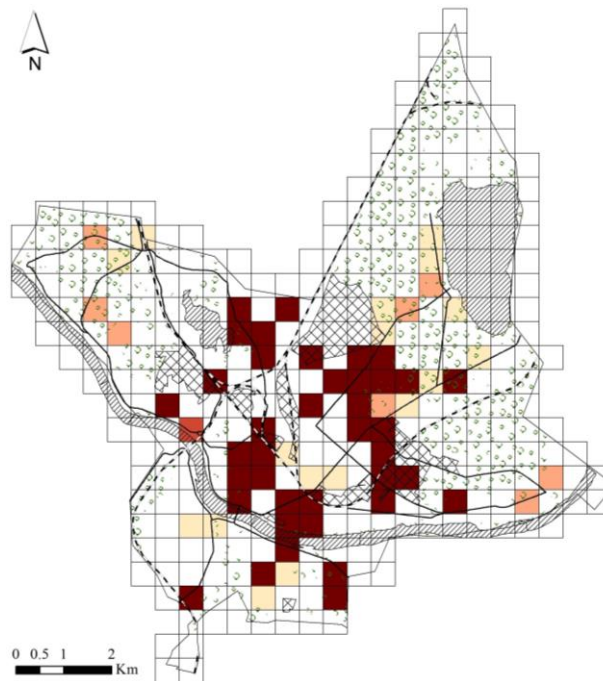
*ni- species ratio towards the total number of specimens, N – total number of specimens

Arī liepu gadījumā kā ļoti dominantas tika konstatētas trīs sugas (3.1. tab.), kas ir 14,3% no kopējā ķērpju sugu skaita - *Xanthoria parietina*, *Parmelia sulcata* un *Lecanora conizaeoides*. Tātad atšķirībā no priedēm ļoti dominanto sugu īpatsvars nav tik izteikts (3.1. att., 3.2. att.). L. Dimitrovas (2009) Kijevā veiktajā pētījumā *L. conizaeoides* tika konstatēta salīdzinoši reti, *Parmelia sulcata* - bieži sastopama suga., *Xanthoria parietina* – trešā biežāk sastopamā suga. Salīdzinot Daugavpils datus ar Tallinā iegūtajiem (Marmor and Randlane, 2007), dominējošās ķērpju sugas uz liepām atšķiras. Vienīgā suga, kas abās pilsētās veido dominanci, ir *Parmelia sulcata*, kura liecina par mērenu piesārņojumu. Tāpat kā priedēm, arī liepām Daugavpilī ļoti dominējošās ķērpju sugas ir gan piesārņotas, gan mēreni piesārņotas vides indikatori (3.1. tab.).

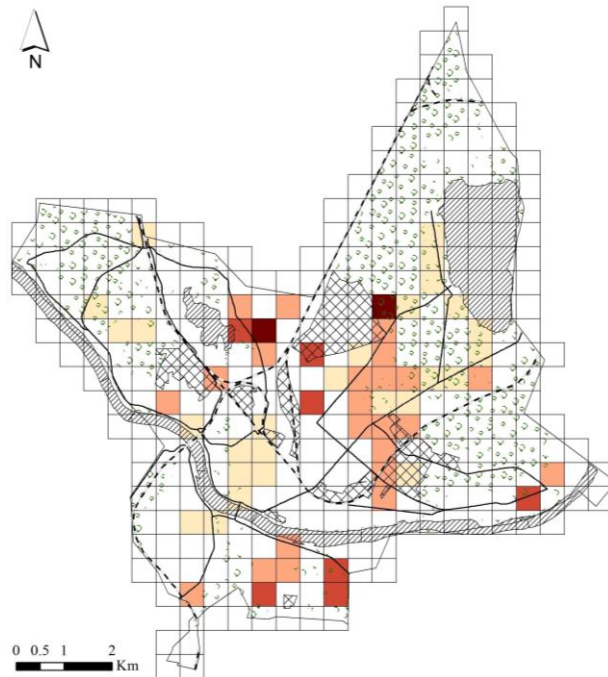
Interesanti, ka gan priedēm, gan liepām ir pilnīgi vienādas dominantās sugas un šo sugu skaits- *Lepraria incana* (piesārņotas vides ķērpis) un *Hypogymnia physodes* (mērena piesārņojuma ķērpis). Liepām sugu skaita lielāko īpatsvaru veido ļoti retās sugas (7 sugas jeb 33,3%). Uz liepām tika konstatētas astoņas ķērpju sugas, kuras netika atrastas uz priedēm (3.1. tab.). Šenona sugu daudzveidības indekss (priedēm $H' = 2,08$, liepām $H' = 2,19$) un Simpsona daudzveidības indekss (priedēm $1-D = 0,84$, liepām $1-D = 0,84$) liecina, ka abas koku sugas ir līdzīgas sugu daudzveidības ziņā. Šajā gadījumā sugu daudzveidību nodrošina retu un ļoti retu sugu salīdzinoši lielais īpatsvars (3.1. tab.). Taču ir pierādīts, ka ķērpju sugu sastāvs ir saistīts ar konkrētas koku sugas mizas virsmas, ķīmiskā sastāva un koka morfoloģiskajām īpatnībām (Falla et al., 2000; Marmor and Randlane, 2007; Mežaka et al., 2008; Dymytrova, 2009; Mulligan, 2009;

Spier et al., 2010). Tāpēc, pastāv iespēja - ja Daugavpils gadījumā apsekoto koku skaits (priedes - 103 koki, liepas - 288) un novietojums pret potenciālajiem piesārņojuma avotiem abām sugām būtu līdzīgāks, iegūtie rezultāti atšķirtos.

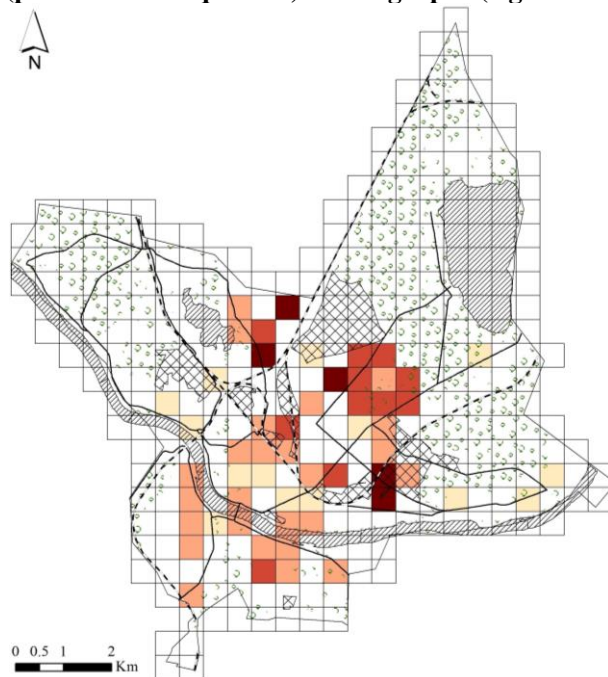
Atsevišķi izvērtējot ļoti dominanto sugu sastopamības biežuma telpisko izvietojumu Daugavpilī (3.3., 3.4., 3.5. att.), var secināt, ka lielākoties tās sastopamas pilsētas centrālajā daļā. Igaņu pētnieks J. Martins (1982) ķērpjus klasificē trīs lielās grupās- hemerofobi, hemeradiofori un hemerofili. Saskaņā ar minēto klasifikāciju *Parmelia sulcata* attiecināma uz hemerofīlu apakšgrupu, kuri stipri mainītā vidē sastopami reti. *Lecanora conizaeoides* un *Xanthoria parietina* J. Martins (1982) iekļauj tādu hemerofīlu apakšgrupā, kurā ir tipiski stipri pārveidotas vides pārstāvji. Arī daudzu citu pētnieku (Fрати et al., 2006; Marmor and Randlane, 2007; Dymytrova, 2009; Vicol, 2010) rezultātos *Xanthoria parietina* tiek uzrādīta kā viena no tipiskākajām un biežāk sastopamajām urbānas vides sugām. Ņemot vērā iepriekšminēto, ļoti dominanto sugu telpiskā izvietojuma vizualizācija liecina, ka Daugavpils vides kvalitāte kopumā vairāk atbilst mēreni piesārņotai videi. To var secināt pēc *Parmelia sulcata* (3.3. att.) kā mēreni piesārņotas vides ķērpja biežās sastopamības visā pilsētā un *Lecanora conizaeoides* (3.4. att.) un *Xanthoria parietina* (3.5. att.) kā izteiktu piesārņotas vides indikatoru krietni mazākās sastopamības Daugavpilī.



3.3. attēls. *Parmelia sulcata* Taylor vidējā sastopamības biežuma (uz vienu koku kvadrātā) klašu telpiskā izplatība Daugavpilī (apzīm. skat. 3.5. attēlā)
 Figure 3.3. *Parmelia sulcata* Taylor spatial distribution of mean occurrence frequency (per one tree in quadrat) in Daugavpils (legend see in figure 3.5.)



3.4. attēls. *Lecanora conizaeoides* Nyl. Ex Crombie vidējā sastopamības biežuma (uz vienu koku kvadrātā) klašu telpiskā izplatība Daugavpilī (apzīm. skat. 3.5. attēlā)
 Figure 3.4. *Lecanora conizaeoides* Nyl. Ex Crombie spatial distribution of mean occurrence frequency (per one tree in quadrat) in Daugavpils (legend see figure 3.5.)



Apzīmējumi:
 Legend:

	1		2		3		4		5		6
	7		8		9		10		11		

3.5. attēls. *Xanthoria parietina* (L.) Th Fr. vidējā sastopamības biežuma (uz vienu koku kvadrātā) klašu telpiskā izplatība Daugavpilī

1- pilsētas robeža, 2- nav datu, 3- galvenie ceļi, 4- dzelzceļi, 5- rūpnieciskās zonas, 6- meži, 7- ūdens objekti, Sastopamības biežuma klases: 8 - 1.klase, 9 - 2.klase, 10 - 3.klase, 11 - 4.klase

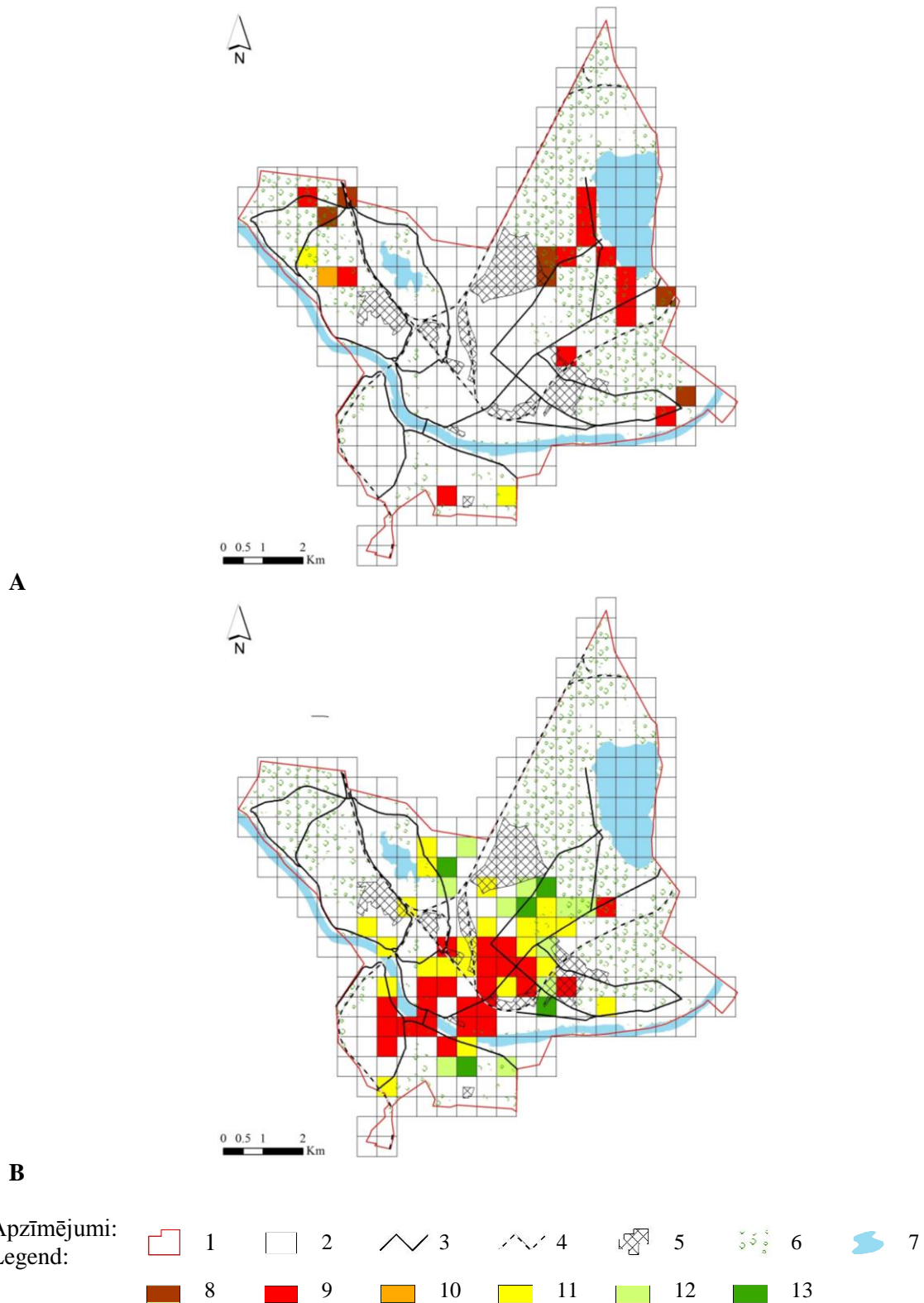
Figure 3.5. *Xanthoria parietina* (L.) Th Fr. spatial distribution of mean occurrence frequency (per one tree in quadrat) in Daugavpils

1- city border, 2- no data, 3- main roads, 4- railways, 5- industrial areas, 6- forests, 7- water objects, Occurrence frequency: 8 - 1st class, 9 - 2nd class, 10 - 3rd class, 11 - 4th class

Turklāt no visām pilsētā uz priedēm un liepām konstatētajām epifīto ķērpju sugām (3.1. tab.) piesārņotas vides ķērpji veido 29% no kopējā sugu skaita, mēreni piesārņotas vides sugas - 37,5%, un maz piesārņotas vides sugas - 17%. Tīras vides ķērpji netika konstatēti. Par 16,5% konstatēto epifīto ķērpju sugu nav datu, cik piesārņotu vidi tie indicē. Urbānā vidē ķērpju skaitu, sastāvu un projektīvo segumu svarīgākais ietekmējošais faktors ir gaisa piesārņojums (Pinho et al., 2004). PSRS sabrukšanas rezultātā Daugavpilī savu darbību pārtrauca daudzi lieli ražošanas uzņēmumi; 1999.gadā Daugavpilī tika veikta Siltumcentrāles 1 un Siltumcentrāles 2 gazifikācija, kas ļāva atteikties no mazuta, kā rezultātā no tām atmosfērā vairs nenotiek sēra dioksīda (SO₂), vanādija pentoksīda un cieto daļiņu emisija, samazinājās CO un CO₂ emisija (Daugavpils vides pārskats, 2013); ar 2000.gadu Latvijā aizliegts realizēt svinu saturošu benzīnu (MK Noteikumi par benzīna..., 2000); sākot ar 2008.gadu autotransporta līdzekļu skaits Daugavpilī (Transporta līdzekļu skaits..., 2013) ir samazinājies, ko veicināja gan ekonomiskā krīze valstī, gan arī iedzīvotāju skaita sarukums pilsētā pēdējos 20 gadus (Pastāvīgo iedzīvotāju skaits ..., 2014), un citi apzināti un neapzināti notikumi un rīcība ir mazinājuši gaisa piesārņojumu Daugavpilī. Diemžēl šāda veida pētījums par visu pilsētas teritoriju tiek veikts pirmo reizi, tāpēc nav vēsturisko datu, ar kuriem varētu salīdzināt iegūtos rezultātus un novērtēt vides kvalitātes izmaiņas dinamiku.

Lai gan iepriekšaprakstītie rezultāti liecina, ka Daugavpilī gan uz priežu, gan liepu mizas ķērpju sugu daudzveidība un dominējošās sugas ir līdzīgas, ĶDV rezultāti abām koku sugām atšķiras. ĶDV priedēm atbilst ļoti zemai, zemai, zemai līdz vidējai un vidējai klasēm, savukārt liepām – zemai, vidējai, vidēji augstai un augstai klasei (3.6. att.).

ĶDV vides kvalitātes noteikšanai ir izmantojuši daudzi pētnieki (Pinho et al., 2004; Mulligan, 2009; Opdyke et al., 2010; Llop et al., 2012). Salīdzinot šī pētījuma rezultātus ar citu autoru datiem, jāsecina, ka kopumā Daugavpils gaisa kvalitāte ir laba, jo, piemēram, Pitsburgā (ASV) (Opdyke et al., 2010) iegūtās vidējās ĶDV gan pilsētas teritorijā (11,3), gan ārpus tās (20,8) ir pat trīs reizes zemākas nekā Daugavpilī (priedēm - 26, liepām - 36,6). Arī daļēji dabiskos Knoksinkas Mežos (*Knocksink Wood*, Īrijā) iegūtais vidējais ĶDV (25,4) (Mulligan, 2009) ir zemāks nekā Daugavpilī kā urbānā vidē konstatētie rādītāji. *Hypogymnia physodes*, kas Daugavpilī uz abām koku sugām ir dominējošais ķērpis, ne Pitsburgā, ne tās lauku teritorijā vispār nav konstatēts, savukārt *Parmelia sulcata*, kas Daugavpilī gan uz priedēm, gan uz liepām ir ļoti dominējoša un liecina par mērena piesārņojuma vidi, Pitsburgā regulāri atrodama lauku teritorijā, bet pilsētā - tikai atsevišķās vietās (Opdyke et al., 2010).



3.6. attēls. ĶDV klašu telpiskā izplatība Daugavpilī uz priežu (A) un liepu (B)

1- pilsētas robeža, 2- nav datu, 3- galvenie ceļi, 4- dzelzceļi, 5- rūpnieciskās zonas, 6- meži, 7- ūdens objekti, ĶDV klases: 8 – ļoti zema, 9 – zema, 10 – zema līdz vidēja, 11 – vidēja, 12 – vidēji augsta, 13 - augsta

Figure 3.6. Spatial distribution of LDV in Daugavpils on pine (A) and linden (B) trunks

1- city border, 2- no data, 3- main roads, 4- railways, 5- industrial areas, 6- forests, 7- water objects, LDV classes: 8 - very low, 9 – low, 10 – low till medium, 11 – medium, 12 - medium high, 13 - high

Kopumā priedes uzrāda zemas ķērpju daudzveidības vērtības. Vidējā klase priedēm konstatēta divos kvadrātos pilsētas dienvidaustrumos un ziemeļrietumos. Ļoti zema klase priedēm konstatēta Daugavpils ziemeļrietumos (3.6.A att.) un pilsētas austrumu daļā, kur daudzi blakus esošie kvadrāti uzrāda zemu ĶDV klasi, veidojot vienlaidus teritorijas ar vienādu vai līdzīgu zemu ķērpju daudzveidību. Iegūtie liepu rezultāti liecina, ka augstākas ĶDV klases konstatētas centrālās daļas ziemeļos un austrumos, kā arī pilsētas dienvidu daļā, savukārt zemāka ķērpju daudzveidība konstatēta pilsētas centrā. Gan augstākās, gan zemākās klases veido telpiskas grupas (3.6.B att.).

Lai gan Latvijā gaisa kvalitātes noteikšanai lihenoindikācija ir izmantota vairākās pilsētās, piemēram, pētījumos, kas veikti Rīgā (Bērziņa, 1986; Bogomazova, 2010), Jelgavā (Straupe un Piterāns, 1995; Liepiņa, 2006), Alūksnē (Skaliņa, 2010), Rēzeknē (Semjonova, 2012), tomēr tajos izmantotās atšķirīgās metodikas un rezultātu izklāsta nepilnības neļauj promocijas darbā iegūtos datus salīdzināt ar minēto pētījumu rezultātiem.

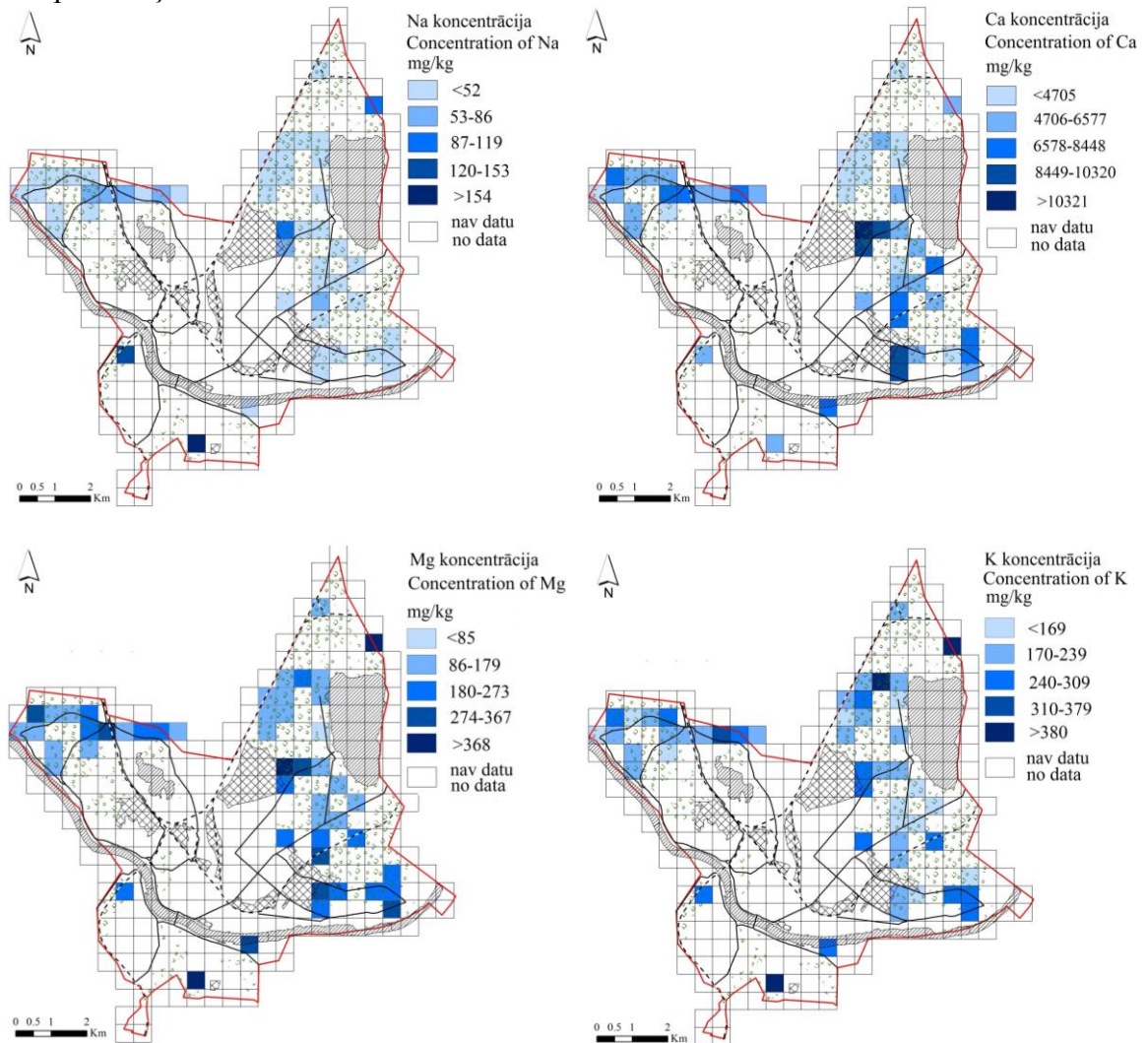
3.1.2. Ķīmisko elementu koncentrācija priežu mizās

Gaisa kvalitātes novērtēšanai Daugavpilī 50 paraugvietās tika ievākti priežu mizu paraugi, kuros noteiktas 11 ķīmisko elementu koncentrācijas (skat. 2. pielik.).

Ķīmisko analīžu rezultāti liecina, ka augstākās nātrija koncentrācijas mizu sastāvā raksturīgas priedēm, kas aug Daugavas kreisajā krastā izvietotajās paraugvietās (46. un 48. paraugvietā). Īpaši pilsētas mērogā izceļas 48.paraugvieta Grīvas kapsētas teritorijā ($186,23 \pm 4,27$ mg/kg). Nedaudz zemāka Na koncentrācija ($133,4 \pm 4,27$ mg/kg) konstatēta 46.paraugvietā (3.7. att.). Paaugstināto nātrija saturu mizās šajās vietās var skaidrot ar faktu, ka priedes atrodas tikai 3m attālumā no vidējas intensitātes autoceļa. Tādēļ paaugstināta Na uzkrāšanās priežu mizā visticamāk saistīta ar nātriju saturošu sāls maisījumu lietošanu ziemas laikā. Izvērtējot paraugošanas vietu attālumu līdz ceļiem, kuru uzturēšanai ziemā tiek izmantots sāls maisījums, var secināt, ka kokiem no attālinātām paraugvietām nātrija saturs ir viszemākais. Pētījuma rezultāti liecina, ka zemākās Na koncentrācijas konstatētas vietās, kas atrodas mežu masīvos, kā arī tālāk no noslogotiem autoceļiem un blīvi apdzīvotām teritorijām. Ievākto priežu mizu paraugos augstākā nātrija koncentrācija bija 9,9 reizes lielāka nekā zemākā (3.2. tab.), kas norāda uz lielu nātrija satura datu amplitūdu. Kopumā vidējais nātrija daudzums Daugavpils pilsētas priežu mizās (3.2. tab) bija 1,9 reizes zemāks gan kā Latvijas fona līmeņa (Melece et al., 2011), gan kā Rīgas pilsētas priežu mizās konstatētais vidējais nātrija daudzums (Dombrovska, 2011). Arī minimālās un maksimālās šī elementa koncentrācijas priežu mizās Daugavpilī bija zemākas kā Engures ezera sateces baseinā un Rīgā konstatētās. Šīs atšķirības varētu būt skaidrojamas ar jūras ietekmi uz Engures ezera sateces baseinā un Rīgā pētītajām teritorijām (Laiviņš, 2008).

Augstākā **kalcija** koncentrācija ($12192,14 \pm 263,13$ mg/kg) priežu mizās Daugavpilī konstatēta 21.paraugvietā (3.7. att.), kas atrodas tiešā Ziemeļu rūpnieciskās zonas ietekmē. Par vienu klasi zemākas koncentrācijas konstatētas 12., 13., 42., 43. paraugvietās. Visas piecas paraugvietas atrodas rūpnieciskās ražosanas objektu tuvumā. Minētās paraugvietas faktiski ir vienīgās pilsētas teritorijā, no kurām uz DR un/vai R atrodas nozīmīgi ķīmiskās rūpniecības, metalurģijas un mašīnbūves uzņēmumi. Līdzīgi kā nātrija gadījumā, zemākās kalcija koncentrācijas konstatētas vietās (piemēram, 15.-20.paraugvietas), kas atrodas mežu masīvos (3.7. att.) un tālāk no noslogotiem autoceļiem un blīvi apdzīvotām teritorijām. Pētījumi Rīgā (Dombrovska, 2011), Jūrmalā (Nikodemus et al., 1993; Heniņa un Laiviņš, 1995) un Harjavalā (Saarela et al., 2005)

arī liecina par augstāku kalcija saturu priežu mizās rūpniecības objektu, kā arī intensīvu transporta ceļu tuvumā.



Apzīmējumi: 1 2 3 4 5 6
Legend:

3.7. attēls. Priežu mizās konstatēto Na, Ca, Mg, K koncentrāciju telpiskā izplatība Daugavpilī

1- pilsētas robeža, 2-galvenie ceļi, 3-dzelzceļi, 4-rūpnieciskās zonas, 5-meži, 6-ūdens objekti

Figure 3.7. Spatial distribution of Na, Ca, Mg, K concentration, detected in pine bark, in Daugavpils

1 - city border, 2- main roads, 3- railways, 4-industrial areas, 5- forests, 6- water objects

Arī **magnija** augstākā koncentrācija priežu mizās (3.7. att.) Daugavpilī konstatēta 21. paraugvietā ($556 \pm 14,97$ mg/kg), kas atrodas Ziemeļu rūpnieciskā zonas tuvumā. Līdzīga rūpniecisko objektu ietekme raksturīga arī Rīgā (Dombrovska, 2011). Šajā augstākajā koncentrāciju klasē (3.7. att) ietilpa arī 48. ($531 \pm 14,97$ mg/kg) paraugvieta kapsētas teritorijā un 49. paraugvieta ($481 \pm 14,97$ mg/kg) kurai kā nozīmīgāko ietekmējošo faktoru varētu minēt vasarnīcu rajonu, kas atrodas Daugavpilī valdošo vēju ietekmē. I. Melece u. c. (2011) uzskata, ka Engures gadījumā kalcija un magnija paaugstinātās koncentrācijas ir saistītas ar ceļu putekļiem. Arī Jūrmalā veiktie pētījumi (Nikodemus et al., 1993) liecināja, ka Mg paaugstinātās koncentrācijas saistāmas ar blakus esošiem dolomīta pārstrādes uzņēmumiem. Savukārt Daugavpils gadījumā neizdalās tās paraugvietas, kuras varētu ietekmēt ar autoceļiem vai to segumiem saistītie faktori.

3.2. tabula. Ķīmisko elementu koncentrācijas (mg/kg) un standartnovirze priežu mizā Daugavpilī, Rīgā (Dombrovska, 2011) un Engures ezera sateces baseinā (Melece et al., 2011)
Table 3.2. Concentrations (mg/kg) and standard deviation of chemical elements in pine bark in Daugavpils, Riga (Dombrovska, 2011) and drainage basin of Lake Engure (Melece et al., 2011)

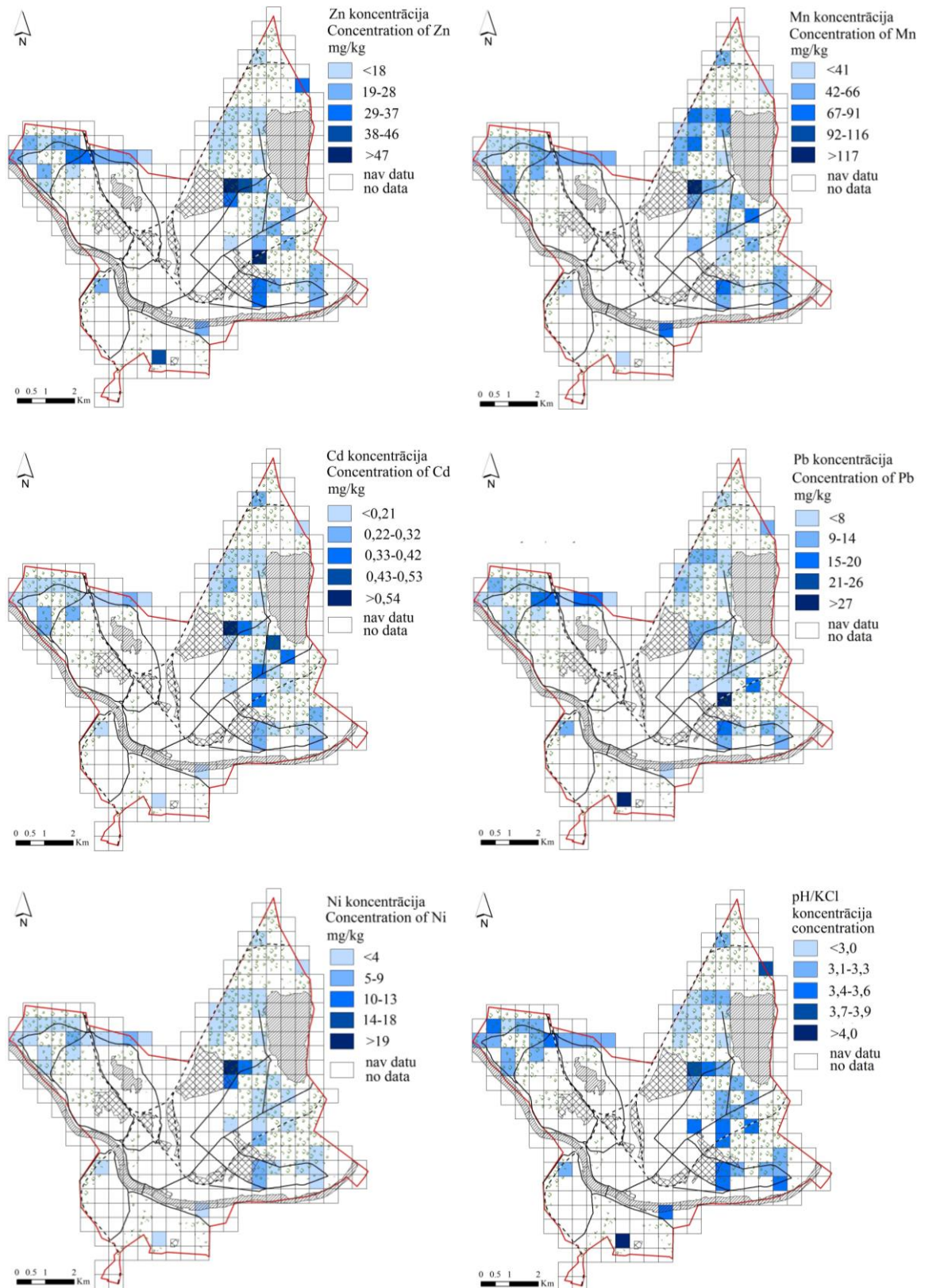
	Na	Mg	K	Ca	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Cd	Pb
Vidējās koncentrācijas											
Daugavpils	46,2	208,9	223,2	5975,6	363,2	47,9	4,84	22,42	3,42	0,20	9,06
Rīga	88,5	478,3	372,0	10358,0	757,9	40,3	13,90	57,30	2,00	0,47	10,0
Engures ez. sateces bas.	86,0	383,0	314,0	5287,0	184,0	31,0	3,70	20,30	0,43	0,27	7,50
Maksimālās koncentrācijas											
Daugavpils	186,23	555,7	448,64	12192,14	1156,43	136,72	19,09	56,49	23,23	0,64	33,36
Rīga	215,10	1528,5	527,40	19852,50	1666,30	79,20	42,60	126,30	5,00	0,90	22,70
Engures ez. sateces bas.	172,00	1724,0	430,00	12081,00	682,00	75,00	12,00	13,30	1,05	0,48	71,50
Minimālās koncentrācijas											
Daugavpils	18,71	85	99,91	2835,09	127,64	17,47	2,5	10,15	1,05	0,10	3,46
Rīga	39,10	124	245,80	3498,80	175,70	15,50	3,5	22,50	0,50	0,10	0,90
Engures ez. sateces bas.	35,00	106	216,00	2656,00	59,00	10,00	2,5	11,30	0,03	0,08	1,00
Standartnovirze											
Daugavpils	7,40	811,52	52,80	5747,86	356,17	50,98	2,07	38,27	0,5	0,05	15,52
Rīga	40,40	301,80	66,70	3816,00	415,30	14,30	8,40	28,30	1,1	0,21	5,18
Engures ez. sateces bas.	35,64	335,32	52,76	1817,01	112,16	12,85	1,63	4,26	0,2	0,11	12,10

Somijā veiktajā pētījumā (Saarela et al., 2005) iegūtie dati liecina, ka paaugstināta **kālija** koncentrācija saistāma ar rūpniecisku vidi. Daugavpilī iezīmējas pilnīgi cita situācija - kālija gadījumā izceļas 2 paraugvietas (3.9. att.), kuru tuvumā nav rūpniecisku objektu - 48. (kapsētas teritorijā) un 49. (ņemot vērā valdošo vēju ietekmi, iespējamais piesārņotājs- vasarnīcu rajons). Zemākās šī elementa koncentrācijas priežu mizās konstatētas teritorijās (3., 4., 5., 6., 7., 9., 18., 30., 34., 36., 39., 41.paraugvietas), kuras pašas vai to tuvumā atrodas lielāki vai mazāki meža masīvi (3.7. att.).

Kopumā nātrija, magnija un kālija vidējās, minimālās un maksimālās koncentrācijas priežu mizās Daugavpilī ir zemākas nekā Rīgā un Engurē konstatētās. Savukārt vidējais kalcija saturs Daugavpils pilsētas priežu mizās (3.2. tab.) ir nedaudz augstāks kā Latvijas fona līmeņa vidējais rādītājs (Melece et al., 2011), bet Rīgas pilsētas priežu mizās vidējais kalcija līmenis (Dombrovska, 2011) ir 1,7 reizes augstāks kā Daugavpilī. Kvartīļu dati (3.9. att.) liecina, ka visu četru minēto metālu koncentrācijas vairumā gadījumu iekļaujas otrajā un trešajā kvartilē. Līdzīgi rezultāti attiecībā uz Ca un K sadalījumu kvartilēs iegūti arī Engurē, (Melece et al., 2011). Priežu mizu ķīmisko analīžu rezultāti liecina, ka pastāv statistiski būtiska vidēji cieša pozitīva korelācija starp pētīto elementu koncentrācijām, t.i., Mg-Ca ($r = 0,64$) un K-Mg ($r = 0,538$) Minēto metālu koncentrāciju diapazons priežu mizās Daugavpilī ir salīdzinoši neliels – attiecība starp maksimālo un minimālo vērtību Mg gadījumā ir 6,5; Ca - 4,3 un K - 4,5. Vienīgi nātrijam šī amplitūda ir ievērojami lielāka un sasniedz 9,9 reizes.

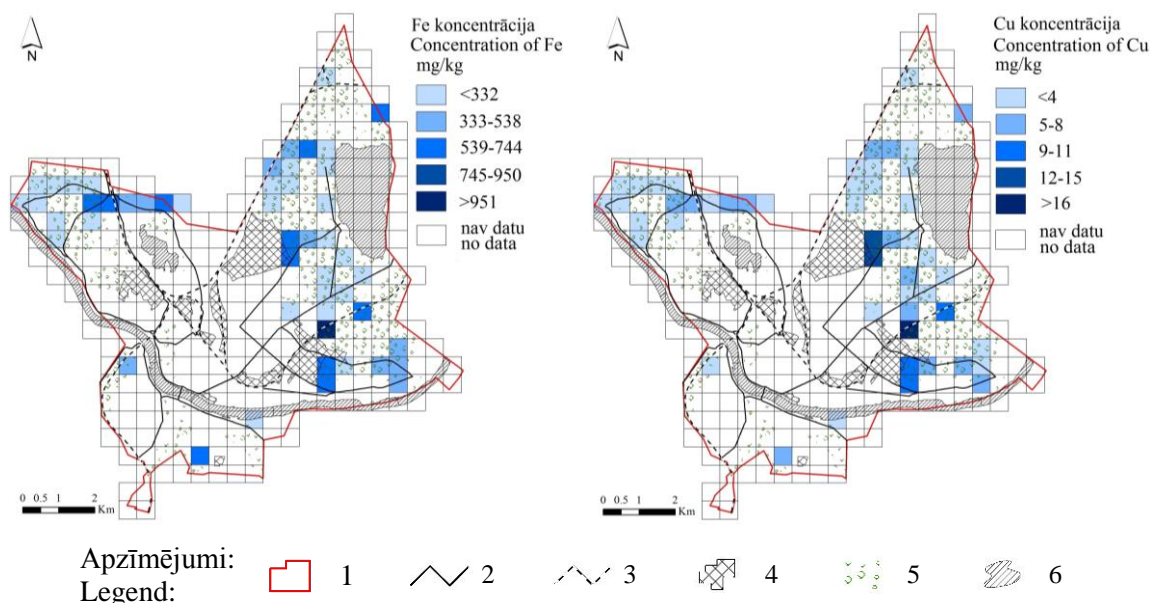
Dzelzs koncentrāciju frekvence priežu mizās Daugavpilī ir salīdzinoši nevienmērīga: visbiežāk ir konstatēta zemākās koncentrācijas klase (3.8. att.) un ir tikai viena paraugvieta, kurā Fe koncentrācija atbilst augstākajai klasei. Līdzīgs vērtību sadalījums atrasts arī Engures ezera sateces baseinā veiktajos pētījumos (Melece et al., 2011) – vairumā gadījumu vērtības, tāpat, kā Daugavpilī, iekļaujas 3.kvartilē, taču ir viena paraugvieta ar būtiski atšķirīgu Fe koncentrāciju. To apstiprina arī Fe koncentrāciju mizās amplitūda Daugavpilī - maksimālā vērtība 9,6 reizes pārsniedz minimālo. Daugavpils gadījumā īpaši izdalās viena - 44. paraugvieta (3.8. att., 3.9. att.), kuras paaugstināto dzelzs koncentrāciju varētu skaidrot ar divu faktoru ietekmi – dzelzceļu un metālapstrādes uzņēmumiem. Tā kā minētā paraugvieta ir izvietota netālu no dzelzceļa līnijas, kā Fe avots varētu kalpot sliežu dilšanas rezultātā radušies Fe saturoši putekļi. Līdzīgu faktu savā pētījumā konstatējusi arī A. Dombrovska (2011). Tā kā 44. paraugvieta nav vienīgā, kas atrodas dzelzceļa tuvumā, autore pieņem, ka otrs būtisks Fe avots šajā gadījumā ir metālapstrādes un metāla konstrukciju ražošanas uzņēmumi, kuri atrodas valdošo vēju ietekmē. Interesanti, ka paraugvietās, kuras atrodas tiešā dzelzceļa (45.paraugvieta) vai metālapstrādes uzņēmumu (42., 43.paraugvietas) tuvumā, Fe vērtības atbilst tikai trešajai koncentrāciju klasei (3.8. att.).

Vara satura priežu mizās sadalījumā izdalās vairākas paraugvietas ar netipiski augstām vērtībām (3.9. att.), t.i., 44., 13., 21., 43., 45., 42. Tāpat kā dzelzij, arī varam augstākās – 5. koncentrācijas klasē ietilpst tikai 44. paraugvieta ($19,09 \pm 0,46$ mg/kg). Visticamāk, arī augstās vara koncentrācijas cēloņi šajā paraugvietā ir tie paši, kas dzelzij. 4.koncentrāciju klasē (3.8. att.) ir divas paraugvietas - 13. ($14,22 \pm 0,46$ mg/kg), un 21($12,88 \pm 0,46$ mg/kg), kas būtu skaidrojams ar blakus esošo Ziemeļu rūpniecisko zonu, kas atrodas rietumos no šīm paraugvietām. Arī K.-E. Saarela u. c. (2005) savā pētījumā paaugstinātas vara koncentrācijas saista ar rūpniecības ietekmi. A. Dombrovska (2011) pētījumos kā viens no vara avotiem minēts tramvaja sliežu dilšana. Tā kā 13.paraugvieta Daugavpilī atrodas vistuvāk tramvaja sliedēm, arī šajā gadījumā paaugstinātas vara koncentrācijas skaidrojums ar transporta ietekmi ir pamatots.



3.8. attēls. Priežu mizās konstatēto Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni koncentrāciju un pH rādītāju telpiskā izplatība Daugavpilī (turpinājums nāk. lpp.)

Figure 3.8. Spatial distribution of Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni concentration and pH values detected in pine bark, in Daugavpils (continued in the next page)



Apzīmējumi:
Legend:

3.8. attēla turpinājums. Priežu mizās konstatēto Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni, koncentrāciju un pH rādītāju telpiskā izplatība Daugavpilī

1- pilsētas robeža, 2-galvenie ceļi, 3-dzelzceļi, 4-rūpnieciskās zonas, 5-meži, 6-ūdens objekti

Figure 3.8. continued. Spatial distribution of Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni concentration and pH values detected in pine bark, in Daugavpils

1 - city border, 2- main roads, 3- railways, 4-industrial areas, 5- forests, 6- water objects

Cinka maksimālā koncentrācija (3.8. att., 3.9. att.) priežu mizās konstatēta 21. paraugvietā ($56,5 \pm 1,44$ mg/kg). Tikai nedaudz zemāka koncentrācija ($55,1 \pm 1,44$ mg/kg) noteikta 44. paraugvietā, kurai raksturīgas arī vara un dzelzs saturs augstākās vērtības. Šāda kompleksa ietekme ir skaidrojama ar cinka izmantošanu dzelzs un tērauda izstrādājumu pārklāšanai, lai aizsargātu metālu izstrādājumus no korozijas (Rudzītis un Feldmanis, 1977). Atšķirībā no A. Dombrovskas (2011) iegūtajiem rezultātiem Rīgā, kā arī Teherānā veiktajiem pētījumiem (Kord and Kord, 2011), kas liecina, ka cinka līmenis priedes mizā samazinās līdz ar autosatiksmes intensitātes samazināšanos, Daugavpilī nav novērojama lielāka cinka koncentrācija priežu mizās gar intensīvas satiksmes autoceļiem.

Lielākā daļa **kadmija** koncentrāciju priežu mizās Daugavpilī ietilpst zemākajā koncentrācijas klasē (3.8. att.). Dati ir relatīvi plaši izkliedēti (3.9. att.). Lielākā daļa vērtību iekļaujas 3.kvartilē, savukārt ir ļoti maz vērtību, kas iekļaujas 1.kvartilē. Kadmija gadījumā izdalās trīs paraugvietas (21., 6., 7.) ar netipisku un ļoti netipisku koncentrāciju (3.9. att.). 21. paraugvieta ($0,64 \pm 0,02$ mg/kg) ir vienīgā, kura ietilpst augstākajā koncentrācijas klasē, tāpat 6. paraugvieta ($0,45 \pm 0,02$ mg/kg) ir vienīgā, kas ietilpst 4. koncentrācijas klasē. 3. koncentrācijas klasē iekļaujas 4., 7., 12., 44. paraugvietas. Visu trīs augstāko koncentrāciju klašu paraugvietas izvietojušās pilsētas austrumu daļā (3.8. att.). Kadmiju plaši izmanto kā piedevu metalurģijā, vairāku pigmentu iegūšanai, laku, emalju un keramikas ražošanā, kā stabilizatoru polimēros, akumulatoros un baterijās. Kadmiju saturošo izstrādājumu nolietojumā vai utilizēšanas (piemēram, sadedzinot) procesos, tas nokļūst apkārtējā vidē (Kļaviņš, 1996). Tāpēc 12., 21. un 44. paraugvietas paaugstināto kadmija koncentrāciju būtu jāsaista ar metālapstrādi un ķīmiskās rūpniecības uzņēmumu atrašanos blakus paraugvietām. Kā papildus faktoru varētu minēt autotransporta (21. un 12. paraugvieta) vai dzelzceļa transporta ietekmi (44. paraugvieta), jo kadmijijs ir atrodams dīzeļdegvielas sastāvā un nokļūst gaisā dīzeļdegvielai sadegot (Большаков, 1993). Tomēr literatūrā norādītie kadmija avoti neļauj viennozīmīgi izskaidrot šī elementa salīdzinoši paaugstinātās

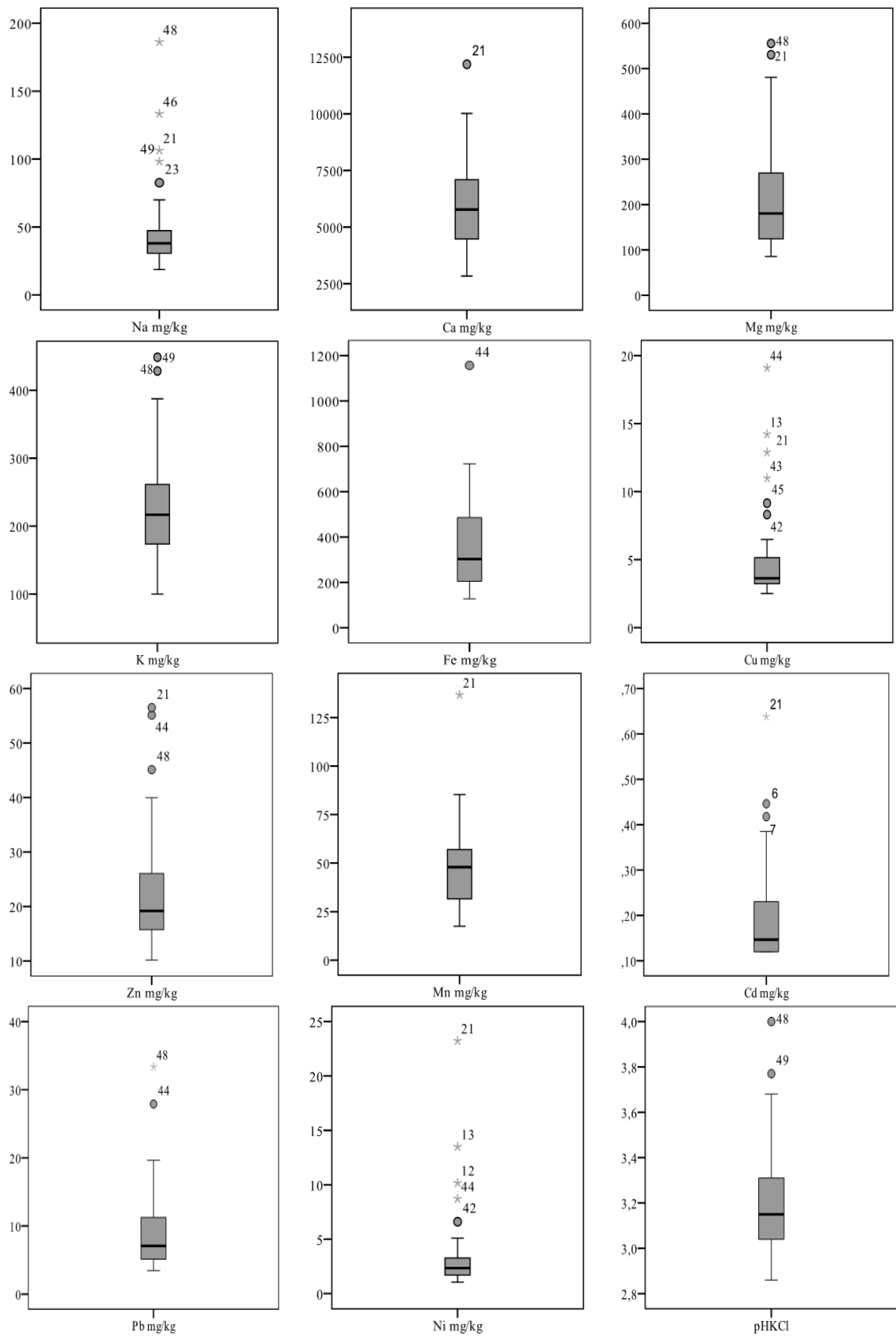
koncentrācijas 5., 6. un 7. paraugvietā. Arī tas, ka kadmija koncentrāciju korelācija ar pārējiem metāliem lielākoties ir vāja, liecina, ka nepieciešami papildus pētījumi paaugstināto kadmija koncentrāciju iemeslu noskaidrošanai.

Dati, kas raksturo **mangāna** satura pilsētā augošu priežu mizās ir samērā izlīdzināti (3.9. att.). Analogi kā dzelzs gadījumā, vērtību, kas atspoguļotu 4. lielāko koncentrācijas klasi, nav un ir tikai viena paraugvieta, kurā mangāna saturs mizās atbilst augstākajai klasei pilsētā - 21. paraugvieta ($137 \pm 3,04$ mg/kg). Tajā konstatētas arī augstākās cinka koncentrācijas (3.8. att.). Tā kā 21. paraugvieta atrodas Ziemeļu rūpnieciskās zonas tuvumā, Daugavpilij netipiski augstā Mn koncentrācija priežu mizās varētu būt saistīta ar rūpnieciskās ražošanas tiešo ietekmi. Tas nesakrīt ar A.Dombrovskas (2011) rezultātiem, kas liecina, ka Rīgā paaugstinātas Mn koncentrācijas ir saistītas ar autoceļu tuvumu un autosatiksmes intensitāti.

Svina satura ziņā izdalās divas paraugvietas (3.9. att.) ar Daugavpilij netipiski lielu vērtību, t.i., 48. ($33,36 \pm 0,83$ mg/kg) un 44. paraugvieta ($27,91 \pm 0,83$ mg/kg). 44. paraugvietā augstākās koncentrācijas priežu mizās konstatētas arī dzelzij, cinkam, varam. Jāatzīmē, ka korelācijas starp Pb-Fe ($r = 0,831$), Pb-Cu ($r = 0,728$), Pb-Zn ($r = 0,633$) ir statistiski ticamas, vidēji ciešas, pozitīvas. Tāpat kā kadmija gadījumā, lielākā daļa vērtību iekļaujas 3. kvartilē. Paraugvietu koncentrāciju frekvenču sadalījumā dominē zemākā koncentrācijas klase, savukārt nav vērtību, kas atbilstu 4. klasei (3.8. att.). Pētījumi pierāda, ka, tāpat kā Daugavpilī, arī Rīgas (Dombrovska, 2011) un Ventspils (Laiviņš, 2008) teritorijā, paaugstināta svina koncentrācija vidē pēdējā dekādē nav saistīta ar autoceļiem. Visticamāk, tas ir tāpēc, ka autotransports kā svina avots apkārtējā vidē Latvijā bija aktuāls līdz 2000.gadam. Saskaņā ar MK noteikumiem Nr.332. 2.punkta prasībām: „Latvijā aizliegts realizēt svinu saturošu benzīnu” (pieņemti Rīgā 2000.gada 26.septembrī).

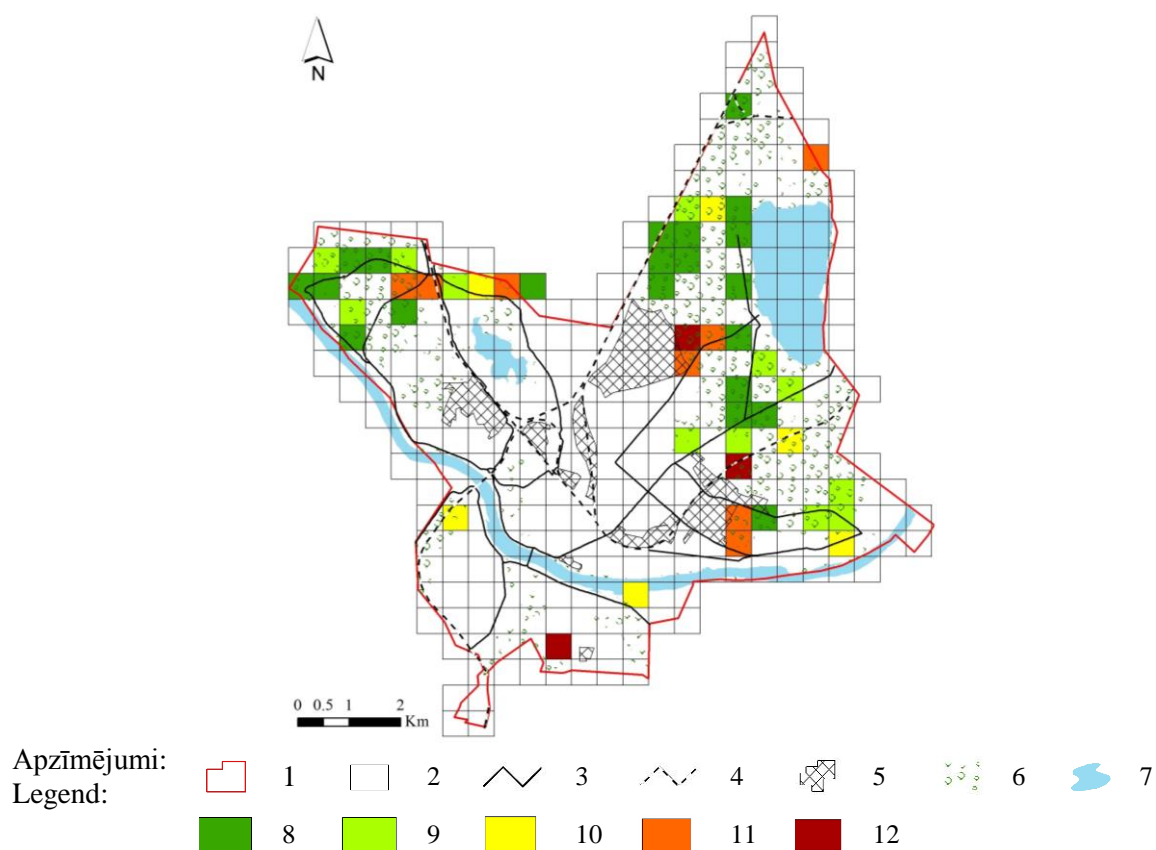
Niķeļa koncentrāciju frekvences izteikti dominē zemākajā koncentrāciju klasē (3.8. att.). Trijās augstākajās koncentrāciju klasēs ir tikai pa vienai paraugvietai katrā. Kvartīļu sadalījumā (3.9. att.) izceļas viena netipiska vērtība 21. paraugvietā ($23,23 \pm 0,52$ mg/kg). Tāpat netipiski augstas koncentrācijas priežu mizās konstatētas arī 12. ($10,17 \pm 0,52$) un 13. paraugvietā ($13,50 \pm 0,52$ mg/kg). Minētie punkti atrodas tuvu viens otram un skaidri norāda (3.8. att.) uz vienotu paaugstinātas koncentrācijas teritoriju. Kā niķeļa avots šajā gadījumā kalpo Ziemeļu rūpnieciskā zona, kas no rietumiem „pieguļ” 21. paraugvietai. Līdzīgus niķeļa telpiskā sadalījuma rezultātus ieguvusi arī A. Dombrovska (2011) Rīgas teritorijas priežu pētījumos. Arī Somijā veiktā pētījuma dati (Saarela et al., 2005) liecina, ka Fe, Ni, Cu, Zn un Pb koncentrācijas metalurģijas un metālapstrādes uzņēmumu tuvumā daudzas reizes pārsniedz minēto elementu daudzumu nepiesārņotā vai salīdzinoši nepiesārņotā vidē. Tā, piemēram, Harjavalā (nozīmīgs metalurģiskās rūpniecības centrs Somijā) Ni satura vidējais rādītājs sasniedzis 18 mg/kg.

Smago metālu grupā dzelzs, vara un cinka vidējās, maksimālās un minimālās koncentrācijas priežu mizās Daugavpilī pārsniedz Engurē konstatētās, taču ir zemākas nekā Rīgā (3.2. tab.). Kadmija satura vidējie rādītāji ir zemāki nekā Engurē un Rīgā konstatētie, savukārt maksimālās un minimālās koncentrācijas ir augstākas nekā Engurē, bet zemākas vai vienādas kā Rīgas priežu mizā. Svina vidējie rādītāji ir augstāki nekā Engurē, bet zemāki kā Rīgā, maksimālās koncentrācijas ir 2,1 reizi mazākas nekā Engurē, bet 1,5 reizes augstākas nekā Rīgā. Savukārt minimālie svina rādītāji Daugavpilī ir visaugstākie - 3,8 reizes augstāki nekā Rīgā. Niķelim un mangānam vidējās, maksimālās un minimālās koncentrācijas priežu mizā Daugavpilī ir augstākas gan par Engurē, gan Rīgā konstatētajām. Salīdzinot ar Latvijas fona datiem, Daugavpilī niķeļa koncentrāciju vidējā vērtība ir 7,9 reizes, bet maksimālā - pat 22 reizes augstāka. Mangāna koncentrācijās lielākā atšķirība vērojama tā maksimālajās koncentrācijās - 1,8 reizes augstāka nekā Latvijas fona līmenis.



3.9. attēls Na, Ca, Mg, K, Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni un pH vērtību empīriskais sadalījums kvartilēs priežu mizām Daugavpilī
Figure 3.9. Empiric distribution of Na, Ca, Mg, K, Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni and pH values in quartiles for pine barks in Daugavpils

B. Kords un B. Kords (2011) atzīmē, ka smago metālu paaugstināto līmeni pilsētās viennozīmīgi jāsaista ar urbanizācijas procesu kopumā. Tāpēc smago metālu koncentrācijas analīzē var konstatēt šādas telpiskā izvietojuma likumsakarības: maksimālās koncentrācijas paraugvieta sakrīt Zn, Mn, Cd un Ni (21. paraugvieta); Fe, Cu, Zn un Pb (44. paraugvieta). Šiem elementiem lielākoties sakrīt arī zemāko koncentrāciju paraugvietas (1.-9., 14., 20., 22., 30., 31., 33., 36.), kuras atrodas mežu masīvos un tālāk no noslogotiem autoceļiem un blīvi apdzīvotām teritorijām. Ķīmisko elementu savstarpējo saistību pierāda arī statistiski nozīmīgās, pozitīvās, vidēji ciešās korelācijas starp Cu-Fe ($r = 0,78$), Zn-Fe ($r = 0,62$), Zn-Cu ($r = 0,64$), Cu-Ni ($r = 0,740$), Zn-Ni ($r = 0,527$). Tas saskan arī ar Rīgā (Dombrovska, 2011) un Ventspilī (Laiviņš, 2008) veiktajiem pētījumiem. Daugavpilī iegūtie dati ir pierādījuši, ka viens no visu minēto metālu kopīgajiem izcelsmes avotiem saistāms ar Ziemeļu rūpnieciskās zonas uzņēmumu darbību, kā otrs avots minams metālapstrādes uzņēmumi un emisijas no sliežu ceļiem. Izvērtējot arī pārējo metālu saturs līmeni un priežu mizas pH vērtības, pilsētas teritorijā ar augstu metālu koncentrāciju izdalās arī 48. paraugvieta (3.10. att.), kur Na, Mg, K, Zn, Pb un priežu mizas pH uzrādīja netipiskas vai ļoti netipiskas vērtības.



3.10.attēls. Priežu mizās konstatēto metālu koncentrācijas relatīvās klases

1- pilsētas robeža, 2- nav datu, 3- galvenie ceļi, 4- dzelzceļi, 5- rūpnieciskās zonas, 6- meži, 7- ūdens objekti;
Metālu koncentrācijas relatīvās klases: 8 – ļoti zema, 9 – zema, 10 – vidēja, 11 – augsta, 12 – ļoti augsta

Figure 3.10. Relative classes of metal concentrations in pine barks

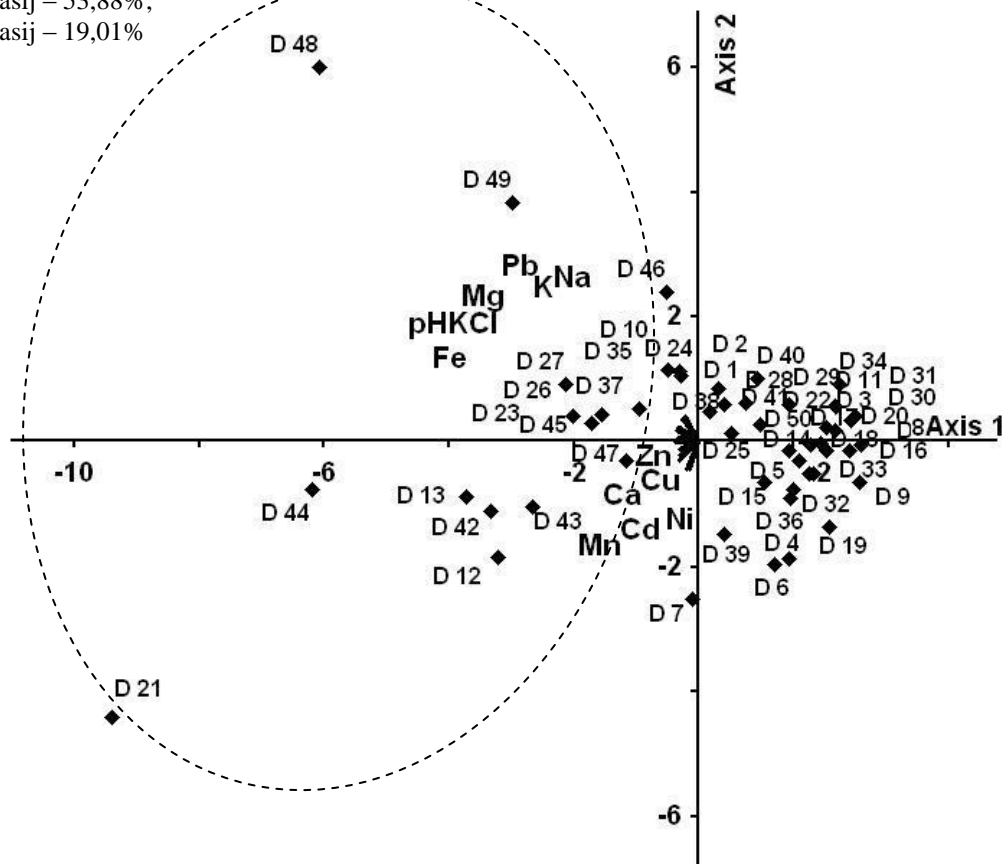
1- city border, 2- no data, 3- main roads, 4- railways, 5- industrial areas, 6- forests, 7- water objects;
Relative classes of metal concentrations: 8 - very low, 9 - low, 10 - medium, 11 - high, 12 - very high

Veicot paraugvietu priežu mizu ķīmisko datu komponentanalīzi, koordinātu plaknē ap pirmo asi nodalās paraugvietas ar lielāku metālu koncentrāciju koordinātu plaknes kreisajā pusē un priežu audzes, kuru mizās zemāka metālu koncentrācija -

koordinātu plaknes labajā pusē (3.11. att.). Iegūtie rezultāti sakrīt ar priežu mizās konstatēto metālu augstāko koncentrāciju telpisko izvietojumu pilsētā (3.10. att.) Koordinātu plaknes kreisajā pusē dati ir izkliedētāki un izdalās divas piesārņotākās teritorijas - 21. un 48. paraugvieta, kurās tika konstatētas augstākās vai vienas no augstākajām vairāku ķīmisko elementu koncentrācijām pilsētā. 21. paraugvieta (ļoti netipiskas vērtības Mn, Cd un Ni, netipiskas vērtības - Na, Mg, Ca, Cu, Zn), kopā ar 12. (ļoti netipiska vērtība Ni) un 13. paraugvietu (ļoti netipiska vērtība Cu un Ni) veido vienotu piesārņojuma areālu. Šī areāla rietumos atrodas bijusī Ķīmisko šķiedru rūpnīca. Mūsdienās šeit izvietojusies viena no lielākajām industriālajām pilsētas zonām - Ziemeļu rūpnieciskā zona. Tās teritorijā darbojas dažādi uzņēmumi 1 660 031m² platībā (Daugavpils: Ekonomika, 2014), tuvāk paraugvietām esošie ir „Aurora Baltica” (zeķu, zeķubikšu ražošana), „Nexis Faibers” (ķīmiskās šķiedras un plastmasas), „Axon Cable” (elektrotehnika), „Dapex” (ķīmisko šķiedras un plastmasas), „Cemex” (cements).

% no dispersijas:

1. asij – 53,88%;
2. asij – 19,01%



3.11. attēls. Paraugvietu ordinācija ar galveno komponentu metodi (PCA) pēc ķīmiskā elementu sastāva priežu mizā.

(D1-D50 – paraugvietas numurs)

Figure 3.11. Ordination of sampling sites with the method of main components (PCA) according to the contents of chemical elements in pine bark

(D1-D50 – number of sampling site)

Otra piesārņotākā vieta - 48. paraugvieta. Arī šajā vietā pieci ķīmiskie elementi (Na, Mg, K, Zn, Pb) un mizas pH uzrāda ļoti netipiskas un netipiskas vērtības (3.9. att.). Tomēr šie rādītāji ir grūti izskaidrojami, jo paraugvietai (atrašanās vietas raksturojumu skat. 1. pielik.) tiešā tuvumā neatrodas nozīmīgi piesārņotāji, tieši otrādi- teritorija atrodas kapsētā, apkārt ir privātmāju rajons un pamesti mazdārziņi. Tāpēc datu

interpretācija, balstoties uz literatūrā norādītajiem Na, Mg, K, Zn, Pb avotiem (Nikodemus et al., 1993; Heniņa un Laiviņš, 1995; Harju et al., 2002; Saarela et al., 2005; Melece et al., 2011) neļauj viennozīmīgi izskaidrot šos rezultātus, piemēram, šajā paraugvietā konstatētā svina koncentrācijā ($9,06 \pm 0,83$) ir faktiski vienāda ar Harjavalts (izteikta rūpniecības pilsēta Somijā) vidējo svina koncentrāciju priedes mizā ($9,1 \text{ mg/kg}$). Arī mizas pH ($4,0 \pm 0,003$), iespējams, liek domāt par paugstinātu piesārņojumu. Zinātniskajā literatūrā par dabisku priedes mizas pH uzskata vērtību, kas atbilst 3,4-4,0 (Wirth, 1995). 48. paraugvietas mizas pH atbilst augšējai pieļaujamai robežai, bet pilsētas mērogā (3.8. att., 3.9. att.) šai paraugvietai ir visaugstākā vērtība. Arī tāpēc šai vietā būtu nepieciešami papildus pētījumi.

Ņemot vērā 44. paraugvietas atrašanos koordinātu plaknē, arī šī teritorija minama kā salīdzinoši piesārņota. To apliecina arī konstatētās netipiski augstās daudzu metālu (Fe, Ni, Cu, Zn, Pb) koncentrācijas (3.8. att., 3.9. att.) šajā kvadrātā augošo priežu mizās. Par šīs paraugvietas galvenajiem piesārņojuma avotiem jāmin dzelzceļa transports un metālapstrādes uzņēmumi. Minētā paraugvieta ir izvietojusies netālu no dzelzceļa līnijas, kā arī uz dienvidrietumiem (tātad, valdošo vēju ietekmē) no 44. paraugvietas atrodas metālapstrādes un metāla konstrukciju ražošanas uzņēmumi (aktīvas ražošanas un tehniskās teritorijas Čerepovas rajonā un Valkas ielas rajonā).

Ņemot vērā elementu īpašvērtības (3.3. tab.), un paraugvietu izvietojumu koordinātu plaknē, šīs trīs piesārņotākās teritorijas ir noteikušas atšķirīgas ķīmisko rādītāju grupas. 21., 44., 12., un 13. paraugvietas noteicošā faktoru grupa bija Zn, Cu, Ca, Mn, Cd un Ni. Savukārt, otra grupa, kas vairāk ietekmēja 48. paraugvietas izvietojumu koordinātu plaknē, bija Pb, Na, K, Mg, Fe un mizas pH īpašvērtības. Abās nodalītajās ķīmisko rādītāju grupās nozīmīgākā ietekme ir niķelim, magnijam, dzelzim un mizas pH (3.2. tab.). Īpašvektoru blīvums grafikā norāda uz ķīmisko elementu ciešu savstarpējo saistību.

3.3. tabula.
Table 3.3.

Pazīmju īpašvērtības pirmajām sešām komponentēm
Eigenvalues of features for the first six components

var	Īpašvērtības Eigenvalues					
	1	2	3	4	5	6
Na	-0.6541	0.5133	-0.2528	-0.1531	0.2509	0.3543
Mg	-0.8832	0.2513	-0.2738	0.0085	-0.0936	-0.1366
K	-0.5454	0.6015	-0.2136	0.4572	-0.0549	0.0985
Ca	-0.7586	-0.3486	-0.1731	-0.2839	-0.2554	0.0164
Mn	-0.3797	-0.6972	-0.3052	0.4522	0.0758	-0.1274
Fe	-0.8310	0.0624	0.4505	0.1666	-0.0219	-0.0700
Ni	-0.7664	-0.4854	-0.0066	0.1325	-0.1353	0.2979
Cu	-0.7637	-0.2250	0.5179	-0.0118	-0.1536	0.1041
Zn	-0.9552	-0.0246	0.0579	-0.1792	0.0201	-0.0485
Cd	-0.4682	-0.7079	-0.1780	-0.1482	0.3796	-0.0132
Pb	-0.7624	0.3013	0.3595	0.0456	0.3408	-0.1579
pH/KCl	-0.8166	0.3192	-0.2937	-0.1692	-0.1275	-0.2518

Plaknes labajā pusē sargrupētas tās paraugvietas, kas atrodas salīdzinoši tālu no rūpnieciskās ražošanas uzņēmumiem (1.- 6., 8., 9., 11., 14. – 20., 25., 28. – 34., 36., 38. – 41., 50.) un vairāk ir saistītas ar mežu masīviem un dzīvojamo māju rajoniem (3.11. att.). Lai gan 2., 3., 5., 6., 9., 11., 33., 41. paraugvietas atrodas tuvu intensīvas vai vidējas intensitātes autoceļiem, tās grupējušās plaknes labajā pusē. Arī tās paraugvietas

(8., 9., 25., 31., 32., 33., 40.), kas, ņemot vērā Daugavpilī valdošo vēju virzienu atrodas privātmāju iespējamā ietekmē, izvietojušās šajā pašā grupā. Tātad, ne autotransports, ne privātmāju apkures radītie izmeši Daugavpils gadījumā nav būtiskākais piesārņojuma radītājs.

Novērtējot autotransporta ietekmi uz gaisa kvalitāti Daugavpilī, jāņem vērā arī konstatētie mizas pH dati. Tallinā veiktajā pētījumā (Marmor and Randlane, 2007) iegūtie rezultāti uzrādījuši ciešu pozitīvu korelāciju starp mizas pH un attālumu no ceļiem, augstāko pH (5,7) sasniedzot tieši ceļmalā. Pētījuma autori uzskata, ka šis fakts ir skaidrojams ar putekļu piesārņojumu, kas ir automobiļu satiksmes blakusefekts un ko izraisa degvielas sadegšana, riepu un asfalta seguma nodilšana un ceļu kaisīšana ar smiltīm ziemā. Daugavpilī pilnīgi visu paraugvietu rādītāji atbilst dabiskai priedes mizas pH. Tātad, arī šis indikators liecina, ka autotransporta radītajam piesārņojumam ir tikai lokāla ietekme tiešā ceļa tuvumā.

3.2. Biežāk konstatēto neofītu sastopamības analīze Daugavpilī

Pētījumā iegūto rezultātu analīzē ir atlasītas un turpmāk darbā analizētas Daugavpilī biežāk sastopamās 46 neofītu augu sugas (3.4. tab.). Iegūtie rezultāti ir apkopoti, un izveidotas visu inventarizēto sugu izplatības kartes (5. pielik.).

3.4. tabula. Analizēto neofītu sastopamības biežums Daugavpilī (turpinājums nāk. lpp.)
Table 3.4. Occurrence frequency of the analysed neophytes in Daugavpils
(continued in the next page)

Suga Species	Invadēto kvadrātu skaits Number of invaded quadrats	Sastopamības biežums Occurrence frequency					Nav konstatēta, saskaņā ar M.Laiviņš and Ģ.Gavrilova, 2009 Not detected, according to M.Laiviņš and Ģ.Gavrilova, 2009
		Ļoti bieži – konstatēta >257 kvadrātos Very frequent – detected in >257 quadrats	Bieži – konstatēta 171-256 kvadrātos Frequent – detected in 171-256 quadrats	Diezgan bieži - konstatēta 86-170 kvadrātos Quite frequent – detected in 86-170 quadrats	Vidēji bieži – konstatēta 34-85 kvadrātos Medium frequent – detected in 34-85 quadrats	Samērā reti (retumis) – konstatēta 10-33 kv. Quite rare (occasionally) – detected in 10-33 quadr	
1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.
<i>Conyza canadensis</i> L.	275	X					
<i>Acer negundo</i> L.	226		X				
<i>Bunias orientalis</i> L.	159			X			
<i>Malus domestica</i> Borkh.	155			X			
<i>Solidago canadensis</i> L.	152			X			
<i>Armoracia rusticana</i> P. Gaertn., B. Mey. et Schreb.	150			X			
<i>Syringa vulgaris</i> L.	141			X			

3.4. tabulas turpinājums. Analizēto neofītu sastopamības biežums Daugavpilī
Table 3.4. continued. Occurrence frequency of the analysed neophytes in Daugavpils

1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	134			X			X
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	112			X			
<i>Amelanchier spicata</i> (Lam.) K.Koch	110			X			
<i>Phalacrolooma annuum</i> (L.) Dumort	108			X			X
<i>Echinocystis lobata</i> Torr. Et Gray	104			X			
<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	100			X			
<i>Sambucus racemosa</i> L.	99			X			
<i>Rumex confertus</i> Willd.	92			X			
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	91			X			
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	84				X		
<i>Lepidium densiflorum</i> Schrad.	80				X		
<i>Hippophaë rhamnoides</i> L.	63				X		X
<i>Spiraea chamaedrifolia</i> L.	60				X		X
<i>Cotoneaster lucidus</i> Schltld.	59				X		
<i>Rosa rugosa</i> Thunb.	57				X		
<i>Salix daphnoides</i> Vill.	52				X		X
<i>Caragana arborescens</i> Lam.	49				X		X
<i>Sorbaria sorbifolia</i> (L.) A.Braun	37				X		X
<i>Caragana frutex</i> (L.) K. Koch	34				X		X
<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. var. divaricata (Ledeb.) C.K. Schneid.	34				X		X
<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. var. divaricata (Ledeb.) C.K. Schneid.	34				X		X
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	32					X	
<i>Spiraea x billardii</i> Herincq	30					X	X
<i>Populus alba</i> L.	28					X	
<i>Sisymbrium altissimum</i> L.	24					X	
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	21					X	X
<i>Medicago x varia</i> Martyn	20					X	
<i>Sedum sexangulare</i> L.	20					X	X
<i>Erysimum hieracifolium</i> L.	19					X	
<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.	18					X	X
<i>Populus laurifolia</i> Ledeb.	18					X	X
<i>Spiraeae media</i> F. Schmidt.	16					X	X
<i>Populus balsamifera</i> L.	15					X	X
<i>Pyrus communis</i> L.	15					X	X
<i>Aronia x prunifolia</i> (Marshall) Rehder	13					X	X
<i>Populus x canadensis</i> Moench	13					X	X
<i>Medicago sativa</i> L.	12					X	
<i>Physocarpus opulifolius</i> (L.) Maxim.	12					X	X
<i>Rosa pimpinellifolia</i> L.	12					X	
<i>Swida alba</i> (L.) Opiz	11					X	X

Pētījuma laikā iegūtie rezultāti liecina, ka Daugavpilī izteikti dominē divas neofītu sugas - *Conyza canadensis* un *Acer negundo* (3.4. tab). Šie neofīti sastopami vairāk nekā 50% no pilsētas kvadrātiem (3.13. att.).

Conyza canadensis L. ir Ziemeļamerikas suga. Mēreno platuma grādu robežās tas ir izplatījies visā pasaulē (Shields et al., 2006), savukārt Eiropā *Conyza canadensis* ir visplašāk izplatītā svešzemju suga (Lambdon et al., 2008). Latvijā neofīts bieži sastopams visā teritorijā un ir ienācis kā adventīva suga (Šulcs, 1995). Augs ir mazprasīgs (USDA, 2013) un produktīvs – viens īpatnis var saražot vairāk nekā 200 000 sēklas (Weaver, 2001; Dauer et al., 2007), kuras izplatās vairāk kā 500 m attālumā no mātesauga (Shields et al., 2006; Dauer et al., 2007). *Conyza canadensis* sastopams traucētās teritorijās (Regehr and Bazzaz, 1979), sausos priežu mežos pilsētu tuvumā, ceļu un dzelzceļu malās (Табака и др., 1988; Weaver, 2001), lauksaimniecībā izmantojamās zemēs (Regehr and Bazzaz, 1979). Tāpēc arī Daugavpils gadījumā *Conyza canadensis* sastopams ļoti dažādos biotopos- ruderālos biotopos (atkritumi, atmatas, ceļmalas, degradētas teritorijas, karjeri, dzelzceļa malas, izgāztuves, nezālienes), parkos un apstādījumos (kapsētas), tīrumos un dārzos (dārza malas, mazdārziņi), ezeru krastos, grāvju malās, upju krastos, mežos un mežmalās, pļavās. 64% no atradnēm konstatētas ceļmalās, ko apstiprina literatūrā sniegtās ziņas par to, ka liela loma sugas izplatībā ir vējam (Shields et al., 2006; Dauer et al., 2007), ko šajā gadījumā rada satiksme, tādejādi ļaujot sēklām izplatīties gan gar ceļmalām, gan tām pieguļošajās teritorijās-pļavās, mežos u.t.t. Daugavpilī *Conyza canadensis* pirmo reizi konstatēts mežmalā 1982.gadā (DAU). Plašā sastopamība pilsētā (konstatēts 275 jeb 80% pilsētas kvadrātu – 3.13. att.), dažādi invadētie biotopi un straujā, pozitīvā vēsturiskā dinamika acīmredzami liecina par *Conyza canadensis* lielo invāzijas ātrumu (Dauer et al., 2007), un pētāmajā teritorijā tas ir pilnībā naturalizējies.

Otra biežāk sastopamā neofīta - *Acer negundo* – izplatības analīzi Daugavpils teritorijā (3.13. att.) skat. 3.3.3. apakšnodaļā.

21 no darbā analizētajām neofītu sugām nav tikušas konstatētas pirmās Daugavpils floras inventarizācijas laikā (Laiviņš and Gavrilova, 2009) (3.4. tab.). Tomēr, saskaņā ar SBI herbārija (DAU) datiem *Caragana arborescens* Lam., *Spiraea chamaedrifolia* L., *Populus balsamifera* L., *P. x canadensis* Moench, *Robinia pseudoacacia* L., *Sorbaria sorbifolia* (L.) A.Braun un *Spiraea x billardii* Herincq ir atrastas pirms vai laika posmā, kad notika floras inventarizācija (attiecīgi 1970., 1976., 1977., 1958., 1975., 1978. un 1970.g.). Pilnīgi iespējams, ka minētās sugas varēja būt tikko ieviesušās pilsētā un nejaušības dēļ netika konstatētas.

Ir jāatzīst, ka visi, gan vietējās, gan svešzemju Daugavpils floras pētījumi, kas veikti pēc pirmās pilsētas floras inventarizācijas (Гаврилова и Табака, 1985), ir bijuši ļoti fragmentāri. Tāpēc Daugavpils pilsētas teritorijā nav iespējams detalizēti skaidrot invāzijas vēsturi, pašlaik ir iespējama tikai faktu konstatācija, kas vēlāk varēs kalpot kā pamats citiem pētījumiem. Arī P. Pišeks (2001) uzsver, lai objektīvi novērtētu kādas sugas izplatīšanās ātrumu un invāzijas risku, atradņu vēsturiskajiem datiem, precīzam sugas introdukcijas laikam konkrētajā teritorijā ir ārkārtīgi liela nozīme. Taču arī informācijas par sugu introdukcijas laiku Daugavpils pilsētā nav. Daugavpilī sabiedrisko stādījumu veidošana nav dokumentēta un stādījumiem ir bijusi tikai dekoratīva, nevis zinātniska nozīme. Pilsētā nekad nav bijušas ne kokaudzētavas, ne botāniskais dārzs, kur varētu veikt šādus pētījumus. Tādēļ iespējams norādīt tikai laiku, kad konkrētais augs introducēts Latvijas teritorijā.

Promocijas darba gaitā tika konstatētas 14 neofītu sugas, kas Daugavpilī ieviesušās pēdējos 28 gados, un to sastopamība šobrīd pilsētā klasificējama kā „diezgan bieži” (2 sugas), „vidēji bieži” (5 sugas) un „samērā reti” (7 sugas) (3.4. tab.).

Saskaņā ar P. Pišeka u. c. (2004b) klasifikāciju trīs no jaunākajām neofītu sugām Daugavpilī klasificējamās - kā naturalizējušās, 11 - kā naturalizējušos sugu apakšgrupa – invazīvas (3.5. tab.). Naturalizējušos sugu grupā Daugavpilī iekļaujamas tādas sugas kā *Sedum sexangulare* L., *Caragana frutex* un *Swida alba* (L.) Opiz, jo tās aug un vairojas bez cilvēka līdzdalības, tomēr šīm sugām pagaidām nevar novērot tādas izplatības tendences, kas raksturotu tās kā invazīvas. Savukārt invazīvo sugu grupā iekļautās sugas, kuras izplatās ģeneratīvi, t.i., *Phalacrolooma annuum* (L.) Dumort, *Pyrus communis* L., kā arī sugas, kuras izplatās gan veģetatīvi, gan ģeneratīvi, t.i., *Helianthus tuberosus* L., *Salix daphnoides* Vill, *Prunus cerasifera* Ehrh. var. *divaricata* (Ledeb), *Populus laurifolia* Ledeb., *Hippophaë rhamnoides* L., *Aronia X prunifolia* (Marshall) Rehder, *Lupinus polyphyllus* Lindl., *Spiraea media* F. Schmidt., *Physocarpus opulifolius* (L.) Maxim., lielākoties izplatās lielā un plašā teritorijā, turklāt to izplatība pārsniedz sešu metru attālumu trīs gadu laikā (Evarts-Bunders, 2013 pers. kom.).

Divas no Daugavpilī pēdējos 28 gados ienākušajām sugām izplatās ģeneratīvi, viena – veģetatīvi, un 11 - gan veģetatīvi, gan ģeneratīvi (3.5. tab.). Tātad šajā gadījumā nevar viennozīmīgi apgalvot, ka sugām, kas izplatās ar sēklu palīdzību, var novērot visplašāko izplatību, kā tas tika konstatēts, analizējot dzelzceļa biotopus (skat. 3.3.2. apakšnodaļu). Lielāks ir to sugu īpatsvars, kuras izplatās gan veģetatīvi, gan ģeneratīvi. Tās veido izteiktākas audzes, un tām raksturīgi ātrāki izplatīšanās tempi, piemēram, *Helianthus tuberosus*, *Hippophaë rhamnoides* u.c., kas sakrīt ar A. Priedes (2009) iegūtajiem rezultātiem Abavas ielejā un Ķemeru Nacionālajā parkā.

Tā kā Ellenberga indikatorvērtības (Ellenberg et al., 1992) sniegtas tikai septiņām, t.i., pusei no sugām, diemžēl nav iespējams izvērtēt, vai ir kāda kopēja sakarība starp šo grupu un tās prasībām pēc kādiem konkrētiem ekoloģiskajiem apstākļiem. Kādas sugu grupas pieaugums vai samazinājums, kurai raksturīgas noteiktas ekoloģiskās prasības, varētu kalpot kā indikators kādām konkrētām vides izmaiņām Daugavpilī.

Visi Daugavpilī pēdējos 28 gados ienākušie neofīti sākotnēji ir stādīti kā krāšņumaugi un/vai kultūraugi (3.5. tab.). Tas pierāda pilsētas kā neofītu donora lomu (Deutschewitz et al, 2003; Provoost et al., 2009; Säumel and Kowarik, 2009; Bigirimana et al., 2012).

Piecām neofītu sugām izcelsmes reģions ir Ziemeļamerika, vienai - Āzija, vienai - citi Eiropas reģioni, četrām - citi Eiropas reģioni un Āzija, vienai sugai - Āzija un Ziemeļamerika (3.5. tab.). Tātad visas pēdējos 28 gados Daugavpilī ieviesušās sugas ir no teritorijām ar Latvijai salīdzinoši līdzīgiem klimatiskajiem apstākļiem. Šo sakarību fiksējuši arī A. Priede (2009), pētot Latvijas invazīvos neofītus, un Dž. Bigirimana u.c. (2012), analizējot Burundi galvaspilsētas dārzu floru. Turklāt abi minētie pētnieki pārstāv dažādus kontinentus, kas apstiprina, ka šī saistība ir novērojama ne tikai Eiropā.

3.5. tabula. Pēdējos 28 gados konstatētie biežāk sastopamie neofīti Daugavpilī

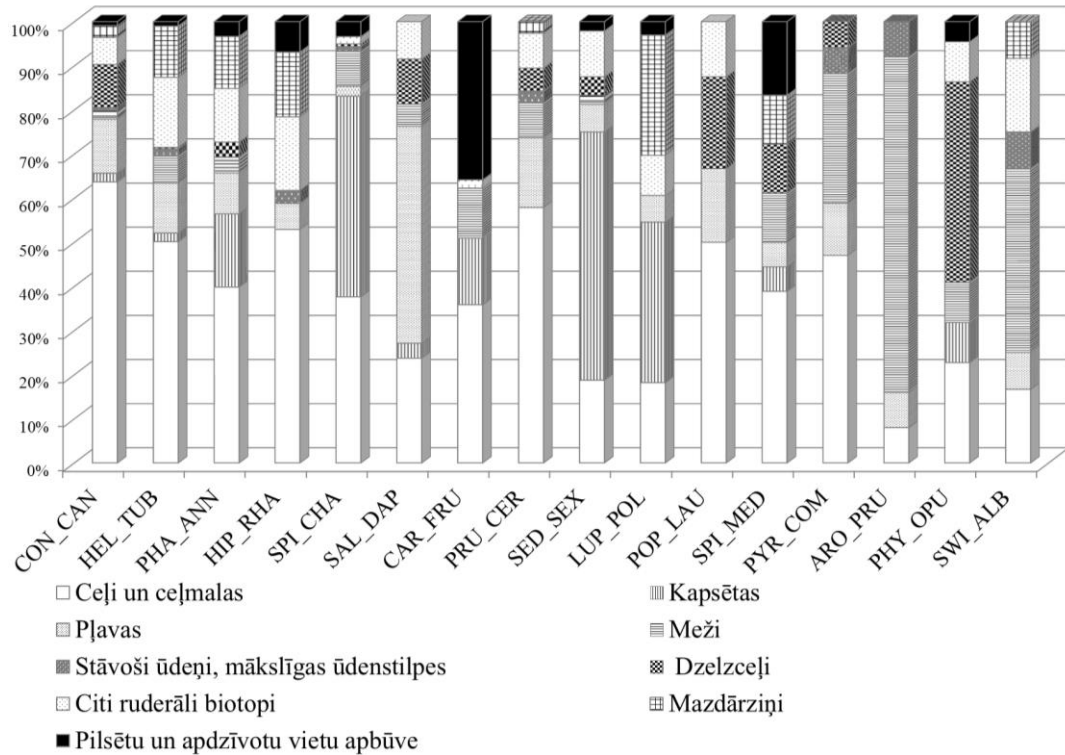
v- izplatās veģetatīvi; ģ- izplatās ģeneratīvi;

urbanofobs – suga nav sastopama urbanizētā vidē; mērens urbanofobs – suga biežāk sastopama neurbanizētā nekā urbanizētā vidē; urbanoneitrāls - suga vienlīdz bieži ir sastopama kā neurbanizētā, tā urbanizētā vidē; mērens urbanofīlis - suga biežāk sastopama urbanizētā nekā neurbanizētā vidē; urbanofīlis - suga sastopama tikai urbanizētā vidē

Table 3.5. The most frequent neophytes in Daugavpils, detected over the last 28 years

Suga Species	Pirmā atradne Daugavpilī (DAU) The first location in Daugavpils (DAU)	Galvenais reprodukcijas veids Main way of propagation	Izcelsmes reģions Area of origin	Ellenberga indikatorvērtības Ellenberg's indicator values (Ellenberg et al., 1992)						Invazivitātes statuss (saskaņā ar Pyšek et al., 2004b) Status of invasivity (according to Pyšek et al., 2004b)	Urbānas vides indikatorsugas (angl. - <i>Urbanity</i>), saskaņā ar datu bāzes BioFlor datiem Urbanity indicator species, according to data of BioFlor data base
				L	T	K	M	R	N		
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	2008	v, ģ	Ziemeļamerika	8	7		6	7	8	invazīva	urbanoneitrāls
<i>Phalacrolooma annuum</i> (L.) Dumort	2008	ģ	Ziemeļamerika	7	6		6		8	invazīva	urbanoneitrāls
<i>Salix daphnoides</i> Vill	2008	v, ģ	Austrumeiropa Āzija	6		4	8	8	4	invazīva	urbanofobs
<i>Sedum sexangulare</i> L.	2008	v	Viduseiropa	7	5	4	2	6	1	naturalizējusies	mērens urbanofobs
<i>Pyrus communis</i> L.	2009	ģ	Kultivārs	6	6	5	5	8		invazīva	mērens urbanofīlis
<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. var. <i>divaricata</i> (Ledeb)	2005	v, ģ	Kultivārs							invazīva	mērens urbanofīlis
<i>Populus laurifolia</i> Ledeb.	1996	v, ģ	Āzija							invazīva	nav datu
<i>Hippophaë rhamnoides</i> L.	1998	v, ģ	Dienvideiropa, Āzija	9	6	6	4	8	3	invazīva	mērens urbanofobs
<i>Caragana frutex</i> (L.) K. Koch	1999	v, ģ	Eiropas Sibīrija							naturalizējusies	nav datu
<i>Aronia X prunifolia</i> (Marshall) Rehder	2004	ģ, v	Ziemeļamerika							invazīva	urbanoneitrāls
<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.	1988	ģ, v	Ziemeļamerika	7	5	4	5	4		invazīva	mērens urbanofobs
<i>Spiraea media</i> F. Schmidt.	1987	v, ģ	Eiropa, Āzija							invazīva	nav datu
<i>Swida alba</i> (L.) Opiz	1989	v, ģ	Āzija, Ziemeļamerika							naturalizējusies	mērens urbanofīlis
<i>Physocarpus opulifolius</i> (L.) Maxim.	1984	v, ģ	Ziemeļamerika							invazīva	urbanofīlis

No 14 neofītu sugām, kas Daugavpilī ieviesušās pēdējos 28 gados, visplašāk pilsētā (134 kvadrātos) ir konstatēts *Helianthus tuberosus* L. (3.4. tab., 3.13. att.).



3.12. attēls. Neofītu invadētie biotopi Daugavpilī

Figure 3.12. Habitat invaded by neophytes in Daugavpils

Saīsinājumi attēlā/ Abbreviations in the figure: CON_CAN – *Conyza canadensis*, HEL_TUB – *Helianthus tuberosus*, PHA_ANN – *Phalacrolooma annuum*, HIP_RHA – *Hippophaë rhamnoides*, SPI_CHA – *Spiraea chamaedrifolia*, SAL_DAP – *Salix daphnoides*, CAR_FRU – *Caragana frutex*, PRU_CER – *Prunus cerasifera*, SED_SEX – *Sedum sexangulare*, LUP_POL – *Lupinus polyphyllus*, POP_LAU – *Populus laurifolia*, SPI_MED – *Spiraeae media*, PYR_COM – *Pyrus communis*, ARO_PRU – *Aronia X prunifolia*, PHY_OPU – *Physocarpus opulifolius*, SWI_ALB – *Swida alba*

Habitat types as listed downward: roads and roadsides, meadows, stagnant waters and artificial ponds, other ruderal sites, town, cemeteries, forests, railways, allotments

A.Priede (2009) uzskata, ka Latvijā *Helianthus tuberosus* ir izteikta ruderalu biotopu suga. Tas tiek apstiprināts arī Daugavpilī - 50% atradņu tika konstatētas gar ceļmalām, 16% - nezālienēs, atmatās un izgāztuvēs, 12% - mazdārziņu malās (3.12. att.). Tomēr atšķirībā no Tisas upes baseinā Ukrainā (Protopopova and Shevera, 1998) un visā Latvijā novērotajām tendencēm (Priede, 2009) Daugavpilī augs nav sastopams upju krastos, tikai 2% no atradnēm konstatētas grāvju malās, taču vitālākas un izteikti monodominantas audzes *Helianthus tuberosus* veido tādās teritorijās, kur ir pietiekams mitruma un barības vielu daudzums, kas saskan ar Ellenberga indikatorvērtībām (3.5. tab.). Sugai raksturīga plaša ekoloģiskā amplitūda (Kompaļa-Bāba, 2005) – Daugavpilī suga sastopama ne tikai mitrās augtenēs, bet 2% no *Helianthus tuberosus* atradnēm konstatētas arī kapsētās, kurām vairāk raksturīgas sausas un smilšainas augsnes. Daugavpilī novēroto sugas spēju adaptēties dažādiem vides apstākļiem apliecina arī tas, ka *Helianthus tuberosus* ir urbanoneitrāla suga (3.5. tab.).

Iepriekšminēto iemeslu dēļ Daugavpilī suga klasificējama kā invazīva. Turklāt Eiropā *Helianthus tuberosus* ir piektā visplašāk izplatītā svešzemju suga (Lambdon et al., 2008), kā arī jau no 2004.gada tā ir iekļauta EPPO invazīvo sugu sarakstā, un šī

organizācija stingri iesaka valstīm veikt pasākumus, lai novērstu šo sugu ieviešanos un/vai izplatīšanos (piemēram, informējot sabiedrību, ierobežojot augu pārdošanu un stādīšanu, izmantojot kontroles pasākumus). Tāpat E.Webers un D.Guts (2004), novērtējot 47 Eiropā izplatītu invazīvo sugu risku, secinājuši, ka *Helianthus tuberosus* ir viena no sešām sugām, kuru invāzijas risks ir visaugstākais.

***Phalacroloma annuum* (L.) Dumort** Latvijā diezgan rets augs (Табака и др., 1988). Daugavpilī tas konstatēts 108 kvadrātos (3.13. att.) un tā sastopamība klasificējama kā "diezgan bieži" (3.4. tab.). Līdzīga tendence novērojama Lietuvā (Patamsytė et al., 2013) – lielākā daļa sugas atradņu koncentrējās valsts dienvidaustrumos, savukārt Lietuvas ziemeļos konstatētas tikai dažas *Phalacroloma annuum* atradnes. Lai gan saskaņā ar Ellenberga indikatorvērtībām *Phalacroloma annuum* ir izteikts nitrofilis un mezofīts, auga izplatība Daugavpilī liecina par plašu ekoloģisko amplitūdu, ko konstatējuši arī J.Patamsite u. c. (2013) Lietuvā. Pilsētā tas sastopams ļoti dažādos biotopos, kas pierāda šīs sugas urbanoneitralitāti (3.5. tab.) un pielāgotību dažādiem vides apstākļiem – 40% atradņu konstatētas ceļmalās, 17% - kapsētās, 12% - nezālienēs, atmatās, izgāztuvēs, 12% - mazdārziņos. Salīdzinoši retāk suga konstatēta mežos (4%), gar dzelzceļiem (3%) un pilsētas bīvi apbūvētajā teritorijā (3%) (3.12. att.). Suga Daugavpilī izplatās ļoti ātri (3.5. tab.), arī Lietuvā tieši pēdējās desmitgadēs ir novērojama strauja *Phalacroloma annuum* izplatīšanās (Patamsytė et al., 2013). Tas ir skaidrojams ar faktu, ka viens īpatnis vienā veģetācijas sezonā var saražot 10 000-1000 000 dzīvotspējīgu sēklu, turklāt arī ģenētiskā līmenī tas viegli adaptējas lokāliem apstākļiem (Stratton, 1991). Eiropā *Phalacroloma annuum* ir 16. visplašāk izplatītā svešzemju suga (Lambdon et al, 2008), arī E. Webera un D. Guta (2004) veiktie aprēķini liecina, ka *Phalacroloma annuum* Eiropā ir augsts invāzijas risks. Daugavpilī šī suga pieskaitāma invazīvo sugu grupai.

***Hippophaë rhamnoides* L.** Latvijā pirmo reizi minēts 1817.gadā (Laiviņš et al., 2009). Daugavpilī savvaļā pirmo reizi konstatēts 1998.gadā (3.5. tab.). Mūsdienās *Hippophaë rhamnoides* pilsētā atrodams 63 kvadrātos (3.13. att.) un tā sastopamību var raksturot kā „vidēji biežu”.

Hippophaë rhamnoides daudzviet pasaulē stādīts jūras krastos kāpu nostiprināšanai (Isermann et al., 2007; Richards and Burningham, 2011) un iekšzemes apvidos vēja izraisītās augsnes erozijas ierobežošanai (Li and Schroeder, 1996). Diemžēl nav dokumentālu pierādījumu, taču plašas *Hippophaë rhamnoides* audzes sausās, smilšainās vietās uzbērumos liek domāt, ka vairākās teritorijās Daugavpilī tas ir stādīts ar līdzīgu mērķi, piemēram, veidojot Daugavpils HES ūdenskrātuvi Ruģeļos (pilsētas dienvidaustrumos). Taču lielākoties suga ir stādīta apstādījumos kā dekoratīvs augs. Arī Daugavpilī daudzstāvu māju pagalmos var novērot *Hippophaë rhamnoides* audzes, biežāk tas sastopams Ķīmiķu mikrorajonā, kas celts uz iekšzemes kāpām (Iltner un Placēns, 1999; Juškevičs et al., 2003).

Ellenberga indikatorvērtības liecina, ka augs ir izteikts saulmīlis (3.5. tab). Šī *Hippophaë rhamnoides* īpašība labi novērojama Daugavpilī - tā ir viena no trim Daugavpilī pēdējos 28 gados ienākušajām sugām, kas vispār nav sastopama mežos (3.12. att.). Audzes vienmēr izvietojās saulainās, atklātās teritorijās. Tomēr tas var augt arī mitrās vietās (3% no atradnēm pilsētā konstatētas grāvju malās un ezeru krastos (3.12. att.)) un barības vielām nabadzīgās augsnēs. Arī Ellenberga indikatorvērtības (3.5. tab.) liecina, ka *Hippophaë rhamnoides* ir mazprasīgs pēc slāpekļa, acīmredzot tāpēc, ka pats simbiozes ceļā spēj to fiksēt un daudzviet Kanādas prērijās tas tiek stādīts tieši ar šādu mērķi (Li and Schroeder, 1996). Ar lapu nobirām augs palielina organisko vielu saturu augsnē, turklāt arī putni, kuri labprāt barojas ar *Hippophaë rhamnoides* ogām, ar guano paaugstina barības vielu daudzumu augsnē (Isermann et al., 2007). Lai

gan augs paaugstina augsnes auglību, M. Isermann u. c. (2007) Austrumfrīzu salās (Vācija) novērojuši, ka tas veido monodominantas un sugu skaita ziņā nabadzīgas audzes.

Augs ir diezgan lēni augošs, taču tas ātri izplatās - ar sakņu dzinumiem *Hippophaë rhamnoides* viena gada laikā var izplesties vairākus metrus, turklāt tā sēklām ir augsta dzīvotspēja (Binggeli et al., 1992). Ņemot vērā auga straujo izplatību un tendenci dominēt jaunajā teritorijā, tādā veidā nereti radot „bioloģisko tuksnesi”, daudzās pasaules valstīs, īpaši to aizsargājamās teritorijās, *Hippophaë rhamnoides* iznīcina, piemēram, Kanādā (Catling, 1997), Lielbritānijā (Richards and Burningham, 2012), Vācijā (Isermann et al., 2007).

Lai gan *Hippophaë rhamnoides* tiek raksturots kā mērens urbanofobs, pētījumi Daugavpilī liecina, ka lielākā daļa atradņu saistīta tieši ar ruderāliem biotopiem - 53% atradņu konstatētas ceļmalās, jo augs ir tolerants pret paaugstinātu sāls daudzumu augsnē (Li and Schroeder, 1996). Suga sastopama arī nezālienēs (16%) un mazdārziņu teritorijās (15%) (3.12. tab.). *Hippophaë rhamnoides* izplatība Daugavpilī saistāma gan ar apstādījumu veidošanu, no kuriem tas izplatās tālāk, gan ar putnu palīdzību, tiem sēklas pārnesot uz jaunām teritorijām. Daugavpilī *Hippophaë rhamnoides* daudzviet strauji veido blīvas, plašas un faktiski necaurejamas audzes, tāpēc suga noteikti klasificējama kā invazīva. Literatūrā sniegtās ziņas liecina, ka *Hippophaë rhamnoides* ir ziemcietīgs, tas iztur - 43°C lielu salu (Li and Schroeder, 1996). Tā kā Daugavpilī, salīdzinoši ar citiem Latvijas novadiem, ir salīdzinoši kontinentālāks klimats (Meteoroloģiskie dati... 2013), sugas ziemcietība ir svarīgs faktors tās invāzijā. Turklāt ņemot vērā *Hippophaë rhamnoides* spējas mainīt augsnes īpašības, sugai noteikti vajadzīgs monitorings, un, iespējams, tā ar laiku jāiekļauj transformeru grupā.

***Salix daphnoides* Vill.** izplatība Daugavpilī (3.4. tab.) būtu jāsaista ar sausu, smilšainu un degradētu teritoriju esamību (sausas pļavas, ceļmalas, elektropārvades līnijas, karjeri, utt). Lai gan literatūras avotos Latvijā pirmo reizi minēts 1839. gadā (Laiviņš et al 2009), Daugavpilī savvaļā pirmo reizi konstatēts tikai 2008.gadā. Latvijā *Salix daphnoides* tika ievests kāpu un priekškāpu nostiprināšanai (Mauriņš un Zvirgzds 2006). Mūsdienās *Salix daphnoides* intensīvi naturalizējas un tā izplatība saistīta galvenokārt ar Piejūras zemieni (Laiviņš et al., 2009), no kurienes arī sākusies naturalizācija.

Daugavpilī *Salix daphnoides* ir konstatēts 52 kvadrātos (3.13. att.), piecos no tiem augs veido lielas audzes. Salīdzinoši bieži *Salix daphnoides* var konstatēt sausās pļavās (49% atradņu) un teritorijās, kas atrodas zem elektropārvades līnijām. Šīs teritorijas ir atklātas, tā rezultātā arī saulainas. Ņemot vērā to, ka Daugavpils teritorijā visizplatītākie ir dažādu frakciju smilts un grants nogulumi (Juškevičs et al., 2003; Juškevičs un Skrebels, 2003), šādās atklātās, saulainās un smilšainās vietās *Salix daphnoides* veido vitālas audzes, piemēram, Ķīmiķu mikrorajonā (pilsētas austrumos). Atsevišķās vietās atradnes tika konstatētas arī pļavās gar Daugavas krastu. 24% no atradnēm izvietojušās ceļmalās (3.12. att.) - arī šajā gadījumā augsne lielākoties bija sausa un smilšaina. Savukārt mežos tika konstatētas tikai dažas atradnes. Turklāt tās lielākoties bija izvietojušās meža malās, laucēs vai traucētās teritorijās, kur augam pieejami labi gaismas apstākļi. Lai gan literatūrā tiek minēts, ka neofīts labi aug smilšainās, mālainās un kūdrainās, ar humusu bagātās augsnēs (Cinovskis, 1979) un pēc Ellenberga indikatorvērtībām tas ir higrofīts (3.5. tab.), Daugavpilī *Salix daphnoides* dominē sausās un smilšainās vietās. Saskaņā ar BioFlor datu bāzi suga tiek klasificēta kā urbanofoba (3.5. tab.), tomēr tās izplatība Daugavpilī liecina par pretējo, turklāt tā atbilst invazīvas sugas raksturojumam.

Caragana frutex Latvijā pirmo reizi minēta 1817.gadā (Laiviņš et al., 2009), Daugavpilī - 1999.gadā (3.5. tab.). Pilsētā tā konstatēta 34 kvadrātos (3.13. att.), vairāk pilsētas centrālajā daļā. Ceļmalās ir izvietojusās liela daļa *Caragana frutex* atradņu (36%) (3.12. att.). Tikpat nozīmīgi sugas izplatībā ir pilsētas apstādījumi (36%). Tāpat kā iepriekšminētajos biotopos, arī kapsētas (15%) un mežos (11%) suga ir izplatījusies no apstādījumiem. Saskaņā ar Vācijas vaskulāro augu meklēšanas un informācijas datu bāzes (BiolFlor, 2014) datiem tā izplatās gan ģeneratīvi, gan veģetatīvi (3.5. tab.). Tomēr Daugavpilī novērojams tikai veģetatīvais reprodukcijas veids, jo visas atradnes ir saistītas vai nu ar sākotnēju izmantošanu apstādījumos, vai auga iznešanu no teritorijas un tā nonākšanu atkritumos. Lai gan literatūrā minēts, ka tā veido daudz sakneņu atvašu (Mauriņš un Zvirgzds, 2006), Daugavpilī augs nevedo lielas audzes un izplatās lēni. Minēto iemeslu dēļ pilsētā *Caragana frutex* nav invazīva suga, pašreiz tā ir tikai naturalizējusies. Diemžēl ir ļoti maz zinātniskās literatūras par šīs sugas ekoloģiju, tai nav sniegtas arī Ellenberga indikatorvērtības, kas, iespējams, palīdzētu skaidrot sugas izvietojuma un izplatīšanās īpatnības.

Prunus cerasifera Ehrh. var. *divaricata* (Ledeb) un *Pyrus communis* L. savvaļā nonākušas no augļu dārziem. To ienākšanas vēsture Latvijā saistāma ar hercoga Jēkaba valdīšanas laiku (1642-1682.). Hercogistes dārzos tika audzēti dažādi augļu koki. Tieši šajā periodā pirmie augļu koki - *Malus domestica*, *Pyrus communis*, *Cerasus vulgaris*, kā arī *Prunus sp.* gan kā potēti stādi, gan sēklaudži - nokļūst muižu un zemnieku dārzos un aizsākas to naturalizācija (Cinovskis, 1996). 1883. g. iznāk J.Klinges darbs „Die Holzgewächse von Est-, Liv- un Curland”, kurā minēta arī *Prunus cerasifera* var. *divaricata* (Klinge, 1883). Lai gan Daugavpilī savvaļā šīs sugas konstatētas relatīvi nesen (3.5. tab.), gan *Pyrus communis*, gan *Prunus cerasifera* var. *divaricata* ir pilnībā naturalizējušās un kļuvušas invazīvas. Par to liecina gan šo sugu sastopamības biežums (attiecīgi 18 un 34 kvadrāti - 3.4.tab., 3.13. att.). Abu sugu izplatībā dominē ceļmalu biotopi (*Prunus cerasifera*- 58%, *Pyrus communis* 47% (3.12. att.)), un abas sugas ir raksturīgas urbānai videi, t.i., mēreni urbanofīli (3.5. tab.). Turklāt Eiropā šīs sugas ir 100 izplatītāko svešzemju sugu sarakstā (Lambdon et al, 2008).

Sedum sexangulare L. izplatība analizēta 3.3.1. apakšnodaļā.

Saskaņā ar A.Priedes (2009) pētīto herbāriju rezultātiem *Lupinus polyphyllus* Lindl. Latvijā savvaļā sākusi pāriet 20.gs.20-tajos gados. Daugavpilī pirmo reizi konstatēta 1987.gadā (DAU herbārijs).

Pilsētā suga invadējusi 80 kvadrātus (3.5. tab.) un izteiktāk dominē pilsētas dienvidu daļā – Grīvas mikrorajonā (3.13. att.). Lielākais atradņu skaits (37%) konstatēts kapsētās, turklāt, salīdzinot ar citām kapsētām Daugavpilī, tieši Grīvas kapsētā atradņu ir visvairāk (11). Arī mazdārziņu teritorijās (27% no atradnēm) *Lupinus polyphyllus* biežāk bija sastopama Grīvās mikrorajonā. Suga vairāk invadē atklātas vietas (Chmura, 2004; Borisova, 2006), tāpēc sugas biežāku sastopamību pilsētas dienvidu daļā jāskaidro ar tās izmantošanu apstādījumos, no kuriem *Lupinus polyphyllus* tālāk invadējusi apkārtējās pļavās (6% no atradnēm), atmatās un izgāztuvēs (9% no atradnēm). Daudzviet Eiropā tā ir sastopama mežos (Fremstad, 2010), arī Latvijas meži, lai arī nelielā skaitā, tomēr ir invadēti (Priede, 2009), savukārt Daugavpilī *Lupinus polyphyllus*, tāpat kā *Populus laurifolia* un *Hippophaë rhamnoides* mežos nav konstatētas. Tā kā suga izplatās galvenokārt ar sēklām, daudzās Eiropas valstīs tā veido lielas audzes upju krastos (Fremstad, 2010), jo ūdens straume kalpo kā sēklu izplatītāja. Lai gan Daugavpili šķērso upe, sugas atradņu izvietojums (3.13. att.) neliecina par to kā par *Lupinus polyphyllus* sēklu izplatīšanās ceļu. Daugavpils gadījumā svarīgāks sugas izplatības faktors ir tās apzināta izmantošana apstādījumos un neapzināta sēklu pārvietošana ar autotransportu, piem, tām pielīpot pie automašīnu

riepām, pārvadājot augsni utt. (Fremstad, 2010). Tāpēc Daugavpilī trešais piesārņotākais biotops ir ceļmalas (18 % atradņu).

A.Priede (2009) uzskata, ka vietās, kur Latvijā lupīna savvaļā sastopama lielās teritorijās kā dominējošā suga, sākotnēji tā sēta saimnieciskos nolūkos. Tā kā Daugavpilī *Lupinus polyphyllus* nav konstatētas izteiktas audzes, jādodomā, ka ne pilsētas teritorijā, ne tās apkārtnē suga nav tikusi kultivēta kā lopbarības kultūra vai izmantota augsnes ielabošanai, kā to dara daudzviet pasaulē (Fremstad, 2010).

Interesanti, ka zinātnieku viedokļi par sugas ietekmi uz augu sabiedrībām ir ļoti atšķirīgi. A. Valtonens u. c. (2006) savos pētījumos Somijas ziemeļaustrumu daļā secinājuši, ka *Lupinus polyphyllus* ir tik konkurētspējīga, ka tā „izspiež” citas augu sugas. Autoruprāt, tas notiek galvenokārt tāpēc, ka augs vienkārši noēno zemākas, pret noēnojumu jutīgas sugas, tāpēc augu sabiedrības ar šo neofītu ir nabadzīgākas (Valtonen et al., 2006). Savukārt M. Hejda u. c. (2009), pētot *Lupinus polyphyllus* sabiedrības Čehijā, konstatējuši, ka sugai nav nozīmīga ietekme uz augu sabiedrību sastāvu, tomēr tā var apdraudēt retās sugas (Hejda et al., 2009). Latvijas mērogā veiktie pētījumi par invazīvajām neofītu sugām (Priede, 2009) liecina, ka *Lupinus polyphyllus* kā dominējošās sugas īpatsvara pieaugums augu sabiedrībā negatīvi ietekmē pārējo sugu skaitu un īpatsvaru. Tomēr A.Priede (2009) uzskata, ka pašlaik šī suga Latvijā nav būtisks apdraudējums vietējo sugu daudzveidībai.

Summējot literatūrā sniegtās ziņas un autore iegūtos rezultātus, *Lupinus polyphyllus* Daugavpilī klasificējama kā invazīva suga. Tam ir vairāki iemesli: 1) suga ļoti mazprasīga. Tā var augt gandrīz jebkur (Beuthin, 2012) Turklāt suga invadē teritorijas ar zemu slāpekļa saturu augsnē, jo *Lupinus polyphyllus* pati spēj to fiksēt (Hejda et al., 2009), tādējādi tā maina augsnes auglību un ar laiku arī augu sabiedrību sastāvu; 2) patiecoties lielajam skaitam sēklu, ko ražo augs, tas ļoti ātri izplatās. Jaunākie pētījumi Lietuvā (Vyšniauskienė et al., 2011) liecina, ka *Lupinus polyphyllus* ir kļuvusi par agresīvu un strauji izplatošos invazīvu sugu. Turklāt sēklas savu dīgļspēju saglabā vairāk kā 50 gadus (Otte et al., 2002). Jāņem vērā arī tas, ka 1) Eiropā *Lupinus polyphyllus* ir 79. visplašāk izplatītā svešzemju suga (Lambdon et al., 2008); 2) mūsu kaimiņvalstī Lietuvā *Lupinus polyphyllus* ir viena no sešām sugām, kas, saskaņā ar Lietuvas vides normatīvajiem aktiem (Lietuvas Republikos Aplinkos ministro īsakymas No. D1-663, 2009.) ir ierakstīta šīs valsts invazīvo sugu sarakstā; 3) no 2012.gada tā ir iekļauta EPPO to invazīvo sugu sarakstā, par kurām informācija nav pilnīga, lai precīzi novērtētu to ietekmi, tāpēc ir nepieciešama šo sugu novērošana; 4) E.Webera un D.Guta (2004) veiktie aprēķini *Lupinus polyphyllus* Eiropā ierindo to sugu sarakstā, kurām ir augsts invāzijas risks.

***Populus laurifolia* Ledeb.** Latvijā izmantota apstādījumos jau kopš 19.gs. 2. puses, jo ir ziemcietīga un arī sausumizturīga. Augs spēj paciest piesārņotu gaisu un sasāļotas augsnes (Buivids, 1998; Mauriņš un Zvirgzds 2006). Pilsētas teritorijā pirmo reizi savvaļā suga konstatēta 1996. gadā. Pētījuma gaitā Daugavpilī *Populus laurifolia* ir konstatēta 18 kvadrātos (3.13. att.). Tā kā pilsētā tā sākotnēji tika izmantota ceļmalu apstādījumos, lielākā daļa atradņu izvietojusās gar ceļiem (50% no atradnēm- 3.12. att.) pilsētas blīvi apbūvētajā teritorijā. Daudzviet tās intensīvi dzen sakņu atvases, bojā ceļu un trotuāru segumu. Lai arī jaunās atvases regulāri tiek izcirstas, tās aug no jauna. 21% atradņu ir saistītas ar dzelzceļiem. Arī šajos biotopos *Populus laurifolia* naturalizācijas sākusies no apstādījumiem. Mūsdienās Daugavpilī papeles daudzviet tiek izcirstas, aizvietojojot tās ar citām koku sugām. Tomēr tajās vietās, kur tās ir saglabājušās, *Populus laurifolia* turpina izplatīties apkārtējās teritorijās. Tajos gadījumos, kad gar ceļu stiepjas mežs, tas funkcionē kā aizsargsjosla (Hansen and Clevenger, 2005; Kowarik, 1995), kas ierobežo tālāku papeļu izplatību, kā tas ir novērojams Ruģeļu mikrorajonā (pilsētas

austrumu daļā). Turklāt neviena *Populus laurifolia* atradne netika konstatēta mežā (3.12. att.). Savukārt, ja blakus ceļam ir pļavas, atmatas vai citi atvērti biotopi, papeles tās invadē.

Saskaņā ar Latvijas kokaugu atlantā (2009) sniegto informāciju, *Spiraea media* **F.Schmidt.** literatūras avotos Latvijā pirmo reizi minēta 1856.gadā. Daugavpilī *Spiraea media* pirmo reizi konstatēta 1987. gadā. Promocijas darba pētījumu ietvaros Daugavpilī šis neofīts ir atrasts 16 kvadrātos (3.13. att.). Vislielākais atradņu skaits (3.12. att.) konstatēts ceļmalās (39%) vasarnīcu apbūves rajonos, kur tā sākotnēji tikusi stādīta piemājas un ceļmalas apstādījumos (Mauriņš un Zvirgzds, 2006). Arī kapsētās, mežos, dzelzceļa malās un dzīvojamo ēku rajonos *Spiraea media* izplatījusies no apstādījumiem. Atradnēs, kas konstatētas kapsētās, tā veido lielas audzes kopā ar *Spiraea chamaedrifolia* un *Caragana arborescens* un pāriet tuvējās mežu teritorijās. Šāda *Spiraea media* izplatības īpatnība tika konstatēta jau 1954.gadā (Деревья и кустарники СССР, 1954). Lielākoties Daugavpilī suga veido nelielas audzes, tomēr, tā kā augs ir ātraudzīgs un tam piemīt īpašība izplatīties ar sakņu atvasēm, Daugavpilī šī suga klasificējama kā invazīva.

Aronia X prunifolia (**Marshall**) **Rehder** Latvijā pirmo reizi minēta 1902.gadā (Laiviņš et al, 2009). Ņemot vērā DAU herbārija datus, *Aronia prunifolia* Daugavpilī konstatēta 2004. gadā. Promocijas darba izstrādes gaitā atradnes tika konstatētas 13 kvadrātos. Daugavpilī aronija ir tipisks mežu neofīts (76% no atradnēm – 3.12. att.), dažas atradnes konstatētas ceļmalās, ezeru krastos un pļavās - pamatā pilsētas austrumu daļā (3.13. att.). Īpatnējais koncentriskais atradņu izvietojums liecina, ka, suga visticamāk, savvaļā nonākusi no šajā teritorijā esošā privātmāju rajona un šobrīd lēnām „okupē” apkārtesošās mežu teritorijas. Daugavpilī šī suga klasificējama kā invazīva.

Lai gan Latvijā *Aronia prunifolia* vērojama sastopamības biežuma un invadēto atradņu skaita palielināšanās, pētījumi pierāda, ka sugas izplatība mežos neapdraud vietējās meža ekosistēmas sugas, tomēr tā varētu radīt konkurenci dabisku vai daļēji dabisku zālāju teritorijās (Priede, 2010). Ņemot vērā *Aronia prunifolia* atradņu izvietojumu Daugavpilī, patreiz pilsētā visapdraudētākie ir tieši priežu meži, kur tā izvietojusies pamežā. A. Priede (2010) uzskata, ka sugas izplatību ierobežo klimatiskie apstākļi. Arī Latvijas kokaugu atlantā (2009) sniegtā informācija par to netieši liecina, jo *Aronia prunifolia* vienmērīgi izplatīta Kurzemē, Zemgalē un Vidzemē, bet Latgalē atradņu ir mazāk. Tā kā *Aronia prunifolia* ir urbanoneitrāla (3.5. tab.), iespējams, jaunāka un detalizētāka valsts teritorijas izpēte iezīmētu citus rezultātus, turklāt ir jāņem vērā, ka notiek klimata pārmaiņas, kas, kā jau tika minēts, arī varētu ietekmēt arī *Aronia prunifolia* izplatību Latvijā.

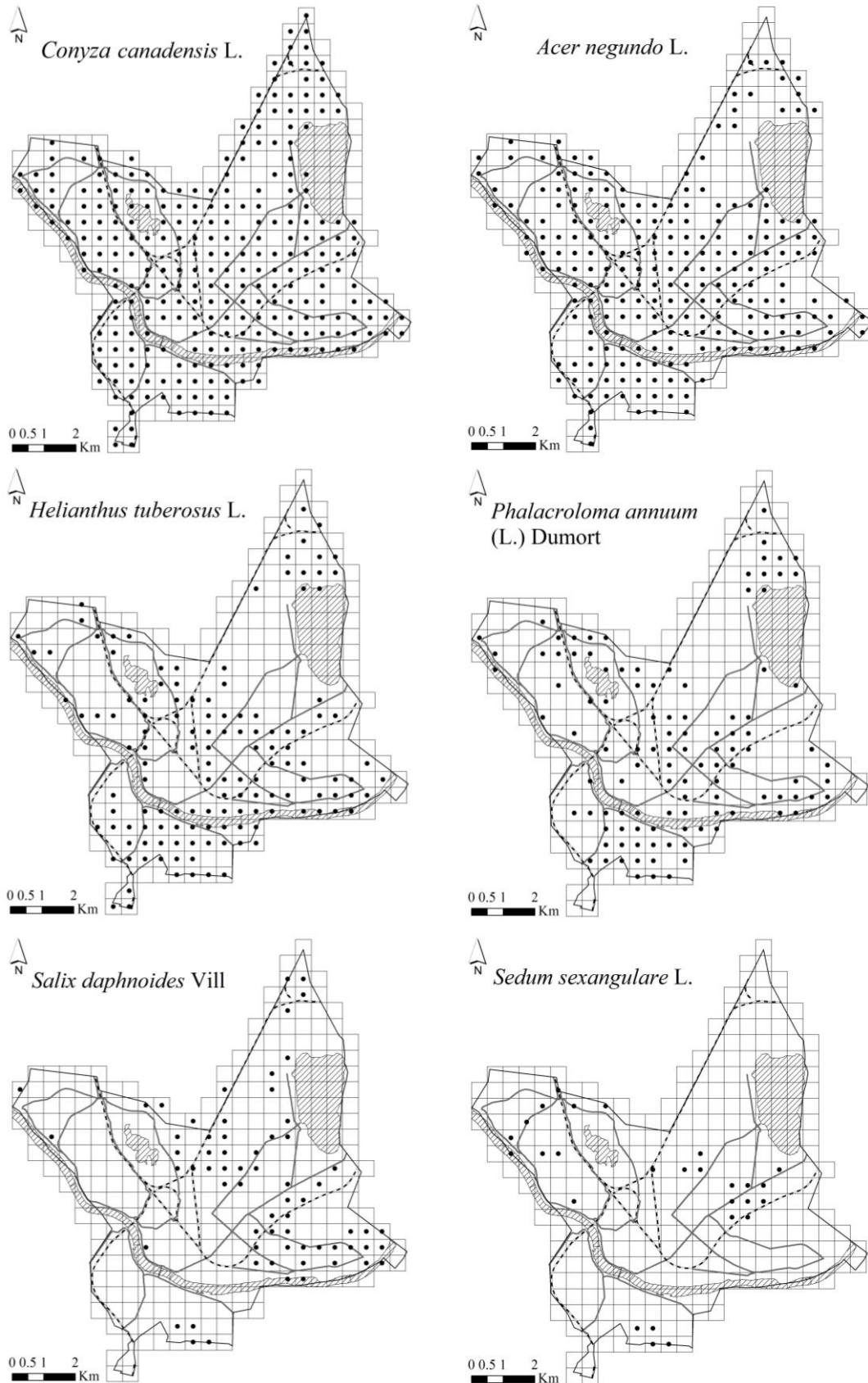
Physocarpus opulifolius (**L.**) **Maxim.** Latvijā introducēts 19. gs. sākumā (Cinovskis, 1996) kā dekoratīvs krūms apstādījumiem un dzīvžogiem, vietām pārgājis (Табака и др.,1988). Saskaņā ar Latvijas kokaugu atlanta (2009) datiem suga Latvijā naturalizējas mēreni. Visplašākā izplatība tam ir novērota Zemgalē, Vidzemē un Kurzemē. Daugavpilī *Physocarpus opulifolius* pirmo reizi konstatēts 1984. gadā. Pilsētā sastopams 12 kvadrātos (3.13. att.). Vienīgais urbanofīlis, tātad izteikta urbānas vides suga (3.5. tab.) šajā sugu sarakstā ir *Physocarpus opulifolius*. Arī Čehijā ir konstatēts, ka *Physocarpus opulifolius* ir invazīva suga, kas veiksmīgi izplatās urbānos apstākļos pat tad, ja vides apstākļi nav šai sugai optimāli (Möllerová, 2005).

Tā kā suga tiek izmantota kā krāšņumaugs, lielākā daļa *Physocarpus opulifolius* atradņu Daugavpilī izvietojusās to sākotnējo stādījumu tuvumā (ceļmalās, gar dzelzceļiem, kapsētās - 82% atradņu – 3.12. att.). Līdzīga situācija novērota arī Ivanovas (Krievija) piepilsētā (Borisova, 2006). Savukārt nezālienēs (9%) un mežos (9%), visticamāk, ievazāts nejauši. Visplašākās audzes veidojas tajās kapsētu daļās, kur

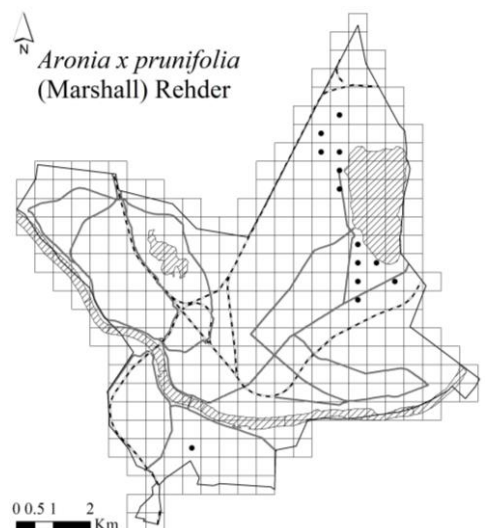
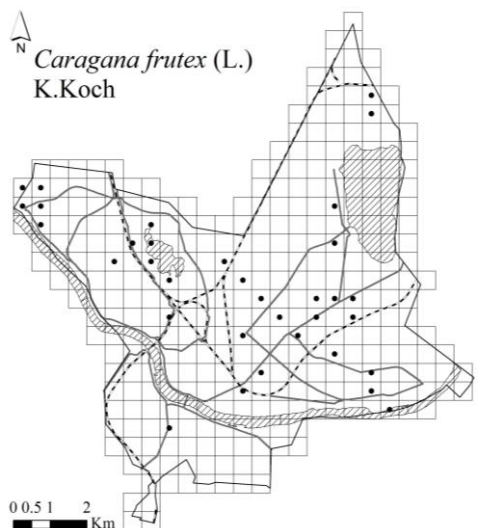
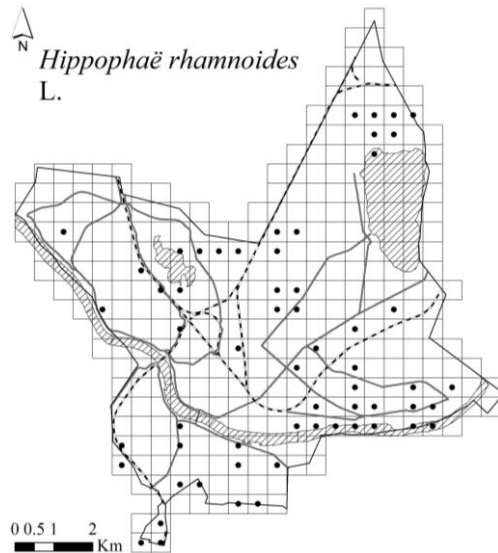
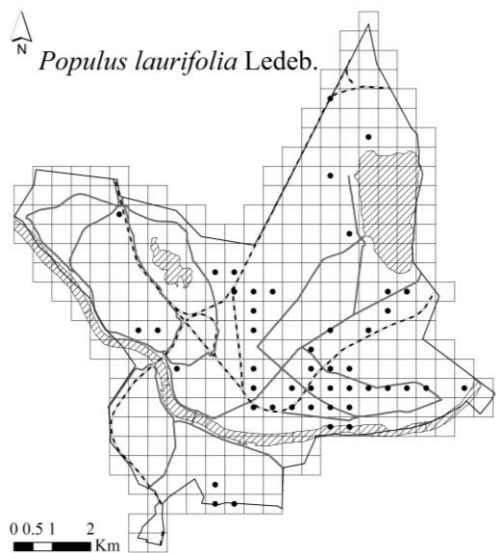
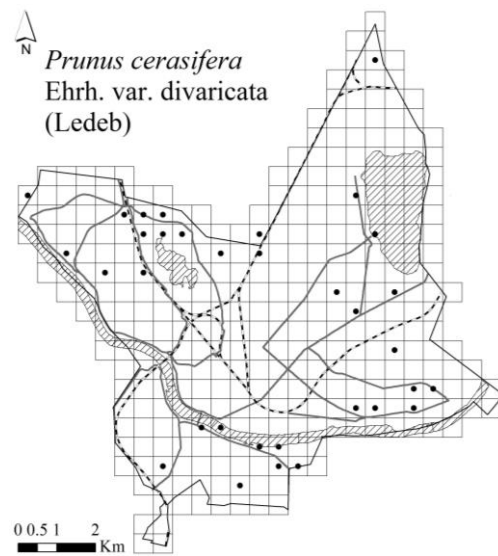
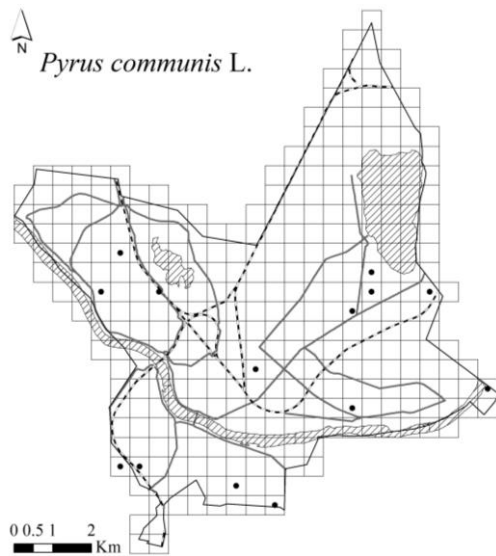
sugas izplatība netiek kontrolēta un ierobežota. Audzes ir nelielas, tomēr tām ir tendence paplašināties, turklāt *Physocarpus opulifolius* izplatās gan veģetatīvi, gan ģeneratīvi, tāpēc šī suga Daugavpils gadījumā jau būtu jāuzskata par invazīvu sugu. Literatūrā ir minēts, ka tas ir salīdzināms, mazprasīgs pret augsnes īpašībām un labi pacieš noēnojumu (Möllerová, 2005; Zelnik, 2012), kas noteikti ir sugas invazivitāti veicinošas īpašības. Turklāt Eiropā *Physocarpus opulifolius* ir 118 visplašāk izplatītā svešzemju suga (Lambdon et al., 2008), Slovēnijā - 22.izplatītākā invazīvā suga (Zelnik, 2012). Savukārt pēc E. Webera un D. Guta (2004) veiktajiem aprēķiniem var secināt, ka *Physocarpus opulifolius* Eiropā ir to sugu sarakstā, kurām ir vidējs invāzijas risks un nepieciešama turpmāka novērošana.

***Swida alba* (L.) Opiz** Latvijā pirmo reizi minēts 1805.gadā (Laiviņš et al., 2009). Daugavpilī savvaļā pirmo reizi konstatēts 1989.gadā (3.5. tab.). Mūsdienās *Swida alba* pilsētā atrodams 11 kvadrātos, galvenokārt pilsētas austrumu daļā (3.13. att.), un tā sastopamību var raksturot kā „samērā retu”. Literatūrā minēts, ka suga var augt gan dabiskos, gan daļēji dabiskos, gan rudērālos biotopos (Converse and Eckardt, 2010; Branquart et al., 2011). *Swida alba* labāk aug mitrās, barības vielām bagātās augsnēs, turklāt lielāko daļu veģetācijas sezonas saknes var atrasties ūdenī (Wittenberg and Cock, 2005; Converse and Eckardt, 2010). Suga sastopama kā noēnotās (mežā), tā atklātās teritorijās (mežmalās, pļavās) (Stevens and Dozier, 2000; Wittenberg and Cock, 2005). Daugavpilī *Swida alba* ir tikai 12 atradnes, piecas no tām mežos, pa divām atradnēm ceļmalās un nezālienēs, pa vienai atradnei pļavā, mazdārziņos un ezera krastā. Nelielais atradņu skaits neļauj viennozīmīgi secināt, ka arī Daugavpilī suga ir pielāgojusies augšanai visos uzskaitītajos biotopos. Lai gan sēklas pārnēsā putni, svarīgāks izplatīšanās faktors ir „iznākšana” no apstādījumiem, kā tas ir novērots Beļģijā (Branquart et al., 2011), Vācijā (Keil and Loos, 2005), Īrijā (Kelly, 1990). Arī Daugavpilī lielākā daļa no atradnēm, visticamāk, saistīta ar sugas izmantošanu apstādījumos, no kurienes ar sakņu materiālu augs nonācis ārpus kultivācijas vietām.

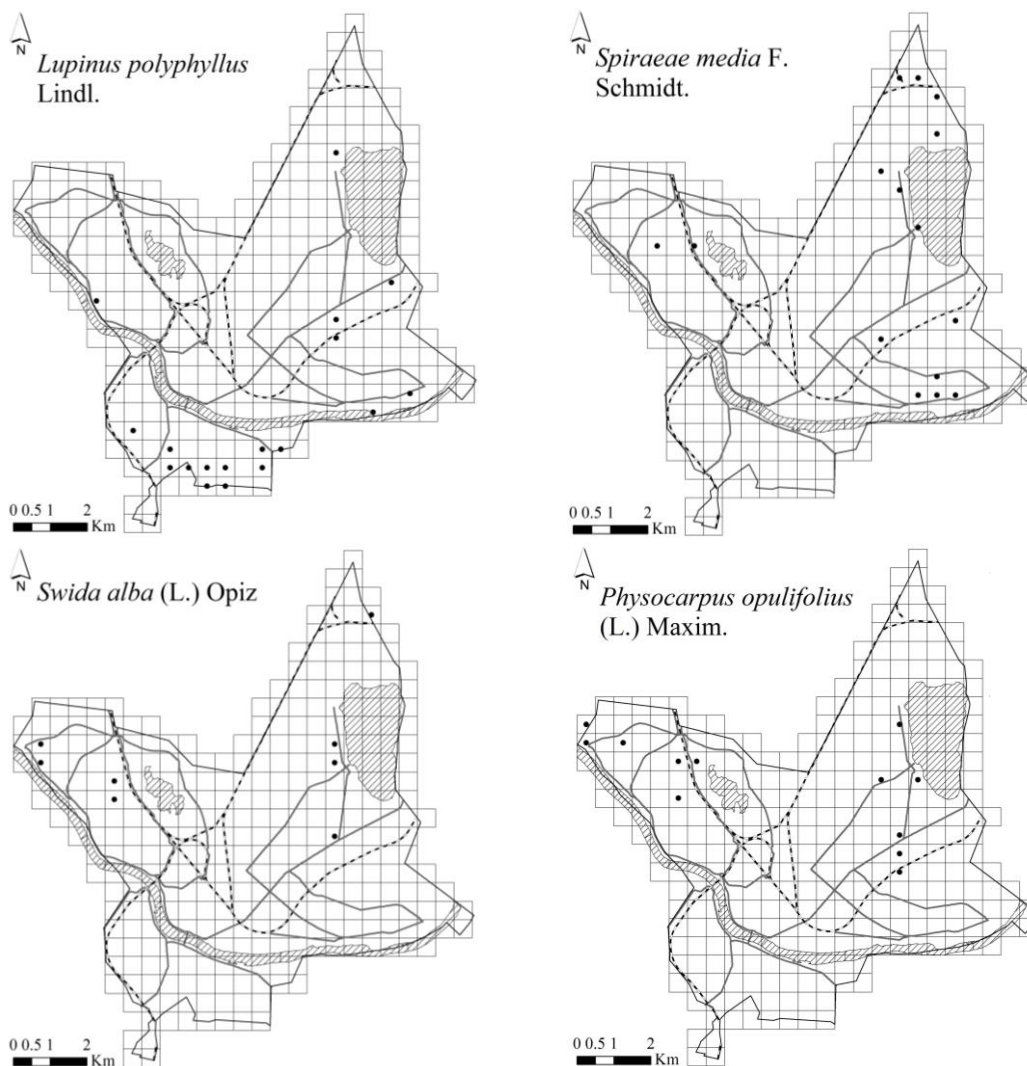
Daudzās valstīs *Swida alba* tiek raksturota kā agresīva suga, kas ātri izplatās, un, pateicoties tās plašajai sakņu sistēmai, blīvajām audzēm un lapotnei, augs negatīvi ietekmē vietējo sugu daudzveidību (Converse and Eckardt, 2010; Branquart et al., 2011). I. Kowariks (1995) atzīmē, ka *Swida alba* lag fāze ir 84 gadi, kas ir samērā maz, salīdzinot ar citām neofītu sugām, piemēram, *Hippophae rhamnoides* tie ir 220 gadi. Ir arī citas sugas īpašības, kas teorētiski to raksturo kā pieticīgu sugu - Ziemeļamerikā to stāda kā vējlauzi un ūdens izraisītās augsnes erozijas ierobežotāju (USDA, 2014); tas spēj paciest zemas gaisa temperatūras (Converse and Eckardt, 2010; Branquart et al., 2011), kas Daugavpils gadījumā ir svarīgs faktors sugas invazivitātei. Tomēr, neskatoties uz novērojumiem citās valstīs, Daugavpilī *Swida alba* neveido audzes, šeit ir konstatēti atsevišķi krūmi, kuru kopumā pilsētā nav daudz (3.13. att.), tāpēc uz pētījuma laiku suga klasificējama kā naturalizējusies.



3.13. attēls. Pēdējos 28 gados konstatēto biežāk sastopamo neofītu augu sugu izplatība Daugavpilī (turpinājums nāk. lpp.)
Figure 3.13. Distribution of most frequent neophyte plant species, traced over the last 28 years, in Daugavpils (continued in the next page)



3.13. attēla turpinājums. Pēdējos 28 gados konstatēto biežāk sastopamo neofītu augu sugu izplatība Daugavpilī (turpinājums nāk. lpp.)
Figure 3.13. continued. Distribution of most frequent neophyte plant species, traced over the last 28 years, in Daugavpils (continued in the next page)



3.13. attēla turpinājums. Pēdējos 28 gados konstatēto biežāk sastopamo neofītu augu sugu izplatība Daugavpilī

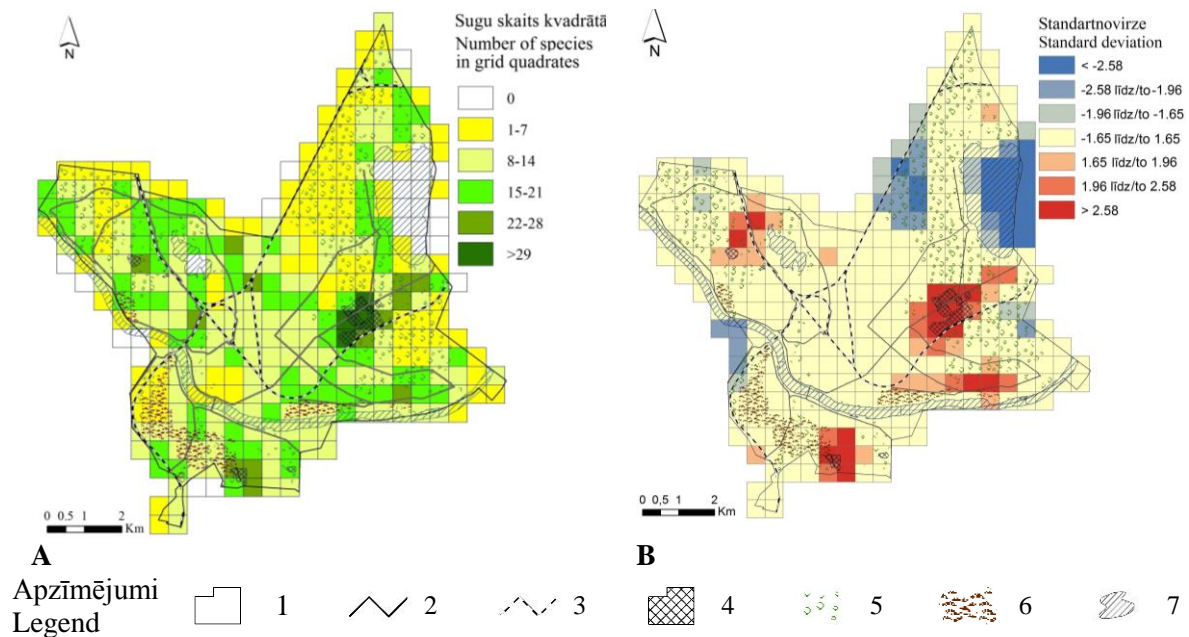
Figure 3.13. continued. Distribution of most frequent neophyte plant species, traced over the last 28 years, in Daugavpils

Apzīmējumi/Legend: • - atradne/locality, □ - pilsētas robeža/city border,
 / - galvenie ceļi/main roads, - dzelzceļi/railways, - ūdens objekti/water objects

3.3. Neofītu izplatību ietekmējošie antropogēnie faktori un izplatīšanās ceļi

Vidēji vienā Daugavpils tīklojuma kvadrātā ir konstatētas 10,5 neofītu sugas. Pilsētā var izdalīt četras teritorijas (3.14.A att.), kurās šo augu sastopamība ir liela vai vislielākā, turklāt arī ģeostatistikās analīzes rezultāti parāda, ka šo sugu izplatības klasteru ticamība ir statistiski nozīmīga ($p < 0,01$) (3.14.B att.). Trīs no šīm teritorijām izvietojušās kapsētās. Ceturtā statistiski nozīmīgā neofītu koncentrācijas teritorija (283., 284.kvadrāts) atrodas pilsētas austrumos (3.14.B att., 2.3. att.). Šajos kvadrātos lielo neofītu koncentrāciju nosaka vairāki faktori, piemēram, privātmāju rajons, kurā pētījumu veikšanas laikā notika celtniecības darbi (284.kvadrāts), veicot augsnes virskārtas transformāciju. Tas izskaidro faktu, ka pilsētā vislielākais viengadīgo sugu skaits (7 sugas) tika konstatēts tieši šajā kvadrātā (traucējumu saistība ar viengadīgo sugu skaitu detalizētāk tiek analizēta 3.3.2. apakšnodaļā). Citas nozīmīgas neofītu

donorteritorijas šajos kvadrātos ir mazdārziņi un vasarnīcu rajons. Daudzos īpašumos tika novēroti ļoti krāšņi dekoratīvo augu stādījumi. Cilvēki labprāt izvēlas dekoratīvās svešzemju sugas, jo tās pagarina ziedēšanas periodu dārzā (Dehnen-Schmutz et al., 2007). Iedzīvotāju vēlme izveidot savu teritoriju skaistāku un interesantāku ir atzīstama, tomēr autore ir pārliecināta, ka lielākā daļa dārziņu, vasarnīcu un privātmāju īpašnieku nepārzina daudzu dekoratīvo svešzemju sugu invazīvās īpašības. Īpaši bīstami tas ir gadījumos, kad teritorijas īpašnieks kaut kādu iemeslu dēļ pārstāj rūpēties par savu dārzu un svešzemju sugas uzsāk invāziju (Pyšek et al., 2004a) – gan šajos kvadrātos, gan citās pilsētas pamestajās vasarnīcu un mazdārziņu teritorijās visbiežāk tika novērotas plašas un monodominantas *Solidago canadensis* audzes.



3.14. attēls. Analizēto neofītu izvietojums Daugavpilī. A – Neofītu sugu skaits kvadrātā, B - ĢIS analīzes gaitā identificētie neofīto augu sugu izplatības klasteri Daugavpils pilsētas teritorijā (analīzes kritērijs – neofīto augu sugu skaits tīklojuma kvadrātos). Klasteru ģeogrāfiskās grupēšanās ticamība $p < 0,01$.

1- pilsētas robeža, 2- galvenie ceļi, 3- dzelzceļi, 4- kapsētas, 5- meži, 6- mazdārziņi, 7- ūdens objekti

Figure 3.14. Disposition of the analysed neophytes in Daugavpils. A-Numbers of neophyte species per quadrat, B - Clusters of distribution of neophyte plant species in the territory of Daugavpils city, identified during GIS analysis (criteria of the analysis – number of neophyte species in grid quadrates). Credibility of clusters' geographical grouping $p < 0,01$.

1- city border, 2- main roads, 3- railways, 4- cemeteries, 5- forests, 6- allotments, 7- water objects

3.3.1. Neofītu izplatības saistība ar kapsētām

Kā jau tika minēts, trīs no neofītu augu sugu skaita ziņā piesātinātākajām teritorijām Daugavpilī ir izvietojušās kapsētās (136., 187., 188., 189., 205, 206, 207, 223., 224., 334., 335., 342.kvadrāts (2.3. att.). Daugavpils teritorijā atrodas desmit kapsētas (Garnizona kapi, Grīvas kapi, Brāļu kapi, Komunālie kapi, Katoļu kapi, Luterāņu kapi, Vecticībnieku kapi, Pareizticīgo kapi, Liginišķu kapi, Baptistu kapi). Kopumā Daugavpils kapsētu teritorijās tika konstatētas 43 neofītu sugas. Sugu skaita ziņā visās kapsētās izteikti dominē Rosaceae (11 sugas) (3.4. tab.).

Daudzas Rosaceae sugas bieži tiek izmantotas kā dekoratīvās kultūras (Hummer and Janick, 2009). Ar to arī skaidrojama šīs dzimtas dominance Daugavpils kapsētās, jo gandrīz visas no konstatētajām sugām tiek izmantotas apstādījumos. Arī visbiežāk sastopamā neofītu suga visās Daugavpils kapsētās pārstāv Rosaceae, t.i., *Spiraea chamaedryfolia* L. (3.4. tab.). Saskaņā ar DAU datiem suga Daugavpilī savvaļā pirmo reizi atrasta jau 1976. gadā. Interesanti, ka Daugavpils pirmās floras inventarizācijas laikā (1975-1983) tā netika konstatēta (Гаврилова и Табака, 1985). Pilsētā kopumā vislielākais šīs sugas īpatsvars tika konstatēts tieši kapsētu teritorijās (46% no kopējā rastuvju skaita) un ceļmalās (31%), savukārt citos biotopos tika uzietas tikai dažas rastuves. *Spiraea chamaedryfolia* un *Sorbaria sorbifolia* (ceturtā biežāk sastopamā suga Daugavpils kapsētās) strauji vairojas ar sakņu atvasēm un aizņem lielas platības (Langenfelds et al., 1973). Tāpēc, kapsētu teritorijām paliekot neapsaimniekotām, spirejas ātri izplatās ap sākotnējiem apstādījumiem, kā to var novērot Vecajos Garnizona un Pareizticīgo kapos.

Rastuvju skaita ziņā Daugavpils kapsētās dominē divas sugas - *Spiraea chamaedryfolia* un *Syringa vulgaris* L. (3.6. tab.). Arī *Syringa vulgaris* savvaļā pārgājis no apstādījumiem, jo ir iecienīts krāšņumaugs (Cinovskis, 1996). Ceriņu izvietojums liecina, ka tie savulaik stādīti gar kapsētu malām, tādējādi norobežojot šo teritoriju no apkārtējās vides. Līdzīgs pētījums par svešzemju sugām (tikai kapsētu apkārtnē) tika veikts Lietuvā (Gudžinskas, 2005). Arī Z. Gudžinska (2005) rezultāti liecina, ka *Syringa vulgaris* ir viena no biežāk sastopamajām neofītu sugām Lietuvas kapsētu apkārtnē, tātad arī kaimiņos tie stādīti ar līdzīgu mērķi kā Daugavpilī. Saskaņā ar Latvijas kokaugu atlanta (Laiviņš et al., 2009) datiem Latvijā *Syringa vulgaris* naturalizējas intensīvi. Daugavpils gadījumā ceriņu naturalizācija drīzāk jāraksturo kā mērena.

Interesanti ir iegūtie dati par *Sedum sexangulare* un *Euphorbia cyparissias*, attiecīgi 39 un 66 rastuves konstatētas Daugavpils kapsētās, savukārt visā pilsētā *Sedum sexangulare* ir 48 rastuves un *Euphorbia cyparissias* – 108 rastuves. Saskaņā ar M. Laiviņa un S. Jermacānes datiem Latvijā uz 1999.gadu kopumā bija zināmas 28 *Sedum sexangulare* un 96 *Euphorbia cyparissias* rastuves. Tā kā Laiviņa un Jermacānes (1999) rezultāti ir faktiski vienīgie Latvijas kapsētu floras dati un lauka pētījumi tikuši veikti galvenokārt valsts rietumu daļas kapsētās, informāciju par pārējo Latvijas daļu iegūstot no esošajiem herbārijiem, autoresprāt, galvenais iemesls šādam būtiskam minēto augu rastuvju skaita pieaugumam, visticamāk, ir nepietiekamā Latvijas floras izpēte.

3.6. tabula Neofītu inventarizācijas dati Daugavpils kapsētās (turpinājums nāk. lpp.)

¹ Sugu sastopamības frekvence tika aprēķināta šādi: (kapsētu skaits, kurās suga ir konstatēta/ kopējo kapsētu skaitu)*100. A-apzināti ieviesta/stādīta suga, N-nejauši ieviesusies suga

**Table 3.6. Data of inventory of neophytes in Daugavpils cemeteries
(continued in the next page)**

¹The frequency of species occurrence was calculated in the following way: (number of cemeteries, in which the species is detected / total number of cemeteries)*100. A-intentionally introduced/planted species, N-unintentionally introduced species. Type of species introduction

Suga Species	Dzimta Family	Rastuvju skaits Number of localities	Frekvence ¹ Frequency ¹ (%)	Sugas ieviešanās veids Mean of introduction in cemetery
1.	2.	3.	4.	5.
<i>Spiraea chamaedryfolia</i> L.	Rosaceae	92	100%	A
<i>Syringa vulgaris</i> L.	Oleaceae	90	100%	A
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	Euphorbiaceae	66	80%	A
<i>Sorbaria sorbifolia</i> (L.) A.Braun	Rosaceae	56	80%	A
<i>Spiraea x billardii</i> Hérincq	Rosaceae	52	60%	A
<i>Caragana arborescens</i> Lam.	Leguminosae	49	70%	A
<i>Phalacroloma annuus</i> (L.) Dumort.	Asteraceae	44	70%	N
<i>Conyza canadensis</i> L.	Asteraceae	41	90%	N
<i>Sedum sexangulare</i> L.	Crassulaceae	39	70%	A
<i>Sambucus racemosa</i> L.	Caprifoliaceae	36	60%	A
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	Balsaminaceae	34	70%	N
<i>Cotoneaster lucidus</i> Schltld.	Rosaceae	31	60%	A
<i>Amelanchier spicata</i> (Lam.) K. Koch	Rosaceae	27	70%	A
<i>Solidago Canadensis</i> L.	Asteraceae	18	60%	A
<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.	Leguminosae	16	30%	A
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	Asteraceae	14	40%	N
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	Balsaminaceae	14	60%	N
<i>Malus domestica</i> Borkh.	Rosaceae	11	60%	N
<i>Erysimum hieracifolium</i> L.	Cruciferae	11	50%	N
<i>Bunias orientalis</i> L.	Cruciferae	10	50%	N
<i>Sedum rupestre</i> L.	Crassulaceae	9	40%	A
<i>Sedum album</i> L.	Crassulaceae	9	40%	A
<i>Caragana frutex</i> (L.) K. Koch	Leguminosae	8	40%	A
<i>Spiraea x rosalba</i> Dipp	Rosaceae	8	40%	A
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Aceraceae	6	20%	A
<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	Cruciferae	4	20%	N
<i>Armoracia rusticana</i> P. Gaertn., B. Mey. et Schreb.	Cruciferae	4	30%	N
<i>Acer negundo</i> L.	Aceraceae	4	20%	N
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Asteraceae	4	40%	N
<i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. et .	Cucurbitaceae	3	30%	N
<i>Spiraea alba</i> Duroi.	Rosaceae	3	30%	A
<i>Physocarpus opulifolius</i> (L.) Maxim.	Rosaceae	3	30%	A
<i>Populus laurifolia</i> Ledeb.	Salicaceae	3	10%	N
<i>Populus alba</i> L.	Salicaceae	2	20%	N
<i>Rosa rugosa</i> Thunb.	Rosaceae	2	20%	A

3.6. tabulas turpinājums. Neofītu inventarizācijas dati Daugavpils kapsētās
Table 3.6. continued. Data of inventory of neophytes in Daugavpils cemeteries

1.	2.	3.	4.	5.
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Leguminosae	2	10%	A
<i>Lepidium densiflorum</i> Schrad.	Cruciferae	1	10%	N
<i>Bellis perennis</i> L.	Asteraceae	2	20%	A
<i>Rumex confertus</i> Willd.	Polygonaceae	1	10%	N
<i>Populus x canadensis</i> Moench.	Salicaceae	1	10%	N
<i>Sedum spurium</i> M.Bieb	Crassulaceae	1	10%	A
<i>Salix daphnoides</i> L.	Salicaceae	1	10%	A
<i>Spiraea media</i> Schmidt.	Rosaceae	1	10%	A

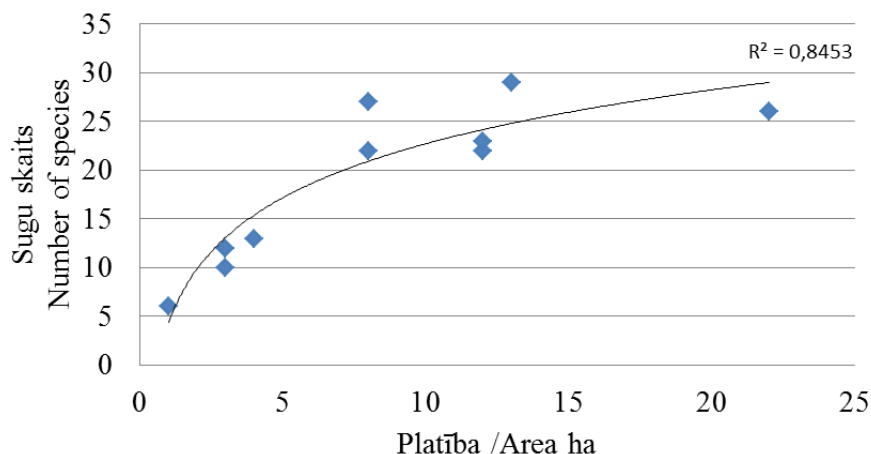
Biezlapju dzimta ir vienīgā, kuras izplatība pilsētā ir saistāma tieši ar kapsētām. Daugavpilī ir konstatētas četras neofītās laimiņu sugas - *Sedum sexangulare*, *Sedum album* L., *Sedum rupestre* L., *Sedum spurium*. Kā jau tika minēts, *Sedum sexangulare* - 48 rastuvēs pilsētā, 39 (81,25%) rastuves ir kapsētās, *Sedum album* – no 12 rastuvēm pilsētā, 10 (83%) ir kapsētās, *Sedum rupestre* - 9 rastuvēs - 100% kapsētās. Izņēmums ir *Sedum spurium*, kuram no 6 rastuvēm pilsētā, tika viena ir kapsētā. Laimiņu izplatību kapsētās var skaidrot ar to, ka tie kā dekoratīvi augi tiek plaši izmantoti kapu kopiņu apstādījumos, arī augšanas apstākļu ziņā tie ir mazprasīgi (Laiviņš un Jermacāne, 1999; Laiviņš and Jermacāne, 2000). Vislielākā to koncentrācija tika novērota saulainās un smilšainās kapsētu teritorijās, kas sakrīt ar literatūrā sniegtajiem datiem (Langenfelds et al., 1973).

18 (39%) (3.6. tab.) no konstatētajiem neofītiem kapsētu teritorijās var klasificēt kā nejauši ieviesušās sugas, piemēram, izmantotas apstādījumos, taču ne kapsētās, bet gar ceļu malām. Šādi kapsētās ir ieviesušās visas konstatētās papeļu sugas (Buivids, 1998; Mauriņš un Zvirgzds, 2006). Šajā grupā ietilpst arī *Amelanchier spicata*, kas kapsētu teritorijā varētu būt nokļuvusi ar putnu palīdzību (Birkmane et al., 1957). *Impatiens parviflora* un *Impatiens glandulifera* kapsētu teritorijās arī visdrīzāk ir nokļuvušas ar sēklām no apkārtējās teritorijas. Lai gan abas pēdējās sugas Latvijas florā ienākušas kā dekoratīvi dārzbēgļi (Laiviņš un Zundāne, 1989), kapsētās tās tomēr netiek izmantotas apstādījumos.

Pārējās 25 sugas (54%) var klasificēt kā apzināti ieviestas. Visvairāk šajā grupā pārstāvētas Rosacea sugas, kas sākotnēji kapsētās stādītas kā košumkrūmi- *S. chamaedryfolia*, *S. sorbifolia*, *Spiraea x billardii* Hérincq, *Cotoneaster lucidus* Schltldl., *Spiraea x rosalba* Dipp, *Spiraea alba* Duroi., *Physocarpus opulifolius* (L.), *Spiraea media* Schmidt. Daudzas no apzināti ieviestām sugām turpina augt un iekļauties vietējās augu sabiedrībās gan kapsētu, gan arī ārpus to teritorijām: ceļmalās, tuvējās pļavās, mežmalās, grāvjos. To izplatību veicina gan dabiskie faktori – vējš, ūdens, putni, gan cilvēku darbība, kad kapsētu tuvumā esošajās atkritumu izgāztuvēs nonāk augu ziedi, sēklas, sakņu daļas, jaunās atvases, daļa no kurām izdzīvo, turpina augt un izplatīties (Laiviņš un Jermacāne, 1999; Laiviņš and Jermacāne, 2000; Gudžinskas, 2005).

Vislielākais neofītu sugu skaits tika konstatēts Pareizticīgo kapos (33 sugas; 223., 224. kvadrāts) un Komunālajos kapos (30 sugas; 206; 207; 224.kvadrāts). Nedaudz mazāks sugu skaits (28) ir Grīvas (334., 335., 341., 342.kvadrāts) un Vecticībnieku kapos (205., 206.kvadrāts), Vecajos Garnizona (25 sugas; 135., 136.kvadrāts), Katoļu (24 sugas; 188.kvadrāts), Luterāņu kapos (20 sugas; 187., 205.kvadrāts). Mazākais sugu skaits novērots Baptistu (12 sugas; 206.kvadrāts), Ligiņišķu (11 sugas; 337.kvadrāts) un Brāļu kapos - 8 sugas (206.kvadrāts). Korelācijas

grafiks (3.15. att.) liecina, ka starp kapsētu platību un konstatēto neofītu sugu skaitu tajās pastāv būtiska pozitīva korelācija ($r = 0,84$). Tomēr ir arī citi faktori, kas ietekmē sugu skaitu kapsētās – cilvēka darbības ietekme, augšanas apstākļi, biotopi. Lietuvā (Gudžinskas, 2005), atšķirībā no Daugavpils, sugu skaita un kapsētas platības saistība ir vāja ($r = 0,22$).



3.15. attēls. Korelācijas grafiks starp neofītu sugu skaitu kapsētās un kapsētu platību Daugavpilī

Figure 3.15. Chart of correlation between number of neophyte species in cemeteries and area of cemeteries in Daugavpils

Datu analīze liecina, ka starp kapsētas vecumu un konstatēto sugu skaitu sakarība ir ļoti vāja ($r = 0,02$), piemēram, Vecie Garnizona kapi ir vecākie arī mūsdienās funkcionējošie kapi Daugavpilī (apbedījumi uzsākti 1840.gadā (Якуч, 1998)), tomēr vislielākais neofītu sugu skaits tika konstatēts Pareizticīgo un Komunālo kapu teritorijās. Abas korelācijas ir skaidrojamas ar to, ka šo kapu teritorijas mūsdienās turpina strauji paplašināties, turklāt esošo konfesiju skaitu papildina jaunas, piemēram, musulmaņi. Apstādījumos periodiski vērojami arī noteikti „modes augi”, kuri tiek izmantoti biežāk nekā citi dekoratīvie augi.

3.3.2. Neofītu izplatības saistība ar autoceļiem un dzelzceļiem

Tā kā literatūrā kā neofītu izplatību veicinošie faktori bieži tiek minētas lineārās struktūras pilsētās, darbā tika analizēta autoceļu, dzelzceļu un upju saistība ar neofītu skaitu Daugavpilī. Būtiska lineāra struktūra jebkurā urbānā vidē ir ceļi. Arī Daugavpilī invadētākais biotops (3.7. tab.) ir ceļi un ceļmalas (48%). Lai gan līdz šim ir daudz pētīta un pierādīta neofītu izplatība saistībā ar autoceļiem (Von der Lippe and Kowarik, 2008; Flory and Clay, 2009; Kowarik and Von der Lippe, 2011; Hayasaka et al., 2012), ģeostatistikās analīzes rezultāti (3.14.B att.) Daugavpilī neuzrāda statistiski nozīmīgu ceļu saistību ar neofītu skaitu kvadrātos. Turklāt to novietojums attiecībā pret citiem blakus esošiem biotopiem, kuri arī var būt neofītu donorteritorijas, neļauj viennozīmīgi apgalvot, ka tieši ceļi ir svarīgākais neofītu avots konkrētajās teritorijās.

Tomēr 16 no 46 darbā analizētajām neofītu sugām ceļmalās ir konstatētas vairāk nekā 50% to atradņu: *Medicago sativa* (92%), *Lepidium densiflorum* Schrad. (79%), *Bunias orientalis* L. (66%), *Sisymbrium loeselii* L. (65%), *Phalacrolooma annuum* (L.)

Dumort (64%), *Conyza Canadensis* (63%), *Populus alba* L. (62%), *Rosa rugosa* Thunb. (62%), *Populus balsamifera* L. (61%), *Armoracia rusticana* P. Gaertn. (60%), *Prunus cerasifera* Ehrh. var. *divaricata* (Ledeb) (58%), *Medicago x varia* Martyn (57%), *Acer negundo* L. (56%), *P. x canadensis* Moench (56%), *Hippophaë rhamnoides* L. (53%), *Sisymbrium altissimum* L. (53%). Minētie skaitļi liecina, ka, neskatoties uz ģeostatistikās analīzes rezultātiem, Daugavpilī ceļi un ceļmalas ir neofītiem nozīmīgi biotopi.

Visizteiktākais ceļmalu neofīts Daugavpilī ir *Medicago sativa*. Latvijā tā diezgan bieži ir sastopama sējumos, atsevišķi eksemplāri un grupas - atmatās, nezālienēs, ceļu un dzelzceļu malās (Табака и др., 1988). *Medicago sativa* visā pasaulē tiek plaši izmantota kā lopbarības kultūra (Bagavathiannana and Van Ackerb, 2009). Savvaļā tā pārgājusi no sējumiem (NOBANIS, 2014). Literatūrā sniegtās ziņas par šo kultūrauga liecina, ka tam ir liela potence naturalizēties un kļūt invazīvam, jo *Medicago sativa* ir liela ģenētiskā daudzveidība, tā ir daudzgadīga, ar dziļu un spēcīgi sazarotu sakņu sistēmu. *Medicago sativa* ir sausum un salizturīga, turklāt tās sēklas ilgi saglabā savu dīgtspēju (Bagavathiannana and Van Ackerb, 2009). ASV šis neofīts tiek raksturots kā agresīva svešzemju suga, kura, naturalizēšanās gadījumā, izkonkurē vietējās augu sugas (Plant guide..., 2002). Tomēr analizētajos literatūras avotos *Medicago sativa* nefigurē kā izteikta ceļmalu suga.

3.7. tabula. Neofītu izplatība biotopu griezumā Daugavpilī
Table 3.7. Distribution of neophytes in the scope of habitats in Daugavpils

Biotopa veids Type of habitat	Atradņu skaits Number of localities (%)
K.5. Ceļi un ceļmalas	48
F. Meži un krūmāji	11
E. Pļava	11
K. Citi ruderāli biotopi	9
J.4. Kapsētas	7
K.6. Dzelzceļi	5
Mazdārziņi	5
L. Pilsētu un apdzīvotu vietu apbūve	2
C. Stāvoši ūdeņi, M. Mākslīgas ūdenstilpes	2

Kā jau tika minēts, pasaulē ir daudz pētīta neofīto augu izplatības saistība ar autoceļiem, kamēr par dzelzceļu svešzemju floru šādu pētījumu ir krietni mazāk - (Hansen and Clevenger, 2005; Westermann et al., 2011; Penone et al., 2012). Arī Latvijas mērogā šis jautājums pētīts ļoti fragmentāri. No 1960. līdz 1975. gadam detalizēti pētīta Rīgas un Daugavpils pilsētas adventīvā flora dzelzceļu teritorijās (Шулц, 1972; Шульц, 1976; Шульц, 1977). Kā tika minēts 1.2. apakšnodaļā, pirmā Daugavpils floras, tai skaitā arī svešzemju sugu, inventarizācija tika īstenota no 1975. līdz 1983. gadam (Гаврилова и Табака, 1985). A. Šulcs (1972) uzsver, ka svešzemju sugu ienākšana īpaši pieaugusi ar dzelzceļa transporta intensīvu izmantošanu, sākot jau ar 1861. gadu, kad tika uzbūvēta pirmā dzelzceļa līnija Latvijā Rīga- Daugavpils. Arī Ģ. Gavrilova un L. Tabaka (1985) uzskata, ka galvenais antropogēnais faktors, kas ietekmē floras formēšanos Daugavpilī, ir ceļi un dzelzceļi.

Lielākā daļa līdz šim veikto pētījumu par dzelzceļa saistību ar floru liecina, ka dzelzceļš un tam raksturīgie abiotiskie faktori kalpo kā daudzu sugu izplatīšanos veicinošs apstākļi (Hansen and Clevenger, 2005; Westermann et al., 2011). Arī Latvijā

līdz šim veiktie pētījumi apstiprina līdzīgu viedokli (Расиньш, 1958; Шулц, 1976; Шулц, 1977).

Tomēr jaunākie pētījumi (Penone et al., 2012) liecina, ka dzelzceļa kā neofītu izplatīšanās koridora funkciju nevar pierādīt viennozīmīgi. Saskaņā ar zinātniskajā literatūrā norādītajiem datiem šo sugu sastopamība gar dzelzceļiem ir saistāma ar dažādiem faktoriem, no kuriem nozīmīgākie ir antropogēnie un ekoloģiskie. Svarīgākais antropogēnais faktors tiek minēts dzelzceļa apsaimniekošanas radītie vides traucējumi (Hansen and Clevenger, 2005; Pollnac et al., 2012). Savukārt no ekoloģiskajiem faktoriem visbiežāk tiek norādīti konkrētu sugu sēklu ražošanas un izplatības īpatnības (Westermann et al., 2011) vai tādi abiotiskie faktori kā augsnes tips, nogāzes ekspozīcija (Gelbard and Harrison, 2003), apgaismojums (Trombulak and Frissell, 2000; Seiler, 2001; Flory and Clay, 2006) un vējš piezemes slānī (Seiler, 2001; Kowarik and Von der Lippe, 2011). Tāpēc arī iegūto rezultātu analīzē autore atsevišķi vērtēja dzelzceļa kā sugu izplatīšanās koridora efektu Daugavpilī.

Dzelzceļa biotopos (dzelzceļa sliežu ceļi, dzelzceļa malas un dzelzceļa stigas) Daugavpilī tika konstatētas 37 neofītu sugas (3.8. tab.) Iepriekš veiktajā Daugavpils pilsētas floras inventarizācijā laika posmā no 1975. līdz 1983.gadam (Гаврилова и Табака, 1985) gar dzelzceļiem, pārpurvotās teritorijās gar dzelzceļiem, uz dzelzceļa uzbūrumiem, dzelzceļu tuvumā tika konstatētas 95 neofītu sugas. Esošā pētījuma laikā konstatētas 16 jaunas sugas, kuras nebija uzietas iepriekšējā inventarizācijā (3.8. tab.), savukārt 73 sugas, kas tika konstatētas iepriekš, šajā pētījumā netika atrastas. 22 sugas tika konstatētas gan Ģ. Gavrilovas un L. Tabakas (1985), gan autores pētījuma gaitā.

Atšķirības abu pētījuma rezultātos varētu būt skaidrojamas šādi:

1. iepriekš veiktajā inventarizācijā netika precīzi skaidroti jēdzieni „dzelzceļa tuvumā” un „gar dzelzceļu”, iespējams, apzīmējot plašāku joslu, nekā esošā pētījuma teritorija. Iespējams, piemēram, *Achillea micrantha* Willd. šajā pētījumā netika konstatēta minētā iemesla dēļ;
2. Daugavpils klimats tiek raksturots kā viens no kontinentālākajiem valstī (skat.1.5. apakšnodaļu). Tieši kritiskās temperatūras ir viens no atsevišķu svešzemju kokaugu sugu izplatību limitējošiem faktoriem, un tādēļ daļa iepriekšējās inventarizācijas laikā konstatētie taksoni vienkārši nav iedzīvojušies, piemēram, *Sambucus nigra*;
3. kopš 1990-tajiem gadiem Latvijā divas reizes veģetācijas sezonā dzelzceļa malu un stīgu apsaimniekošanā tiek lietoti herbicīdi. Šie līdzekļi ietekmē galvenokārt to sugu sastopamību, kuras izplatās ar sēklām, jo tās tiek iznīcinātas vēl pirms augs sēklas ir nogatavinājis, piemēram, *Ambrosia artemisiifolia* L., *Echinops sphaerocephalus* L., un *Reseda lutea* L.

Daugavpilī gar dzelzceļiem dominē tie neofīti, kuri izplatās ģeneratīvi – 25 sugas. Tikai septiņas sugas izplatās veģetatīvi, un piecas - gan veģetatīvi, gan ģeneratīvi (3.8. tab.). Šāda izplatība varētu būt saistīta ar 2 aspektiem:

1. sēklu aspekts (Hansen and Clevenger, 2005; Westermann et al., 2011) - sugas, kuras izplatās ar sēklām (piemēram, *Conyza canadensis* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *Lepidium densiflorum* Schrad., *Sisymbrium loeselli* L.), ir „mobilākas” un vilciena kustības laikā var tikt pārnestas mehāniski. Turklāt dzelzceļa satiksmei raksturīgais lielais vēja ātrums (Seiler, 2001) ir labvēlīgs tām sugām, kas apputeksnējas (Penone et al., 2012) un sēklas izplata ar vēja palīdzību (Kowarik and Von der Lippe, 2011);

2. traucējumu aspekts - gan uz dzelzceļa sliedēm, gan tām blakus esošajā teritorijā remontdarbi un apsaimniekošanas darbi norisinās regulāri, tātad tās ir pakļautas regulāriem traucējumiem (Trombulak and Frissell, 2000; Seiler, 2001). Šo

darbību rezultātā palielinās tādu teritoriju platības, kurām ir traucēta vai vispār nav veģetācijas (Trombulak and Frissell, 2000), tādā veidā radot labvēlīgus apstākļus neofītu ienākšanai jaunā vietā. Šāda situācija pētījumu laikā tika novērota 179., 197., un 199.kvadrātā (attiecīgi 75%, 67%, un 82% no kopējā neofītu sugu skaita kvadrātā bija viengadīgas sugas).

3.8. tabula. Neofītu inventarizācijas dati Daugavpils dzelzceļa biotopos (turpinājums nāk. lpp.)

Dzīves ilgums: d-daudzgadīgs, dv- divgadīgs, v-viengadīgs;

Galvenais reprodukcijas veids: ģ- ģeneratīvs, v- veģetatīvs

Table 3.8. Data of the inventory of neophyte species in railway habitats in Daugavpils (continued in the next page)

Life span: p-perennial, b-biennial, a-annual; Main way of propagation: ģ- generatively, v- vegetatively

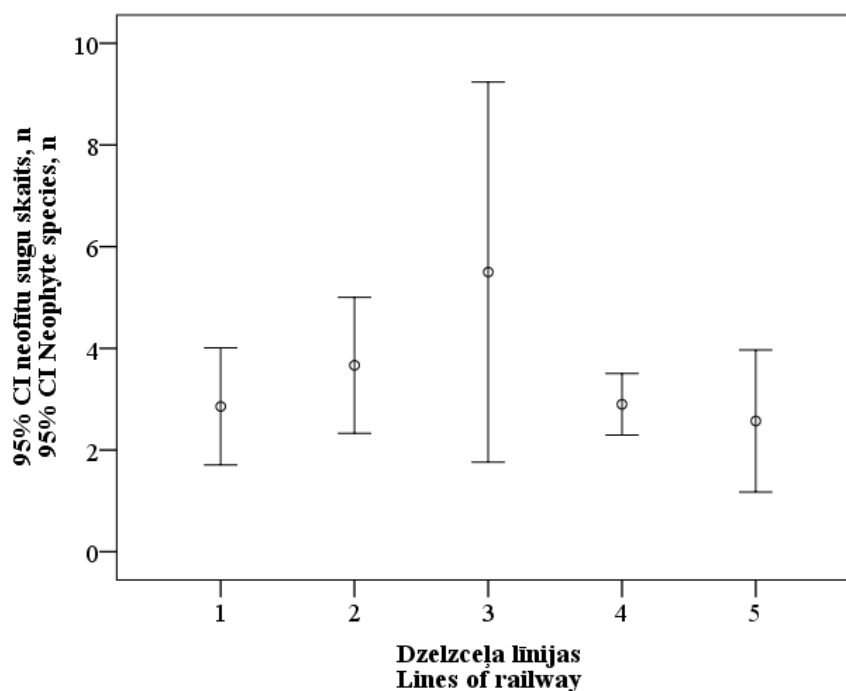
Suga Species	Dzīves ilgums Life span	Galvenais reprodukcijas veids Main way of propagation	Kvadrātu skaits, kuros suga ir konstatēta Number of quadrats in which the species was recorded		Dzelzeļi/ pilsētu % (5/4 kolonna) Railways/city % (column 5/4)	Sugas konstatācija Species indetified	
			visā Daugavpilī in Daugavpils	gar dzelzceļiem along railways		kā jauna atradne 2007-2010 new in 2007-2010	gan 1975-1983, gan 2007-2010 in 1975-1983 and 2007-2010
1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.
<i>Acer negundo</i> L.			226	31	13,7	x	
<i>Amaranthus albus</i> L.	v	ģ.	30	22	73,3		x
<i>Amaranthus blitoides</i> S.Watson	v	ģ.	4	3	75,0		x
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	v	ģ.	68	38	55,9	x	
<i>Amelanchier spicata</i> (Lam.) K.Koch	d	ģ, v	128	3	2,3		x
<i>Armoracia rusticana</i> P.Gaertn., B.Mey. et Scherb.	d	v	148	6	4,1		x
<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.	d	ģ.	5	1	20,0	x	
<i>Bunias orientalis</i> L.	dv	ģ.	158	14	8,9		x
<i>Camelina microcarpa</i> Andr.	v	ģ.	3	2	66,7		x
<i>Caragana arborescens</i> Lam.	d	v	49	3	6,1	x	
<i>Carduus nutans</i> L.	dv	ģ.	27	20	74,1		x
<i>Dracocephalum thymiflorum</i> L.	v	ģ.	23	23	100,0		x
<i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. et A.Gray	v	ģ.	104	4	3,8	x	
<i>Eragrostis minor</i> Host.	v	ģ.	19	14	73,7		x
<i>Phalacrolooma annuus</i> (L.) Pers.	dv	ģ.	108	4	3,7	x	
<i>Conyza canadensis</i> L.	v	ģ.	276	63	22,8		x
<i>Erysimum durum</i> J. et C. Presl	dv	ģ.	4	4	100,0		x
<i>Erysimum hieracifolium</i> L.	dv	ģ.	19	2	10,5	x	
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	d	ģ, v	32	11	34,4		x
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	v	ģ.	118	40	33,9		x
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	d	v, ģ.	133	1	0,8	x	

3.8. tabulas turpinājums. Neofītu inventarizācijas dati Daugavpils dzelzceļa biotopos
Table 3.6. continued. Data of the inventory of neophyte species in
railway habitats in Daugavpils

1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	v	ġ	89	4	4,5	x	
<i>Lappula squarrosa</i> (Retz.) Dumort.	dv	ġ	10	9	90,0		x
<i>Lepidium densiflorum</i> Schrad.	v	ġ	85	7	8,2		x
<i>Malus domestica</i> Borkh.	d	ġ	257	10	3,9	x	
<i>Medicago x varia</i> Martyn	d	ġ	18	8	44,4		x
<i>Populus alba</i> L.	d	v, ġ	33	3	9,1	x	
<i>Populus laurifolia</i> Ledeb.	d	v, ġ	43	1	2,3	x	
<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. var. <i>divaricata</i> (Ledeb.) L.H.Bailey	d	ġ, v	33	1	3,0	x	
<i>Rosa rugosa</i> Thunb.	d	v	51	6	11,8		x
<i>Rumex confertus</i> Willd.	d	ġ	132	2	1,5		x
<i>Salix daphnoides</i> Vill.	d	v	62	1	1,6		x
<i>Sisymbrium altissimum</i> L.	v	ġ	24	4	16,7	x	
<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	v	ġ	100	8	8,0		x
<i>Solidago canadensis</i> L. s.l.	d	ġ	151	10	6,6		x
<i>Spiraeae media</i> F. Schmidt.	d	v	15	2	13,3	x	
<i>Syringa vulgaris</i> L.	d	v	138	5	3,6	x	

Neofītu sugu skaits kvadrātā svārstās no 1-15, vidēji katrā kvadrātā - 5.1 sugas. Sugu skaita ziņā pilsētā izceļas vairākas teritorijas, piemēram, 223. (konstatētas 11 neofītu sugas) un 224.kvadrāts (konstatētas 12 neofītu sugas), kas atrodas blakus kapsētām (2.3. att., 3.14.A att.). Turklāt blakus esošajos kvadrātos sugu skaits ir vairākas reizes mazāks (kvadrāts nr. 207- 2 sugas, kvadrāts nr. 241-3 sugas). Šajā gadījumā tiek pierādīta jau iepriekšaprakstītā kapsētu loma neofītu izplatībā (Laiviņš and Jermacāne, 2000; Gudžinskas, 2005; Bowdler et al., 2007). Desmit neofītu sugas konstatētas 330.kvadrātā, kas izvietojies blakus privātmāju rajonam, esošajiem un pamestajiem mazdārziņiem. Tā kā daudzi no neofītiem savvaļā nonāk no apstādījumiem un dārzu atkritumiem (Pyšek et al., 2004a), tas izskaidro dažu sugu sastopamību (piem, *Euphorbia cyparissias* L., *Solidago canadensis* L. s.l., *Rosa rugosa* Thunb. u.c.) un salīdzinoši lielāko neofītu sugu blīvumu (2.3. att., 3.14.A att.) šajā kvadrātā. 101.kvadrāts (12 sugas) atrodas Daugavpils dzelzceļa šķirotavas teritorijā, kurā tiek veikta ne tikai vagonu formēšana un izformēšana, bet arī vajadzības gadījumā apkope, mazgāšana un remonts. Tieši apkopes un remonta laikā šķirotavas teritorijā var nokļūt augu sēklas, kas bija pielipušas pie vagoniem.

Lai noskaidrotu, vai dzelzceļa līnijas izmantošanas veids (preču pārvadājumu līnija, pasažieru-preču pārvadājumu līnija) statistiski būtiski ietekmē neofītu sugu skaita variēšanu kvadrantā, izmantota vienfaktora dispersijas analīze (One-Way ANOVA), un tika konstatēts, ka tām nav nozīmīgas ietekmes uz neofītu sugu skaita sadalījumu, jo F kritiskais $2,3 > F$ faktisko $1,9$ un $P > 0,12$, un arī vidējie sugu skaita ticamības intervāli starp dzelzceļa līnijām pārklājas (3.16. att.). Netika konstatēta arī statistiski ticama korelācija starp dzelzceļa līnijām (neatkarīgi no tā, vai tie ir preču vai preču-pasažieru pārvadājumi) un neofītu sugu skaitu. Visticamāk, galvenais iemesls varētu būt tas, kas visas dzelzceļa līnijas pilsētā tiek apsaimniekotas gan vienā laikā, gan veicot vienādu apsaimniekošanas pasākumus.



3.16. attēls. Vidējais neofītu sugu skaits 95% ticamības intervālā pētītajos kvadrātos gar dzelzceļa līnijām

Dzelzceļa līnijas: 1. Daugavpils – Zilupe, 2. Daugavpils – Viļņa, 3. Daugavpils – Rīga, 4. Daugavpils – Rēzekne, 5. Daugavpils dzelzceļa šķirošanas parks

Figure. 3.16. Average numbers of neophyte species in the analysed quadrats along railway lines at 95% confidence interval (CI).

Lines of railway: 1. Daugavpils – Zilupe, 2. Daugavpils – Viļņa, 3. Daugavpils – Rīga, 4. Daugavpils – Rēzekne, 5. Daugavpils railway junction

Dzelzceļa biotopi ir ļoti nozīmīgi trijām no visām konstatētajām sugām (3.8. tab.) - *Dracocephalum thymiiflorum*, *Erysimum durum* un *Lappula squarrosa* (attiecīgi 100%, 100% un 90% no visām atradnēm pilsētā ir konstatētas dzelzceļa tuvumā). Vēl sešām sugām - *Eragrostis minor*, *Carduus nutans*, *Camelina microcarpa*, *Amaranthus albus*, *Amaranthus blitoides*, *Amaranthus retroflexus* - gar dzelzceļiem ir vairāk nekā 50% atradņu no kopējā skaita pilsētā. Pārējo taksonu izplatībā dzelzceļi ir mazāk nozīmīgi. Tādējādi Daugavpils gadījumā *Dracocephalum thymiiflorum*, *Erysimum durum* un *Lappula squarrosa* jāuzskata par tipiskiem dzelzceļu neofītiem.

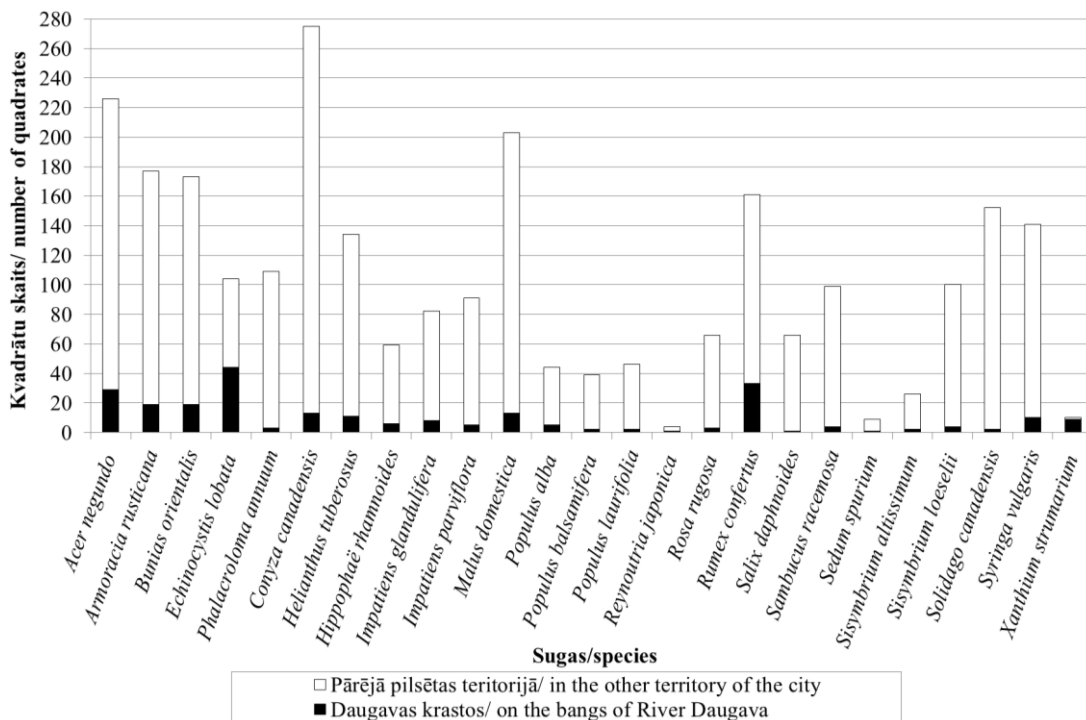
Dracocephalum thymiiflorum izplatību ierobežo teritorijas noganīšana, intensīva lauksaimniecība vai infrastruktūras attīstība (Genova, 2012). Savukārt šajā pētījumā tika pierādīts tieši pretējais - dzelzceļa infrastruktūras remontdarbi un apsaimniekošana neierobežo *Dracocephalum thymiiflorum* izplatību, jo pilnīgi visas sugas atradnes tika konstatētas gar dzelzceļu (3.8. tab). Arī pirmais herbārijs Daugavpilī ievākts dzelzceļa malā 1965.gadā (DAU).

Erysimum durum Daugavpilī pirmo reizi konstatēta tikai 2009.gadā pie dzelzceļa stacijas. Jaunākie pētījumi Čehijā liecina, ka suga izplatās lielākoties gar dzelzceļiem (Houska, 2009), kamēr Daugavpilī šīs sugas atradnes ir tikai gar dzelzceļiem. Lai gan saskaņā ar NOBANIS (2014) datiem *Erysimum durum* Latvijā minēta kā neinvazīva, tomēr Daugavpilī, lai arī ar nelielu atradņu skaitu (3.8. tab), taču sugai ir tendence veidot lielas audzes un paplašināties kolonizētajā teritorijā.

Latvijā *Lappula squarrosa* konstatēta kā atsevišķi eksemplāri vai nelielas audzes sausās nezālienēs, ceļu un dzelzceļu malās (Cepurīte, 1995). Citās valstīs suga konstatēta traucētās teritorijās: ceļmalās, nezālienēs, lauksaimniecības zemēs (Frick, 1984; Royer and Dickinson, 1999), zālajos, krūmājos, mežu laucēs (Douglas et al., 1998). Daugavpilī deviņas no desmit atradnēm atrodas gar dzelzceļiem. *Lappula squarrosa* izplatību var kontrolēt ar herbicīdiem (Frick, 1984), taču pētījumi Daugavpilī liecina, ka acīmredzot augs ir tolerants pret dzelzceļa teritoriju apsaimniekošanā izmantoto herbicīdu raundapu.

3.3.3. Neofītu izplatības saistība ar Daugavas krastiem

Daugavpilī Daugava šķērso 48 kvadrātus. Tajos tika konstatētas 24 neofītu sugas. Sastopamības biežuma ziņā īpaši šajā teritorijā izceļas trīs sugas - *Echinocystis lobata* (konstatēts 91,67% no Daugavas krastus sedzošajiem kvadrātiem), *Rumex confertus* Willd. (68,75%) un *Acer negundo* L. (60,42%). Tomēr citās teritorijās Daugavpils pilsētā šīs sugas ir konstatētas vēl biežāk (3.17. att.).



3.17. attēls. Daugavas krastos konstatēto neofītu izplatības biežuma attiecība, salīdzinot ar izplatības biežumu pārējā pilsētas teritorijā

Figure 3.17. Correlation of occurrence frequency of neophytes detected on the banks of River Daugava in comparison to occurrence frequency in the other territory of the city

Visbiežāk sastopamais neofīts Daugavas krastos ir *Echinocystis lobata* – konstatēts 44 kvadrātos (91,67%). Daudzviet tas veido lielas audzes Daugavas krastu krūmājos. Pateicoties tam, ka *Echinocystis lobata* augļos ir gaisa kamera, tie var pārvietoties peldus, pārnesot sēklas lielos attālumos (Klotz, 2007). Latvijas teritorijā augs sastopams arī tādu upju kā Lielupe, Mūsa un Mēmele krastos (Priede, 2009). Arī pārējā Daugavpils pilsētas teritorijā suga sastopama samērā bieži – 104 kvadrātos (30,2 %). *Echinocystis lobata* izplatība pilsētā saistīta ne tikai ar ūdensteču biotopiem, tas ir

konstatēts arī nezālienēs, izgāztuvēs, mitrās teritorijās un krūmājos. Atsevišķi tika izvērtēta sugas izplatības biežuma attiecība Daugavas krastus sedzošajos kvadrātos pret izplatības biežumu pārējā pilsētas teritorijā (3.17. att.). *Echinocystis lobata*, salīdzinoši ar citām konstatētajām sugām, šī attiecība ir otra lielākā- 42,31% no invadētajiem kvadrātiem sastopami tieši gar Daugavu. Interesanti, ka iepriekšējā Daugavpils floras inventarizācijas gaitā (Фатаре, 1989) *Echinocystis lobata* Daugavas krastos vispār netika konstatēts. Eiropā sākotnēji tas introducēts kā kāpelējošs krāšņumaugs (Pyšek et al., 2003). Mūsdienās *Echinocystis lobata* Latvijā var klasificēt kā agresīvu sugu (Priede, 2009), savukārt Ungārijā to pat pieskaita transformeru grupai (Török et al., 2003). Suga kā invazīva tiek definēta arī Čehijā, Lietuvā, Polijā un Krievijas Eiropas daļā (NOBANIS, 2014). Lietuvā un Ukrainā augu klasificē kā ekspanīvu. Ukrainā šis augs konstatēts praktiski visa veida biotopos (Protopopova et al., 2006; Gołdyn, 2009).

Liels skaits invadēto kvadrātu (33 jeb 68,75%) Daugavas krastos tika konstatēts arī *Rumex confertus*, savukārt pilsētā kopumā šī suga aizņem 132 kvadrātus (38,37%). *Rumex confertus* sastopamības biežuma attiecība (Daugava/pārējā pilsētas teritorija) ir trešā lielākā- 37,50% no invadētajiem kvadrātiem sastopami tieši Daugavas krastu teritorijās. Grūti izvērtēt, cik lielā mērā un vai sugas izplatība kopš iepriekšējās inventarizācijas ir mainījusies, jo saskaņā ar I.Fatares (1987) datiem *R. confertus* Daugavas krastos ir naturalizējies adventīva suga, kas samērā bieži sastopama visā teritorijā - pļavās, ganībās, ceļmalās - kamēr sugas sastopamība pārējā pilsētas daļā tiek raksturota kā bieža (Гаврилова и Табака, 1985). Tātad esošā pētījuma dati liecina, ka sugas izplatība gar Daugavu ir pieaugusi.

Trešā izplatītākā suga Daugavas krastos ir *Acer negundo*. Tās atradnes konstatētas 29 kvadrātos (60,42%). Iepriekšējā inventarizācijā (Fatare, 1987) *Acer negundo* konstatēta atsevišķās vietās visā teritorijā, krūmājos un ceļmalās, diemžēl nav precīzas atradņu uzskaites.

Eiropā *Acer negundo* introducēta kā dekoratīvo apstādījumu suga. Šobrīd tā par invazīvu jau tiek uzskatīta Austrijā, Čehijā, Krievijas Eiropas daļā, Lietuvā, Polijā. Augs plaši invadējis degradētus biotopus, kā arī upju ielejas daudzās Eiropas valstīs (Mędrzycki, 2011). Ukrainā šis augs konstatēts praktiski visa veida biotopos (Protopopova et al 2006), Ungārijā – pat kā transformeris (Török et al., 2003). *Acer negundo* sēklas izplata galvenokārt ar vēju, bet upju ielejās par galveno izplatības priekšrocību var kalpot ūdens straume, jo sēklas ūdenī dīgtspēju saglabā vairākus gadus (Mędrzycki, 2011). Daugavpils pilsētas teritorijā *Acer negundo* konstatēts 226 kvadrātos (65%). Tā kā sugas sastopamība Daugavas krastus sedzošajos kvadrātos un pārējā pilsētas teritorijā procentuāli ir ļoti līdzīga - 60,42% un 65%, būtu jāuzskata, ka tās izplatībā vienlīdz nozīmīgs ir kā vējš, tā ūdens straume. Tomēr sastopamības biežuma attiecība (Daugava/pārējā pilsētas teritorija) ir salīdzinoši neliela - 12,83% no invadētajiem kvadrātiem atrodas Daugavas krastos, tātad, Daugavpils gadījumā daudz nozīmīgāks *Acer negundo* izplatības ceļš acīmredzot ir vējš.

Vislielākā sastopamības biežuma attiecība (Daugava/pārējā pilsētas teritorija) (3.17. att.) ir *Xanthium strumarium* (88,89%). Tikai viena no deviņām konstatētajām atradnēm izvietojusies pilsētas teritorijā ceļmalā, un tai nav tiešas saistības ar Daugavu. Tas skaidrojams ar sugas izplatīšanās īpatnībām - viens no galvenajiem *Xanthium strumarium* sēklu izplatības ceļiem ir ūdensteces. Auga augļi ūdenī var pavadīt līdz pat 30 dienām (Benyas et al., 2010).

Xanthium strumarium Ziemeļamerikā (izcelsmes teritorija) sastopams lielākoties traucētos biotopos (Uchytel, 1992), piemēram, nezālienēs, lauksaimniecības zemēs, kā arī gar ūdenstecēm, pludmalēs un uz piekrastes kāpām (Weaver and Lechowicz, 1983).

Latvijā šī suga sastopama diezgan reti, atsevišķi eksemplāri un nelielas grupas konstatētas upju palienēs un nezālienēs (Табака и др., 1988). Daugavpils teritorijā pirmo un līdz šī pētījuma veikšanai vienīgo reizi konstatēts 2005.gadā Daugavas krastos (Ruģeļu mikrorajonā). Laikā no 2007. līdz 2012.gadam Daugavpilī konstatēti deviņi invadēti kvadrāti. Ņemot vērā sugas neseno ieviešanās laiku un invadēto kvadrātu skaitu pilsētā, kā arī faktu, ka Eiropā *Xanthium strumarium* ir sestā visplašāk izplatītā svešzemju suga (Lambdon et al., 2008), visticamāk, tuvākajos gados Daugavpilī gaidāma šīs sugas invāzija.

Pārējo Daugavas krastos konstatēto sugu izplatības biežuma attiecība (Daugava/pārējā pilsētas teritorija) ir salīdzinoši neliela (16% un mazāk), tātad, šo sugu gadījumā upe kā augu dabiskās izplatības veids ir maznozīmīgs. Tajā pašā laikā, 56% no šajā teritorijā konstatētajām sugām galvenais izplatības veids ir sēklas, kuras upes straume, īpaši pavasaros palu laikā, var aiznest tālu no to augšanas vietām. Ir atsevišķas sugas (*Armoracia rusticana* Scherb., *Helianthus tuberosus* L., *Solidago canadensis* L. S.l., *Syringa vulgaris* L.), kuras Daugavas krastos, visticamāk, nokļuvušas no tuvumā esošajiem piemājas dārziem un mazdārziņu teritorijām.

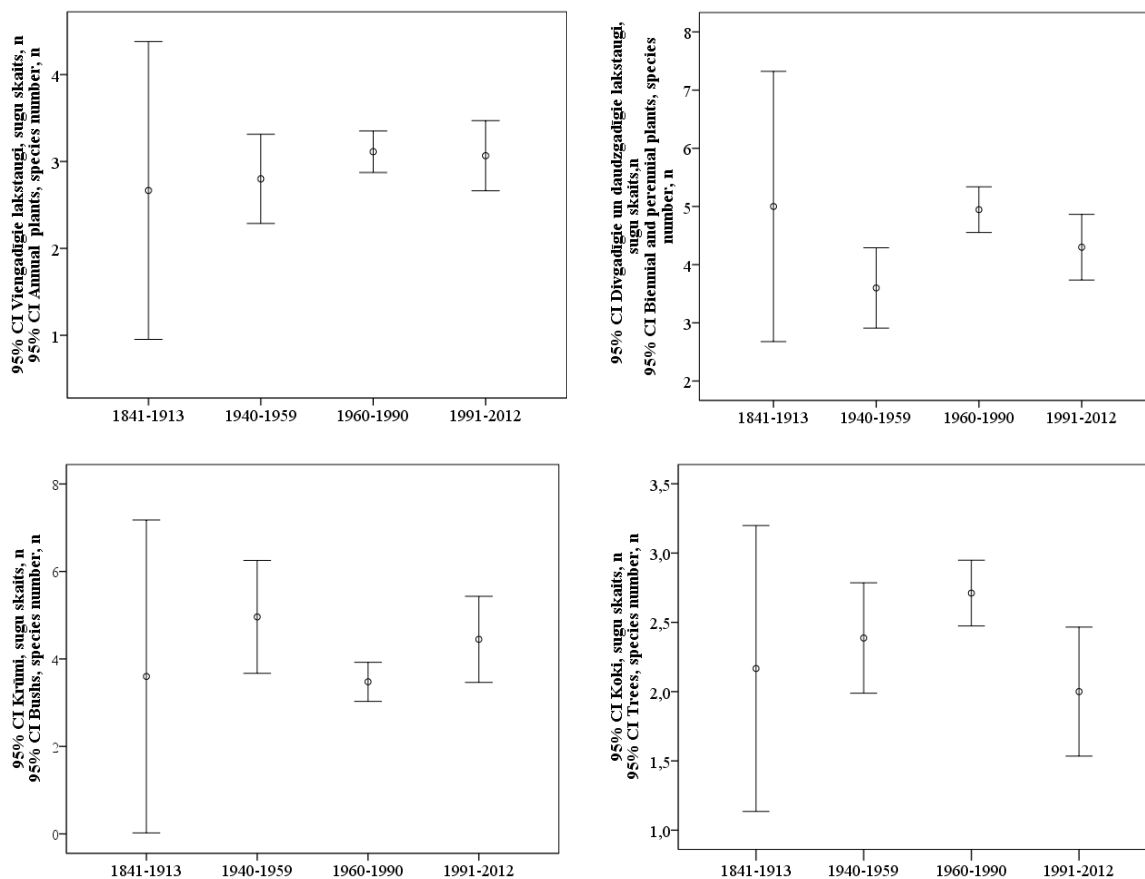
Lai gan esošie pētījumi par upju krastu invazīvo floru (Priede, 2008a; Priede, 2009) liecina, ka Latvijas lielās upes (Daugava, Lielupe, Salaca) ir nozīmīgs izplatīšanās ceļš svešzemju sugām, ņemot vērā promocijas darbā iegūtos rezultātus, jāsecina, ka Daugava, tāpat kā dzelzceļš (skat. 3.3.2. apakšnodaļu) ir zaudējuši savu neofītu augu sugu (ar atsevišķiem uzņēmumiem) izplatīšanās koridora funkciju. Ja dzelzceļa gadījumā tam par vienu no galvenajiem iemesliem ir esošie dzelzceļa biotopu apsaimniekošanas pasākumi, kas, mūsdienās, salīdzinot ar iepriekšējās floras inventarizācijas laiku, ir ļoti atšķirīgi, tad Daugavas krastu apsaimniekošanas pasākumi faktiski nav mainījušies. Tas nozīmē, ka pilsētā ienākošie neofīti ieviešas, izmantojot citus „pārvietošanās” ceļus, piemēram, pāriet savvaļā no apstādījumiem. To apliecina arī fakts, ka visi pilsētā biežāk konstatētie neofīti, kas Daugavpilī ieviesušies pēc pirmās floras kartēšanas (1975.-1983.g), ir dārzeņbēgļi (skat. 3.2. apakšnodaļu).

3.3.4. Neofītu izplatības saistība ar teritorijas apbūves vecumu

Lai noskaidrotu, vai pastāv statistiski būtiska sakarība starp teritorijas apbūves vecumu Daugavpilī un šeit konstatētajiem neofītiem, tika veikta piecu apbūves vecuma grupu salīdzināšana pēc šajās teritorijās konstatēto neofītu skaita. Tā kā izdalītajā apbūves vecuma grupā (1914.-1939.gads) ir tikai viens kvadrāts, šī grupa tālāk netika izmantota aprēķinos.

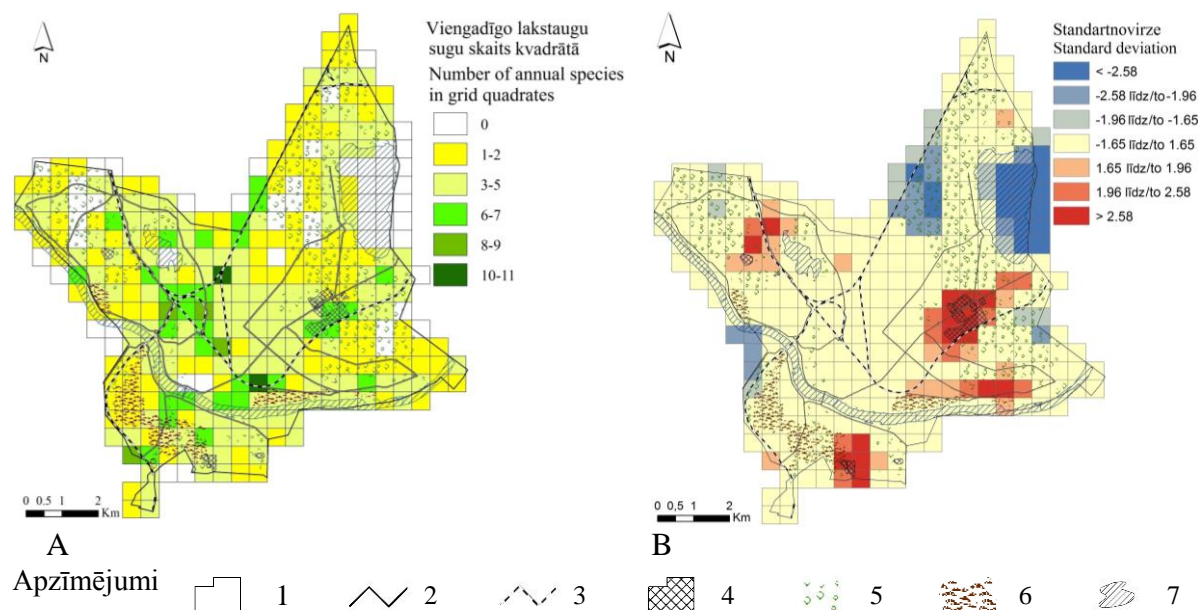
Kruskala-Vollisa (*Kruskal-Wallis*) rangu tests uzrādīja, ka savstarpēji salīdzinot apbūves vecuma grupas pēc viengadīgajiem lakstaugiem un kokiem būtiski neatšķiras ($p > 0,58$, $p > 0,06$), bet pēc pārējām neofītu grupām atšķiras būtiski (divgadīgie un daudzgadīgie lakstaugi, $p < 0,03$ un krūmi, $p < 0,04$).

Apbūves vecums neietekmē viengadīgo lakstaugu sugu izplatību Daugavpilī (3.18. att.).



3.18. attēls Neofītu grupu (viengadīgie lakstaugi, divgadīgie un daudzgadīgie lakstaugi, krūmi, koki) pēc apbūves vecuma grafiskā analīze 95% ticamības intervālā
Figure 3.18. Graphical analysis of neophyte groups (annual plants, biennial and perennial plants, bushes, trees) according to building age in the interval of 95% credibility

Tas redzams arī viengadīgo sugu blīvuma kartē - kvadrāti ar lielāku sugu skaitu izvietojušies dažāda apbūves vecuma teritorijās (3.19.A att., 3.20. att.). Tas skaidrojams ar to, ka neatkarīgi no apbūves vecuma pilsētā regulāri tiek atjaunoti apstādījumi, veikti ceļu, ūdensvadu u.c. infrastruktūras remontdarbi. Šīs cilvēku aktivitātes rada dažāda veida un lieluma traucējumus, kas ir viens no priekšnoteikumiem neofītu ienākšanai konkrētā teritorijā (Deutschewitz et al., 2003; Knapp and Kühn, 2012). Īpaši tas ir attiecināms uz viengadīgajām sugām, jo tām piemīt zemākas konkurences spējas. Toties tās producē lielu skaitu sēkļu un tādējādi nodrošina savu populāciju traucētā vidē (Fanelli et al., 2006; Simonová and Lososová, 2008). Ģeotelpiskās analīzes rezultāti liecina, ka statistiski nozīmīgi ($p < 0,01$) sugu izplatības klasteri izvietojušies lielākoties gar dzelzceļiem (3.19.B att.), kur pētījuma laikā daudzviet tika veikti remontdarbi, kas rada jau pieminētos traucējumus.



3.19. attēls. Viengadīgo neofītu izvietojums Daugavpilī. A – Viengadīgo neofītu sugu skaits kvadrātā, B - ĢIS analīzes gaitā identificētie viengadīgo neofītu sugu izplatības klasteri Daugavpils pilsētas teritorijā (analīzes kritērijs – neofītu augu sugu skaits tīklojuma kvadrātos). Klasteru ģeogrāfiskās grupēšanās ticamība $p < 0,01$.

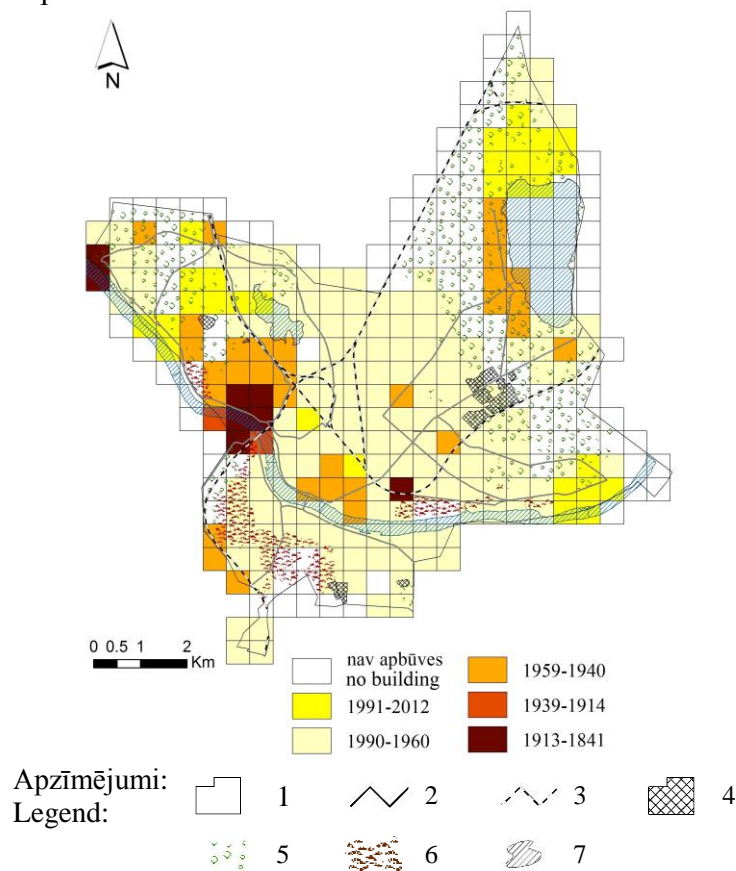
1- pilsētas robeža, 2-galvenie ceļi, 3-dzelzceļi, 4-kapsētas, 5-meži, 6-mazdārziņi, 7-ūdens objekti
Figure 3.14. Disposition of the annual neophytes in Daugavpils. A-Numbers of annual neophyte species per quadrat, B - Clusters of distribution of annual neophyte species in the territory of Daugavpils city, identified during GIS analysis (criteria of the analysis – number of neophyte species in grid quadrates). Credibility of clusters' geographical grouping $p < 0,01$.

1- city border, 2- main roads, 3- railways, 4-cemeteries, 5-forest, 6-allotments, 7-water objects

Pēc augu grupām vismazāk atšķiras vecākais apbūves periods, kurā ir novērojama vislielākā sugu skaita izklīde (3.18. att.). Acīmredzot šādās vietās veidojas neofītu „uzslāņojumi”- jo ilgāk kāda teritorija ir bijusi cilvēku apdzīvota un ietekmēta, jo ilgāku laika periodu šeit varēja ienākt svešzemju sugas. Turklāt Pirmā un Otrā pasaules kara laikā tika iznīcināta lielākā pilsētas daļa (Якyб, 1998), tāpēc Daugavpilī vecākā apbūves perioda ēku ir saglabājusies salīdzinoši maz (3.20. att.). Nozīmīgākie objekti, kas ir saglabājušies un funkcionē arī mūsdienās ir Daugavpils cietoksnis (pilnībā tika pabeigts 1832.gadā), dzelzceļa vagonu darbnīca „Lokomotīve” (1866.g.), Daugavpils psihoneiroloģiskā slimnīca (1870.g.), Mežciema ūdens procedūru dziednīca (1883.g.) un lielākā daļa no pilsētas baznīcām. Nozīmīgākā ietekme neofītu grupu sadalījumā ir tikai tām ēkām, kas atrodas pilsētas nomalē (ziemeļrietumu daļā) un pašreiz nav apsaimniekotas.

Manna-Vitnija (*Mann – Whitney*) U-kritērija testa rezultāti uzrādīja, ka 1940.-1959.g. un 1960.-1990.g. apbūves vecuma grupas ir būtiski atšķirīgas gan pēc divgadīgajiem un daudzgadīgajiem laukstaugiem ($p < 0,005$), gan pēc krūmiem ($p < 0,026$). To varētu skaidrot ar ļoti atšķirīgajiem notikumiem, kas norisinājās šajos abos laika periodos - 1940.-1959.g. raksturīga „atgūšanās” no Otrā pasaules kara radītajiem postījumiem (Barkovska un Šteimans, 2005), savukārt 1960.-1990.g. galvenais notikums bija ārkārtīgi straujā sociālistiskā industrializācija, kuras rezultāts bija masveida imigrācija gan no Latgales laukiem un mazpilsētām, gan no citām padomju republikām, īpaši Krievijas, Baltkrievijas un Ukrainas (Якyб, 1998; Matisovs, 2010). Straujais imigrantu pieplūdums, izejvielu un gatavo preču transportēšana

viennozīmīgi ir svarīgi faktori jaunu sugu ienākšanai (Wittig, 2004) Daugavpilī. Atšķirību veidošanos varētu veicināt arī tas, ka šī apbūves vecuma ēku Daugavpilī ir visvairāk (3.20. att.), tātad šī laika posma iezīmes (ēku un infrastruktūras, apstādījumu plānojums) pilsētā izpaužas vislabāk.



3.20. attēls. Teritorijas apbūves vecuma grupu izvietojums Daugavpilī

1- pilsētas robeža, 2-galvenie ceļi, 3-dzelzceļi, 4-kapsētas, 5-meži, 6-mazdārziņi, 7-ūdens objekti

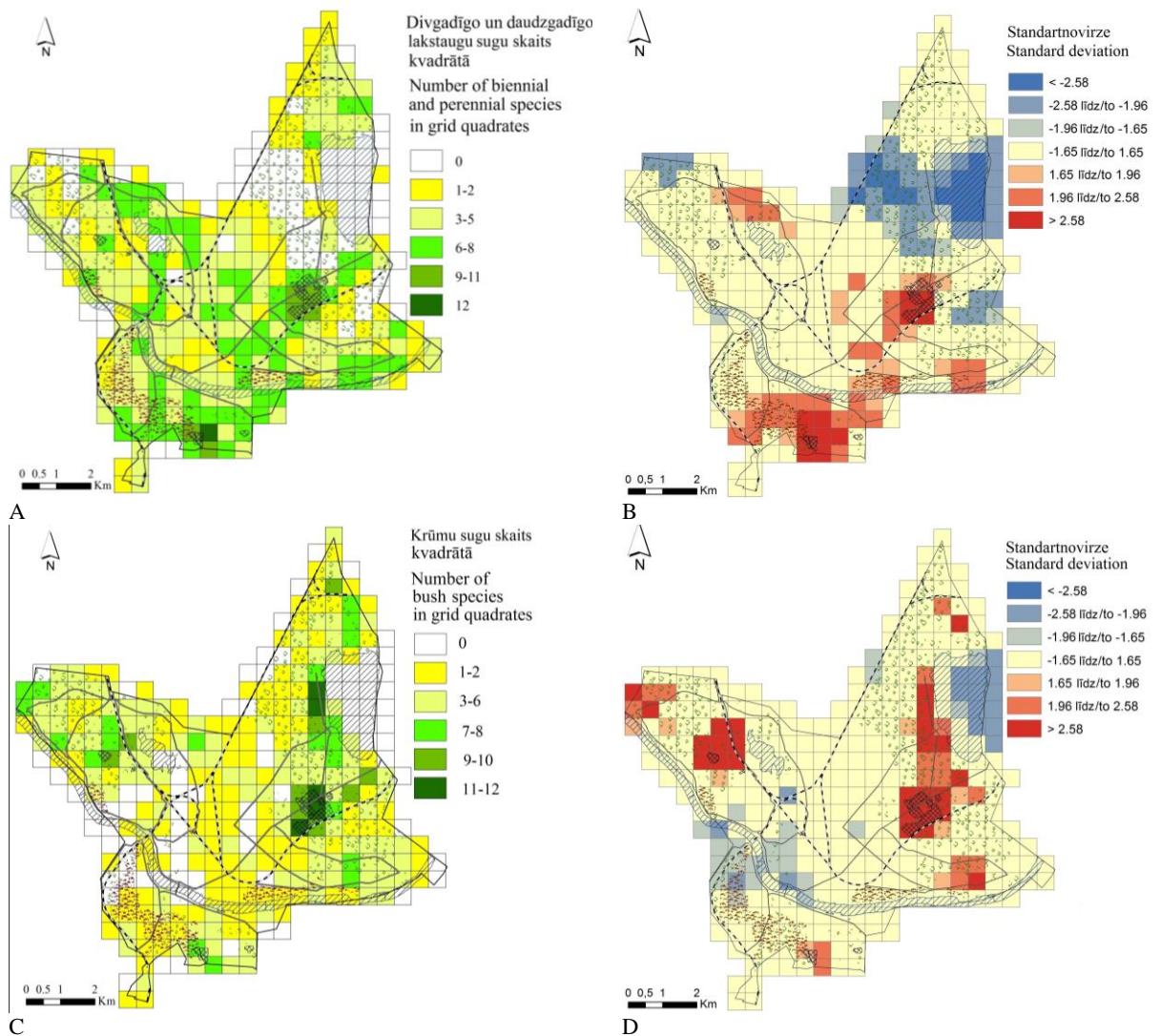
Figure 3.20. Layout of age groups of building of territories in Daugavpils

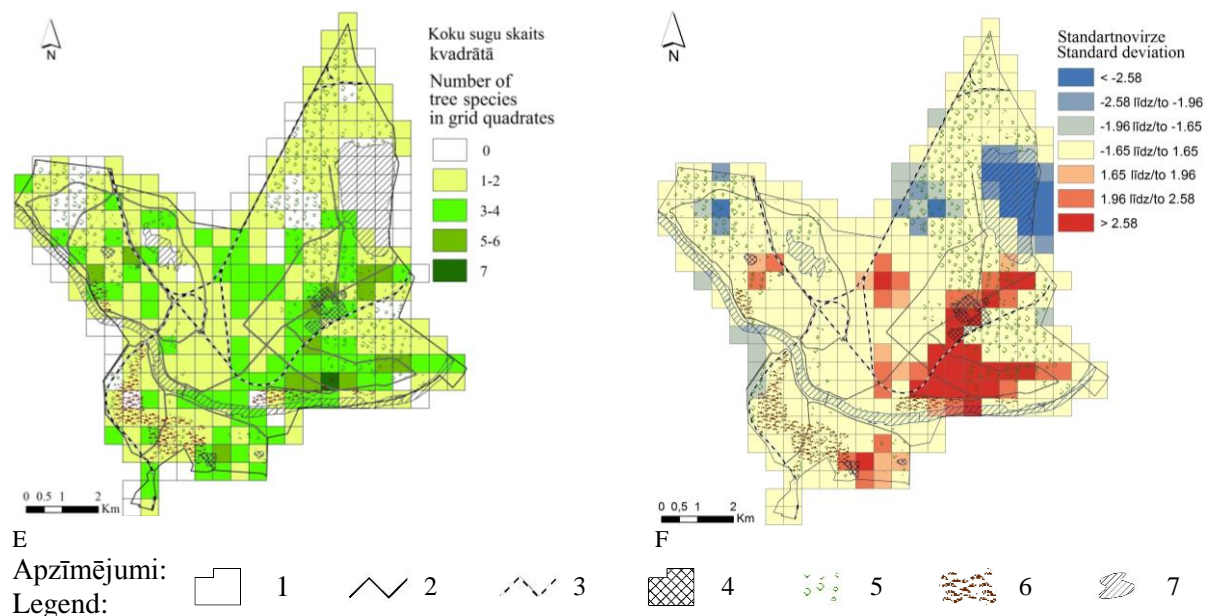
1- city border, 2- main roads, 3- railways, 4-cemeteries, 5-forest, 6-allotments, 7-water objects

1960.-1990.g. un 1991.- 2012.g. apbūves vecuma grupas būtiski atšķiras pēc krūmiem ($p < 0,039$) un kokiem ($p < 0,012$). Šo atšķirību iemesli varētu būt saistāmi ar tirgus ekonomikas ieviešanu Latvijā, brīvāku robežu šķērsošanu, kas ļāva cilvēkiem vairāk ceļot, ienākt daudzām ārvalstu tirdzniecības kompānijām Latvijā, kas piedāvā jaunu šķirņu, jaunu augu sugu sēklas un stādus. Turklāt šajā laika posmā arī Latvijā veidojas daudzi uzņēmumi, kuri paši audzē un tirgo dekoratīvo augu stādus. Vairāku autoru pētījumu rezultāti, piemēram, ASV, Fēniksas pilsētā un tās apkārtnē (Hope et al., 2003), Francijā, Luberonas reģionālajā dabas parkā (Marco et al., 2008) uzrāda, ka neofītu (īpaši dekoratīvo sugu) skaita pieaugums pētāmajās teritorijā ir saistīts ar šo vietu sociālekonomisko attīstību. Laika periodā no 1995.- 2012.g. Latvijā IKP dinamika kopumā ir pozitīva (Iekšzemes kopprodukts, 2014). Pieaugot cilvēku ienākumiem un dekoratīvo augu piedāvājumam, Latvijas privātajos dārzos un sabiedriskajos apstādījumos, parādās aizvien vairāk jaunu sugu. Savukārt K. Deutschevitz u. c. (2003), J. Bigirimana u. c. (2012) un citi autori uzskata, ka dārzi un parki pilsētās bieži funkcionē kā neofītu donorterritorijas.

Balstoties uz divgadīgo un daudzgadīgo lakstaugu sugu telpisko izvietojumu (3.21.A att.), var secināt, ka šīs augu grupas koncentrācija novērojama divās pilsētas

teritorijās – centrālās daļas austrumos (205., 206., 223., 224.kvadrāts) un dienvidos (334., 335., 342.kvadrāts). Kā statistiski nozīmīgas ($p < 0,01$) šīs divas teritorijas uzrāda arī ģeostatistikās analīzes rezultāti (3.21.B att.). Galvenais noteicošais faktors šajā gadījumā ir kapsētu esamība, kur šīs neofītu sugas izmantotas apstādījumos (piemēram, *Euphorbia cyparissias* L., *Sedum sexangulare* L., *Solidago canadensis* L.), vai esošie traucējumi, kuru dēļ tās ieviesušās pašas (piemēram, *Bunias orientalis* L, *Phalacrolooma annuus* (L.) Pers., *Helianthus tuberosus* L.), nevis kāda konkrētas apbūves vecuma grupa.





3.21. attēls. Analizēto neofītu izvietojums Daugavpilī. Neofītu augu sugu skaits tīklojuma kvadrātos: divgadīgie un daudzgadīgie augi (A); krūmi (C); koki (E). ĢIS analīzes gaitā identificētie neofītu augu sugu izplatības klasteri Daugavpils pilsētas teritorijā (analīzes kritērijs – neofītu augu sugu skaits tīklojuma kvadrātos) (klasteru ģeogrāfiskās grupēšanās ticamība $p < 0,01$): divgadīgie un daudzgadīgie augi (B); krūmi (D); koki (F)

1- pilsētas robeža, 2-galvenie ceļi, 3-dzelzceļi, 4-kapsētas, 5-meži, 6-mazdārziņi, 7-ūdens objekti

Figure 3.21. Disposition of the analysed neophytes in Daugavpils. Numbers of neophyte species in grid quadrates: biennial and perennial plants (A); bushes (C); trees (E). Clusters of distribution of neophyte plant species in the territory of Daugavpils city, identified during GIS analysis (criteria of the analysis – number of neophyte species in grid quadrates) (Credibility of clusters' geographical grouping $p < 0,01$): biennial and perennial plants (B); bushes (D); koki (F)

1- city border, 2- main roads, 3- railways, 4-cemeteries, 5-forest, 6-allotments, 7-water objects

Kā jau tika minēts iepriekš, krūmu grupa statistiski nozīmīgi atšķiras gan salīdzinot 1940.-1959.g. un 1960.-1990.g., gan 1960.-1990.g. un 1991.- 2012.g. apbūves vecuma grupas. To pierāda arī kartogrāfiskā materiāla analīze – kvadrāti ar lielu (9-10 sugas) vai vislielāko krūmu sugu skaitu (11-12 sugas) izvietojušies visu minēto apbūves vecuma grupu teritorijās (3.21.C att., 3.20. att.). Šis izvietojums sakrīt arī ar ģeotelpisko statistikas analīzi ($p < 0,01$): 1991.- 2012.g. apbūves vecuma grupa – 20., 51., 70., 94., 115.-116., 285.kvadrāts, 1960.-1990.g. - 95, 170, 187, 188., 189., 205., 206., 223.kvadrāts, 1940.-1959.g. - 46., 63., 84., 106., 107., 135.kvadrāts (3.21.D att). Tātad laika posmos, kas atbilst uzskaitītajām apbūves vecuma grupām, neofītu krūmu sugas ir tikušas stādītas kā krāšņumaugi un ar laiku sākušas izplatīties ārpus stādījumiem. Īpaši izteikti tas ir novērojams tajās vietās, kur apbūve (Mežciema mikrorajons - 51., 70.kvadrāts, Jauno Stropu mikrorajons - 46., 63., 84., 106., 107. kvadrāts) vai apstādījumi (piemēram, Vecie Garnizona kapi- 135., 136. kvadrāts) robežojas ar mežiem – tādas sugas kā *Sorbaria sorbifolia*, *Spiraea chamaedrifolia* ir pilnībā ienākušas pamežā un veido vitālas un platības ziņā lielas audzes. Daļai Daugavpilī konstatēto neofītu krūmu sugu (*Amelanchier spicata* (Lam.) K.Koch, *Hippophaë rhamnoides* L., *Sambucus racemosa* L.) izplatība primāri vairs nav saistīta ar cilvēka aktivitāti - tās izplata putni un dzīvnieki. Konstatētais krūmu sugu skaits analizētajos kvadrātos liek domāt, ka šajās teritorijās būtiski ir abi šo augu grupu izplatītie faktori - gan antropogēnie, gan dabiskie.

Koku sugu blīvuma izplatības karte (3.21.E att.) liecina, ka tiešas sakarības starp apbūves vecumu un koku sugu skaitu kvadrātos nav (3.20. att.). Koku sugu izplatība vairāk saistāma ar ceļiem, kur tās sākotnēji stādītas apstādījumu nolūkos un tālākajā augšanas laikā invadējušas apkārtējās teritorijās. To apstiprina:

1) sugu sastāvs šajos kvadrātos - tajos konstatētas gan sugas, kuras izplatās bez tiešas cilvēka līdzdalības un ir bieži sastopamas visā pilsētā (*Malus domestica*, *Prunus cerasifera*), gan tās, kuras ir ienākušas, pateicoties cilvēka darbībai - šajā gadījumā, gandrīz visu Daugavpilī konstatēto papeļu sugu un *Acer negundo* izmantošana apstādījumos (Buivids, 1998; Mauriņš un Zvirgzds, 2006). Papeles gar ceļa malām savulaik stādītas visā pilsētas teritorijā. Tomēr pamazām tās tiek aizvietotas ar citu sugu kokiem, jo, piemēram, *Populus balsamifera* ātri noveco – kokam jau 50-60 gados sāk kalst galotne un tas dod daudz sakņu atvašu. Sievišķie kloni stādīšanai nav ieteicami, jo sēklām ir gari lidmatīņi, kuri piesārņo apkārtni un iedzīvotājiem izraisa alergiskas reakcijas (Lange et al., 1978; Zviedre, 2002). Daugavpils dienvidaustrumu daļā papeles gar ceļmalām vēl nav iznīcinātas, tāpēc turpina izplatīties ap stādījumu vietām (3.21.A att.);

2) turklāt arī ģeostatistikās analīzes rezultāti pierāda - iegūtie sugu izplatības klasteri ($p < 0,01$) veido vienotu teritoriju, pārklājot nozīmīgākos autoceļus pilsētas austrumu daļā (3.21.B att.).

3.4. Pilsētvides pārveidotības zonējums Daugavpilī

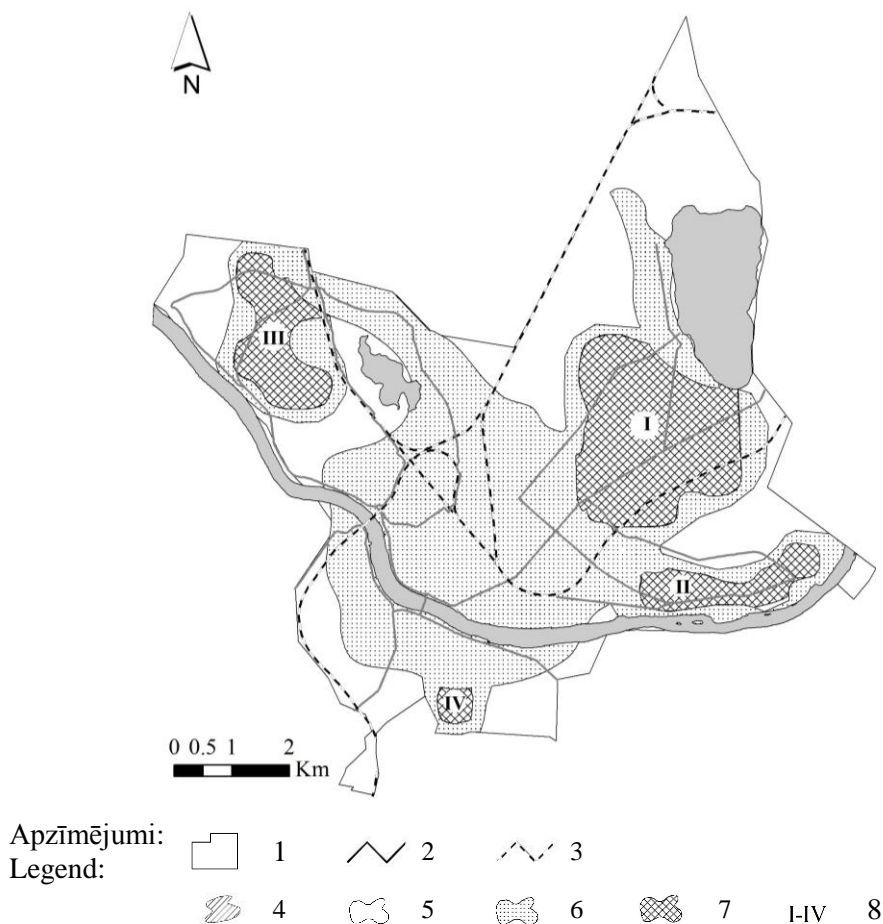
Visi pētījumā izmantotie bioindikatori ir galvenokārt antropogēnās ietekmes rādītāji, t. i., lihenoindikācija un ķīmisko elementu saturs priežu mizās raksturo cilvēka ietekmi uz gaisa kvalitāti, savukārt neofītu augu sugu sastāvs un skaits pilsētas tīklojuma kvadrātos ir cilvēka darbības rezultātā pārveidotu un traucētu teritoriju indikators.

Darbā iegūtie rezultāti liecina, ka augstākās Daugavpilī pētīto ķīmisko elementu koncentrācijas priežu mizā konstatētas industriālo objektu tuvumā. Atsevišķu metālu koncentrācijas ir no 7 līdz 22 reizēm augstākas salīdzinājumā ar fona līmeni Latvijā, kas norāda uz negatīvām izmaiņām vidē.

Liheoindikācijas rezultāti uzrāda, ka zemākās ķērpju daudzveidības vērtību klases konstatētas galvenokārt pilsētas centrālajā daļā, kur novērojams blīvs ceļu tīkls un intensīva satiksme, kā arī privātmāju rajonos.

Savukārt lielākais neofītu sugu skaits kvadrātā tika konstatēts kapsētās, mazdārziņu un vasarnīcu rajonos, t.i., teritorijās, kur notiek regulāri zemes transformācijas darbi un/vai tikuši veidoti dekoratīvo augu stādījumi.

Tādejādi, lai darbā izmantotie indikatori raksturo dažādus faktorus, tie visi parāda cilvēka darbības rezultātā radušās izmaiņas vidē. Tāpēc, ņemot vērā zinātniskajā literatūrā sniegtās atziņas (Migaszewski et al., 2005; Ehrenfeld, 2010), lai iegūtu iespējami objektīvāku antropogēnās darbības seku analīzi pilsētas teritorijā, promocijas darbā pilsētvides pārveidotības zonējuma izveidošanai tika izmantoti visu minēto bioindikatoru analīzes dati. Proti, balstoties uz iegūtajiem liheoindikācijas, priežu mizās pētīto ķīmisko elementu koncentrāciju un neofītu izvietojuma rezultātiem, ir veikta pilsētvides pārveidotības analīze pilsētā un izveidota Daugavpils vides pārveidotības karte (3.22. att.), kurā pilsēta ir iedalīta trīs zonās, t.i., stipri pārveidotas vides, mēreni pārveidotas vides un mazpārveidotas vides zona.



3.22. attēls. Daugavpils vides pārveidotības zonējuma karte

1- pilsētas robeža, 2-galvenie ceļi, 3-dzelzceļi, 4-ūdens objekti;

Pilsētvides pārveidotības pakāpe:5-mazpārveidota vide, 6-mēreni pārveidota vide, 7-stipri pārveidota vide, 8-stipri pārveidotas vides teritoriju numerācija

Figure 3.3. Map of zones of environment modification in Daugavpils

1-city border, 2- main roads, 3- railways, 4- water objects;

Degree of modification of urban environment: 5- slightly modified environment, 6- moderately modified environment, 7-strongly modified environment, 8-numbers of strongly modified territories

Apkopotie dati liecina, ka Daugavpilī var izdalīt četras teritorijas (3.22. att.), kurās vide ir stipri pārveidota. Tās atrodas galvenokārt pilsētas perifērijā un aizņem 16% no pilsētas kopējās platības. Daugavpils austrumu daļā esošā teritorija (I) platības ziņā ir vislielākā. Tās tuvumā un/vai pašā teritorijā atrodas tādi gaisa kvalitāti ietekmējoši faktori kā Ziemeļu rūpnieciskā zona, aktīvas ražošanas un tehniskās teritorijas Čerepovas rajonā un Valkas ielas rajonā, intensīvas satiksmes autoceļi un dzelzceļa līnija. Šie faktori lielāko ietekmi ir atstājuši uz epifīto ķērpju daudzveidību un ķīmisko elementu koncentrācijām priedes mizās. Lielais neofīto sugu skaits šajā teritorijā skaidrojams ar šeit esošajām pilsētas lielākajām kapsētām.

Pilsētas dienvidaustrumos esošā stipri pārveidotas vides teritorija (II) saistāma ar privātmāju un mazdārziņu rajonu esamību, kā arī ar aktīvas ražošanas un tehniskās teritorijas Čerepovā atrašanos šīs stipri pārveidotās teritorijas rietumu daļā. Ziemeļrietumos esošās stipri pārveidotās vides teritorijas (III) galvenie cēloņi ir skaidrojami ar dzelzceļa un autoceļu summāro ietekmi, kā arī pilsētas vecāko, t. i., Veco Garnizona kapu lokalizāciju, kas nosaka lielo neofīto sugu skaitu šajā teritorijā. Neofītiem svarīga donorteritorija ir arī šeit esošais Mežciema privātmāju rajons.

Savukārt Daugavpils dienvidos esošajā teritorijā (IV) gan atsevišķu ķīmisko elementu augsto saturu priežu mizās (skat. 3.1.2. nod.), gan priežu zemo ĶDV cēloņus ir grūti skaidrot, jo iespējamais nozīmīgākais piesārņojuma avots ir apmēram 80 m attālumā esošais privātmāju rajons. Tomēr apskatāmā teritorija (IV) atrodas uz dienvidrietumiem no potenciālā piesārņojumu radošā objekta, respektīvi, piesārņojuma klātbūtne nav saistāma ar gaisa masu valdošo dienvidrietumu pārnese pilsētā. Taču nedrīkst izslēgt arī specifisku apstākļu sakritību datu ievākšanas laikā šajā stipri pārveidotās vides teritorijā. Lielais neofītu skaits šajā teritorijā saistāms ar Grīvas kapsētu (skat. 3.3.1. nod.).

Lielākais pilsētvides pārveidotības zonu īpatsvars Daugavpilī ir teritorijām, kuras var raksturot kā mēreni pārveidotas. Tās aizņem 50% no kopējās platības. Šī vides pārveidotības zona atrodas gan pilsētas austrumu daļā, gan ziemeļrietumos, tomēr galvenokārt tā lokalizēta pilsētas centrālajā daļā. Par to liecina gan ļoti dominējošo epifīto ķērpju sugu un ķērpju daudzveidības raksturlielumu izvietojums (skat. 3.1.1.nod.), gan salīdzinoši mazāks neofītu sugu skaits tīklojuma kvadrātos (skat. 3.3.1. nod.). Pilsētas austrumu daļā, uz rietumiem no Lielā Stropu ezera atrodas otra mēreni pārveidotās vides teritorija. Tā saistāma ar šeit esošo Jauno Stropu mikrorajonu, kurā dominē privātmājas, kā arī uz rietumiem esošās Ziemeļu rūpnieciskā zonas ietekmi. Šie abi faktori ietekmē gaisa kvalitāti, savukārt neofītu skaitu ietekmē tas, ka šis mikrorajons Daugavpilī ir ar salīdzinoši senu apbūves vēsturi. Tāpēc šajā teritorijā neofītu skaits saistāms ar privātmāju īpašnieku veidotajiem dekoratīvajiem stādījumiem, kas ar laiku izplatās ārpus īpašumu robežām. Neliela daļa no mēreni pārveidotās vides teritorijām atrodas pilsētas mežu masīvos. Tomēr jāatzīmē, ka ne visas Daugavpilī esošās meža audzes var raksturot kā mēreni pārveidotas. Šādam raksturojumam atbilst tikai tās meža daļas, kas robežojas ar daudzstāvu dzīvojamo māju masīviem. Tas varētu būt skaidrojams ar iedzīvotāju blīvumu un iedzīvotāju radīto rekreatīvo slodzi uz mežiem, kas saskaņā ar Daugavpilī veiktajiem pētījumiem (Эмсис, 1989; Smoļakova, 2013) ir viens no faktoriem, kas negatīvi ietekmē šīs teritorijas.

Mazpārveidota vide veido 34% no pilsētas kopējās platības (3.22. att.). Šīs teritorijas raksturo gan zemākas pētīto ķīmisko elementu koncentrācijas priežu mizās (skat. 3.1.2. nod.), gan nelielais neofītu augu sugu skaits tīklojuma kvadrātos (skat. 3.3.1. nod.). Kā tika minēts darba 2.2.1.nodaļā, ņemot vērā darbā izmantotās metodikas (*European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress* – Asta et al., 2002a) prasības, lielākā daļa no ĶDV datu ieguvē neiekļautajiem kvadrātiem atrodas mežu masīvos. Ja ĶDV vērtības būtu iegūtas arī mežu audzēs, iespējams, mazpārveidotās vides teritoriju platība un izvietojums Daugavpils pilsētā atšķirtos no esošās situācijas. Tāpēc ir jāsecina, ka izvēlētās metodes neļauj pilnībā apstiprināt hipotēzes patiesumu un apgalvot, ka visu pētījumā izmantoto bioindikatoru rezultāti uzrāda līdzīgu pilsētvides pārveidotības pakāpi. Tomēr hipotēzē ietvertais pieņēmums, ka ar dažādām bioindikācijas metodēm iegūtie rezultāti ir savstarpēji papildinoši, ir pierādījies.

Secinājumi

1. Kā izriet no lihenoindikācijas pētījumu rezultātiem un iegūtajām ĶDV vērtībām, vides kvalitāte pilsētas teritorijā kopumā ir vērtējama kā laba. Arī mēreni piesārņotas vides epifīto ķērpju indikatorsugu pilsētā ir vairāk nekā izteikti piesārņotas vides indikatoru, kas norāda uz mēreni piesārņotu vidi.
2. Vairumā gadījumu pētīto ķīmisko elementu koncentrāciju vidējās vērtības priežu mizās Daugavpilī ir tuvas vai nepārsniedz Latvijas fona līmeņa raksturlielumus. Tas norāda, ka neskatoties uz ievērojamu skaitu industriāla rakstura objektu Daugavpilī, gaisa piesārņojums ar metālus saturošiem aerosoliem pilsētā ir zems.
3. Teritorijas, kuru ietvaros priežu mizā konstatēts paaugstināts vairāku metālu (Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cd, Pb, Ni) saturs, ģeogrāfiski izvietotas uz austrumiem un ziemeļaustrumiem no nozīmīgiem industriāliem objektiem. Tas norāda uz gaisa masu valdošās dienvidrietumu pārnesei būtisku ietekmi uz vidi piesārņojošo vielu heterogēna telpiskā sadalījuma veidošanos Daugavpilī. Tomēr jāatzīmē, ka paraugvieta, kurā konstatēts netipiski augsts Na, Mg, K, Zn, Pb saturs priežu mizā, neatrodas vidi piesārņojošu nozīmīgu objektu tuvumā. Tas norāda uz nepieciešamību veikt papildus pētījumus gan par citiem piesārņojuma avotiem, gan piesārņojuma pārnesei un akumulācijas mehānismiem.
4. Nozīmīgākās neofīto augu sugu potenciālās donorteritorijas Daugavpilī ir kapsētas, kurās konstatēts vislielākais sugu skaits tīklojuma kvadrātos. Pastāv cieša korelācija starp sugu skaitu kapsētā un tās platību, savukārt kapsētas vecums un dominējošā konfesija neietekmē sugu daudzumu pētāmajās teritorijās.
5. Neofīto augu sugu izvietojums pilsētā un iegūto rezultātu ģeostatistikā apstrāde liecina, ka pretstatā sagaidāmajam, Daugavpilī dzelzceļi ir zaudējuši nozīmi kā svarīgi neofīto augu sugu izplatīšanās koridori. Kā viens no galvenajiem iemesliem šim konstatētajam faktam ir dzelzceļa biotopu apsaimniekošanas pasākumi, kas mūsdienās, salīdzinot ar iepriekšējās floras inventarizācijas laiku, ir ļoti atšķirīgi. Tomēr atsevišķām neofītajām augu sugām šīs teritorijas ir svarīgas dzīvotnes.
6. Pētījuma rezultāti statistiski ticami neaplicina arī Daugavas kā dabiska neofītu izplatīšanās koridora funkcionēšanu, lai gan zinātniskajā literatūrā upes tiek norādītas kā būtiski jaunu sugu ienākšanas ceļi. Tā kā Daugavas krastu izmantošana kopš iepriekšējās floras inventarizācijas faktiski nav mainījies, tas nozīmē, ka Daugavpilī cilvēka radītie sugu izplatīšanās ceļi pētījuma veikšanas laika posmā ir nozīmīgāki nekā dabiskie.
7. Analizējot neofītu izplatības saistību ar teritorijas apbūves vecuma grupām Daugavpilī, var secināt, ka apbūves vecums neietekmē lakstaugu un koku sugu izplatību. Savukārt krūmu grupa statistiski nozīmīgi atšķiras trīs jaunākajās apbūves vecuma grupās. Tātad, laika posmos, kas atbilst minētajām apbūves vecuma grupām, neofītu krūmu sugas ir tikušas stādītas kā krāšņumaugi un ar laiku sākušas izplatīties ārpus stādījumiem. Pēc augu grupām vismazāk atšķiras vecākais apbūves periods, kurā ir novērojama vislielākā sugu skaita izkliede.

Tātad, jo ilgāk kāda teritorija ir bijusi cilvēku apdzīvota un ietekmēta, jo ilgāku laika periodu šeit varēja ieviesties svešzemju sugas.

8. Visas Daugavpilī pēdējos 28 gados ienākušās 14 neofītās sugas sākotnēji ir stādītas kā krāšņumaugi un/vai kultūraugi. Lielākā daļa, t.i., 11 no šīm sugām ir naturalizējušās un kļuvušas invazīvas.
9. Ņemot vērā iepriekšēji veikto floras pētījumu fragmentāro raksturu, Daugavpils pilsētas teritorijā nav iespējams detāli skaidrot neofītu invāzijas vēsturi, tādejādi promocijas darbā atspoguļotais fakto materiāls turpmāk varēs kalpot kā reference citos pētījumos.
10. Kopumā izvirzītā hipotēze ir apstiprinājusies. Pētījumā iegūtie rezultāti, kas raksturo stipri, mēreni un mazpārveidotu vidi, veido vienotas telpiskas grupas un ir savstarpēji papildinoši.

Izmantotā literatūra

1. Adamo, P., Crisafulli, P., Giordano, S., Minganti, V., Modenesi, P., Monaci, F., Pittao, E., Tretiach, M., Bargagli, R., 2007. Lichen and moss bags as monitoring devices in urban areas. Part II: trace element content in living and dead biomonitors and comparison with synthetic materials. *Environmental Pollution*. 146 (2): 392-399.
2. Adolphi, K., 1998. Anthropogene lineare Strukturen als Wuchsstätten und Ausbreitungswege von Arten. *Braunschweiger Geobot.* 5: 271-273.
3. Al-Alawi, M.M., Khakhathi, M.L., 2007. The use of Aleppo pine needles as a bio-monitor of heavy metals in the atmosphere. *Journal of Hazardous Materials*. 148: 43-46.
4. Alpert, P., Bone, E., Holzapfel, C., 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 3: 52-66.
5. Alston, K.P., Richardson, D.M., 2006. The roles of habitat features, disturbance and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. *Biological Conservation*. 132: 183-198.
6. Araújo, M.B., 2003. The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography*. 12 (1): 5-12.
7. Arévalo, J.R., Delgado, J.D., Otto, R., Naranjo, A., Salas, M., Fernández-Palacios, J.M., 2005. Distribution of alien vs native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 7: 185-202.
8. Asta, J., Erhardt, W., Ferretti, M., Fornasier, F., Kirschbaum, U., Nimis, P.L., Purvis, O.W., Pirintsos, S., Scheidegger, C., Van Haluwyn, C., Wirth, V., 2002a. *European Guideline for Mapping Lichen Diversity as an Indicator of Environmental Stress*. London: The British Lichen Society. 18 pp.
9. Asta, J., Erhardt, W., Ferretti, M., Fornasier, F., Kirschbaum, U., Nimis, P.L., Purvis, O.W., Pirintsos, S., Scheidegger, C. van Haluwyn, C., Wirth, V., 2002b. Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. In: Nimis, P.L. et al. (eds.). *Monitoring with Lichens - Monitoring with Lichens*. Kluwer: Dordrecht. 273-279 pp. (NATO Science Series, IV, vol. 7.)
10. Asta, J., Gombert, S., Khalil, K., Rolley, F., 2000. The use of plant bioindicators (lichens and tobacco plants) in the detection of air pollution (NO_x, O₃) in urban areas. In: *The Fourth IAL Symposium: Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millennium*. Barcelona.
11. Atb. red. Iltneris, A., Placēns, U., 1999. Daugavpils. *Enciklopēdija-Latvijas pilsētas*. Rīga: Preses nams. 122.-136. lpp.
12. Āva, R., 1997. Podzolaugsnes. Grām: Kavacs, G. (red.) *Enciklopēdija "Latvija un latvieši"*. Rīga. 167.-168. lpp. (Latvijas daba. 4.sēj. Latvijas enciklopēdija)
13. Barkovska, G., Šteimans, J., 2005. *Daugavpils vēstures lappuses*. Rēzekne: Latgales kultūras centra izdevniecība. 260 lpp.
14. Barret, S.C.H., 2000. Microevolutionary influences of global changes on plant invasions. In: Mooney, H.A., Hobbs, R.J. (eds) *Invasive species in a changing world*. Washington: Island Press. 115- 140 pp.
15. Benyas, E., Hassanpouraghdam, M.B., Zehtab Salmasi, S., Khatamian Oskooei, O., 2010. Allelopathic Effects of *Xanthium strumarium* L. Shoot Aqueous Extract on

- Germination, Seedling Growth and Chlorophyll Content of Lentil (*Lens culinaris* Medic.). *Romanian Biotechnological Letters*. 15 (3): 5223-5228.
16. Beuthin, M., 2012. Plant guide for bigleaf lupine (*Lupinus polyphyllus*). USDA-Natural Resources Conservation Service, Plant Materials Center, Corvallis, OR. Sk. internetā (2014.01.29.)
URL: http://plants.usda.gov/factsheet/pdf/fs_coses.pdf
 17. Bigirimana, J., Bogaert, J., De Cannière, C., Lejoly, J., Parmentier, I., 2011. Alien plant species dominate the vegetation in a city of Sub-Saharan Africa. *Landscape and Urban Planning*. 100: 251-267.
 18. Bigirimana, J., Bogaert, J., De Cannière, C., Bigendakod, M.J., Parmentier, I., 2012. Domestic garden plant diversity in Bujumbura, Burundi: Role of the socio-economical status of the neighborhood and alien species invasion risk. *Landscape and Urban Planning*. 107: 118-126.
 19. Binggeli, P., Eakin, M., Macfadyen, A., Power, J., McConnell, J., 1992. Impact of the alien sea buckthorn (*Hippophae rhamnoides* L.) on sand dune ecosystems in Ireland. In: Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F., Sheehy-Skeffington, M.J. (eds) *Coastal dunes: geomorphology, ecology and management for conservation. Proceedings of the third European dune congress, Galway, Ireland*. Balkema: Rotterdam. 325-337 pp
 20. Birkmane, K., Bumbure, M., Galenieks, P., Jaudzeme, V., Pētersone, A., 1957. *Latvijas PSR flora 3*. Rīga: Latvijas Valsts izdevniecība. 459 lpp.
 21. Blett, T., Geiser, L., Porter, E., 2003. Air Pollution-Related Lichen Monitoring in National Parks, Forests, and Refuges: Guidelines for Studies Intended for Regulatory and Management Purposes. U.S. Department of the Interior, U.S. Department of Agriculture. Sk. internetā (2012.07.09). URL: http://www.nature.nps.gov/air/pubs/pdf/Lichen_Studies.pdf
 22. Booth, B., Shaner, J., Crosier, S., Sanchez, P., McDonald, A., 2000. Editing in ArcMap. Environmental Systems Research Institute, ESRI Press, Redlands, CA, USA, 462 pp.
 23. Borisova, E.A., 2006. Floristic contamination of suburban forests near the city of Ivanovo. *Russian Journal of Ecology*. 37 (3): 152-155.
 24. Bowdler, R., Hanna, S., White, J., Knight, D., 2007 *Paradise preserved. An introduction to the assessment, evaluation, conservation and management of hisatorial cemeteries. English Heritage and English Nature*. Peterborough. 48 pp.
 25. Brabec, J., Pyšek, P., 2000. Establishment and survival of three invasive taxa of the genus *Reynoutria* (Polygonaceae) in mesic mown meadows: a field experimental study. *Folia Geobotanica*. 35: 27- 42.
 26. Branquart, E., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F., Verloove, F., 2011. *Cornus sericea*. From: The Belgian Forum on Invasive Species. Sk. internetā (2014.01.20)
URL: <http://ias.biodiversity.be/species/show/106>
 27. Brodo, I.M., 1966. Lichen growth and cities: A study on Long Island, New York. *The Bryologist*. 69: 427-449.
 28. Bruggeman, J., Antieau, C., 1993. Garden and Dotted Loosestrife, Gigant Hogweed and Indigobush. Distribution. *Biology and Ecology*. 11: 16-17.
 29. Buivids, K., 1998. *Apdzīvoto vietu meži un dārzi*. Rīga: Zinātne. 182 lpp.
 30. Bumbure, M., 1955. Sūreņu dzimta – Polygonaceae Lindl. Grām: Galenieks P. (red.). *Latvijas PSR flora 2*. Rīga: Latvijas Valsts izdevniecība. 96.-127. lpp.
 31. Büscher, D., 1999. Zur Ausbreitung einiger Pflanzenarten entlang von Verkehrswegen im mittleren Westfalen. *Florist. Rundbr.* 33: 92-97.

32. Calabrese, J.M., Fagan, W.F., 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2: 529-536.
33. Callaway, R.M., Maron, J.L., 2006. What have exotic plant invasions taught us over the past 20 years? *Trends in Ecology and Evolution*. 21 (7): 369-374.
34. Canadian Food Inspection Agency, 2008. Invasive Alien Plants in Canada. CFIA. Ottawa, ON. 22 pp.
35. Catling, P.M., 1997. The problem of invading alien trees and shrubs: some observations in Ontario and a Canadian checklist. *Canadian Field-Naturalist*. 111: 338-342.
36. Celesti-Grapow, L., Pyšek, P., Jarošík, V., Blasi, C., 2006. Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. *Diversity and Distributions*. 12 (5): 490-501.
37. Cepurīte, B., 1995. Lipenes. Grām: Kavacs, G. (red.) *Enciklopēdija "Latvija un latvieši"*. Rīga. 153. lpp. (Latvijas daba. 3.sēj. Latvijas enciklopēdija)
38. Charles, H., Dukes, J.S., 2007. 13 Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. *Ecological Studies*. 193: 217-237.
39. Chmura, D., 2004. Penetration and naturalisation of invasive alien plant species (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Southern Poland). *Nature Conservation*. 60: 3-11.
40. Cinovskis, R., 1996. Koku un krūmu introdukcijas vēstures, aklimatizācijas un naturalizācijas īss apskats. Grām: *Latvijas ģeogrāfu kongress '96*. Rīga. 20.–24. lpp
41. Cinovskis, R., 1979. *Latvijas PSR ieteicamo krāšņumaugu sortiments. Koki un krūmi*. Rīga: Zinātne. 276 lpp.
42. Clayden, A., Woudstra, J., 2003. Some European approaches to twentieth-century cemetery design: continental solutions for British dilemmas. *Mortality*. 8(2): 189-208.
43. Conti, M.E., Finoia, M., Bocca, B., Mele, G., Alimonti, A., Pino, A., 2011. Atmospheric background trace elements deposition in Tierra del Fuego region (Patagonia, Argentina), using transplanted *Usnea barbata* lichens. *Environmental Monitoring and Assessment*. 1: 12.
44. Convention on Biological Diversity, 1992. The United Nations Conference on Environment and Development (UNCED): Rio de Janeiro, Brazil, 3–14 June 1992. Resolutions Adopted by the Conference, A/CONF.151/26/Rev.1 (Vol. I), United Nations publication, sales no. E.93.I.8, United Nations, New York. 492 pp.
45. Converse, C., Eckardt, N., 2010. *The nature Conservancy Element Stewardship Abstract For *Cornus* spp. (North American invasive dogwoods)*. The Nature Conservancy. 13 pp.
46. Crooks, J.A., 2011. Lag times. In: *Encyclopedia of Biological Invasions* (Simberloff, D., Rejmanek, M., eds). University of California Press. 404-410 pp.
47. DAISIE (Ed.). 2009. *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer, Dordrecht. 399 pp.
48. Das, P., Santosh, J., Jayashree, R., Upreti, D.K., 2013. Lichen diversity for environmental stress study: Application of index of atmospheric purity (IAP) and mapping around a paper mill in Barak Vally, Assam, northeast India. *Tropical Ecology*. 54 (3): 355-364.
49. Dauer, J.T. Mortensen, D.A., Vangessel, M.J., 2007. Temporal and spatial dynamics of long- distance *Conyza canadensis* seed dispersal. *Journal of Applied Ecology*. 44: 105-114.
50. Daugavpils meteoroloģiskās stacijas meteoroloģiskie dati, 2013. „LGMC”. Sk. internetā (2013.21.11). URL: <http://www.meteo.lv/public/26902.html>

51. Daugavpils pilsētas attīstības programmas “Mana pils - Daugavpils” 2014.-2020.g. 1.redakcija, 2013.
52. Daugavpils pilsētas attīstības programmas “Mana pils - Daugavpils” 2014.-2020.g. Vides pārskats. Projekts, 2013.
53. Davies, L., Bates, J.W., Bell, J.N.B., James, P.W., Purvis, O.W., 2007. Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London. *Environmental Pollution*. 146: 299-310.
54. Davies, R.G., Orme, C.D.L., Olson, V., Thomas, G.H., Ross, S.G., Ding, T.S., Rasmussen, P.C., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Owens, I.P.F., Gaston, K.J., 2006. Human impacts and the global distribution of extinction risk. *Proceedings of the Royal Society B*. 273: 2127-2133.
55. Davies, K.W., Sheley, R.L., 2007. Influence of Neighboring Vegetation Height on Seed Dispersal: Implications for Invasive Plant Management. *Weed Science*. 55: 626-630.
56. Davis, M.A., Chew, M. K., Hobbs, R.J., Lugo, E.A., Ewel, J.J., Vermeij, J.G., Brown, J.H., Rosenzweig, M.L., Gardener, M.R., Carroll, S.P., Thompson, K., Pickett, S.T.A., Stromberg, J.C., Del Tredici, P., Suding, K.N., Ehrenfeld, J.G., Grime, J.P., Mascaro, J., Briggs, J.C., 2011. Don't judge species on their origins. *Nature*. 474: 153-154.
57. Dawson, T.P., Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C., Mace, G.M., 2011. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *Science*. 332: 53-58.
58. Dehlin, H. et al. 2008. Tree seedling performance and belowground properties in stands of invasive and native tree species. *New Zealand Journal of Ecology*. 32: 67-79.
59. Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C., Williamson, M., 2007. The horticultural trade and ornamental plant invasions in Britain. *Conservation Biology*. 21: 224-231.
60. Deutschewitz, K., Lausch, A., Kühn, I., Klotz, S., 2003. Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecology and Biogeography*. 12: 299-311.
61. Diez, J.M. et al. 2009. Learning from failures: testing broad taxonomic hypotheses about plant naturalization. *Ecology Letters*. 12: 1174-1183.
62. Douglas, G.W., Straley, G.B., Meidinger, D., Pojar, J. (eds), 1998. Illustrated Flora of British Columbia. Vol. 2: Decotyledons (Balsaminaceae through Cuscutaceae). Ministry of Environment, Lands and Parks, Ministry of Forest, British Columbia. 401 pp.
63. Drozd, P., 2010. ComEcoPaC – Community Ecology Parameter Calculator. Version 1. Sk. internetā (2012.07.05). Available from: <http://prf.osu.cz/kbe/dokumenty/sw/ComEcoPaC/ComEcoPaC.xls>.
64. Dymytrova, L., 2009. Epiphytic lichens and bryophytes as indicators of air pollution in Kyiv city (Ukraine). *Folia Cryptogamica Estonica*. 46: 33-44.
65. Ehrenfeld, J.G., 2010. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 41: 59-80.
66. Ehrenfeld, J.G., 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*. 6: 503-523.
67. Ellenberg, H., Ruprecht, D., Volkmar, W., Willy, W., Dirk, P., 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*. 18: 258.
68. Ellis, E.C., Antil, E.C., Kreft, H., 2012. All is not loss: plant biodiversity in the Anthropocene. *PLoS ONE* 7, e30535.

69. Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P.E., Hulber, K., Jarosik, V., 2011. Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*. 108: 203-207.
70. Essl, F., Moser, D., Dirnböck, T., Dullinger, S., Milasowszky, N., Winter, M., Rabitsch, W., 2013. Native, alien, endemic, threatened, and extinct species diversity in European countries. *Biological Conservation*. 164: 90-97.
71. Evarts-Bunders, P., Evarte-Bundere, G., Romanceviča, N., Brutāne, K., Novicka, I., Nitcis, M., 2012. Retās un antropofītās sugas Daugavpils pilsētas florā. Grām.: *Latvijas veģetācija*, 22. Rīga: Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts. 29-43.lpp
72. Falla, J., Laval-Gilly, P., Henryon, M., Morlot, D., Ferard, J.-F., 2000. Biological air quality monitoring: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 64: 627-644.
73. Fanelli, G., Tescarollo, P., Testi, A., 2006. Ecological indicators applied to urban and suburban floras. *Ecological Indicators*. 6 (2): 444-457.
74. Farmer, A.M., Bates, J.W., Bell, J.N.B., 1990. A comparison of methods for the measurement of bark pH. *Lichenologist*. 22 (2): 191-197.
75. Fatare, I., 1987. *Daugavas ielejas flora*. Rīga: Zinātne, 80 lpp.
76. Fatare, I. 1992. *Latvijas floras komponentu izplatības analīze un tās nozīme augu sugu aizsardzības koncepcijas nodrošināšanā. Vides Aizsardzība Latvijā*. Rīga: LR Vides Aizsardzības komitejas Pētījumu centrs. 3: 1-259.
77. Flory, S.L., Clay, K., 2009. Effects of roads and forest successional age on experimental plant invasions. *Biological Conservation*. 142 (11): 2531-2537.
78. Flory, S.L., Clay, K., 2006. Invasive shrub distribution varies with distance to roads and 350 stand age in eastern deciduous forests in Indiana. *USA. Plant Ecology*. 184: 131-141.
79. Fløjgaard, C., Normand, S., Skov, F., Svenning, J.C., 2011. Deconstructing the mammal species richness pattern in Europe – towards an understanding of the relative importance of climate, biogeographic history, habitat heterogeneity and humans. *Global Ecology and Biogeography*. 20: 218-230.
80. Fox, H., Cullen, M., Little, D.J., Ciauriz, P., Ryan, D., Dwyer, R., Boyle, G.M., 2001. *Vegetation monitoring and botanical survey of Brackloon Wood, Westport, County Mayo*. Department of Environmental Resource management, University College Dublin, Forest Ecosystem Research Group, Report Number 31.
81. Frahm, J.P., 2003. Climatic habitat differences of epiphytic lichens and bryophytes. *Cryptogamie Bryologie*. 24 (1): 3-14.
82. Frati, L., Caprasecca, E., Santoni, S., Gaggi, C., Guttova, A., Gaudino, S., Pati, A., Rosamilia, S., Pirintsos, S.A., Loppi, S., 2006. Effects of NO₂ and NH₃ from road traffic on epiphytic lichens. *Environmental Pollution*. 142: 58-64.
83. Fremstad, E., 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Lupinus polyphyllus*. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. Sk. internetā (2013.11.05). URL: www.nobanis.org.
84. Frick, B., 1984. The biology of Canadian weeds. *Lappula squarrosa* (Retz.) Dumort. *Canadian Journal of Plant Science*. 64: 375 -386.
85. Fuga, A., Saiki, M., Marcelli, M.P., Saldiva, P.H.N., 2008. Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. *Environmental Pollution*. 151: 334-340.
86. Funk, J.L., Vitousek, P.M., 2007. Resource-use efficiency and plant invasion in Gassó lowresource systems. *Nature*. 446 (7139): 1079-1081.

87. Gaio-Oliveira, G., Dahlman, L., Máguas, C., Palmqvist, K., 2004. Growth in relation to microclimatic conditions and physiological characteristics of four *Lobaria pulmonaria* populations in two contrasting habitats. *Ecography*. 27: 13-28.
88. Gassó, N. et al. 2010. Spreading to a limit: the time required for a neophyte to reach its maximum age. *Diversity and Distributions*. 16: 310-311.
89. Gavrilova, Ģ., Šulcs, V., 1999. *Latvijas vaskulāro augu flora. Taksonu saraksts*. Rīga: Latvijas Akadēmiskā bibliotēka. 136 lpp.
90. Geiser, L. The Role of Lichens in Air Quality Monitoring on Federal Lands. Sk. internetā (2012.07.05). URL: <http://www.slideserve.com/dixie/the-role-of-lichens-in-air-quality-monitoring-on-federal-lands>
91. Gelbard, J.L., Harrison S., 2003. Roadless habitats as refuges for native grasslands: interactions with soil, aspect, and grazing. *Ecological Applications*. 13: 404-415.
92. Genova, E., 2012. *Dracocephalum thymiflorum*. Sk. internetā (2014.10.01) URL: <http://e-ecodb.bas.bg/rdb/en/vol1/Drathymi.html>
93. Gilbert, O.L., 1989. Ecology of urban environment. London: Chapman & Hall. 369p
94. Gleditsch, J.M., Carlo, T.A., 2010. Fruit quantity of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania. *Diversity and Distributions*. 179 (2): 244-253.
95. Goldyn, H., 2010. Changes in plant species diversity of aquatic ecosystems in the agricultural landscape in West Poland in the last 30 years. *Biodiversity Conservation*. 19: 61-80.
96. Gombert, S., Asta, J., Seaward, M.R.D., 2003. Correlation between the nitrogen concentration of two epiphytic lichens and the traffic density in an urban area. *Environmental Pollution*. 123: 281-290.
97. Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J.G., Bai, X.M., Briggs, J.M., 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*. 319: 756-760.
98. Grodzińska, K., 1977. Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in Southern Poland. *Water, Air, and Soil Pollution*. 8 (1): 3-7.
99. Groves, R.H., Boden, R., Lonsdale, W.M., 2005. *Jumping the garden fence. Invasive garden plants in Australia and their environmental and agricultural impacts*. Sydney: WWF-Australia. 173 p.
100. Gruberts, D., 2009. Klimata un Daugavas noteces ilgtermiņa mainība Daugavpilī. Klimata mainība un ūdeņi. LU 67. zin. konf. rakstu krājums Rīga: LU Akadēmiskais apgāds. 68-75. lpp.
101. Gudžinskis, Z., 2005. Case studies on the alien flora of the vicinity of cemeteries in Lithuania. Grām.: *Zemes un vides zinātnes*. Latvijas Universitāte. 21.-37. lpp. (Latvijas Universitātes raksti, 685. sējums)
102. Hansen, M.J., Clevenger, A.P., 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation*. 125 (2): 249-259.
103. Harju, L., Saarela, K.E., Rajander, J., Liel, J.O., Lindross, A., Heselius, S.J., 2002. Environmental monitoring of trace elements in bark Scots by thick – target PIXE. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*. 189: 163-167.
104. Hayasaka, D., Akasaka, M., Miyauchi, D., Box, E.O., Uchida, T., 2012. Qualitative variation in roadside weed vegetation along an urban–rural road gradient. *Flora*. 207 (2): 126-132.
105. Hejda, M., Pyšek, P., Jarošík, V., 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*. 97: 393-403.

106. Heniņa, E., Laiviņš, M., 1995. Sēra, svina un kalcija saturs ķērpja *Hypogymnia physodes* laponī un priežu mizā Jūrmalā. *Mežzinātne*. 5 (38): 47-55.
107. Hill, M.O., Roy, D.B., Thompson, K., 2002. Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact. *Journal of Applied Ecology*. 39: 708-720.
108. Hobbs, R.J., 2000. Land-Use Changes and Invasions. In: Mooney H.A., Hobbs R.J. (eds.), *Invasive species in a changing world*. Washington: Island Press, Pp.55-62.
109. Hope, D., Gries, C., Zhu, W.X., Fagan, W.F., Redman, C.L., Grimm, N.B., 2003. Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*. 100: 8788-8792.
110. Houska, J., 2009. *Erysimum durum* J. Presl et C. Presl. Sk. internetā (2014.10.01) URL: <http://botany.cz/cs/erysimum-durum>
111. Hulme, P.E., Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J., Schaffner, U., Vilà, M., 2013. Bias and error in understanding plant invasion impacts. *Trends in Ecology and Evolution*. 28 (4): 212-218.
112. Hummer, K.E., Janick, J., 2009. Rosaceae: Taxonomy, Economic Importance, Genomics. In: Folta, K.M., Gardiner, S.E. (eds.) *Genetics and Genomics of Rosaceae, Plant Genetics and Genomics: Crops and Models 6*. Springer Science and Business media, LLC, Pp.17.
113. Isermann, M., Diekmann, M., Heemann, S., 2007. Effects of the expansion by *Hippophaë rhamnoides* on plant species richness in coastal dunes. *Applied Vegetation Science*. 10: 33-42.
114. Jäger, E.J., 1988. Möglichkeiten der Prognose synanthroper Pflanzenausbreitungen. *Flora (Jena)*. 180: 101-131.
115. Jetz, W., Fine, P.V.A., 2012. Global gradients in vertebrate diversity predicted by historical area-productivity dynamics and contemporary environment. *PLoS Biol*. 10, e1001292.
116. Juškevičs, V., Misāns, J., Mūrnieks, A., Skrebels, J., 2003. Paskaidrojuma teksts. Krāj.: Āboltiņš, O., Brangulis A.J. (red.). *Latvijas ģeoloģiskā karte*. Mērogs 1 : 200 000, 34.lapa – Jēkabpils un 24.lapa – Daugavpils. Rīga: Valsts ģeoloģijas dienests.
117. Juškevičs, V., Skrebels J., 2003. Kwartāra nogulumu karte mērogā 1 : 200 000. Krāj.: Āboltiņš, O., Brangulis A.J. (red.). *Latvijas ģeoloģiskā karte*. Mērogs 1 : 200 000, 34.lapa – Jēkabpils un 24.lapa – Daugavpils. Paskaidrojuma teksts un kartes. Rīga: Valsts ģeoloģijas dienests.
118. Kabuce, N., Priede, A., 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum sosnowskyi*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. Sk. internetā (2013.05.05). URL: www.nobanis.org
119. Kabucis I., 2001. *Latvijas Biotopi. Klasifikators*. Rīga: Latvijas Dabas Fonds. 96 lpp.
120. Karandinos, H.G., Papakostidis, G.K., Fantinou, A.A., 1985. In: Lekkas, T.D. (eds) *Heavy Metals in the Environment. International Conference. Athens*. CEP-Consultants LTD, Edinburgh, Pp. 602-606.
121. Keane, R.M., Crawley, M.J., 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution*. 17: 164-170.
122. Keil, P., Loos, G.H., 2005. Preliminary account of ergasiophygoty and xenophytic trees, shrubs and subshrubs in the Central Ruhrgebiet (Germany). *Electronic Publication of the Biological Station of Western Ruhrgebiet*. 3: 1-12.

123. Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, J.M., Kühn, J., 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe*. 23 (23): 1-17.
124. Kelly, D.L., 1990. *Cornus sericea* L. in Ireland: an incipient weed of wetlands. *Watsonia*. 18: 33-36.
125. Klinge, J. 1883. *Die Holzgewächse von Est-, Liv- und Curland*. – Verlag von C. Mattiesen: Dorpat. 290 pp.
126. Klotz, S. 2007. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. *Echinocystis lobata*. Sk. internetā (2013.09.22.)
URL: <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=14766>
127. Kļaviņš, M., 1996. *Vides ķīmija. Piesārņojošās vielas vidē un to aprīte*. Rīga: LU, 296 lpp.
128. Knapp, S., Kühn, I., 2012. Origin matters: widely distributed native and non-native species benefit from different functional traits. *Ecology Letters*. 15: 696-703.
129. Knapp, S., Kuhn, I., Bakker, J.P., Kleyer, M., Klotz, S., Ozinga, W.A., Poschlod, P., Thompson, K., Thuiller, W., Romermann, C., 2009. How species traits and affinity to urban land use control large-scale species frequency. *Diversity and Distributions*. 15: 533-546.
130. Knapp, S., Kühn, I., Schweiger, O., Klotz, S., 2008. Challenging urban species diversity: contrasting phylogenetic patterns across plant functional groups in Germany. *Ecology Letters*. 11: 1054-1064.
131. Kompała-Bąba, A., Bąba, W., Błońska, A., 2005. *Helianthus tuberosus* L. phytocoenoses in the towns of Upper Silesian industrial district (Silesian Upland). *8th International conference on the ecology and management of alien plant invasions*. Katowice, Poland, 5-12 September. Pp. 31.
132. Kopp, S., Borup, B., Willison, J., Payne, B., 2001. *Using ArcGIS Spatial Analyst*. Environmental Systems Research Institute: ESRI Press, Redlands, CA, USA, 462 p.
133. Kord, B., Kord, B., 2011. Heavy metal levels in pine (*Pinus eldarica* Medw.) tree barks as indicators of atmospheric pollution. *BioResources*. 6 (2): 927-935.
134. Kowarik, I., 1995. On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: Pysek, P., Prach, K., Rejmánek, M. & Wade, P.M. (eds.). *Plant invasions – general aspects and special problems*. Amsterdam: SPB Academic Publishing, Pp. 85-103.
135. Kowarik, I., Von der Lippe, M., 2011. Secondary wind dispersal enhances long-distance dispersal of an invasive species in urban road corridors. *NeoBiota*. 9: 49-70.
136. Krebs, J.C., 1999. *Ecological Methodology*. Second Edition. California, USA: Addison Wesley Longman, Menlo Park. 620 p.
137. Kreiner, W., 1986. Zur Analytik löslicher Komponenten der Borke nebst einem Vergleich des Verhaltens von Laub- und Nadelholzborke unter SO₂-Einwirkung. *Phyton*. 26: 77-91.
138. Kricke, R., 2002. Measuring bark pH. In: Nimis, P.L. et al. (eds.) *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens*. Kluwer: Dordrecht. Pp. 333-336. (NATO Science Series, IV, vol. 7.)
139. Kricke, R., Loppi, S., 2002. Bioindication: The I.A.P. Approach. In: Nimis, P.L., Scheidegger, C., Wolseley, P.A. (eds) *Monitoring with lichens- monitoring Lichens*. Kluwer: Dordrecht, Academic Publishers. Pp. 21-37. (NATO Science Series. IV, vol. 7.)
140. Kruckeberg, A.R., 2002. *Geology and Plant Life: The Effects of Landforms and Rock Types on Plants*. Washington: University of Washington Press. 304 p.

141. Kularatne, K.I.A., de Freitas, C.R., 2013. Epiphytic lichens as biomonitors of airborne heavy metal pollution. *Environmental and Experimental Botany*. 88: 24-32.
142. Kupffer, K., 1925. *Grundzüge der Pflanzengeographie des ostbaltischen Gebietes*. Rīga: Abhandlungen des Herder-Instituts. 1 (6): 1-224.
143. Kühn, I., Brandl, R., Klotz, S., 2004. The flora of German cities is naturally species rich. *Evol. Ecol. Res.* 6: 749-764.
144. Laiviņš, M., 1998. Latvijas boreālo priežu mežu sinantropizācija un eitifikācija. Grām.: *Latvijas veģetācija*, 1. Rīga: Latvijas Universitāte, Biogeogrāfijas laboratorija. 44.-45. lpp.
145. Laiviņš, M., 2009. Robežsugu horoloģiskā analīze un veģetācijas migrācija Latvijā. Grām.: *Latvijas veģetācija*, 18. Rīga: Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts. 89.-105. lpp.
146. Laiviņš, M., 2008. *Vides piesārņojuma bioindikācija Ventspilī. Priežu mizas ķīmiskais sastāvs*. Salaspils: LU Bioloģijas institūts. 40 lpp.
147. Laiviņš, M., Gavrilova Ģ., 2003. Neofītās Sosnovska latvāņa *Heracleum sosnowskyi* sabiedrības Latvijā. Grām.: *Latvijas veģetācija*, 7. Rīga: Latvijas Universitāte, Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte. 45-65.lpp
148. Laiviņš, M., Gavrilova, Ģ., 2009. Daugavpils un Ventspils vaskulāro augu floras biogeogrāfiskā analīze. Grām.: *Latvijas veģetācija*, 18. Rīga: Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts. 25.-63. lpp.
149. Laiviņš, M., Jermacāne, S., 1999. Neofītās laimiņu (*Sedum* L.) un dievkršliņu (*Euphorbia* L.) sabiedrības Latvijā. Grām.: *Latvijas veģetācija* 2. Rīga: Latvijas Universitāte, Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte. 7.-27. lpp.
150. Laiviņš, M., Jermacāne, S., 2000. Emergence of certain neophytic plant communities in the vicinity of cemeteries in Latvia. *Botanica Lithuanica*. 6 (2): 143-155.
151. Laiviņš, M., Krampis, I., 2004. Jauna augu un dzīvnieku atradņu kartēšanas sistēma Latvijā. Latvijas Universitātes 62. zinātniskā konference. Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātnes. Rīga: Latvijas Universitāte. 82.-83.lpp.
152. Laiviņš, M., Krampis, I., Šmite, D., Bice, M., Knape, Dz., Šulcs, V., 2009. *Latvijas kokaugu atlants*. Rīga: LU Bioloģijas institūts. 606 lpp.
153. Laiviņš, M., Medene A., 2012. Vaskulāro augu floras monitorings Ogres pagastā un Ogres pilsētā. Grām.: *Latvijas veģetācija* 22. Rīga: Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts. 7.-27. lpp.
154. Laiviņš, M., Zundāne, A., 1989. *Latvijas ziedaugu un paparžaugu datu katalogs. Sinantropie elementi*. Salaspils: Silava. 40 lpp.
155. Lambdon, P.W., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P., Bazos, I., Brundu, G., Grapow-Celesti, L., Delipetrou, P., Josefsson, M., Kark, S., Klotz, S., Kokkoris, Y., Kühn, I., Merchante, H., Perglova, I., Pino, J., Monserrat, V., Zios, A., Roy, D., Hulme, P.E., 2008. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*. 80: 101-149.
156. Lange, V., Mauriņš, A., Zvirgzds, A., 1978. Dendroloģija. Rīga: Zvaigzne. 153.-157. lpp.
157. Langenfelds, V., Ozoliņa, E., Ābele, G., 1973. *Augstāko augu sistemātika*. Rīga: Zvaigzne. 406 lpp.
158. Larsen, R.S., Bell, J.N.B, James, P.W., Chimonides, P.J., Rumsey, F., Tremper, A., Purvis, O.W., 2007. Lichen and bryophyte distribution on oak in London in

- relation to air pollution and bark acidity. *Environmental Pollution*. 146 (2): 332-340.
159. La Sorte, F.A., Pyšek, P., 2009. Extra-regional residence time as a correlate of plant invasiveness: European archaeophytes in North America. *Ecology*. 90: 9.
 160. Lapiņš, D., Bērziņš, A., Lejiņš, A., Gavrilova, Ģ., Riekstiņš, A., Karpenskis, G., Narvils, M., Runce, A., Liguts, V., Stašinskis, R., 2002. *Latvāņi, to izplatības ierobežošana. Pagaidu rekomendācijas*. LLU: LLKC, Ozolnieki. 17 lpp.
 161. Lavergne, S., Molofsky, J., 2007. Increased genetic variation and evolutionary potential drive the success of an invasive grass. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*. 104: 3883-3888.
 162. Lehmann, E., 1895. *Flora von Polnisch – Livland der Florengebiere Nordwestrusslands, des Ostbalticums, der Gouvernements Pskow und St. Petersburg*. Jurjew: Dorpat, 430 p.
 163. Li, T.S.C., Schroeder, W.R., 1996. Sea Buckthorn (*Hippophae rhamnoides* L.): A Multipurpose Plant. *Hort technology*. 6 (4): 370-380.
 164. Llop, E., Pinho, P., Matos, P., Pereira, M.J., Branquinho, C., 2012. The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecological Indicators*. 13: 215-221.
 165. Lodge, D.M., 1993. Biological invasion. Lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 8 (4): 133-136.
 166. Loppi, S., Frati, L., Paoli, L., Bigagli, V., Rossetti, C., Bruscoli, C., Corsini A., 2004. Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicator of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). *Science of the Total Environment*. 326: 113-122.
 167. Lötschert, W., Köhm, H.J., 1973. pH-Wert und S-Gehalt der Baumborke in Immissionsgebieten. *Oecologia Plantarum*. 8: 199-209.
 168. Mack, M.C., D'Antonio, C.M., 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*. 13: 195-198.
 169. Mack, R.N., 2003. Global plant dispersal, naturalization, and invasion: pathways, methods, and circumstances. In: Ruiz G. M., Carlton J. T.(eds.). *Invasive species. Vectors and Management strategies*. Washington: Island Press. Pp. 3-25.
 170. Mack, R.N., Lonsdale, W.M., 2001. Humans as global dispersers: getting more than we bargained for. *Bioscience*. 51: 95-102.
 171. Mandre, M., Lukjanova, A., 2011. Biochemical and structural characteristics of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in an alkaline environment. *Estonian Journal of Ecology*. 60 (4): 264-283.
 172. Marco, A., Dutoit, T., Deschamps-Cottin, M., Mauffrey, J.F., Vennetier, M., Bertaudiere-Montes, V., 2008. Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. *Comptes Rendus Biologie*. 331: 452-465.
 173. Markert, B., Oehlmann, J., Roth, M., 1997. General aspects of heavy metal monitoring by plants and animals. In: Subramanian KS & Iyengar GV (eds). *Environmental biomonitoring - exposure, assessment and specimen banking*. ACS Symposium series 654. American Chemical Society. Pp. 19-29.
 174. Marmor, L., Randlane, T., 2007. Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. *Folia Cryptog. Estonica, Fasc.* 43: 23-37.
 175. Martin, M.H., Cougherty, P.J., 1982. Biological monitoring of heavy metal pollution. Land and air. Applied Science publishers Maxwellmacmillan Canada, 604 p.

176. Maskell, L.C., Firbank, L.G., Thompson, K., Bullock, J.M., Smart, S.M., 2006. Interactions between non-native plant species and the floristic composition of common habitats. *Journal of Ecology*. 94: 1052-1060.
177. Matisovs, I., 2010. Urbanizācijas procesi un to īpatnības Latgalē. Šuplinska I. (red.). Grām.: *Via Latgalica: humanitāro zinātņu žurnāls*, 3. Rēzekne: Rēzeknes Augstskola. 19.-35.lpp.
178. Mauriņš, A., Zvirgzds, A., 2006. *Dendroloģija*. Rīga: LU Akad. apgāds, 304 lpp.
179. McCune, B., Mefford, M. J., 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. Oregon, MjM Software Design.
180. McGeoch, M.A., Spear, D., Kleynhans, E.J., Marais, E., 2012. Uncertainty in invasive alien species listing. *Journal of Applied Ecology*. 22: 959-971.
181. McKinney, M.L., 2002. Do human activities raise species richness? Contrasting patterns in United States plants and fishes. *Global Ecology and Biogeography*. 11: 343-348.
182. McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*. 127 (3): 247-260.
183. McNeely, J.A., Mooney, H.A., Neville, L.E., Schei, P., Waage, J.K., 2001. *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. IUCN Gland, Switzerland, Cambridge, UK. 48 p.
184. Melece, I., Karpa, A., Laiviņš, M., Melecis, V., 2011. Environmental quality assessment of the drainage basin of Lake Engure using Scots pine as a bioindicator. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B. Natural, Exact, and Applied Sciences*. 65 (5-6): 178-185.
185. Mežaka, A., Brūmelis, G., Piterāns, A., 2008. The distribution of epiphytic bryophyte and lichen species in relation to phorophyte characters in Latvian natural old-growth broad leaved forests. *Folia Cryptogamica Estonica*. 44: 89-99.
186. Mędrzycki, P., 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. Sk. internetā (2013.08.06). URL: www.nobanis.org
187. Migaszewski, Z.M., Gałuszka, A., Paślawski, P., 2005. The use of the barbell cluster ANOVA design for the assessment of environmental pollution. *Environmental Pollution*. 133 (2): 213-223.
188. Mitchell, A., 1999. *The ESRI Guide to GIS Analysis: Spatial Measurements and Statistics*. Environmental Systems Research Institute: ESRI Press, Redlands, CA, USA, 238 p.
189. Mokotjomela, T.M., Musil, C.F., Esler, K.J., 2013. Frugivorous birds visit fruits of emerging alien shrub species more frequently than those of native shrub species in the South African mediterranean climate region. *South African Journal of Botany*. 58: 73-48.
190. Mooney, H.A., 2005. Invasive alien species: The nature of the problem. In: Mooney H.A., Mack R.N., McNeel J.A., Neville L.E., Schei P.J., Waage J.K. (eds.) *Invasive alien species. A new synthesis*. Washington, Island Press. Pp. 1-11.
191. Mooney, H.A., Hobbs, R.J., 2009. *Invasive Species in a Changing World*. Washington: D.C., Covelo, California, Island Press. 457 p.
192. Möllerová, J., 2005. Notes on invasive and expansive trees and shrubs. *Journal of Forest Science*. 51: 19-23. (Special issue)
193. Munzi, S., Paoli, L., Fiorini, E., Loppi, S., 2012. Physiological response of the epiphytic lichen *Evernia prunastri* (L.) Ach. To ecologically relevant nitrogen concentrations. *Environmental Pollution*. 171: 25-29.

194. Muth, N.Z., Pigliucci, M., 2007. Implementation of a novel framework for assessing species plasticity in biological invasions: responses of *Centaurea* and *Crepis* to phosphorus and water availability. *Journal of Ecology*. 95: 1001-1013.
195. Nash, T.H., 2008. Introduction. In: *Lichen Biology*. New York: 2nd ed. Cambridge University Press. Pp. 1–8.
196. Nielsen, C., Ravn, H.P., Nentwig, W., Wade, M. (red.), 2005. *Invazīvie latvāņi: izplatība, bioloģija un ierobežošanas pamatprincipi. Teorētiskie aspekti un praktiskie ieteikumi*. Forest & Landscape Denmark, Hoersholma, Dānija. 45 lpp.
197. Nikodemus, O., Brūmelis, G., Līkais, S., Šarkovskis, P., 1993. Bioindication of pollutants in the Jūrmala area using Scot's pine (*Pinus silvestris*) bark as a sorbent. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B*. 9 (554): 54–57.
198. Nimis, P.L., Scheidegger, C., Wolseley, P.A., 2002. *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens*. Series IV: Earth and Environmental Sciences – Vol.7. Kluwer Academic Publishers: 408 p.
199. Nitcis, M., Rutkovska, S., Evarts-Bunders, P., 2011. Augu atradņu kartēšanas principi Daugavpilī. Krāj.: Zuģicka I., Aleksejeva A., Paņina L., Oļehnovičs D. (red.). *Daugavpils Universitātes 53. starptautiskās zinātniskās konferences tēzes*. DU 53. starptautiskā zinātniskā konference, Daugavpils, Latvija, 13.- 15.04. Daugavpils: DU akad.apgāds „Saule”. 13. lpp.
200. Nowak, D.J., Rowntree, R.A., McPherson, E.G., Sisinni, S.M., Kerkmann, E.R., Stevens, J.C., 1996. Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning*. 36: 49-57.
201. Olden, J.D., LeRoy Poff, N., Douglas, M.R., Douglas, M.E., Fausch, K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*. 19: 18-24.
202. Opdyke, M.R., Dolney, B., Frost, L., Lendemmer, J., 2010. *Lichen Community Structure Across an Urban to Rural Landscape Gradient*. Final Report For Grant Agreement (Wrcp-08296). 34 pp
203. Osawa, T., Mitsushashi, H., Niwa, H., 2013. Many alien invasive plants disperse against the direction of stream flow in riparian areas. *Ecological Complexity*. 1 (15): 26-32.
204. Otte, A., Obert, S., Volz, H., Weigand, E., 2002. Effekte von Beweidung auf *Lupinus polyphyllus* Lindl. in Bergwiesen des Biosphärenreservates Rhön. *Neobiota*. 1: 101-133.
205. Parendes, L.A., Jones, J.A., 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H.J. Andrews experimental forest, Oregon. *Conservation Biology*. 14: 64-75.
206. Patamsytė, J., Rančelis, V., Čėsniėnė, T., Kleizaitė, V., Tunaitienė, V., Naugžemys, D., Vaitkūnienė, V., Žvingila, D., 2013. Clonal structure and reduced diversity of the invasive alien plant *Erigeron annuus* in Lithuania. *Central European Journal of Biology*. 8 (9): 898-911.
207. Pejchar, .L, Mooney, H.A., 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology and Evolution*. 24: 497-504.
208. Penone, C., Machon, N., Julliard R., Le Viol, I., 2012. Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? *Biological Conservation*. 148: 126-133
209. Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Costanza, R., 2001. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 32: 127-157.

210. Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D., 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 52: 273-288.
211. Pinho, P., Augusto, S., Branquinho, C., Bio, A., Pereira, M.J., Soares, A., Catarino, F., 2004. Mapping Lichen Diversity as a First Step for Air Quality Assessment. *Journal of Atmospheric Chemistry*. 49: 377-389.
212. Pinho, P., Bergamini, A., Carvalho, P., Branquinho, C., Stofer, S., Scheidegger, C., Magnas, C., 2012. Lichen functional groups as ecological indicators of the effects of land-use in Mediterranean ecosystems. *Ecological Indicators*. 15: 36-42.
213. Piterāns, A., 2001. Latvijas ķērpju konspekts. Grām.: *Latvijas Veģētācija*, 3. Rīga: Latvijas Universitāte, Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte. 5-46.lpp
214. Piterāns, A., 2003. Ķērpji. Grām: Broks, J. (red.), Meža enciklopēdija. Rīga: Zelta grauds. 155.-156.lpp
215. Piterāns, A., 1986. *Vai pazīstam ķērpjus?* Rīga: Zinātne. 54 lpp.
216. Plant guide for alfalfa (*Medicago sativa* L.). USDA-Natural Resources Conservation Service, Plant Materials Center, Corvallis, OR. 2002. Sk. internetā (2014.01.29)
URL: http://plants.usda.gov/factsheet/pdf/fs_mesa.pdf
217. Pollnac, F., Seipel, T., Repath, C., Rew, L.I., 2012. Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Biological Invasions*. 14 (8): 1753-1763.
218. Priede, A., 2008a. Distribution of some invasive alien plant species in riparian habitats in Latvia. *Botanica Lithuanica*. 14(3): 137–150.
219. Priede, A., 2008b. Svešzemju augu sugu izpēte Latvijā. Grām.: *Latvijas veģētācija*, 17. Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts. 148 lpp.
220. Priede, A., 2010. Factors determining the distribution of *Aronia prunifolia*, an emerging invasive plant species in Latvia. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. 2: 49-59.
221. Prinzing, A., Durka, W., Klotz, S., Brandl, R., 2002. Which species become aliens? *Evolutionary Ecology Research*. 4: 385-405.
222. Pritekel, C., Whittemore-Olson, A., Snow, N., Moore, J.C., 2006. Impacts from invasive plant species and their control on the plant community and belowground ecosystem at Rocky Mountain National Park, USA. *Applied Soil Ecology*. 32 (1): 132-141.
223. Protopopova, V., Shevera, M., 1998. Expansion of alien plants in settlements of the Tisa river basin (Transcarpathia, Ukraine). *Thaiszia Journal of Botany*. 8: 33-42
224. Protopopova, V.V., Shevera, M.V., Mosyakin, S.L., 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica*. 148: 17-33.
225. Provoost, S., Jones, M.L.M., Edmondson, S.E., 2011. Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation*. 15: 207-226.
226. Purvis, O.W., Seaward, M.R.D., Loppi, S., 2007. Lichens in a changing pollution environment: An introduction. *Environmental Pollution*. 146 (2): 291-292.
227. Pyšek, P., 1995. On the terminology used in plant invasion studies. In: Pyšek P., Prach K., Rejmánek M., Wade M. (eds.). *Plant invasions - General aspects and special problems*. Amsterdam: Academic Publishing. Pp. 71-81.
228. Pyšek, P., 1998. Alien and native species in Central European urban floras: A quantitative comparison. *Journal Biogeography*. 25: 155–163.

229. Pyšek, P., 2001. Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. *Vegetatio*. 106: 89–100.
230. Pyšek, P., 2005. Survival rates in the Czech Republic of introduced plants known as wool aliens. *Biological Invasions*. 7 (4): 567-576.
231. Pyšek, P., Chocholoušková, Z., Pyšek, A., Jarošík, V., Chytrý, M., Tichý, L., 2004a. Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. *Journal of Vegetation Science*. 15: 781-788.
232. Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P.E., Kühn, I., Wild, J., Arianoutsou, M., Bacher, S., Chiron, F., Didžiulis, V., Essl, F., 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*. 107: 12157-12162.
233. Pyšek, P., Jarošík, V., Kučera, T., 2002a. Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation*. 104: 13-24.
234. Pyšek, P., Jarošík, V., Kučera, T., 2003. Inclusion of native and alien species in temperate nature reserves: an historical study from Central Europe. *Conservation Biology*. 17 (5): 1414-1424.
235. Pyšek, P., Pergl, J., Jarošík, V., 2011. Alien plants introduced by different pathways differ in invasion success: unintentional introductions as greater threat to natural areas? *PLoS ONE* 6: e24890
236. Pyšek, P., Prach, K., 2003. Research into plant invasions in a cross-roads region: history and focus. *Biological Invasions*. 5 (4): 349-356.
237. Pyšek, P., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Webster, G.L., Williamson, M., Kirschner, J., 2004b. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*. 53 (1): 131-143.
238. Pyšek, P., Sádlo, J., Mandák, B., 2002b. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*. 74: 97-186.
239. Qian, H., Ricklefs, R.E., 2006. The role of exotic species in homogenizing the North American flora. *Ecology Letters*. 9: 1293-1298.
240. Quinn, P.G., Keough, M.J., 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, 556 p.
241. Rafaloviča, E, Sondore, J., 1984. Retie un aizsargājamie augi Daugavpils apkārtnē. *Retie augi un dzīvnieki*. Rīga: Lat ZTIZPI. 23.-26. lpp.
242. Ramans, K., Zelčs, V., 1995. Fiziogēogrāfiskā rajonēšana. Grām: Kavacs, G. (red.), *Enciklopēdija- Latvija un latvieši*. Rīga: Preses nams, 74. -76.lpp. (Latvijas daba. 2.sēj. Latvijas enciklopēdija)
243. Regehr, D.L., Bazzaz, F.A., 1979. The population Dynamics of *Erigeron canadensis*, a successional winter annual. *Journal of Ecology*. 67: 923-933.
244. Reid, M., Thompson, S., 1996. Ecological fieldwork methods, In: Watts S., Halliwell L. (Eds.), *Essential environmental science. Methods and techniques*. London: Routledge. Pp 357-390.
245. Reis, M.A., Alves, L.C., Freitas, M.C., Van Os, B., Wolterbeek, H.Th., 1999. Lichens (*Parmelia sulcata*) time response model to environmental elemental availability. *The Science of the Total Environment*. 232: 105-115.
246. Rejmánek, M., Richardson, D.M., 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*. 77: 1655-1661.
247. Rejmánek, M., Richardson, D.M., Higgins, S.I., Pitcairn, M.J., Grotkopp, E., 2005. Ecology of invasive plants: state of the art. In: Mooney, H.A., Mack, R. N., McNeely, J.A., Neville, L.E., Schei, P.J., Waage, J.K. (eds). *Invasive alien species. A new synthesis*. Island Press. Pp 104-161.

248. Remaley T., Swearingen J.M., 2009. White Poplar. Sk. internetā (2014.01.25.) URL: <http://www.nps.gov/plants/alien/fact/poal1.htm>
249. Ricciardi, A., 2007. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology*. 21: 329-336.
250. Richards, E.G., Burningham, H., 2011. *Hippophae rhamnoides* on a coastal dune system: a thorny issue? *Journal of Coastal Conservation*. 15 (1): 73-85.
251. Richardson, D.M., 2006. Pinus: a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia*. 78: 375-388.
252. Richardson, D.M., Rejmánek, M., 2011. Trees and shrubs as invasive alien species-a global review. *Diversity and Distributions*. 17: 788-809.
253. Robinson, A.H., Morrison, J.L., Muehrcke, P.C., Kimerling, A.J., Guptill, S.C., 1995. *Elements of Cartography. 6th ed.* NEW York: John Wiley and Sons. 674 p.
254. Romanceviča, N., Evarts-Bunders, P., Evarte- Bundere, G., Brutāne, K., 2011. Non-native floral elements in the flora of Daugavpils city. In: Hamar I. S., Matiytsiv N. P., Zaburanniy N. V., Rabyk M., Tsypik O. V., Svidrak K. V., Zyn' A., Khohla M., Ferents I. V., Rogulya A. S., Matsyah N. I., Boyko I. V., Bun'o L. V., Vasyliv O. M. (Eds.), *Abstracts book of the the VII International Scientific Conference of Students and PhD Students, Lviv.* (in Russian)
255. Roura-Pascual, N., Richardson, D.M., Krug, R.M., Brown, A., Chapman, R.A., Forsyth, G.G., Le maitre, D.C., Robertson, M.P., Stafford, L., Van Wilgen, B.W., Wannenburg, A., Wessels, N., 2009. Ecology and management of alien plant invasions in South African fynbos: Accommodating key complexities in objective decision making. *Biological Conservation*. 142: 1595-1604.
256. Roy, J., 1990. In search of the characteristics of plant invaders. In: di Castri F., Hansen A.J., Debussche M. (eds.). *Biological invasions in Europe and Mediterranean Basin.* Dordrecht: Kluwer Academic Publ. Pp. 335-352.
257. Roy, V., de Blois, S., 2006. Using functional traits to assess the role of hedgerow corridors as environmental filters for forest herbs. *Biological Conservation*. 130: 592-603.
258. Royer, F., Dickinson, R., 1999. Weeds of the Northern U.S. and Canada : A Guide for Identification. The University of Alberta Press. Pp 470.
259. Rudzīte, G., 2008. Impact of invasive baby breath on the structure of dune plant communities. In: Opermanis, O., Whitelaw, G. (eds.), *Economic, social and cultural aspects in biodiversity biodiversity conservation.* Valmiera. Pp. 95-106.
260. Rudzītis, G., Feldmanis, F., 1977. *Neorganiskā ķīmija.* Rīga: Zvaigzne. 377 lpp.
261. Ruiz, G.M., Carlton, J.T., 2003. *Invasive species. Vectors and management strategies.* Washington: Island Press. 517 p.
262. Rutkovska, S., Pučka, I., Evarts-Bunders, P., Paidere, J., 2013. The role of railway lines in the distributions of alien plant species in the territory of Daugavpils City (Latvia). *Estonia Journal of Ecology*. 62 (3): 212-215.
263. Rutkovska, S., Pučka, I., Novicka, I., 2011a. Analysis of invasive flora in cemetery territory of the city of Daugavpils. *Proceedings of the 8th International Scientific and Practical Conference.* Rēzekne. 11: 344-345.
264. Rutkovska, S., Zeiļa, I., 2009. Distribution of invasive species (Carassulaceae) in the Daugavpils City (Latvia). Rēzekne: Rēzeknes Augstskolas apgāds. Pp. 30-34. *Proceedings of the 7th International Scientific and Practical conference.*
265. Saarela, K.E., Harju, L., Rajander, J., Lillb, J. O., Heselius, S. J., Lindroos, A., Mattsson, K., 2005. Environmental analyses of pine bark and wood in an environmental study. *Science of the Total Environment*. 343: 231-241.

266. Säumel, I., Kowarik, I., 2010. Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. *Landscape and Urban Planning*. 94: 244-249.
267. Schlaepfer, M.A., Sax, D.F., Olden, J.D., 2011. The potential conservation value of nonnative species. *Conservation Biology*. 25: 428-437.
268. Schulz, H., Huhn, G., Schüürmann, G., Niehus, B., Liebergeld, G., 1997. Determination of throughfall rates on the basis of pine bark loads: results of a pilot field study. *Journal of the Air and Waste Management Association*. 47: 510-516.
269. Schulz, H., Popp, P., Huhh, G., Stark, H.J., Schurmann, G., 1999. Biomonitoring of airborne inorganic and organic pollutants by means of pine tree barks. *Science of the Total Environment*. 232 (1-2) 49-58.
270. Schürkens, S., Chittka, L., 2001. The significance of the invasive crucifer species *Bunias orientalis* (Brassicaceae) as a nectar source for central European insects. *Entomologia Generalis*. 25 (2): 115-120.
271. Seiler, A., 2001. *Ecological Effects of Roads, A review*. Uppsala, 40 p.
272. Shields, E.J., Dauer, T.J., Van Gessel, M.J., Neumann, G., 2006. Horseweed (*Conyza canadensis*) seed collected in the planetary boundary layer. *Weed Science*. 54 (6): 1063-1067.
273. Simberloff, D., 2011. How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biological Invasions*. 13: 1255-1268.
274. Simberloff, D., Souza, L., Nuñez, M.A., Barrios-Garcia, M.N., Bunn, W., 2011. The natives are restless, but not often and mostly when disturbed. *Ecology*. 93: 598-607.
275. Simberloff, D., 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 40: 81-102.
276. Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., David, A., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà M., 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*. 28 (1): 58-66.
277. Simonová, D., Lososová, Z., 2008. Which factors determine plant invasions in manmade habitats in the Czech Republic? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 10 (2): 89-100.
278. de Smith, M.J., Goodchild, M.F., Longley, P.A., 2007. *Geospatial Analysis. A Comprehensive Guide to Principles, Techniques and Software Tools*. 2nd ed. London: Winchelsea Press, UK, 491 p.
279. Spier, L., van Dobben, H., van Dort, K., 2010. Is bark pH more important than tree species in determining the composition of nitrophytic or acidophytic lichen floras? *Environmental Pollution*. 158: 3607-3611.
280. Steinberg, D.A., Pouyat, R.V., Parmelee, R.W., Groffman, P.M., 1997. Earthworm abundance and nitrogen mineralization rates along an urban-rural land use gradient. *Soil Biology Biochemistry*. 29: 427-430.
281. Stevens, M., Dozier, I., 2000. Plant guide for redosier dogwood (*Cornus sericia* L. ssp. *occidentalis* (Torr. & Gray) Fosberg)). USDA-Natural Resources Conservation Service, Plant Materials Center, Corvallis, OR. Sk. internetā (2014.01.29)
URL: http://plants.usda.gov/plantguide/pdf/cs_cose16.pdf
282. Stratton, D.A., 1991. Life History Variation within Populations of an Asexual Plant, *Erigeron annuus* (Asteraceae). *American Journal of Botany*. 78 (5): 723-728.
283. Straupe, I., Piterāns, A., 1995. Jelgavas pilsētas centra lihenoidikatīvā analīze. Mežzinātne, Meža nozares augstākās izglītības 75.gadu jubilejai veltītās konferences materiāli. LLU, Jelgava. Atb.par izdevumu I.Mangalis. 125-130 lpp.

284. Stromberg, J.C., Chew, M.K., Nagler, P.L., Glenn, E.P., 2009. Changing perceptions of change: the role of scientists in Tamarix and river management. *Restoration Ecology*. 17: 177-186.
285. Sudnik-Wójcikowska, B., 1987. Dynamik der Warschauer Flora in den letzten 150 Jahren. *Gleditschia*. 15: 7-23.
286. Sukopp, H., 2002. On the early history of urban ecology in Europe. *Preslia*. 74: 373-393.
287. Sukopp, H., 1998. *On the study of anthropogenic plant migrations in central Europe. Plant invasions: ecological mechanisms and human responses* (ed. by U. Starfinger, K.R. Edwards, I. Kowarik and M. Williamson). Leiden: Backhuys Publishers. Pp. 43-56.
288. Sukopp, H., Wurzel, A., 1995. Klima- und Florenveränderung in Stadtgebieten. *Angewandte Landschafts ökologie*. 4: 103-130.
289. Suško, U., Evarts-Bunders P., 2010. Botānisko pētījumu vēsture Dienvidaustrumlatvijā. Grām.: *Latvijas Veģetācija*, 21. Rīga: Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts. 101-125.lpp.
290. Šulcs, V., 1995. Jānīši. Grām: Kavacs, G. (red.) *Enciklopēdija "Latvija un latvieši"*. Rīga. 184. lpp. (Latvijas daba. 2.sēj. Latvijas enciklopēdija)
291. Šulcs, V., 1998. Smaildadži. Grām: Kavacs, G. (red.) *Enciklopēdija "Latvija un latvieši"*. Rīga. 121.-122. lpp. (Latvijas daba. 5.sēj. Latvijas enciklopēdija)
292. Tepedino, V., Bradley, B., Griswold, T., 2008. Might flowers of invasive plants increase native bee carrying capacity? Intimations from Capitol Reef National Park, Utah. *Natural Areas Journal*. 28: 44-50.
293. Tewksbury, J.J., Levey, D.J., Haddad, N.M., Sargent, S., Orrock, J.L., Weldon, A., Danielson, B.J., Brinkerhoff, J., Damschen, E.I., Townsend, P., 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*. 99: 12923-12926.
294. Tiley, G., Dodd, F., Wade, P., 1996. *Heracleum mantegazzianum* Sommier and Levier. *Journal of Ecology*. 84: 297-319.
295. Tischler, I., 1949. *Grundzüge der terrestrischen Tierökologie*. Vieweg Braunschweig, Germany. 219 p.
296. Török, K., Botta-Dukat, Z., Dancza, I., Nemeth, I., Kiss, J., Mihaly, B., Magyar, D., 2003. Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. *Biological Invasions*. 5: 349-356.
297. Trombulak, S.C., Frissell, C.A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. 14: 18-30.
298. Valtonen, A., Jantunen, J., Saarinen, K., 2006. Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biological Conservation*. 133: 389-396.
299. Van Dobben, H. F., Ter Braak, C. J. F., 1999. Ranking of epiphytic lichen sensitivity to air pollution using survey data: comparison of indicator scales. *Lichenologist*. 31: 27-39.
300. Van Herk, C.M., 2001. Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. *Lichenologist*. 33: 419-441.
301. Van Wilden, B., Richardson, D., Higgins, S. 2001. Integrated control of invasive alien plants in terrestrial ecosystems. *Land Use and Water Resources Research*. 5 : 1-6.

302. Vasut R., Sochor M., 2011. Are the populations of *Salix daphnoides* in the Western Carpathians (Czech Republic) natural? Sk. internetā (2013.05.05)
URL:
<http://2011.botanyconference.org/engine/search/index.php?func=detail&aid=256>
303. Vicol, I., 2010. Preliminary study on epiphytic lichens as an indicator of environmental quality in forests from around Bucharest municipality (Romania). *Analele Universitatii din Oradea-Fascicula Biologie*. 7 (1): 200-207.
304. Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Stephan Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin S., Roques, A., Roy, D., Hulme P. E., DAISIE partners, 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 8: 135-144.
305. Vilà, M., Pino, J., Font, X., 2007. Regional assessment of plant invasions across different habitat types. *Journal of Vegetation Science*. 18: 35-42.
306. Villerts, A., 1940. Dažu 1936.g. ievākto retāko augu atradnes. *Daba un Zinātne*. 3: 100-101.
307. Vitousek, P.M., Walker, L., 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological Monographs*. 59: 247-265.
308. Vitule, J.R., Freire, C.A., Vazquez, D.P., Nuñez, M.A., Simberloff, D., 2012. Revisiting the conservation value of non-native species. *Conservation Biology*. 26 (6): 1153-1155.
309. Von der Lippe, M., Kowarik, I., 2008. Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban-rural gradients. *Diversity and Distributions*. 14: 18-25.
310. Vyšniauskienė, R., Rančelienė, V., Žvingila, D., Patamsytė, J., 2011. Genetic diversity of invasive alien species *Lupinus polyphyllus* populations in Lithuania. *Žemdirbyste=Agriculture*. 98 (4): 383-390.
311. Wania, A., Kühn, I., Klotz, S., 2006. Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning*. 75: 97-110.
312. Wärner, C., Welk, E., Durka, W., Wittig, B., Diekmann, M., 2011. Biological Flora of Central Europe: *Euphorbia palustris* L. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 13 (1): 57-71.
313. Weaver, S.E., 2001. The biology of Canadian weeds. *Conyza canadensis*. *Canadian Journal of Plant Science*. 81: 867-875.
314. Weaver, S.E., Lechowicz, M.J., 1983. The biology of canadian weeds. *Xanthium strumarium* L. *Canadian Journal of Plant Science*. 63: 211-255.
315. Weber, E., 2004. *Invasive Plant Species of the World: A Reference Guide to Environmental Weeds*. Wallingford: CABI Publishing. 548 p.
316. Weber, E., Gut, D., 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation*. 12: 171-179.
317. Westermann, J., Von der Lippe, M., Kowarik, I. 2011. Seed traits, landscape and environmental parameters as predictors of species occurrence in fragmented urban railway habitats. *Basic and Applied Ecology*. 12: 29-37.
318. Wiens, J.J., Pyron, R.A., Moen, D.S., 2011. Phylogenetic origins of local-scale diversity patterns and the causes of Amazonian megadiversity. *Ecology Letters*. 14: 643-652.
319. Williams, J.W., Jackson, S.T., 2007. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 5: 475-482.

320. Williams, N.M., Cariveau, D., Winfree, R., Kremen, C. 2011. Bees in disturbed habitats use, but do not prefer, alien plants. *Basic and Applied Ecology*. 12: 332-341.
321. Williams, N.S.G., Schwartz, M.W., Vesk, P.A., McCarthy, M.A., Hahs, A.K., Clemants, S.E., Corlett, R.T., Duncan, R.P., Norton, B.A., Thompson, K., McDonnell, M.J., 2009. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology*. 97: 4-9.
322. Williamson, M., 1996. *Biological Invasions*. London: Chapman and Hall. 244 p.
323. Wirth, V., 1995. *Die Flechten Baden-Württembergs*, Teil 1. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer. 527 pp.
324. Wittenberg, R., Cock, M.J.W., 2005. Best practices for the prevention and management of invasive alien species. In: Mooney, H.A., Mack, R.N., McNeel, J.A., Neville, L.E., Schei, P.J., Waage, J.K. (eds.). *Invasive alien species. A new synthesis*. Washington: Island Press. Pp. 209-231.
325. Wittenberg R., Kenis M., Blick T., Hänggi A., Gassmann A., Weber E., 2006. *Invasive alien species in Switzerland. An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy of Switzerland*. Bern: Federal Office for the Environment. 155 p.
326. Wittig, R., 2004. The origin and development of the urban flora of Central Europe. *Urban ecosystems*. 7: 323-339.
327. Wolda, H., 1981. Similarity Indices, Sample Size and Diversity. *Oecologia*. 50: 296-302.
328. Wolseley, P.A., 2005. *Biomonitoring methods for assessing the impacts of nitrogen pollution: refinement and testing*. London: Department of Botany, The Natural History Museum. 283 p.
329. Wolterbeek, H.Th., Garty, J., Reis, M.A., Freitas, M.C., 2003. Biomonitors in use: lichens and metal air pollution. In: Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (eds) *Bioindicators and biomonitors*. Oxford: Elsevier. Pp. 377-419.
330. Woodward, F.I., 1987. *Climate and plant distribution*. Cambridge: Cambridge University Press. 174 p.
331. Zajac, A., Zajac, M., Tokarska-Guzik, B., 1998. Kenophytes in the flora of Poland: List, status and origin. *Phytocoenosis* 10 (N.S.). *Supplementum Cartographiae Geobotanicae*. 9: 107-116.
332. Zelnik, I., 2012. The presence of invasive alien plant species in different habitats: case study from Slovenia. *Acta Biologica Slovenica*. 55 (2): 25-38.
333. Zelčs, V., Markots, A., 2004. Deglaciation history of Latvia. In: Ehlers, J., Gibbard, P.L. (eds.). *Extent and Chronology of Glaciations, v.1 (Europe)*. Elsevier. Pp. 225-244.
334. Zhang, L., Yin, J., Jiang, Y., Wang, H., 2012. Relationship between the hydrological conditions and the distribution of vegetation communities within the Poyang Lake National Nature Reserve. *China, Ecological Informatics*. 11: 65-75.
335. Zipperer, W.C., Burgess, R.L., Nyland, R.D., 1990. Patterns of deforestation and reforestation in different landscape types in central New York. *Forest Ecology and Management*. 36: 103-117.
336. Zipperer, W.C., Foresman, T.W., Sisinni, S.M., Pouyat, R.V., 1997. Urban tree cover: an ecological perspective. *Urban Ecosystems*. 1: 229-247.
337. Zviedre, A., 2002. Koki un krūmi Latvijas mežos un ārēs. Rīga: V. Elements, 45 lpp.
338. Большаков, В.А., 1993. *Агротехногенное загрязнение почвенного покрова тяжелыми металлами: источники, масштабы, рекультивация*. / В.А.

- Большаков, Н.М. Краснова, Т.И. Борисочкина, С.Е. Сорокин, В.Г. Граковский, М. 90 стр.
339. Гаврилова, Г.Б., Табака, Л.Б., 1985. *Флора города Даугавпилс*. В Табака Л.Б., Гаврилова Г.Б., Фатаре И.Я., Барониня Б.К., Лодзиня И.А., Плотниекс М.Р., Ранка Х. Р., Страздиньш Ю. Г., Цепурите Б.П., Эглите З.П., 1985. Флора и растительность Латвийской ССР. Рига, Зинатне. 184-269 с.
340. *Деревья и кустарники СССР* (том 3), 1954. под. ред. С.Я.Соколов. Издательство: Академия наук СССР. 872 стр.
341. Мартин, Ю.Л., 1982. *Лихеноиндикация состояния окружающей среды*. В Алексеев, В.А., Мартин, Ю.Л. (ред). Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Ч. Таллин. 27-47 с.
342. Расиньш, А.П., 1958. Матералы к истории культурных и сорных растений на территории Латвийской ССР до XIII века н.э. В *Растительность латвийской ССР*. т. II. Рига: издательство Академии Латвийской ССР. 125-142 с.
343. Страуме, Я., 1979. Современный рельеф Латвии. Неледниковые образования. В Мисанс, Я., Брангулис, А. (ред). *Геологическое строение и полезные ископаемые Латвии*. Рига, Зинатне. 302-426 с.
344. Табака, Л., Гаврилова, Г., Фатаре, И., 1988. *Флора сосудистых растений Латвийской ССР*. Рига: Зинатне. 195 стр.
345. Фатаре, И., 1989. *Флора долины реки Даугавы*. Рига, Зинатне. 168 стр.
346. Шулц, А.А., 1972. *Адвентивные растения как засорители агроценозов рудеральных мест в Латвии. Охрана природы в Латвийской ССР*. Рига: Зинатне. 31-46 с.
347. Шулц, А.А., 1976. Адвентивная флора на территории железнодорожных узлов г. Риге. *Ботанический журнал*. 61 (10): 1445-1454.
348. Шулц, А.А., 1977. Адвентивная флора города Риги. *Ботанический журнал*. 62 (10): 1513-1523.
349. Эмсис И., 1989. *Рекреационное использование лесов Латвийской ССР*. Рига: Зинатне, 133 стр.
350. Якуб, З.И., 1998. *Даугавпилс в прошлом. Публикации краеведа*. Даугавпилс: А.К.А.. 394 стр.

Dažādi dokumenti

Latvijas Republikas Ministru kabinets. Noteikumi Nr.332 „Noteikumi par benzīna un dīzeļdegvielas atbilstības novērtēšanu”, 2000. Latvijas Vēstnesis, 341/343 (2252/2254), 29.09.2000., stājās spēkā 01.01.2002.

Nepublicētie materiāli

1. Bērziņa, S., 1986. Rīgas pilsētas lihenoindikācija. Diplomdarbs. Rīga, LU. 50 lpp.
2. Bogomazova, K., 2010. Lihenoindikācijas metodes pielietojums gaisa piesārņojuma bioindikācijā Rīgā. Bakalaura darbs. Rīga, LU. 53 lpp.
3. Dimante-Deimantoviča I., 2012. Latvijas dziļo ezeru pelagiāla zooplanktona faunistiskās un laiktelpiskās struktūras raksturojums. Promocijas darbs. Rīga, LU. 125 lpp.
4. Dombrovska, A., 2011. Priežu mizas ķīmiskais sastāvs kā vides stāvokļa bioindikātors Rīgā. Bakalaura darbs. Rīga, LU. 61 lpp.
5. Evarts-Bunders P., 2013. Pers. kom. ar DU docentu P.Evartu-Bunderu par Daugavpils pilsētas teritorijā veiktajiem augu pētījumiem un floras kartēšanu.

6. Grišāne, L., 2012. Invazīvo augu izplatības un urbanizācijas procesu saistības analīze Daugavpils pilsētā. Bakalaura darbs. Daugavpils, DU. 53 lpp.
7. Liepiņa, L., 2006. Vides kvalitātes izvērtēšana un gaisa piesārņojuma zonējuma izstrādāšana Jelgavas pilsētas administratīvajā teritorijā. Jelgavas pilsētas Domes materiāli. 48 lpp.
8. Mulligan, L. 2009. An assessment of epiphytic lichens, lichen diversity and environmental quality in the semi-natural woodlands of Knocksink Wood Nature Reserve, Enniskerry, County Wicklow. Doctoral Thesis. Dublin Institute of Technology. 244 p.
9. Poikolainen, J., 2004. Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants – specifically for heavy metals in regional surveys. Academic Dissertation. Oulu: Oulu University Press, 64 p.
10. Priede, A., 2009. Invazīvie neofīti Latvijas florā: izplatība un dinamika. Promocijas darbs. Rīga, LU. 125 lpp
11. Rūrāne, I., 2004. Vārpainās korintes *Amelanchier spicata* izplatība Jūrmalā atkarībā no vides apstākļiem. Bakalaura darbs. Rīga, LU. 40 lpp.
12. Semjonova, I., Rēzeknes pilsētas gaisa kvalitātes novērtējums izmantojot lihenindikācijas metodi. Maģistra darbs. Rīga, LU. 53 lpp.
13. Skaliņa E., 2010. Alūksnes pilsētas gaisa kvalitātes novērtējums izmantojot lihenindikācijas metodi. Maģistra darbs. Rīga, LU. 42 lpp.
14. Smoļakova, A., 2013. Daugavpils pilsētas Stropu meža masīva taku tīkla attīstība laika periodā no 1976. līdz 2012. gadam. Studiju darbs. Daugavpils, DU. 35 lpp.

INTERNET resursi:

1. BioFlor. Search and information system on vascular plants in Germany. Sk.internetā (2014.01.26.)
URL: <http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp>
2. Borisova A., 2002. Town history. Sk. internetā (2013.10.12)
URL: <http://daugavpils-lv.narod.ru/Istorija.htm>
3. Daugavpils: Ekonomika. 2014. Sk. internetā (2014.01.24)
URL: <http://www.daugavpils.lv/lv/economy>
4. European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO). Sk. internetā (2014.01.08)
URL: http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_lists.htm
5. Latvijas centrālās statistikas pārvalde. Iekšzemes kopprodukts. 2014. Sk. internetā (2014.01.26)
URL: <http://data.csb.gov.lv/>
6. Latvijas centrālās statistikas pārvalde. Mirušie pēc dzimuma statistiskajos reģionos, republikas pilsētās un novados. 2013. Sk. internetā (2014.01.24)
URL: <http://data.csb.gov.lv/>
7. Latvijas centrālās statistikas pārvalde. Pastāvīgo iedzīvotāju skaits statistiskajos reģionos, republikas pilsētās un novados gada sākumā. 2013. Sk. internetā (2014.01.24)
URL: <http://data.csb.gov.lv/>
8. Latvijas centrālās statistikas pārvalde. Transporta līdzekļu skaits gada beigās. 2013. Sk. internetā (2014.01.24)
URL: <http://data.csb.gov.lv>
9. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro įsakymas No. D1-663. 2009 Sk. internetā (2014.01.15)
URL: http://www3.lrs.lt/pls/inter3/dokpaieska.showdoc_l?p_id=357774

10. Meža taksācijas dati, 2011. Valsts meža dienests. Sk. internetā 2014.01.27.
URL: <http://www.vmd.gov.lv/valsts-meza-dienests/statiskas-lapas/-meza-inventarizacija/-meza-statistikas-cd?nid=869#jump>
11. NOBANIS (The European Network on Invasive Alien Species). Sk. internetā (2014.01.26)
URL: <http://www.nobanis.org>.
12. Piterāns A., 2007. Ķērpju noteicējs. Sk. internetā (2013.11.13)
URL: http://latvijas.daba.lv/augi_senes/kjerpi/noteiceejis.shtml
13. Uchytel, R.J. 1992. *Xanthium strumarium*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Sk. internetā (2013.07.25)
URL: <http://www.fs.fed.us/database/feis/>
14. USDA NRCS Corvallis Plant Materials Center, 2014 . Sk. internetā (2014.01.29)
URL: <http://plants.usda.gov/java/>