

LATVIJAS UNIVERSITĀTES  
RAKSTI

791. SĒJUMS

Zemes un vides  
zinātnes

SCIENTIFIC PAPERS  
UNIVERSITY OF LATVIA

VOLUME 791

Earth and  
Environmental Sciences

SCIENTIFIC PAPERS  
UNIVERSITY OF LATVIA

VOLUME 791

Earth and  
Environmental Sciences

UNIVERSITY OF LATVIA

LATVIJAS UNIVERSITĀTES  
RAKSTI

791. SĒJUMS

# Zemes un vides zinātnes

LATVIJAS UNIVERSITĀTE

UDK 567(082)+554  
Ze 556

Izdevums sagatavots un izdots ar Valsts pētījumu programmas Nr.2010.10-4/VPP-5 NatRes projekta „Zemes dzīļu resursi” atbalstu.

**Galvenais redaktors** (Editor-in-Chief)

Prof. Dr. geol. **Vitālijs ZELČS**

**Izpildredaktore** (Executive editor)

Dr. geogr. **Zanda PENĒZE**

**Zinātniskais redaktors**

Prof. Dr. geol. **Valdis SEGLIŅŠ**

**Redaktora vietnieki** (Associate Editors):

Prof. Dr. geogr. **Agrita BRIEDE** (klimatoloģija un hidroloģija)

Prof. Dr. habil. chem. **Māris KĻAVIŅŠ** (vides zinātne)

Prof. Dr. geogr. **Zaiga KRIŠJĀNE** (cilvēka ģeogrāfija)

Prof. Dr. geol. **Ervīns LUKŠEVIČS** (pamatiežu ģeoloģija)

Prof. Dr. biol. **Viesturs MELECIS** (vides bioloģija)

Prof. Dr. geogr. **Oļģerts NIKODEMUS** (ainavu un augsnes ģeogrāfija)

Dr. geol. **Juris SOMS** (kvartāra ģeoloģija un ģeomorfoloģija)

Prof. Dr. geol. **Valdis SEGLIŅŠ** (lietišķā ģeoloģija un ģeofizika)

Dr. habil. phys. **Juris ŽAGARS** (ģeomātika)

Asoc. prof. Dr. geogr. **Pēteris ŠKINĶIS** (telpiskā plānošana)

**Redakcijas padomes locekļi:**

Prof. emeritus, Dr. habil. geol. **Ojārs ĀBOLTIŅŠ** (Latvijas Universitāte)

Prof. Ph. D. **Lars Bengt Ake BERGMAN** (Stokholmas Universitāte)

Dr. geol. **Albertas BITINAS** (Klaipēdas Universitāte)

Ph. D. **Edmunds BUNKŠE** (Delavēras Universitāte)

Dr. geogr. **Anita DRAVENIECE** (Latvijas Zinātņu akadēmija)

Prof. emeritus, Dr. habil. geogr. **Guntis EBERHARDS** (Latvijas Universitāte)

Dr. geogr. **Zenonas GULBINAS** (Viļņas Ģeogrāfijas institūts)

Ph. D. **Peter JOHANSSON** (Somijas Ģeoloģijas dienests)

Dr. habil. agr. **Aldis KĀRKLIŅŠ** (Latvijas Lauksaimniecības universitāte)

Prof. Dr. geogr. **Maija ROZĪTE** (Biznesa augstskola Turība)

Latviešu teksta korektore **Gita Bērziņa**

Maketu un vāka noformējumu veidojusi **Andra Liepiņa**

Visi krājumā ievietotie raksti ir recenzēti.

Pārpublicēšanas gadījumā nepieciešama Latvijas Universitātes atļauja.

Citējot atsauce uz izdevumu obligāta.

© Latvijas Universitāte, 2013

ISBN 978-9984-45-800-7

# Saturs

## **Mihails Čugunovs, Oļģerts Nikodemus**

Parastās priedes *Pinus sylvestris* apauguma attīstība Cenas tīreļa rietumu daļā  
*Development of Scots pine Pinus sylvestris cover in the western part of Cena mire* ..... 6

## **Bernd Markert, Simone Wünschmann, Guntis Tabors**

Inovatīvie vides novērtējumi.  
Bioindikatori un biomonitoringi: definīcijas, stratēģijas un programmas  
*Innovative Observation of the Environment:  
Bioindicators and Biomonitors: Definitions, Strategies and Applications* ..... 17

## **Mārcis Zariņš**

Konceptuālo un sistēmdinamisko modeļu lietošana ekosistēmu izpētē  
*Usefulness of conceptual and system dynamic models for evaluating and  
solving ecosystem problems* ..... 50

## **Kristīna Veidemane, Oļģerts Nikodemus**

Latvijas pludmales ainavu sniegto rekreācijas pakalpojumu vērtējums  
*Assessment of recreational services provided by beach landscapes of Latvia* ..... 61

## **Sandijs Meškis**

Galvenā devona lauka rietumu daļas Pļaviņu reģionālā stāva ihnofosiliju komplekss  
*Ichnofossil assemblages from the Pļaviņas Regional Stage, western part of the Main  
Devonian Field* ..... 75

## **Māris Dauškans †**

Kēmu terašu morfoloģija un uzbūves īpatnības Alūksnes un Latgales augstienē  
*Morphology and internal structure of kame terraces, Alūksne and Latgale Upland* ..... 89

## **Valdis Segliņš, Andris Karpovičs**

Glaciolimnisko grunšu granulometriskais sastāvs un ģeotehniskās īpašības Latvijā  
*Glaciolacustrine soil grain size and geotechnical properties in Latvia* ..... 107

## *In memoriam*

Māris Dauškans (15.05.1971.–22.08.2013.) ..... 118

Māra Dauškana publikācijas ..... 121

**Parastās priedes *Pinus sylvestris* apauguma attīstība  
Cenas tīreļa rietumu daļā**  
*Development of Scots pine *Pinus sylvestris* cover  
in the western part of Cena mire*

**Mihails Čugunovs**

Latvijas Universitāte  
Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte  
Raiņa bulv. 19, Rīga, LV-1586  
E-pasts: [michael.chugunov@inbox.lv](mailto:michael.chugunov@inbox.lv)

**Oļģerts Nikodemus**

Latvijas Universitāte  
Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte  
Raiņa bulv. 19, Rīga, LV-1586  
E-pasts: [olgerts.nikodemus@lu.lv](mailto:olgerts.nikodemus@lu.lv)

Cenas tīrelis ir viens no lielākajiem augstajiem purviem Latvijā, kurā novērojama parastās priedes *Pinus sylvestris* apauguma palielināšanās. Pētot Cenas tīreļa rietumu daļu, kartēta priežu apauguma vainaga biežība un noskaidrota apauguma vecumstruktūras telpiskā diferenciācija, kā arī noteikts vidējais apauguma vecums un veikta iespējamo apaugumu ietekmējošo faktoru kvalitatīvā salīdzināšana.

Lielāko platību Cenas tīreļa rietumu daļā aizņem priežu apaugums vecumā no 20 līdz 49 gadiem, bet konstatētais maksimālais apauguma vecums ir 147 gadi. Apauguma attīstības hronoloģija sakrīt ar nokrišņu samazināšanos, veikto purvu meliorāciju un vides eitrofikāciju atmosfēras piesārņojuma rezultātā. Tas nedod iespēju precīzi identificēt nozīmīgāko cēloni apauguma attīstībā.

**Atslēgvārdi:** augstais purvs, priežu apaugums, drenāža, klimats, slāpekļa depoziācija.

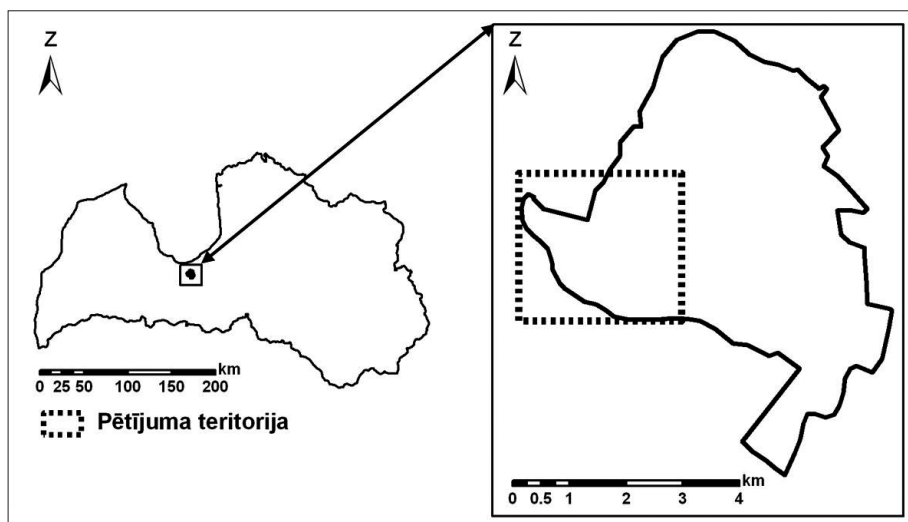
## **Ievads**

Purvi Latvijā aizņem aptuveni 6402 km<sup>2</sup> lielu platību, tas ir, 9,9% no valsts teritorijas (Markots u. c. 1989). Latvijā lielākajā daļā augsto (sūnu) purvu ir novērojama priedes *Pinus sylvestris* kokaudzes apauguma veidošanās. Līdzīgi procesi norisinās arī daudzviet Ziemeļeiropā un Kanādā (Linderholm 1999; Ohlson *et al.* 2001; Pellerin and Lavoie 2003; Linderholm and Leine 2004). Šādi novērojumi ir arī Centrāleiropā (Frelechoux *et al.* 2000a, 2000b, 2003; Obidzinski *et al.* 2009). Daudzi dabas zinātnieki minēto procesu uzskata par nevēlamu, jo tā rezultātā izmainās sūnu stāvs, kas savukārt izraisa augstajam purvam raksturīgu augu sugu izzušanu un traucē tam raksturīgās sfagnu kūdras veidošanos un uzkrāšanos (Ohlson *et al.* 2001).

Šajā procesā samazinās aizsargājamiem putniem piemērotu kļaju un mitru biotopu izplatība (Petriņš 2008).

Liela daļa Latvijas zinātnieku un purvu speciālistu priežu *Pinus sylvestris* apauguma attīstību augstajos purvos saista ar teritorijas nosusināšanu, ierīkojot drenāžu sistēmas (Nusbams 2008; Pakalne 2008; Ķuze un Priede 2008). Tas, ka teritorijas nosusināšana augsnes auglības nodrošināšanas un kūdras ieguves nolūkos ir nozīmīga kokaugu apauguma attīstībā purvos, atzīmēts arī citu valstu zinātnieku publikācijās (McDonald and Yin 1999; Sarkkola *et al.* 2005). Vienlaikus pēdējā laika zinātniskajās publikācijās apauguma attīstībā tiek uzsvērta klimata izmaiņu nozīme, kas izpaužas kā gaisa temperatūras paaugstināšanās un gaisa mitruma samazināšanās, kas savukārt noved pie reģionālām gruntsūdens līmeņa izmaiņām, arī purvos (Agren and Zackrisson 1990; Linderholm 1999; Linderholm and Leine 2004). Pētījumi ir parādījuši, ka svarīga loma kokaudzes apauguma attīstībā augstajos purvos ir barības vielu (galvenokārt slāpekļa) nosēdumiem no atmosfēras (Gunnarsson 2000), kā arī ugunsgrēkiem (Pellerin and Lavoie 2003; Kučerová *et al.* 2008) un mežu izciršanai purvam piegulošajā teritorijā, jo tie palielina vējainību un samazina kūdras mitrumu (Frelechoux *et al.* 2000b).

Lai novērtētu minēto faktoru ietekmi uz priedes *Pinus sylvestris* apauguma attīstību augstajos purvos Latvijā, 2009.–2011. gadā tika veikts pētījums Cenas tīreļa rietumu daļā. Kopējā pētāmās teritorijas platība ir 150 ha. Tīrelis ir augstais divu kupolu purvs, kas atrodas uz dienvidrietumiem no Rīgas – Babītes un Mārupes novadā (1. attēls). Liela daļa no tīreļa (2133 ha) ir iekļauta dabas liegumā „Cenas tīrelis”. Purvā dominē augstajam purvam raksturīgā veģētācija: sila virsis *Calluna vulgaris*, makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, purva dzērvene *Oxycoccus palustris*, sīkā dzērvene *Oxycoccus microcarpus*. Uz ciņiem un iepakās izplatīts Magelāna sfagns *Sphagnum magellanicum* un iesarkanais sfagns *S. rubellum*



1. attēls. Pētāmās teritorijas novietojuma shēma

Figure 1. Location scheme of research are

(Pakalne 2008). Uzskata, ka Cenas tīrelis aptuveni 140 hektāru liela platībā ir izmainīts nosusināšanas rezultātā un ka tas ir vecinājis tīreļa aizaugšanu ar priedēm un bērziem (Nusbaums 2008). Lai novērstu meliorācijas negatīvo ietekmi uz Cenas tīreli, LIFE projekta „Purva biotopu aizsardzības plāna īstenošana Latvijā” ietvaros 2006. gadā tika aizsprostoti meliorācijas grāvji, kopumā izbūvējot 180 aizsprostus. Tas izraisīja gruntsūdens līmeņa paaugstināšanos (Pakalne 2008; Indriksons 2008), un 2013. gadā tika novērota priežu nokalšana.

## Materiāls un metodika

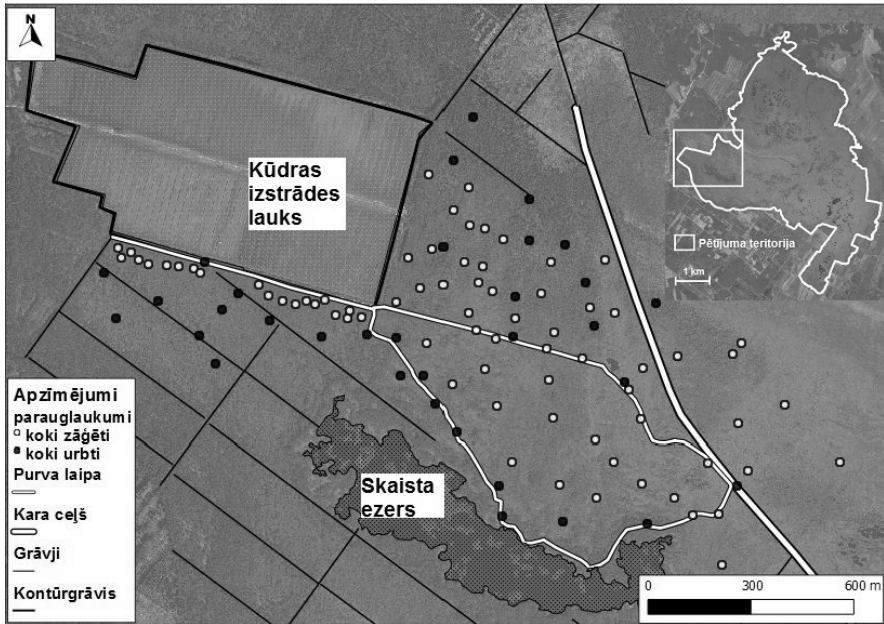
Priežu *Pinus sylvestris* apauguma attīstības vēstures izpēte tika veikta Cenas tīreļa rietumu daļā – teritorijā, kam pieguļ kūdras ieguves lauks, kurā kūdras ieguve ir uzsākta 1978. gadā.

Uzsākot pētījumu un izmantojot 2008. gada LĢIA ortofoto uzņēmumus, tika veikta purva apauguma kartēšana. Vadoties pēc aeroainas toņa, krāsas, formas un tekstūras, datorizētā ĢIS vidē (*ESRI ArcView 9.2* un *Quantum GIS 1.6.0* programmā) tika iezīmēti poligoni, kuros pēc vainagu projekcijas seguma ir viendabīgas priežu audzes. Poligonu audžu vainaga biežības novērtēšanai tika izmantota 5 ballu skala (0 balles – ļoti reta audze, atsevišķi koki; 1 balle – reta audze, vainagu projekcijas segums līdz 25%; 2 balles – vidēji bieža audze, vainagu projekcijas segums 26–50%; 3 balles – bieža audze, vainagu projekcijas segums 51–75%; 4 balles – ļoti bieža audze, vainagu projekcijas segums 76–100%). Nelieli priežu puduri tika digitalizēti kā atsevišķi poligoni. ĢIS vidē tika novērtēta poligonu lāmainība jeb lāmu daudzums un koku vainaga lielums. Poligoni ar vienādu apauguma blīvumu, bet dažādu lāmainību vai koku vainaga izmēru tika atdalīti cits no cita. Pēc kartes sastādīšanas lauka apstākļos, izmantojot GPS, tika pārbaudīti kamerālos apstākļos iegūtie dati. Lauka apstākļos tika apsektas kokaudzes purvā, veikta koku uzskaitē un novērtēts to vainags.

Lauka apstākļos katrā nodalītajā kontūrā 10 kokiem tika izmērīts augstums, kā arī ierīkoti 83 parauglaukumi, kuros tika paņemti koksnes paraugi apauguma vecuma noteikšanai. Lai iegūtu koku ripas priežu *Pinus sylvestris* vecuma noteikšanai, 52 parauglaukumos (2. attēls) tika nozāģēti 156 koki. Ripas laboratorijā tika noslīpētas, un, izmantojot binokulāro mikroskopu, tika saskaitītas gadskārtas. Resnākajiem kokiem vecums tika noteikts, noņemot koksnes paraugu ar Preslera svārpstu. Šādi paraugi 3–4 atkārtojumos tika iegūti no 31 parauglaukuma. Katrā parauglaukumā tika noteikts arī koku augstums un caurmērs pie sakņu kakla. Laboratorijā urbumi tika ielīmēti dēlīšos un noslīpēti ar smilšpapīru. Slīpēšana sākta ar raupjumu 100 un pabeigta ar raupjumu 400. Koku gadskārtas saskaitītas, izmantojot binokulāro mikroskopu. Vadoties pēc kokaudžu vainagu projekcijas seguma, tika izveidota apauguma vainaga biežības karte (3. attēls). Izmantojot priežu apaugumu vecumu, tika sastādīta priežu apauguma karte (4. attēls). Viena vecuma apauguma kontūru robežas noteiktas, par pamatu ņemot koku augstumu.

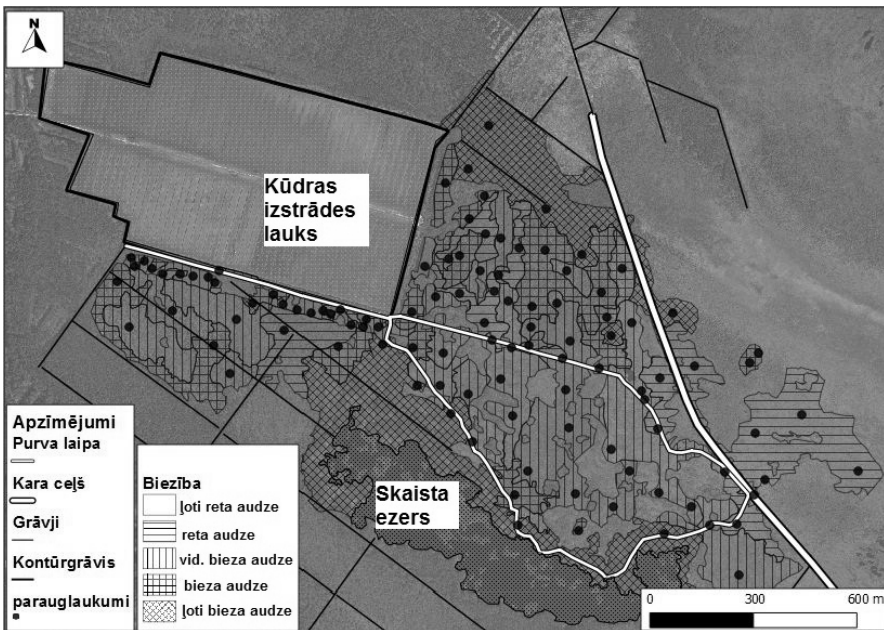
Lai novērtētu klimata mainības ietekmi uz apauguma attīstību Cenas tīrelī, izmantoti meteoroloģiskās stacijas „Rīga – Universitāte” dati. Nosusināšanas sistēmas izbūves laiks noteikts, izmantojot literatūras datus (Silamiķele 2005) un interviju ar Juri Nusbaumu.





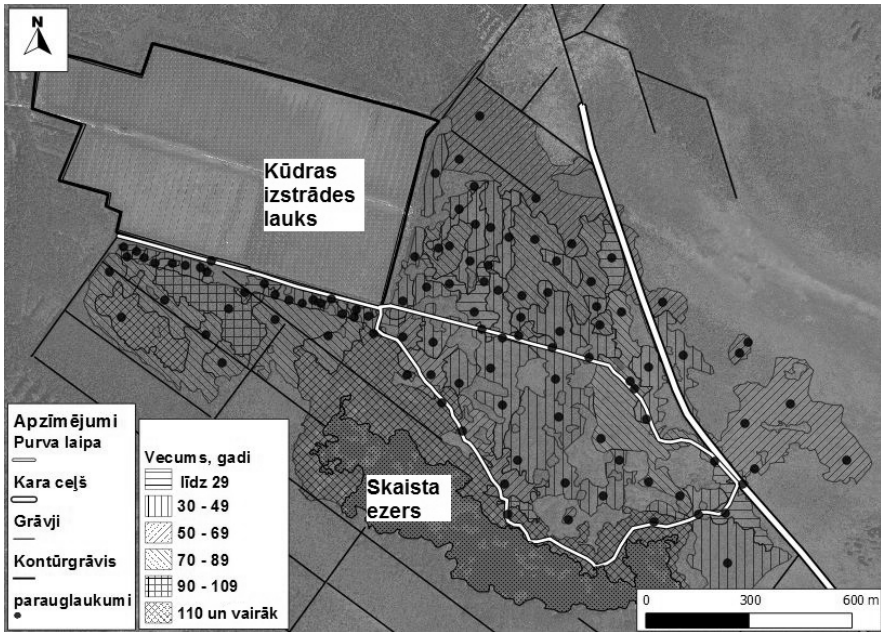
2. attēls. Parauglaukumu izvietojums Cenas tīreļa rietumu daļā

Figure 2. Location of sample plots in Cena mire



3. attēls. Priedžu apauguma vainaga biežība Cenas tīreļa rietumu daļā

Figure 3. Pine cover density in the western part of Cena mire



4. attēls. Priežu apauguma vidējais vecums Cenas tīreļa rietumu daļā

Figure 4. Average pine cover age in the western part of Cena mire

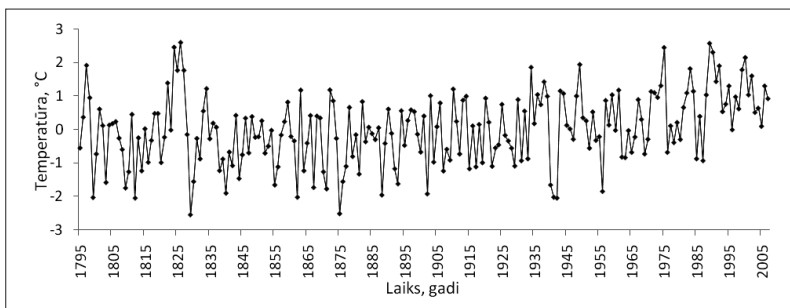
## Pētījuma rezultāti

Visbiežākais priežu *Pinus sylvestris* apaugums pētītajā Cenas tīreļa daļā izveidojies gar purva malu (3. attēls), Skaista ezera tuvumā un gar bijušo kara ceļu, kā arī ap lāmu kompleksiem austrumos no Skaista ezera. Visretākais apaugums konstatēts pētītās teritorijas ziemeļaustrumu daļā, kur dominē pārejas purvam raksturīgā veģetācija: pūkaugļu grāslis *Carex lasiocarpa*, dūkstu grāslis *Carex limosa*, parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*, sfagni: *Sphagnum teres*, *S. warnstorffii*, *S. flexuosum* un citi augi. Vidējais priežu *Pinus sylvestris* apauguma augstums te ir 0,8–2,5 m. Pie Skaista ezera koku vidējais augstums sasniedz 4–6 m, bet lielāko koku augstums te ir 13 m. Apauguma augstums, attālinoties no purva malas, samazinās.

Visvecākie koki aug Skaista ezera krastos, kur konstatēta arī vislielākā audzes vainaga biežība. Atsevišķu priežu *Pinus sylvestris* vecums te sasniedz 147 gadus. Līdzīgi rezultāti aprakstīti arī I. Dauškanes (2010) promocijas darbā. Audzes vidējais vecums te ir 110–120 gadi. Lielāko platību pētītajā Cenas tīreļa daļā aizņem priedes vecumā no 20 līdz 49 gadiem (4. attēls). Kopumā apauguma vecuma telpiskajām izmaiņām nav raksturīgs viens izteikts lineārs trends, bet tas mainās mozaikveidā.

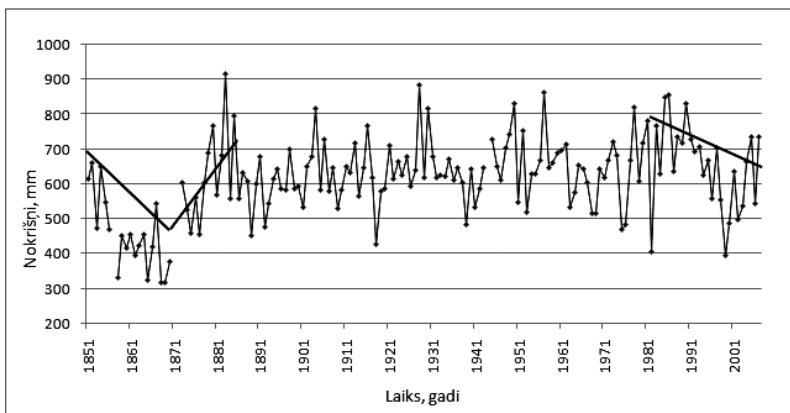
## Diskusija

Temperatūras un nokrišņu ietekmi uz Cenas tīreļa priedes pieauguma gaitu Skaista ezera apkārtnē savā promocijas darbā ir pierādījusi Iluta Dauškane (2010). Arī priežu apauguma attīstība ļoti ļoti sakrīt ar gaisa temperatūras un nokrišņu gaitu.



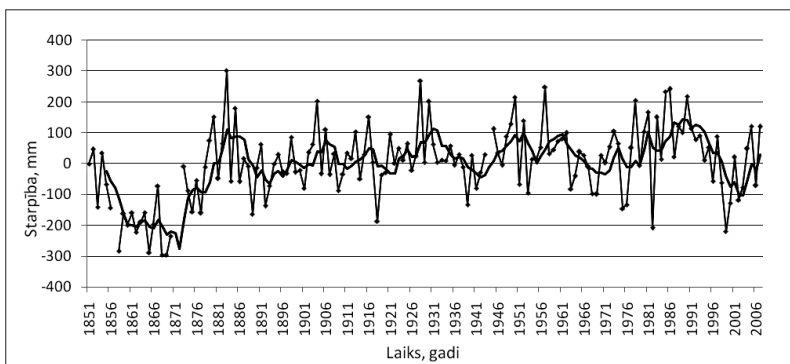
5. attēls. Gaisa temperatūras mainība Rīgā (starpība starp gada vidējo un perioda vidējo temperatūru novērojumu stacijā „Rīga–Universitāte”)

Figure 5. Air temperature change in Riga (difference between average annual and average of the monitoring period at the meteostation Riga University)



6.A attēls. Gada vidējais nokrišņu daudzums un tā tendri novērojumu stacijā „Rīga–Universitāte”

Figure 6A. Average annual amount of precipitation at the meteostation Riga University



6.B attēls. Nokrišņu daudzuma mainības raksturs Rīgā (starpība starp gada vidējo un perioda vidējo nokrišņu daudzumu novērojumu stacijā „Rīga–Universitāte”)

Figure 6B. Character of precipitation changes in (difference between average annual and average of the monitoring period at the meteostation Riga University)

Gaisa temperatūra un nokrišņu daudzums Cenas purvam tuvākajā meteoroloģiskā stacijā Rīgā parādīti 5. un 6. attēlā.

Nokrišņu sadalījumā (6. attēls) novērojami pieci sausuma periodi (1851–1878, 1887–1903, 1931–1948, 1962–1977, 1993–2007), no tiem divi (1851–1878 un 1993–2007) ir statistiski būtiski, ko parāda arī Manna–Kendala testa rezultāti (1. tabula). Pirmajā sausuma periodā Cenas tīrelī ienākušas visvecākās konstatētās priedes (147 gadus vecas), bet otrajā sausuma periodā (1887–1903) attīstījās lielākā daļa apauguma Skaista ezera apkārtnē, kas vidēji ir 110–120 gadu vecs (4. attēls). Kā jau iepriekš atzīmēts, vislielākās platības pētītajā Cenas tīrelja daļā aizņem priedes vecumā no 20 līdz 49 gadiem. Arī 1960.–1980. gadā, kad veidojās minētais apaugums, ir novērojams relatīvi mazāk nokrišņu – 1962.–1977. gadā bija sausuma periods (6. attēls). Ir zināms, lai koki izdzīvotu, jaunām purva priedēm veģetācijas periodā un pirms tā vajadzīgi sausi apstākļi (Linderholm and Leine 2004). Labāk izdzīvo tās priedes, kas atrodas uz ciņiem, respektīvi, vietās, kur gruntsūdeņu dziļums ir lielāks (Gunnarsson 2000).

5. attēlā redzams, ka novērojumu laikā bijuši divi siltuma periodi – 1818.–1828. gadā un kopš aptuveni 1925. gada līdz mūsdienām, kad temperatūra vidēji paaugstinājās. Šie periodi ir statistiski pierādāmi ar Manna–Kendala testu. Senākam siltuma periodam pēc vecuma atbilstošie koki pētījuma teritorijā nav atrasti, savukārt visplašāk purvā izplatītais 20–49 gadu vecais apaugums iekļaujas otrajā un nozīmīgākajā siltuma periodā. Tāpēc arī temperatūras pieaugums, visticamāk, sekmēja priežu apauguma attīstību.

Tabula

#### Manna–Kendala testa rezultāti nokrišņu daudzuma trendiem Rīgā

Table

##### *Mann – Kendall test results for long - term changes of precipitation trends in Riga*

Gadi	1851–1870	1870–1886	1981–2007
Variable	Annual	Annual	Annual
Number of observations	19	15	27
Test statistic	-95	37	-111
St. dev. of test statistic	28,54820485	20,20725967	47,96874
Normalised test statistic	-3,3277	1,8310	-2,3140
p-value (one-sided test)	0,0004	0,0335	0,0103

Augstāka temperatūra palielina iztvaikošanu un pazemina gruntsūdens līmeni purvā, un tas rada labvēlīgus apstākļus purva kolonizācijai ar priedēm (Gunnarsson 2000). Citi autori (Zackrisson *et al.* 1995) novērojuši, ka priežu reģenerācijas cikli boreālajos mežos atpalielē no temperatūras paaugstināšanās par 20–30 gadiem. To viņi izskaidro ar klimata mainības izraisīto sēklu ražas, kvalitātes un dīgtspējas, kā arī dēstu izdzīvotības liela apmēra variāciju un arī ar zemsegas augu pakāpenisku nomaiņu ar tādiem, ka priedes var attīstīties sekmīgāk (Zackrisson *et al.* 1995). Šīs atziņas daļēji piemērojamas arī Latvijas augsto purvu ekosistēmām, jo tajās sastopams boreāliem mežiem līdzīgs augājs.

Noteikti nozīmīga loma apauguma attīstībā ir purva drenāžas sistēmas izbūvei. Tā Cenas tīrelī norisinājās vairākos etapos. Cenas tīrelja meliorācija ir uzsākta

1933. gadā (Silamiķele 2005). Savukārt SIA „FloraBalt” kūdras ieguves lauka kontūrgrāvis purva pētītajā daļā tika ierīkots 1978. gadā, bet grāvji, kas iet slīpi attiecībā pret kūdras ieguves lauka dienvidu malu līdz Skaista ezeram, izrakti laikā starp 1933. un 1945. gadu (Nusbaums 2011). Neliela daļa apauguma ir ap 30 gadus veca, un, domājams, minētā apauguma attīstību tieši varēja ietekmēt kontūrgrāvja ierīkošana 31 gadu pirms mūsu pētījuma veikšanas. Tomēr lielākā daļa apauguma ir 30–49 gadus veca, un tā attīstību tieši nevarēja ietekmēt ne kontūrgrāvja, ne veco grāvju ierīkošana pie Skaista ezera, jo kontūrgrāvis tika izrakts vēlāk. Skaista ezera apkārtnes grāvji noteikti sekmēja apauguma attīstību, bet, domājams, tas nebija noteicošais faktors priežu apauguma telpiskajā attīstībā. Apaugums Skaista ezera tuvumā, kas ir 110–120 gadu vecs, visticamāk, attīstījies dabiski bez cilvēka darbības traucējumiem ilgākā laika posmā, jo ūdenstilpju tuvumā ir labāka drenētība.

Slāpekļa depoziācijas maksimums Eiropā tika novērots 1980.–1990. gadā, pēc tam tas samazinājās līdz ar PSRS sabrukšanu un ekonomiskajām izmaiņām, kā arī līdz ar stingrāku vides aizsardzības standartu ieviešanu (Kopacek and Vesely 2005; Fagerly and Aas 2008). Slāpekļa depoziācija ietekmē sfāgnu sūnas un sekmē priežu apauguma veidošanos (Gunnarsson 2000). Slāpekļa depoziācijas maksimuma periods (pirms 20–30 gadiem) atbilst lielākās daļas priežu apauguma attīstības laikam pētītajā Cenas tīrelī. Domājams, ka arī 20–49 gadus veca apauguma attīstību sekmējusi vides eitrofikācija, kaut gan barības vielu depoziācija šajā laikā vēl nesasniedza maksimālo intensitāti. Arī Latvijas purvu pētījumi uzrāda, ka kūdras slāņa virsējā daļā, kas uzkrājušies pēdējos 30–50 gados, ir paaugstināts slāpekļa saturs, augstāka N/C attiecība, kā arī atsevišķu purvu (Lielā Ķemeru tīreļa, Teiču un Sudas purva (Cenas tīrelis šādā aspektā nav pētīts)) kūdras slāņos ir relatīvi augsts Ca un Mg saturs (Silamiķele 2010; Silamiķele *et al.* 2010a, 2010b). Tāpēc varam izteikt pieņēmumu, ka arī barības vielu, tanī skaitā slāpekļa, depoziācija pagājušā gadsimta otrajā pusē varēja sekmēt priežu apauguma attīstību Cenas tīrelī.

Vislabāk nosusināšanas sekas atspoguļojas priežu apauguma vainaga biežībā un koku augstumā. Tas, ka purva malā apaugums ir biežāks, bet centrālajā daļā retāks, labi saskan ar literatūras datiem (Frelechoux *et al.* 2000a), kur parādīta teritorijas drenētības (gan dabiskas, gan antropogēnas) ietekme uz kokaudzes attīstību augstajā purvā.

Apkopotie dati par iespējamiem faktoriem (klimata mainība, nosusināšana un eitrofikācija), kas varēja ietekmēt apauguma attīstību Cenas tīrelī un kā rezultātā ir izveidojušās 20–49 gadus vecas priežu audzes, laika ziņā pārklājas. Mūsu pētījums parādīja, ka pašlaik augstajos purvos Latvijā nevar skaidri nodalīt tikai vienu faktoru kokaudzes apauguma attīstībā.

## Secinājumi

Priežu apauguma attīstība augstajos purvos ir gan dabisko, gan antropogēno cēloņu virzīts process. Galvenais tās noteicošais faktors ir mitruma izmaiņas, bet vienlaikus pastāv arī citi virzošie spēki, kas būtiski ietekmē priežu apauguma veidošanos augstajos purvos. Visu šo faktoru iedarbības mehānismi zinātniskajā literatūrā vēl nav izsmēloši, precīzi un skaidri raksturoti.

Dominējošais priežu apaugums Cenas tīreļa rietumu daļā ir veidojies laika posmā starp 1960. un 1990. gadu, bet vecākais apaugums – starp 1890. un 1910. gadu. Atsevišķu priežu vecums Skaistas ezera apkārtnē sasniedz 147 gadus. Lielākā platībā sastopamais 20–49 gadus vecais priežu apaugums veidojies periodā, kad dabiski ir samazinājies nokrišņu daudzums, kļuvis siltāks un vienlaikus notikusi purva nosusināšana, kā arī palielinājusies barības vielu pieplūde no atmosfēras. Nevienam no šiem faktoriem nav iespējams pašlaik definēt kā galveno vai būtiskāko, jo temporālā griezumā tie pārklājas.

Pētījumā turpinājumā, lai nodalītu klimatu mainības ietekmi no purva nosusināšanas, vēlams izpētīt purvus, kuros nav veikta meliorācija.

## LITERATŪRA

- Agren J., Zackrisson O. 1990. Age and size structure of *Pinus Sylvestris* populations on mires in central and northern Sweden. *Journal of Ecology*, 78, 1049-1062.
- Cenas tīrelis. 2011. Latvijas Dabas Fonds. Pieejams: [http://www.ldf.lv/pub/?doc\\_id=28183](http://www.ldf.lv/pub/?doc_id=28183) [skatīts 12.07.2011.].
- Dauškane I. 2010. Purvos augošās parastās priedes *Pinus sylvestris* L. radiālā pieauguma saistība ar klimatiskajiem faktoriem Latvijā. Promocijas darbs. LU Bioloģijas fakultāte, Rīga. 137 lpp.
- Fagerly H., Aas W. 2008. Trends of nitrogen in air and precipitation: Model results and observations at EMEP sites in Europe, 1980-2003, *Environmental Pollution*, 154, 448-461.
- Frelechoux F., Buttler A., Schweingruber F. H., Gobat J. M. 2000. Stand structure, invasion, and growth dynamics of bog pine (*Pinus uncinata* var. *rotundata*) in relation to peat cutting and drainage in the Jura Mountains, Switzerland. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, 1114-1126.
- Frelechoux F., Buttler A., Gillet F. 2000. Dynamics of bog-pine-dominated mires in the Jura mountains, Switzerland: a tentative scheme based on synusial phytosociology. *Folia Geobotanica*, 35, 273-288.
- Gunnarsson U. 2000. Vegetation changes on Swedish mires. Effects of raised temperature and increased nitrogen and sulphur influx. Acta Universitatis Upsaliensis. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology*, 561, Uppsala, 25 p.
- Indriksons A. 2008. Gruntsūdens līmeņa monitorings LIFE projekta “Purvi” vietās. Grām.: Pakalne M. (red.) *Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā*. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 142.–151. lpp.
- Kalnina L. 2007. Diversity of Mire Origin and History in Latvia. *Peatlands International*, 2, 54-56.
- Kopacek J., Vesely J. 2005. Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment*, 39, 2179-2188.
- Kučerová A., Rektoris L., Štechová T., Bastl M. 2008. Disturbances on a wooded raised bog – how windthrow, bark beetle and fire affect vegetation and soil water quality? *Folia Geobotanica*, 43, 49-67.
- Ķuze J., Priede A. 2008. Ūdens līmeņa paaugstināšana meliorācijas ietekmētajās Ķemeru tīreļa daļās: paņēmieni un pirmie rezultāti. Grām.: Pakalne M. (red.) *Purvu aizsardzība*

- un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā*. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 132.–141. lpp.
- Linderholm H. W. 1999. Climatic and anthropogenic influences on radial growth of Scots Pine at Hanvedsmossen, a raised peat bog, in south central Sweden. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, vol. 81, No. 1, 75-86.
- Linderholm H. V., Leine M. 2004. An assessment of twentieth century tree-cover changes on a southern Swedish peatland combining dendrochronology and aerial photograph analysis. *Wetlands*, vol. 24, No. 2, 357-363.
- Macdonald S. E., Yin F. 1999. Factors influencing size inequality in peatland black spruce and tamarack: evidence from post-drainage release growth. *Journal of Ecology*, 87, 404-412.
- Markots A., Zelča L., Zelčs V. 1989. Augsto purvu fenomens. *Zinātne un Tehnika*, 11, 26-28.
- Nusbaums J. 2008. Nosusināšanas ietekmes novēršana augstajos purvos. Grām.: Pakalne M. (red.) *Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā*. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 118.–131. lpp.
- Obidzinski A., Kloss M., Cedro A. 2009. Is spontaneous regeneration of raised mire vegetation possible? A case study of the ‘Czarne Bagno’ mire in the Bystrzyckie Hills, southern Poland. *The Holocene*, 19, 2, 229-239.
- Ohlson M., Okland R. H., Nordbakken J. F., Dahlberg B. 2001. Fatal interactions between Scots pine and Sphagnum mosses in bog ecosystems. *Oikos*, 94, 425-432.
- Pakalne M. 2008. Purva biotopi un to aizsardzība. Grām.: Pakalne M. (red.) *Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā*. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 8.–19. lpp.
- Pellerin S., Lavoie C. 2003. Recent expansion of jack pine in peatlands of southeastern Quebec: A paleoecological study. *Ecoscience*, vol. 10, No. 2, 247-257.
- Petriņš A. 2008. Putni dabas liegumā “Cenas tūrelis”. Grām.: Pakalne M. (red.) *Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā*. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 42.–46. lpp.
- Sarkkola S., Hökkä H., Laiho R., Päivänen J., Penttilä T. 2005. Stand structural dynamics on drained peatlands dominated by Scots pine. *Forest Ecology and Management*, 206, 135-152.
- Silamiķele I. 2010. Humifikācijas un ķīmisko elementu akumulācijas raksturs augsto purvu kūdrā atkarībā no tās sastāva un veidošanās. Promocijas darbs. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds. 132 lpp.
- Silamiķele I., Nikodemus O., Kalniņa L., Purmalis O., Kļaviņš M. 2010a. Peat humification character in two ombrotropic bogs depending on peat properties. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences, Section B: Natural, Exact and Applied Sciences*, 64 (34), 159-166.
- Silamiķele I., Nikodemus O., Kalniņa L., Purmalis O., Kļaviņš M. 2010b. Properties of peat in ombrotropic bogs depending on the humification process. In: Klavins M. (ed.) *Mires and peat*. University of Latvia Press, 71-95.
- Silamiķele I. (red.) 2005. Dabas lieguma Cenas tūrelis dabas aizsardzības plāns 2005. g. – 2020. g. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 72 lpp.
- Zackrisson O., Nilsson M.-C., Steijlen I., Hörnberg G. 1995. Regeneration pulses and climate-vegetation interactions in nonpyrogenic boreal Scots pine stands. *Journal of Ecology*, 83, 469-483.

## NEPUBLICĒTIE MATERIĀLI

Nusbaums J. 2011. Konsultācijas par SIA *FloraBalt* kūdras ieguves lauka kontūrgrāvja ierīkošanas gadu 2011. gada 27. jūlijā.

## Summary

*Cena mire is one of the largest raised bogs in Latvia, where increase of pine *Pinus sylvestris* cover density has been discovered lately. During the study, pine cover development was characterized spatially and chronologically, density of pine cover was mapped, an average pine cover age identified and a qualitative comparison of possible pine cover influencing factors carried out.*

*In the largest area of the western part of Cena mire the prevailing pine cover is 20 to 49 years old, while the highest recorded pine cover age was 147 years. The development of pine cover corresponds to decrease of precipitation, bog drainage and eutrophication due to the air pollution. Thus it has not been possible to identify precisely the main factors impacting the pine cover development.*

**Keywords:** *raised bog, pine cover, drainage, climate, nitrogen deposition.*



**Inovatīvie vides novērtējumi.  
Bioindikatori un biomonitoringi: definīcijas,  
stratēģijas un programmas**  
*Innovative Observation of the Environment:  
Bioindicators and Biomonitoring: Definitions,  
Strategies and Applications*

**Bernd Markert<sup>1</sup>, Simone Wünschmann<sup>2</sup>, Guntis Tabors<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Starptautiskā Citavas (*Zittau*) Universitāte  
Vides Tehnoloģijas departamenta Zinātniskās sadarbības tīkla institūts  
Fliederweg 17, D-49733 Haren/Erika, Vācija  
E-pasts: [markert@schlundmail.de](mailto:markert@schlundmail.de)

<sup>2</sup> Fliederweg 17, D-49733 Haren/Erika, Vācija  
E-pasts: [wuenschmann@schlundmail.de](mailto:wuenschmann@schlundmail.de)

<sup>3</sup> Latvijas Universitāte  
Bioloģijas fakultāte  
Kronvalda bulv. 4., Rīga, LV-1010  
E-pasts: [guntis.tabors@lu.lv](mailto:guntis.tabors@lu.lv)

Jau vairākus gadus klasiskās vides monitoringa programmas novērtēšanai tiek izmantoti bioindikatīvie mērījumi. Šie pētījumi tiek veikti, izmantojot dzīvos organismus vai arī to atliekas (piemēram, kūdru), lai varētu novērtēt vides ekoloģisko stāvokli no kvalitatīvā aspekta (bioindikācija) vai kvantitatīvā aspekta (biomonitorings). Tādā veidā tiek iegūta informācija par vides izmaiņām kādā noteiktā reģionā konkrētā laika posmā (tendenču jeb trenda analīze). Klasiskajā bioindikācijā bieži vien tiek izmantoti ķīmisko analīžu mērījumi, kad tiek novērtētas neorganisko un organisko vielu ķīmiskā sastāva izmaiņas augos vai dzīvniekos (ieskaitot cilvēku), kuri tad arī tiek izmantoti kā vides bioindikatori. Zinātnē visu laiku paralēli attīstās bioindikācija un jaunas inovatīvas analīžu metodes, kuras tiek ieviestas praksē, lai nepārtraukti tiktu novērtēts vides process un iegūtie rezultāti.

Pēc gandrīz 30 gadu bioindikācijas pētījumiem ir izkristalizējušās turpmākās attīstības galvenās vadlīnijas:

- 1) biežāk jāpēta savstarpējā saistība starp dažādām bioloģiskām sistēmām un to jutību pret vairāku elementu kopīgo ietekmi;
- 2) vairāk jāveic specifiski analītiski darbi, lai risinātu reālas ekoloģiskās problēmas;
- 3) viens bioindikators nevar nodrošināt pilnvērtīgu informāciju, tāpēc jākoncentrējas uz integrālām bioindikatīvām metodēm.

**Atslēgvārdi:** vides monitorings, biomonitorings, bioindikācija, bioloģiskā elementu sistēma, integrālais biomonitorings.

## Ievads

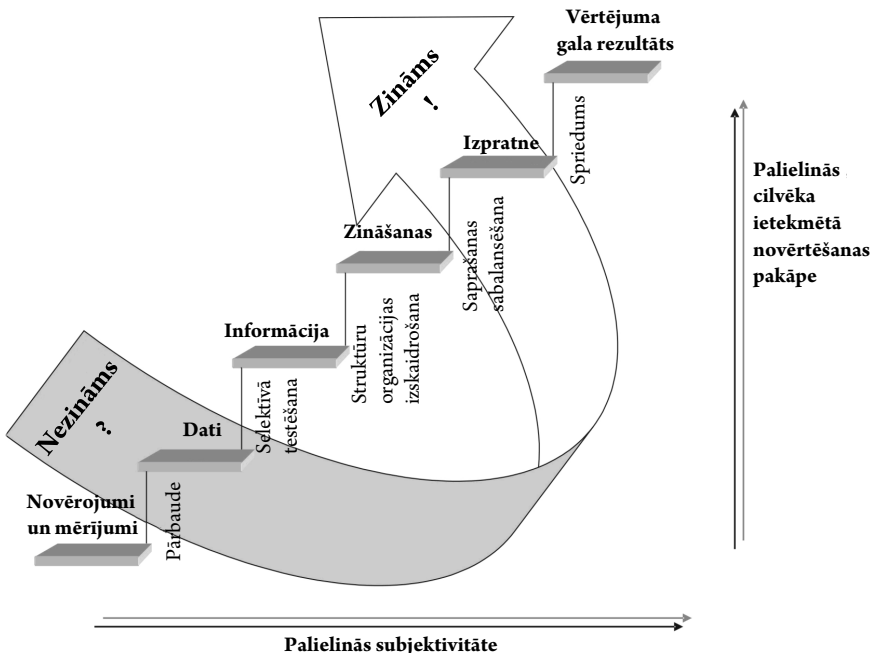
Bioloģijas zinātnes attīstības laikā ir bijušas trīs dažādas informācijas un zināšanu iegūšanas stadijas, kas saistītas ar mūsu apkārtējo vidi un vides apstākļiem, kā arī ar dabiskām un antropogēnām vides izmaiņām:

- 1) aprakstošā un novērošanas bioloģija (līdz 1950. gadam);
- 2) vides zinātnes attīstība pagājušā gadsimta otrajā pusē (1950–2000);
- 3) „vecās” un „jaunās” ekoloģijas zinātnes sintēze jeb ilgtspējības principa un zinātnisko mērķu apvienošana – tas nozīmē, ka jāizmanto jaunākās biotehnoloģijas informācijas un sazināšanās iespējas (Markert *et al.* 2003a).

Informāciju par vides kvalitāti var pētīt un apkopot, izmantojot bioindikāciju, kad tiek realizēts biomonitorings. Bioindikācija būtībā ir papildu līdzeklis jeb instruments tradicionālajiem bioloģiskajiem aizsardzības pasākumiem un dabas saglabāšanai. Indikatororganismus izmanto, lai novērtētu vides izmaiņas, kā arī biotopu fragmentāciju vai biotopu pārveidošanās ietekmi uz vidi. Atsevišķas indikatorsugas var izmantot, lai apskatītu un izvērtētu citu grupu organismus vai arī lielākas organismu sabiedrības.

Galvenais šī raksta mērķis ir akcentēt nepieciešamību attīstīt bioindikatoru un biomonitoringa izmantošanas iespējas, norādīt uz to trūkumiem un iespējamām problēmu risinājumiem.

## Vispārīgā informācija par vidi



1. attēls. Zināšanu izpratnes kāpnes, kuras ir pārveidotas pēc Roots (1992)

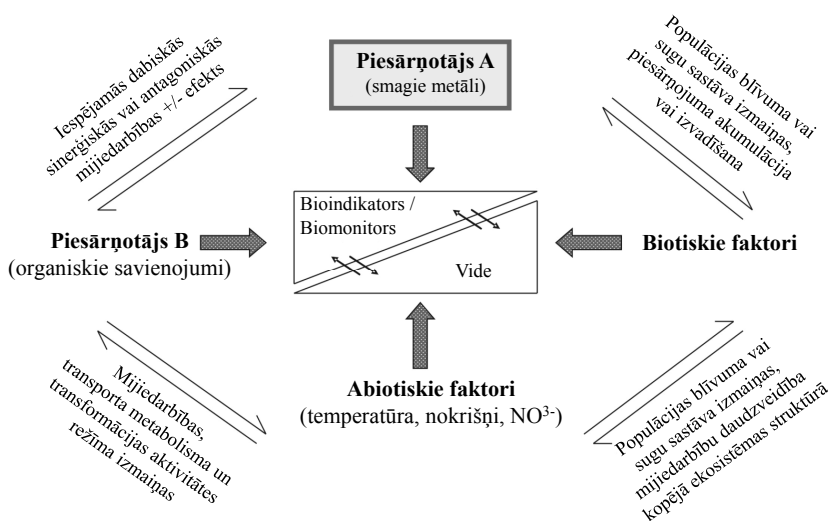
Figure 1. The staircase of „knowing” modified after Roots (1992)

Bioindikācijai un biomonitringam ir jāsniedz informācija par ekosistēmas izmaiņām, piesārņojuma pakāpi un degradāciju. Tā, piemēram, noteikts piesārņojuma līmenis var ietekmēt kāda konkrēta bioindikatora organisma fizioloģisko reakciju, kas savukārt var dot vispusīgu informāciju par vides stāvokli. Apkopojot pētījumā iegūto informāciju, mēs varam daudz precīzāk interpretēt iegūtos rezultātus par kādu no vides sistēmas komponentiem. Šis izvērtēšanas subjektivitātes pieaugums ir saistīts arī ar zināšanu pieaugumu, ko varam nosaukt par „zināšanu kāpnēm” (Roots 1992) (shēmu sk. 1. attēlā). Pirmo soli šajās kāpnēs veido novērojumu un mērījumu dati, kuri tiek pārbaudīti saskaņā ar iepriekš pieņemtiem standartiem.

Kad iegūtie dati ir detalizēti atlasīti un pārbaudīti, tie var sniegt informāciju par pētāmo vidi un dot galīgo vērtējumu ja vien informācija ir korekta un pareizi interpretēta. Pārvietojoties augšup pa kāpnēm, secinājumi par rezultātiem kļūst arvien subjektīvāki, kā arī palielinās cilvēciskā novērtēšanas pakāpe (Roots 1996).

### Specifiskā informācija par vidi

Bioindikācijā ir nepieciešama specifiska un detalizēta informācija par ekosistēmām, un tā ir būtiska, lai izdarītu skaidrus un nepārprotamus secinājumus, piemēram, par piesārņotāja ietekmi uz organismu (bioindikators) un par tā atbildes reakciju. 2. attēls sniedz vienkāršotu un reprezentatīvu pārskatu par sarežģītām savstarpējām attiecībām ekosistēmā, ko ietekmē dažādi piesārņotāji, kurus var atklāt, ja tiek izmantots bioindikators (Markert 1996). Parasti tiek pieņemts, ka piesārņojums ietekmē organismu, kas tiek izmantots kā vides novērtēšanas bioindikators. Gan organisms, gan piesārņotājs ir cieši savstarpēji saistīti un mijiedarbojas arī ar citām ekosistēmas sastāvdaļām (2. attēls).



2. attēls. Vienkāršots (eko-)sistēmas kompleksa atspoguļojums, kas ir saistīts ar piesārņojumu: to parāda bioindikators un biomonitorings (Markert 1996)

Figure 2. Simplified representation of complex (eco-)system interrelations with regard to a pollutant, and consequences for bioindication and biomonitoring (Markert 1996)

Organismus ietekmē dažādi abiotiskie un biotiskie faktori, un bieži vien pat vairāki piesārņotāji, par šo tēmu zinātniskajā literatūrā atrodami vairāku autoru darbi (Nriagu 1979; Adriano 1986, 1992; Nriagu and Pacyna 1988; Boutron *et al.* 1991; Markert 1993, 1996; Markert and Weckert 1993; Schüürmann and Markert 1998; Fränzle and Markert 2000a, 2000b, 2002; Wuenschmann *et al.* 2001, 2002; Golan-Goldhirsh *et al.* 2004; Lux *et al.* 2004; Renella *et al.* 2004; Reimann *et al.* 2006; Broadley *et al.* 2007, 2008; Fränzle *et al.* 2007; Lepp and Madejon 2007; Schroeder *et al.* 2007; Quartacci *et al.* 2007; Cakmak 2008; Chaney *et al.* 2008; Fränzle *et al.* 2008; Gimbert *et al.* 2008; Greger 2008; Hanikenne *et al.* 2008; Hartley and Lepp 2008; Irtelli and Navari-Izzo 2008; Li *et al.* 2008; Marmiroli and Maestri 2008; Poschenrieder *et al.* 2008; Prasad 2008; Rezek *et al.* 2008; Schröder *et al.* 2008a, 2008b; Schwitzguébel *et al.* 2008; Smeets *et al.* 2008; Trapp *et al.* 2008; Verkleij 2008; Wuenschmann *et al.* 2008; Vangronsvelt *et al.* 2009; Verbruggen *et al.* 2009a, 2009b; Ayrault *et al.* 2010; Wolterbeek *et al.* 2010; Markert *et al.* 2011; Wang *et al.* 2011; Fraenzle *et al.* 2012; Simonetti *et al.* 2012).

Interpretējot datus, kas ir iegūti ar bioindikatoru un bioindikācijas palīdzību, bieži vien rodas jautājumi, vai patiešām radušās izmaiņas ir tikai vizuāli novērojamas vai arī ķīmiski un fizikāli izmērītās izmaiņas ir objektīvi konstatējamas un būtiskas. Kombinējot multifunkcionālus un multistrukturālus novērojumus dažādās ekosistēmās, bieži vien tiek ignorēti atsevišķi mehānismi. Radušos jautājumus par izmaiņām vidē ir grūti izskaidrot, tāpēc piesārņojuma kontrolei ir jābūt cieši saistītai ar visiem vides komponentiem. Tāpēc novērojumu rezultāti nekādā ziņā nebūs pilnībā droši, lai gan ir diezgan ticams, ka piesārņotājs A var nebūt sinerģiskā vai antagoniskā mijiedarbībā ar piesārņotāju B (2. attēls).

Piesārņojošās vielas dzīvos organismus var ietekmēt dažādi, arī organismu jutība pret šīm vielām un reakcija var būt atšķirīga – tas atkarīgs no organisma fizioloģiskā stāvokļa. Ja piesārņotājs vairāk ietekmēs jutīgāko organismu populācijas blīvumu, tad bioindikatora organismu skaits var mainīties, un turpmāk notiks tieša vai netieša savstarpējā organismu konkurence. Vai ir iespējams novērtēt ekosistēmas pašreizējo stāvokli, izmantojot tikai vienu bioindikatoru, pagaidām ir līdz galam neatbildēts jautājums (Markert 1996).

Attiecībā uz informācijas tehnoloģiju attīstību un laikmetu digitālā pasaule ir nedaudz efektīvāka, lai veiktu ekosistēmas pētījumus (Lieth 1998). Tādā gadījumā mēs varam uzdot jautājumu: kāda ir ekosistēmas pētniecības būtība un kādu informāciju sniedz ekosistēma? Ņemot vērā visu informāciju par dažādām ekosistēmas sastāvdaļām, ekosistēmu var viegli pielīdzināt intelektuālai sistēmai. Toksiskās izpausmes bieži parāda informācijas plūsmu, un tas ir galvenais iemesls enerģijas izmaiņai sistēmā. Augi var producēt un izdalīt ķīmiskas vielas, lai pasargātu sevi no apēšanas (piemēram, no dzīvniekiem), arī dzīvnieki var izdalīt toksiskas vielas, bet cilvēki var ražot toksiskas vielas, lai kādu nogalinātu. Katru darbību var kontrolēt, izmantojot „informācijas datubāzi”, kas pāriet no viena ekosistēmas punkta uz citu punktu, ko varam nosaukt par „biodatu datubāzi” (Markert *et al.* 2002, 2003b). Detalizētāks apraksts par šo vienkāršo koncepciju, kuru var izmantot turpmākiem pētījumiem, ir publicēts atsevišķā rakstā (Lieth 1998).

## Definīcijas

Bioindikācija un biomonitors ir daudzsološs un arī samērā lēts veids, kā novērtēt dažādu ārējo faktoru ietekmi uz ekosistēmu vai arī lai salīdzinātu kādu konkrētu vietu (nepiesārņotu) ar citu vietu (piesārņotu) (Markert *et al.* 2002, 2003a, 2003b).

Izstrādājot un attīstot bioindikatīvās metodes, ir radušās vairākas problēmas, kuras tā arī nav līdz galam izdevies atrisināt: starptautiskajā zinātniskajā sabiedrībā nekad nav panākta vienprātība par vienotas bioindikācijas un biomonitoringa definīciju un metodēm. Tāpēc arī eksistē daudzas un dažādas definīcijas (Markert *et al.* 2002, 2003a, 2003b).

Labs dažādu definīciju pārskats ir dots Vitiga apkopojumā (Wittig 1993). Bioindikācijā izmantojamo metožu grūtības var pārvarēt, izanalizējot dažādu autoru publikācijas (Stoeppler *et al.* 1982; Arndt 1992; Fraenzle 1993; Markert 1993; Jeran *et al.* 1993; Farago 1994; Wolterbeek *et al.* 1995; Breulmann *et al.* 1997; Herpin *et al.* 1997; Saiki *et al.* 1997; Bargagli 1998; Breulmann *et al.* 1998; Carreras *et al.* 1998; Garty 1998; Lieth 1998; Siewers and Herpin 1998; Freitas *et al.* 1999; Bacchi *et al.* 2000; Bode *et al.* 2000; Djingova and Kuleff 2000; Fraenzle and Markert 2000a, 2000b; Klumpp *et al.* 2000; Loppi and Bonini 2000; Siewers *et al.* 2000; Figueiredo *et al.* 2001; Genbler *et al.* 2001; Herpin *et al.* 2001; Kostka-Rick *et al.* 2001; Vtorova *et al.* 2001; Vutchkov 2001; Fraenzle and Markert 2002; Markert *et al.* 2002; Wolterbeek 2002; Altenburger and Schmitt 2003; Markert *et al.* 2003a, 2003b; Pacheco *et al.* 2003; França *et al.* 2005; Shtangeeva *et al.* 2005; Elias *et al.* 2006; Freitas *et al.* 2006; Figueiredo *et al.* 2007; França *et al.* 2007; Markert 2007; Suchara *et al.* 2007; Zechmeister *et al.* 2007; Markert *et al.* 2008; Schroeder *et al.* 2008).

Bioindikatorus varam salīdzināt, lietojot instrumentālās mērīšanas sistēmas (Markert *et al.* 2003a, 2003b; sk. arī 3. nodaļu). Izmantojot šo pieeju, varam skaidri nošķirt **aktīvo** un **pasīvo** bioindikāciju un biomonitoringu, tāpēc ka bioindikācija ir saistīta ar metālu daudzuma novērtēšanu vidē. Literatūrā bieži tiek norādīta atšķirība starp uzkrāšanās un iedarbības rādītājiem, kas attiecīgi signalizē par indikatora reakciju uz mainīgajiem vides apstākļiem. Uzkrāšanās un iedarbības nodalīšana nevis nozīmē, ka tie ir dažādu mērījumu pretstati, bet gan atspoguļo abu pušu vienotu analīzi. Bieži vien tikai tad, kad kāda viela ir akumulēta organismā un tās koncentrācija starpšūnas telpā vai iekššūnā ir sasniegusi noteiktu līmeni, un kad novēro ietekmi uz organismu, tikai tad tiek analizētas izmaiņas saistībā ar šo vielas iedarbības efektu, un pēc tam tiek veikts ietekmes novērtēšanas monitorings.

**Bioindicators** ir organisms (vai daļa no organisma) vai organismu grupa (sabiedrība), kas satur informāciju par vidi vai atsevišķu vides komponentu no **kvalitatīvā** aspekta. **Biomonitors** savukārt ir organisms (vai daļa no organisma) vai organismu grupa (sabiedrība), kas satur informāciju par vides kvalitāti no **kvantitatīvā** aspekta. Biomonitoris vienmēr atbildīs bioindikatora prasībām, savukārt bioindicators ne vienmēr atbildīs biomonitora prasībām (Markert *et al.* 1997, 1999).

**Aktīvā** bioindikācija (biomonitors) ir tad, kad bioindicators (biomonitors) vispirms tiek audzēts laboratorijā standartizētos apstākļos un tikai pēc tam uz noteiktu laiku tiek pārvietots dabiskos lauka apstākļos. Pēc šīs ekspozīcijas laika izraisīto

reakciju reģistrē, novērtē, un tad organisms tiek analizēts. **Pasīvā** biomonitoringa gadījumā pētāmais organisms jau atrodas tajā ekosistēmas vidē, kur tas dabiski aug, un tādējādi tiek pārbaudīta organisma reakcija pret vides izmaiņām. Šajā gadījumā organismu vai organismu sabiedrības klasifikācija ir saistīta ar to dabisko izcelsmi (Markert *et al.* 1997, 1999).

Organismu vai organismu sabiedrības klasificēšana saskaņā ar to „darbības veidu” ir šāda: **uzkrāšanās indikators** ir organisms, kas akumulē vienu vai vairākus elementus un/vai savienojumus no to dzīves vides. **Iedarbības indikatori** ir organismi, kas parāda specifiskas vai nespecifiskas atbildes reakcijas pret kādu konkrētu elementu vai elementu savienojumu grupu. Šāda ietekme var uzrādīt izmaiņas organisma morfoloģijā, histoloģiskās vai šūnu struktūrās, to metaboliski bioķīmiskos procesos un to uzvedībā vai populācijas struktūrā. Kopumā jēdziens „reakcijas rādītājs” ietver gan elementu uzkrāšanās tendences indikatora organismā, gan arī atbildes reakcijas efektu (Markert *et al.* 1997, 1999).

Pētījumos par dažādu ķīmisko vielu uzkrāšanās procesiem, iespējams, lietderīgi būtu nošķirt tās vietas vidē, kur organismi uzkrāj elementus vai to savienojumus. Dažādi mehānismi, kas nosaka vispārējās uzkrāšanās (to sauc arī par **bioakumulāciju**) tendences, ir atkarīgi no sugas, šīs tendences izraisa mijiedarbība starp indikatorsugu un pētāmo biotisko un abiotisko vidi, kurā arī dzīvo pētāmā suga. **Biomagnifikācija** jeb biodinamika (bioloģiskā pastiprināšanās) ir termins, kuru izmanto, lai noteiktu barības vielas kā substances absorbciju (uzsūkšanos) caur zarnu epitēliju. Tas attiecas tikai uz heterotrofiem organismiem, un tas ir viens no svarīgākajiem sauszemes piesārņojuma ceļiem daudziem sauszemes dzīvniekiem. Ar šo metodi nevar noteikt metālu koncentrāciju, jo tie veido viegli gaistošus savienojumus (Hg, As) un organismā tiek uzņemti caur elpošanas orgānu ceļiem (traheja, plaušas). **Biokoncentrācija** ir saistīta ar attiecīgās vielas uzņemšanu no apkārtējās vides, tas ir, no fiziskās vides, caur audiem un orgāniem (ieskaitot arī elpošanas orgānus). Izņēmums ir augi, jo tie var absorbēt piesārņojumu galvenokārt caur saknēm vai lapām. Biokoncentrācijas izmaiņas būtiski ietekmē ūdens dzīvniekus, kas ir īpaši jutīgi pret piesārņojumu. To pašu var attiecināt arī uz augsnes bezmugurkaulniekiem, kuriem ir zema solarizācijas (saules absorbcijas enerģijas) pakāpe, kad tie saskaras ar augsnes ūdeni (Markert *et al.* 1997, 1999).

Papildus klasiskajiem floras, faunas un biocenozes pētījumiem, kad tiek novērotas samērā nespecifiskas esošās bioloģiskās sistēmas spēja reaģēt uz piesārņojuma ietekmi, tiek ieviestas arī jaunas bioindikācijas metodes. Vairumam no tām ir **biomarķieri** un **biosensori**.

**Biomarķieri** ir izmērāmi bioloģiski parametri kādā no organisma līmeņiem (ģenētiskajā, fermentu, fizioloģiskajā, morfoloģiskajā līmenī), kuru strukturālās vai funkcionālās izmaiņas liecina par vides ietekmi, kā arī piesārņojošo vielu iedarbību, un tas ir novērtējams kā kvalitatīvs vai kvantitatīvs rādītājs (Markert *et al.* 1997, 1999).

**Biosensors** ir mērīšanas ierīce, kas rada noteiktu dozētu signālu noteiktā vielu grupas koncentrācijā, izmantojot piemērotu selektīvu bioloģisko sistēmu (piemēram, fermentus, antivielas, membrānas, šūnas vai audus), un izstaro signālu, kuru var noteikt ar kādu elektronisku ierīci (piemēram, potenciometra vai ampēmetra elektrodu, optisko vai optoelektronisko uztvērēju) (Markert *et al.* 1997, 1999).

**Biotestu** jeb **bionovērtējumu** izmanto, lai pārbaudītu, cik efektīva ir aģentu (ķīmikāliju, medikamentu) ietekme uz vides organismiem (Markert *et al.* 1997, 1999). Pārbaude parasti notiek laboratorijā, tomēr dažkārt to veic arī lauka apstākļos – tas ir saistīts ar biotisko un abiotisko faktoru standartizētiem nosacījumiem. Plašākā nozīmē biotesta jēdziens ietver šūnu un audu kultūras, kuras izmanto, lai veiktu testēšanu, – notiek enzīmu pārbaude, mikroorganismi, augi un dzīvnieki tiek izmantoti gan kā atsevišķi indivīdi, gan arī kā vairākas sugas kopā noteiktos ekoloģiskās sistēmas modeļos (piemēram, mikrokosmos un mezokosmos). Šaurākā nozīmē biotesta jēdziens ietver tādus pētījumus, kuros tiek izmantota tikai viena suga, viens īpatnis vai tikai kāda ķermeņa daļa. Biotestos izmanto noteiktus biomarķierus vai retāk specifiskus biosensorus, un tos var izmantot bioindikācijas un biomonitoringa pētījumos.

Kad tiek pētīta ģenētisko organismu un sabiedrību adaptācija vides stresam, ir jānošķir šādi termini: tolerance, rezistence un jutīgums.

**Tolerance** (Oehlmann and Markert 1997) ir organismu vai sabiedrības rezistence pret nelabvēlīgiem abiotiskiem faktoriem (klimatu, starojumu, piesārņojumu) vai biotiskiem faktoriem (kaitēkļiem, slimību izraisītājiem), ja ir novērojamas adaptīvas fizioloģiskās izmaiņas (piemēram, enzīmu indukcija, imunitātes reakcija).

**Rezistence jeb pretošanās spējas**, atšķirībā no tolerance, ir ģenētiski iegūta spēja izturēt stresu (Oehlmann and Markert 1997). Tas nozīmē, ka visi organismi kaut kādā pakāpē ir izturīgi (rezistenti) pret dažādiem traucējumiem un nelabvēlīgām ietekmēm. Tomēr ekotoksikoloģijā robeža starp toleranci un rezistenci ne vienmēr ir tik skaidri nodalīta. Piemēram, piesārņojuma ietekme uz sabiedrības toleranci ir tāda, ka sabiedrība kļūst vairāk toleranta, ja vien ir piesārņojuma klātbūtne. Tas ir ģenētiskās vai fizioloģiskās pielāgošanās rezultāts sugas vai populācijas robežās vai arī vairāk jutīgā organisma aizstāšana ar rezistentākiem organismiem (Blanck *et al.* 1988; Rutgers *et al.* 1998).

Organismu vai sabiedrības **sensitivitāte** jeb jutīgums ir cieši saistīta ar biotisko vai abiotisko faktoru izmaiņām (Oehlmann and Markert 1997). Jūtība ir zema, ja tolerance vai rezistence pret vides stresu ir augsta, un otrādi – ja jutība ir augsta, tad tolerance vai rezistence ir zema.

## **Instrumentālo mērījumu un bioindikācijas/biomonitoringa metodes salīdzinājums**

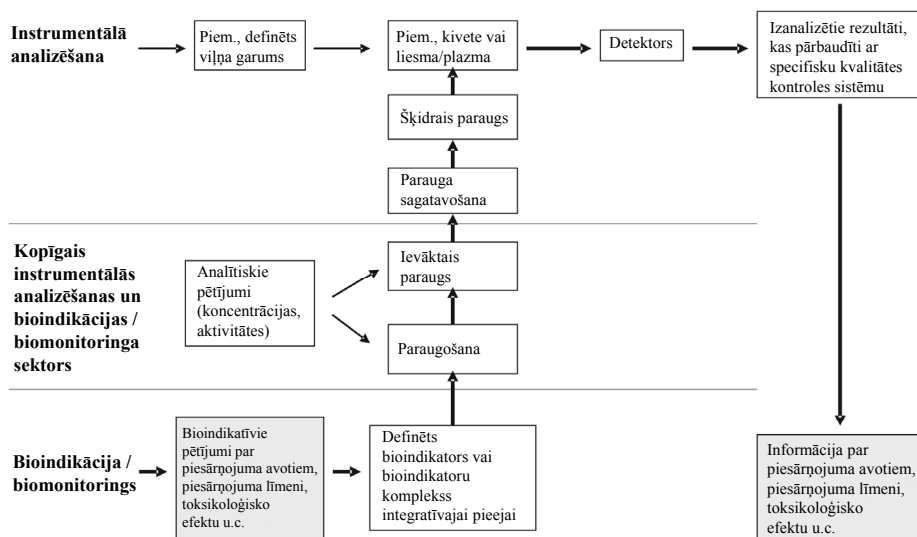
Pastāv liela terminoloģijas un izpildes nosacījumu līdzība starp instrumentālām ķīmiskām analizēm (kvalitatīviem un kvantitatīviem mērījumiem), bioindikatoriem lauka apstākļos (kvalitatīva pieeja piesārņojuma kontrolei) un biomonitoringu (kvantitatīva pieeja). Tomēr salīdzināšanai ir nepieciešams izmantot abas metodes.

### **Instrumenti un bioindikatori**

Detalizētāka informācija par instrumentālajām analizēm atspoguļota 3. attēlā, kurā parādītas raksturīgākās metodes, kuras izmanto, lai analizētu ķīmiskās vielas, noteiktu fermenta aktivitāti vai citus ar ekosistēmu saistītos parametrus, izmantojot spektrometru vai fotometru. Lielākā daļa spektrometrijas metožu ir saistītas ar

specifisku viļņa garumu, kad ir jāiegūst signāls no analīžu parauga, kas atrodas kivetē (fotometrs), liesmā (AAS), grafiņa krāsnī (AAS), plazmā (ICP/MS vai ICP/OES). Signālu iegūst ar fotomultiplieri, pastiprinātāju vai citām iekārtām, bet galarezultātu – ar detektora sistēmas palīdzību. Instrumentālo mērījumu kvalitāte tiek kontrolēta, izmantojot standarta kontroles paraugus. Galvenokārt kļūdas rodas paraugošanas procesā (līdz 1000%) un parauga analizēšanas procesā (līdz 300%). Tādēļ ir nepieciešama detalizēta diskusija par darba gaitā tipiski pieļautajām kļūdām, kuras aprakstījis Markerts (Markert 1996).

Viss instrumentālās mērīšanas process bieži vien tiek integrēts bioindikācijā, vismaz tik daudz, ka paraugi ir jāizanalizē, lai noteiktu ķīmiskos savienojumus un to koncentrāciju bioloģiskajos organismos. Tas nozīmē, ka laboratorijā tiek analizēti bioindikatoru, un šis darbs lielā mērā ir atkarīgs no instrumentālās mēraparatūras pieejamības, lai varētu iegūt papildu informāciju par konkrētajiem bioindikatoriem. Tātad rodas jautājums, ko īsti izvēlēties – bioindikāciju vai tiešos instrumentālos mērījumus, un šķiet, ka abu mērījumu izmantošanas iespējas netiek pilnībā izprastas. Būtībā, realizējot biomonitoringu, mēs sastopamies ar tādām pašām problēmām kā laboratorijā, veicot ķīmiskās analīzes (Toelg 1976; Saiki *et al.* 1997; Quevauviller



### 3. attēls. Mērījumus salīdzina, izmantojot spektrometrus un bioindikatorus/biomonitorus. Instrumentālie mērījumi bieži vien ir atsevišķa bioindikācijas sastāvdaļa (no Markert *et al.* 2003b).

Visas instrumentālās analīzes, tajā skaitā vides paraugu ķīmiskās analīzes, ir atrodamas Markerta (1996) rakstā.

*Figure 3. Comparison of measurements performed by spectrometers and bioindicators/biomonitoring. Instrumental measurements are often an integral part of bioindication (from Markert et al. 2003b).*

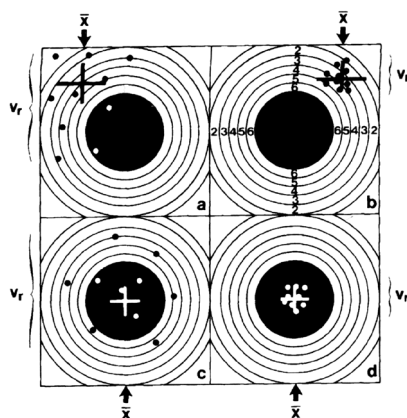
*A full instrumental flow chart for instrumental chemical analysis of environment samples can be found in Markert (1996).*



and Maier 1999; Bacchi *et al.* 2000; Bode *et al.* 2000; Quevauviller *et al.* 2008). Piemēram, pirmais paraugu ievākšanas nosacījums ir tāds, ka tai jābūt reprezentatīvai, lai nodrošinātu izvirzītā zinātniskā jautājuma atrisināšanu (Markert 1996). Reprezentatīvā paraugu ņemšana biomonitoringam vai/un instrumentālā mērīšana ir jārealizē ar vislielāko rūpību. Šis priekšnoteikums ir pieminēts un paskaidrots vairākos rakstos un mācību grāmatās (Keith 1988; Wagner 1992; Markert 1994; Klein and Paulus 1995; Rasemann and Markert 1998), tāpēc šajā rakstā detalizēti netiek apspriests.

### Precizitāte un akurātums

Lai bioindikatoru varētu izmantot un analizēt, vispirms ir nepieciešams visaugstākās kvalitātes paraugs. Un tomēr galvenais priekšnosacījums biomonitoringa pētījumos ir tāds, ka jāņem vērā vispārējie nosacījumi, lai veiktu ķīmisko analīžu kvalitātes kontroli. Pēdējo 20 gadu laikā ir strikti nošķirti jēdzieni „**precizitāte**” (saistīta ar atkārtojamību) un „**akurātums**” (patiesā vērtība), un šis dalījums ir vispāratzīts analītiskās ķīmijas pētījumos (4. attēls). Praktiski lietojot šo diferenciāciju, tā ļauj nošķirt un noteikt patieso vielas X saturu paraugā Y. Lai iegūtie dati būtu precīzi, ir jāveic atkārtota mērīšana un jānovērš kļūdas, kas var rasties, piemēram, ja mērierīce ilgstoši nav pietiekami stabila vai arī ja nav piemērota specifiskā iekārta. Ja analizēšanas procedūra nav pārāk sarežģīta, tad precizitāte būs 1–5% robežās, un to būtībā var uzskatīt par pietiekami precīzu rezultātu. Tomēr tajā pašā laikā nevaram apgalvot, ka analizēšana un mērīšana būs 100% precīza. Pat ļoti precīzi dati var ievērojami atšķirties no „patiesā” elementa satura paraugā.



4. attēls. Terminu „precizitāte” (atkārtojāmība) un „akurātums” (patiesā vērtība) ilustrācija analītiskajā ķīmijā (no Markert 1996 pēc Toelg 1976):

- a – vāja precizitāte un vāja patiesā vērtība; b – augsta precizitāte un vāja patiesā vērtība;  
c – vāja precizitāte un augsta patiesā vērtība; d – augsta precizitāte un augsta patiesā vērtība;  
 $\bar{x}$  – vidējais aritmētiskais;  $v_r$  – variācijas koeficients.

Figure 4. Illustration of the terms “precision” (reproducibility) and “accuracy” (the “true” value) in analytical chemistry (after Toelg, 1976 from Markert, 1996):

- a. Poor precision and poor accuracy, b. good precision and poor accuracy, c. poor precision and good accuracy, d. good precision and good accuracy,  $\bar{x}$  = arithmetic mean,  $v_r$  = coefficient of variation.

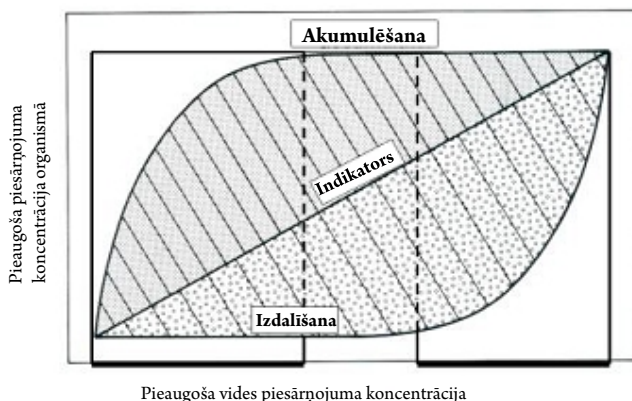
Pareizus un precīzus analīžu rezultātus var iegūt tikai tad, ja viss analizēšanas process ir pakļauts kvalitātes kontrolei, kur katra rezultāta precizitāte ir jāpārbauda. Būtībā pašlaik izmanto divas metodes, lai noteiktu analīžu rezultātu precizitāti:

- 1) lietojot standarta kontroles materiālus – to sauc par paraugu kalibrēšanu (ir nopērkami paraugi ar sertificēti izmērītu savienojumu saturu, un par oriģināliem paraugiem tos atzīst laboratorijā);
- 2) izmantojot neatkarīgo analītisko metodiku.

Izmantojot bioindikatorus, mēs, protams, varam atkārtoti ņemt paraugus, lai iegūtu priekšstatu par to, cik stabils ir izmeklējamais bioindicators (organisms) pret konkrēto pētāmo vietu, un noteiktu, kādas izmaiņas ir radušās laika gaitā. Nopietnākā problēma ir paraugu ņemšanas precizitāte, jo pašlaik nav sertificētas standarta sistēmas, kas precīzi norādītu pareizāko paraugu ievākšanas modeli. Parasti tiek salīdzinātas piesārņotas un nepiesārņotas vietas, bet nav veida, kā to izdarīt visdrošāk un visprecīzāk. Vienīgā iespējamā stratēģija ir izmantot neatkarīgās metodes, kad dažādas zinātnieku grupas veic vienu un to pašu uzdevumu un strādā vienā un tajā pašā teritorijā ar vieniem un tiem pašiem indikatoriem, lai tādējādi tiktu iegūti neatkarīgi dati un tos varētu salīdzināt.

### Kalibrēšana (graduēšana)

Kopumā vislielākā problēma, kas saistīta ar pašiem bioindikatoriem, ir tāda, ka tie nevar sacensties ar instrumentālām mērījumu metodēm, jo ir nepieciešams veikt, piemēram, bioloģisko sistēmu kalibrēšanu (5. attēls). Robežas, kurās organismi var parādīt ietekmi uz vidi, ir īpaši izteiktas novērojumos, kuros nosaka vides kvalitāti, piemēram, nosakot augstas jutības biomonitoringu (Markert *et al.* 1997). Lai gan potenciāli izmantojamo bioindikatora organismu skaits ir samērā liels, tomēr dabā



#### 5. attēls. Korelācija starp piesārņojošās vielas koncentrāciju vidē, kas tiek pārbaudīta, un vielas koncentrāciju organismā.

Lineārā diapazona kalibrācijas līkne ir ļoti limitēta vielu uzkrāšanai (akumulēšanai) un izdalīšanai (no Markert *et al.* 1997)

*Figure 5. Correlation between the environmental concentration of the pollutant to be monitored and the concentration in the organism.*

*Linear ranges for calibration are very limited for accumulators and rejectors (from Markert et al. 1997)*

ir diezgan sarežģīti atrast tādus organismus, kas pilnībā atbilstu aktīvā vai pasīvā biomonitoringa izmantošanas kritērijiem. Piemēram, analizējot atsevišķas indikatora organisma daļas, iegūtie rezultāti ne vienmēr ļauj izdarīt secinājumus par atsevišķu vielu koncentrāciju vidē. Daudzi augi un dzīvnieki parāda lielu vielu uzkrāšanās pakāpi, pat ja vielas koncentrācija vidē ir zema, bet uzkrāšanas tendences strauji samazinās, ja koncentrācija ir lielāka. Rezultāts vairāk vai mazāk atspoguļo vielas koncentrāciju vidē attiecībā pret vielas akumulēšanos organismā kā plato līkne (5. attēls). Tomēr ir daudzi organismi, kuriem ir ļoti niecīgas toksisko vielu uzņemšanas spējas pat tad, ja vidē ir plašs vielas koncentrācijas diapazons (Markert *et al.* 1997). Ja ir palielināta vielas uzkrāšanās tendence organismā un ja toksisko vielu līmenis apkārtējā vidē ir augsts, tad šādos gadījumos organisma aizsardzības mehānismi ir vāji izteikti. Izņēmumi, protams, ir vielas, kas netiek aktīvi uzņemtas, bet iekļūst organismā difūzijas ceļā, – tas droši vien retāk novērojams neorganisko metālu savienojumu gadījumā.

Salīdzinot ar spektrometriskām instrumentālām analīzes metodēm, piemēram, lineārās kalibrēšanas diapazons parasti attiecas uz vairākiem secīgiem lielumiem, tāpēc lineārais diapazons bioindikatoriem ir grūtāk sasniedzams, jo dzīvīem organismiem nepārtraukti mainās bioloģiskie dzīvības procesi.

Bioindikatoru standartizēšana pagaidām nav praktiski īstenojama, un tas nozīmē, ka bioindikatoru pētīniekiem jāveic specifisks un nopietns darbs, arī jāsaskaņo metodes.

### **Saskaņošana**

Jebkuros bioindikatīvos pētījumos ir nepieciešams veikt regulāru starplaboratoriju testēšanu, lai optimizētu un paaugstinātu katrā laboratorijā veikto analīžu kvalitāti analītiskās ķīmijas jomā. Lielākā uzmanība būtu jāpievērš metodes saskaņošanai, kad tiek izmantoti vieni un tie paši indikatori, kas ievākti dažādās pasaules vietās. Tādā veidā notiek bioindikatoru saskaņošana jeb kalibrēšana. Tomēr tas attiecas ne tik daudz uz darba precizitāti laboratorijā, veicot, piemēram, biotesus, kad tiek pārbaudītas ķīmikālijas, jo šī pārbaude pati par sevi ir ļoti standartizēta un tādējādi atkarojama, bet gan galvenokārt uz visiem bioindikācijas izmantošanas pētnieciskajiem aspektiem lauka apstākļos. Pirmām kārtām pētniekiem vairāk jāsadarbojas, izstrādājot programmas plānu, lai turpmāk sekmīgi varētu salīdzināt iegūtos rezultātus starp atsevišķām darba grupām.

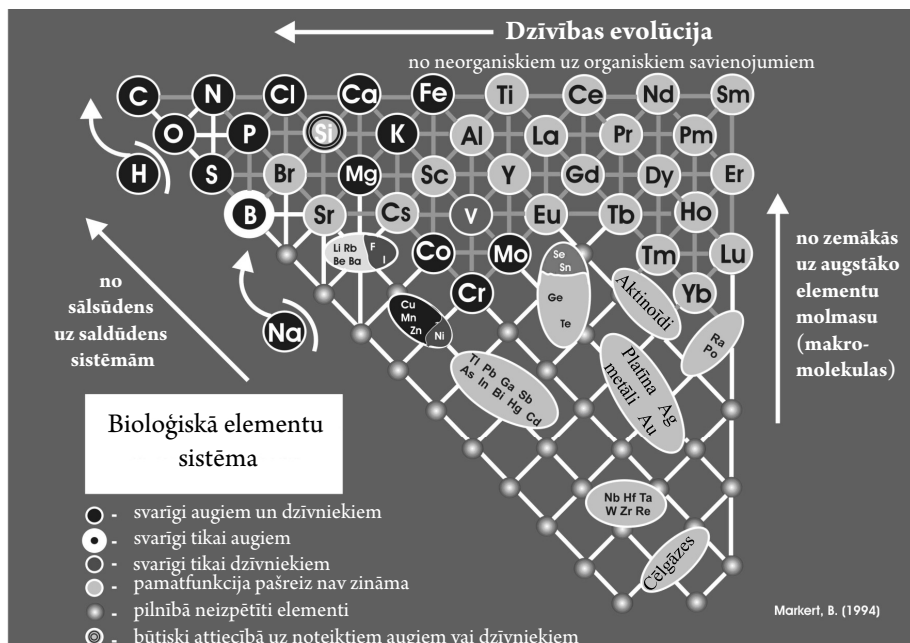
Reģionālā un valsts līmenī tas ir diezgan viegli izdarāms, tomēr dažkārt ir problēmas globālā un starpkontinentālā līmenī, kad ģeogrāfiskie attālumi starp pētnieku grupām ir pārāk lieli. Piemēram, Starptautiskā Atomenerģijas aģentūra (*International Atomic Energy Agency* – IAEA 2001) dažādos kontinentos mēģina veikt elementu biomonitoringu, un lielas ir personāliju sanāksmes izmaksas, lai nodrošinātu dažādu pētnieku viedokļu apmaiņu, un tās būtu jāņem vērā. Apmācības kursi kādā laika posmā (piemēram, nedēļa), šķiet, ir vienīgais un labākais modelis, lai saskaņotu un izlīdzinātu zinātnes, dažreiz pat kultūras, atšķirības. Un to vajadzētu novērtēt mūsdienu globalizācijas pasaulē, kad bioindikāciju dažādos aspektos un atšķirīgos zinātniskos līmeņos var veikt praktiski jebkurš pētnieks. Mēs dažkārt izvairāmies no pārlietu liela optimisma, bet bioindikāciju var uzskatīt par vārtiem uz starpkultūru sapratni un par miermīlīgākas starptautiskās sadarbības katalizatoru.

Jautājumi, uz kuriem ir jāatbild, ietver iegūto informāciju par bioindikācijas novērojumiem, kad tiek izmantotas dažādas pētījumu metodes, piemēram, attālā izpēte un lokālā informācija (Roots 1996; Smodis 2003). Mēroga problēmas telpā un laikā ir saistītas ar iecerētā projekta programmu. Programmas projekts jau sākotnēji ietver izvēlēto mērījumu metodes, sensorus, uzskaites metodes, kā arī informācijas apstrādes tehnoloģijas. Labus piemērus par jautājumiem, kuri radušies pirms visu bioindikatīvi pētniecisko darbu uzsākšanas, var atrast vairāku valstu un starptautisko vides novērošanas programmās, kā arī zinātniskajā literatūrā, kur aprakstītas specifiskās paraugu ņemšanas metodes, kas ir īpaši svarīgas, lai veiktu saskaņotas un vienotas darbības (Schroeder *et al.* 1996; Bosch and Pinborg 2003; Lazorchak *et al.* 2003; Matthiessen 2003; Parris 2003).

## Bioindikācijas un biomonitoringa sabalansētās (koordinētās) stratēģijas un programmas

Bioindikācijas un ķīmisko elementu novērtēšanas biomonitoringa vajadzībām acīmredzot ir ļoti nepieciešama gan īpaša pieeja attiecībā uz katru atsevišķo ķīmisko savienojumu, gan vispārējs novērtējums par katra elementa īpašībām, kas tiek iekļauts Bioloģiskajā elementu sistēmā (6. attēls) (Fraenzle and Markert 2000a, 2000b, 2002, 2007).

Bioloģiskā elementu sistēma ir izveidota no korelācijas analīzes datiem, kas uzrāda atsevišķu elementu fizioloģiskās funkcijas dzīvajos organismos, evolucionāro

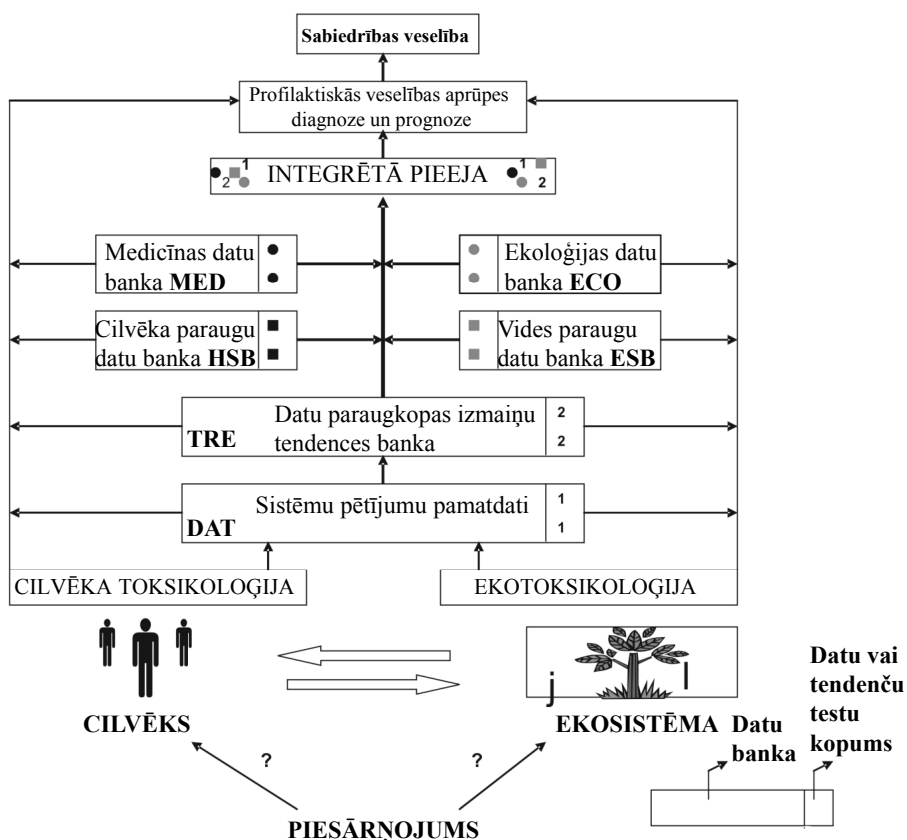


6. attēls. Sauszemes augu bioloģiskā elementu sistēma (*Glyphophytes*) (Markert 1994)  
Figure 6. The Biological System of the Elements for Terrestrial Plants (*Glyphophytes*) (Markert 1994)

attīstību ārpus neorganiskās vides un elementu uzņemšanu augos jonu vai apmaiņas jonu veidā. Tomēr, piemēram, tādu elementu jonu kā  $H^+$  un  $Na^+$  darbības uzdevums dažādās bioloģiskās sistēmas funkcijās nav līdz galam izpētīts un definēts. Elementi ir tikai apkopoti kā atsevišķi grupas elementi ar līdzīgām fizioloģiskām funkcijām, un tas ir tāpēc, ka trūkst korelācijas datu vai arī šie dati ir ļoti neprecīzi.

### Sabalansēta modeļa nosacījumi (pasākumi) profilaktiskai cilvēka veselības aprūpei

Bioindikācijai un biomonitoringam jāsniedz informācija par piesārņojuma līmeni vai degradētu ekosistēmu. Vienojoša metodiska pieeja bioindikācijai nav kā vides monitoringa mehānisms ar noteiktiem specifiskiem faktoriem. Ideāli būtu, ja tiktu apvienotas dažādas bioindikatīvās pārbaudes sistēmas, kuras mēģinātu sasaistīt ar citiem vides parametriem, – tādējādi tiktu radīts noteikts priekšstats par piesārņojuma pakāpi, kas palielinātu interesi par profilaktisko vides un cilvēka veselības aprūpi.



7. attēls. Iespējamie hierarhiskie bioindikatīvo datu bankas struktūras modeļi, kas paredzēti integratīvām metodēm cilvēka toksikoloģijā un ekotoksikoloģijā (Markert et al. 2003b)

Figure 7. Possible hierarchical structure of a bioindicative toolbox model for integrative approaches in human- and ecotoxicology (Markert et al. 2003b)

7. attēls atspoguļo komplicētu dinamisku vides monitoringa sistēmu, izmantojot bioindikāciju. Šī izmērīto parametru sistēma var mainīties atkarībā no monitoringa sistēmas izmantošanas vai arī no zinātnisko uzskatu sistēmas. Divi galvenie pētījumu objekti ir cilvēks un vide, kas ietver divas zinātnes jomas – cilvēka toksikoloģiju un ekotoksikoloģiju, un tās ir saistītas ar dažādām datu bankām un pētniecības grupu testu kopumu (piemēram, biotestiem), lai veiktu integrētu vides monitoringu.

7. attēlā parādītā sistēma sastāv no sešiem datu bankas kompleksiem. Pirmie divi ir iegūti, galvenokārt veicot vides izpēti: DAT (dati) un TRE (tendences). DAT komplektā ietilpst visi pieejamie dati no ekosistēmas, kas iegūti pētījumos, veicot tikai un vienīgi instrumentālos mērījumus, piemēram, dati no meteoroloģijas. DAT ietver arī datus par vielu maksimāli pieļaujamo koncentrāciju dzeramajā ūdenī, pārtikā vai darbavietas gaisā, par attiecīgo pieļaujamās vielas koncentrācijas dienas devu, kā arī parāda, vai netiek novērots un pārsniegts negatīvais iedarbības līmenis. Datubāze TRE ietver informāciju par datu paraugkopas izmaiņu tendencēm, un šīs informācijas dati tiek iegūti no pētījumiem, kas veikti vairāku gadu laikā, izmantojot nacionālo vides paraugu datu banku, vai arī no informācijas, kas pieejama ilgtermiņa valsts vai starptautiskajos pētījumos (Duvigneaud 1973; Likens *et al.* 1977; Ellenberg *et al.* 1986). Konkrētus secinājumus un tendenču prognozes var veikt tad, ja tiek izmantotas divas datu bankas: HSB (cilvēka paraugu datu banka) un ESB (vides paraugu datu banka) (Kettrup 2003). Datu bankas MED (medicīna) komplektā ietilpst visas parastās metodes, ko izmanto hematoloģijas un subhroniskās un hroniskās toksicitātes klīnikas ķīmiskajos pētījumos, turpretim ECO (ekoloģija) iekļautas galvenokārt visas bioindikatīvās testu un monitoringa sistēmas, kuras var kombinēt un izmantot noteiktu ekosistēmu kontrolei.

Visu datu banku dati ir savstarpēji saistīti, tādējādi ir izveidoti tīkli, lai novērtētu veselības risku konkrētām iedzīvotāju grupām un arī lai noteiktu piesārņojuma riska augšējo robežu. Šo riska novērtējumu izmanto pilnībā, lai noteiktu visa veida toksikoloģiskos ietekmes ierobežojumus (dozas–efekta līmeni), kas ir saskaņā ar pašreizējām zinātnes atziņām. Tā kā toksikoloģiskos eksperimentus, kas saistīti ar veselības riska novērtējumu, nedrīkst veikt ar cilvēkiem, pētījumu rezultāti tiek pamatoti ar saindēšanās gadījumiem darbavietās. Veicot papildu pārbaudes par atsevišķiem gadījumiem (konkrētās lietas vēsture), ir jāpieliek visas pūles, lai atklātu kādas vielas nelabvēlīgo iedarbību, kas izraisa slimības. Tādēļ ir jāveic epidemioloģiski pētījumi ar apdraudētām saslimšanas riska grupām un papildus tās jāsalīdzina ar kontroles grupu. Šāda tipa modelī jāizmanto arī informācijas tehnoloģijas, un, ņemot vērā visus ievāktos un apkopotos datus, tiem var būt svarīga loma.

### Vides paraugu datu bankas

Tā kā tiek izmantots vienots pētījuma modelis, tad vides paraugu datu bankai ir nozīmīga loma ķīmisko paraugu uzglabāšanā šķidrā slāpeklī, kas tādējādi palīdz saglabāt paraugā esošo piesārņojuma koncentrāciju. Saskaņā ar bioloģiskās elementu sistēmas vienoto pieeju ir jāizveido vienota novērošanas sistēma cilvēkam dabiskos vides apstākļos, bet arī šai metodei būtu jāizstrādā zinātniski pamatotāka pieeja.

Vides paraugu datu bankas mērķis ir nodrošināt ar ekotoksikoloģisko informāciju un ilgstoši to glabāt, lai varētu retrospektīvi analizēt un izvērtēt vides piesārņojumu

ar vielām, kuras uzreiz nav bijis iespējams izanalizēt, vai arī tas nav bijis tik svarīgi, kad tika ievākti paraugi (Wagner 1992). Atsevišķi aspekti un pieņēmumi ir detalizēti izklāstīti Ketrupa (2003) rakstā. Vides paraugu ņemšanas bankas uzdevumi un mērķi ir šādi (Klein 1999):

- noteikt koncentrāciju vielām, kuras nav identificētas kā piesārņojums paraugu ņemšanas brīdī, vai kuras netika analizētas pietiekami precīzi (retrospektīvā uzraudzība);
- pārbaudīt pašreizējās un turpmākās sekmes vai kļūdas;
- regulāri kontrolēt vidi piesārņojošo objektu izdalīto vielu koncentrācijas līmeni, veicot paraugu sistemātisku analīzi;
- prognozēt piesārņojuma tendences vietējā, reģionālā un pasaules mērogā;
- aprakstīt standartizētās paraugu ņemšanas metodes;
- noteikt apstākļus, kādos parauga materiāls tiek saglabāts, lai iegūtos rezultātus turpmāk varētu salīdzināt.

Vairāk informācijas par šādiem vides paraugu datu bankas darbības principiem var atrast vairākos zinātniskās literatūras avotos (Berlin *et al.* 1979; Luepke 1979; Lewis *et al.* 1983; Rossbach *et al.* 1992; Stoepler and Zeisler 1993).

Vides paraugu datu bankas stratēģija ir tāda, ka kādas konkrētas vietas piesārņojumu nevar atspoguļot viens bioindikators, jo atšķirsies dažādu organismu jutības pakāpe pret vides piesārņotājiem, bez tam arī organismiem ir dažādas ģenētiskās īpašības (Klein 1999). Tikai vairāki bioindikatoru kopā var atspoguļot piesārņojumu un tā ietekmi uz ekosistēmu. Vācijas Federālās vides paraugu datu bankas bioindikatoru kā atsevišķi piemēri ir apkopoti tabulā.

Tabula

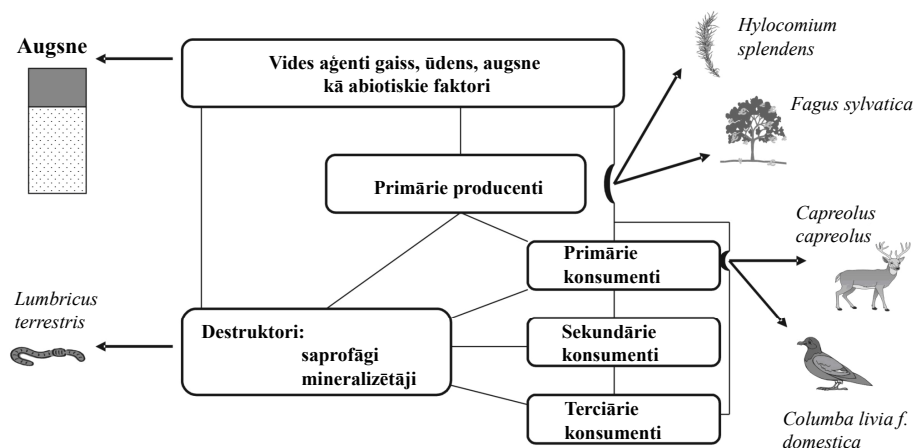
**Sugas no Vācijas Federālās vides paraugu datu bankas (Klein 1999)**

Table

***Species from the German Federal Environmental Sample Bank (Klein 1999)***

Sugas	Objekts
Egle ( <i>Picea abies</i> ) / priede ( <i>Pinus sylvestris</i> )	Gadskārtējie skuju pieaugumi
Parastais dižskābardis ( <i>Fagus sylvatica</i> ) / melnā apse ( <i>Populus nigra</i> "Italica")	Lapas
Mājas balodis ( <i>Columba livia f. domestica</i> )	Olas
Stirma ( <i>Capreolus capreolus</i> )	Aknas (nieres)
Slieka ( <i>Lumbricus terrestris/Aporrectodea longa</i> )	Sliekas ķermenis bez iekšu satura
Daudzveidīgā sēdgliemene ( <i>Dreissena polymorpha</i> )	Mīkstās daļas
Plaudis ( <i>Abramis brama</i> )	Muskuļaudi un aknas
Ziemeļu ēdamgliemene ( <i>Mytilus edulis</i> )	Mīkstās daļas
Lucītis ( <i>Zoarces viviparous</i> )	Muskuļaudi un aknas
Sudrabkaija ( <i>Larus argentatus</i> )	Olas

Bioindikācijā izmantoto sugu izmantošanas kritēriji sīkāk izklāstīti Kleina un Paulusa (1995) darbā. 8. attēlā ir parādītas prognozējamās funkcionālās attiecības starp dažādām ekosistēmām.



8. attēls. Izvēlēto sugu paraugu kopas ekosistēmas līmenī, kas atrodas Vācijas Federālās vides paraugu datu bankā (Klein 1999)

Figure 8. Selected sets of sample species at the ecosystem level for the German Federal Environmental Sample Bank (Klein, 1999)

Problēmas, kas saistītas ar ievāktajiem vides paraugiem, kuri tiek rūpīgi glabāti un atdzēsēti, izmantojot šķidro slāpekli, rodas ļoti lielo ekspluatējamo iekārtu izmaksu dēļ, un ir vajadzīga liela zinātniekā darba pieredze. Tomēr ir nepieciešams arī elastīgums, spēja pielāgoties, ņemot un novērtējot bioindikatora organismus, kuri ir analizēti pirms vairākiem gadiem. Bioindikācijas vajadzībām ir ļoti specifiskas organismu paraugu ņemšanas vadlīnijas, tās bieži vien ir grūti salīdzināt ar „normāliem” (ikdienišķiem) paraugu ņemšanas nosacījumiem. Šo problēmu varētu atrisināt, ja apvienotu vides paraugu datu bankas ar citos bioindikatīvos pētījumos iegūtiem rezultātiem (piemēram, integrētās bioindikatīvās datu bankas 7. attēlā).

### *Hylocomium splendens* izmantošana biomonitoringa pētījumos

Zemsedzes sūna *Hylocomium splendens* (spīdīgā stāvaine) ir ģeogrāfiski plaši izplatīta, tā ir konstatējama dažādos biotopos vairākos biomas, ieskaitot alpīno, subalpīno, boreālo un arktisko biomu (Busby *et al.* 1978). Briofīti galvenokārt dominē boreālo mežu zemsedzē (Rydgren *et al.* 1998), un *H. splendens* ir viena no trim Latvijā visbiežāk sastopamajām spalvu sūnām (ir arī *Pleurozium schreberi* (Šrēbera rūsaīne) un *Ptilium crista-castrensis* (parastā straussūna)) (Bengtson *et al.* 1982).

Meža zemsedzes sūnām ir būtiska loma ekosistēmā (Binkley and Graham 1981; During 1990), tāpēc ka tās piedalās barības vielu apritē (Weber and Van Cleve 1984; Brown and Bates 1990; Rydgren *et al.* 1998). Meža zemsedzes sūnas ekosistēmā



kontrolē vielu plūsmu, uzņemot elementus no koku vainaga noteces, absorbē un recirkulē sevī vairākus gadus, un pēc tam barības vielas tiek atbrīvotas sūnas sadalīšanās procesos (Eckstein 2000).

*Hylocomium splendens* sūnas uzbūves pamatvienība ir ramets (Eckstein 2000), vairāki rameti kopā veido šīs sūnu sugas klonālo augu (Økland and Økland, 1996), ko sauc par ģenetu, kas ir kā viena fizioloģiski vienota sistēma (Økland 1995). Katrs ramets ir viens pieauguma gada segments, kas norāda uz sūnas vecumu. Katru gadu izaug viens segments jeb ramets (Tamm 1953; Callaghan *et al.* 1978; Bengtson *et al.* 1982; Økland 1995, 1997), un ir pieņemts katru rametu apzīmēt ar kādu burta un cipara kombināciju – pirmais gads ir G0, otrais – G1, trešais – G2, ceturtais – B1, piektais – B2 utt. (Eckstein and Karlsson 1999). *H. splendens* attīstības process sākas vēlā rudenī vai nākamā gada pavasarī, kad veidojas jaunais pieauguma gada segmenta posms, kuru sauc par pumpuru, kas tiek atzīmēts kā G0 segments (Callaghan *et al.* 1978; Økland 1995). Pavasara beigās G0 segments var sasniegt apmēram 10% no vecāka segmenta svara (Tamm 1953). Segmenti, kas vecāki par trim gadiem, iegūst brūnu nokrāsu (Økland and Økland 1996; Rydgren *et al.* 1998), jo, neveicot fotosintēzi, sūnas sāk pamazām atmirt.

Tā kā *H. splendens* ir sastopama boreālajos mežos, šajā reģionā šī sūnas suga tiek izmantota bioindikatīvos pētījumos, lai novērtētu atmosfēras vides piesārņojumu (Rühling and Tyler, 1970; Rühling and Tyler 1973; Rinne and Mäkinen 1988; Rühling *et al.* 1992, 1996; Brūmelis and Nikodemus 1995; Økland 1995; Nikodemus and Brūmelis 1998). Sūnas smago metālu nosēdumu biomonitoringā izmanto, lai novērtētu lokālos piesārņojuma avotus (Brūmelis *et al.* 1999), izvērtētu reģionālās atšķirības atmosfēras nosēdumos (Rühling and Tyler 1973), novērtētu pārrobežu piesārņojuma pārneses apjomus un identificētu to izplatības areālus (Rühling *et al.* 1992, 1996; Nikodemus and Brūmelis 1998).

*H. splendens* ir piemērota bioindikatīviem pētījumiem ne tikai tāpēc, ka tai ir viegli nosakāmi pieauguma gadu segmenti, bet arī tādēļ, ka sūnas galvenais barības vielu un elementu piegādātājs ir atmosfēras sausie (putekļi) un mitrie (nokrišņi) nosēdumi (Gjengedal and Steinnes 1990; Rühling and Tyler 1973).

Un tomēr, kāpēc sūnas ir tik labi piemērotas biomonitoringa pētījumiem? Sūnu paraugu ievākšana nav sarežģīta, tas ir samērā lēts process (Brūmelis 1992), un sūnu bioindikatīvā metode ir samērā precīza, lai noteiktu vides piesārņojuma līmeni (Rühling and Tyler 1973). Tā kā ķīmisko elementu sezonālās variācijas atšķirības nokrišņos tiek novērotas un tās ir būtiskas, tad sūnās tik būtiskas atšķirības netiek konstatētas (piemēram, Al un Zn koncentrācija), un tas liecina, ka sūnas dod drošu vidējo rezultātu ilgākā laika posmā un neuzrāda piesārņojuma nosēdumu izmaiņas (Thöni *et al.* 1996). Atšķirībā no O horizonta (augšnes nedzīvā zemsega), kas uzrāda ilgtermiņa piesārņojuma akumulācijas tendences (Nikodemus and Brūmelis 1998), sūnas iegūtie smago metālu koncentrācijas dati reprezentē pēdējo trīs līdz piecu gadu piesārņojuma situāciju pētāmās apkārtnes teritorijā (Brūmelis 1992).

Sūnu metode ir piemērota arī tādēļ, ka, pirmkārt, sūnas galvenokārt barības vielas var uzņemt tikai ar nokrišņiem, otrkārt, metāli sūnās tiek absorbēti un uzkrāti, un, treškārt, citu ķīmisko elementu apgādes avotu, piemēram, substrāta, ietekme ir

visai minimāla (Tamm 1953; Brūmelis 1992; Brūmelis and Nikodemus 1995; Rinne and Mäkinen 1988; Rühling and Tyler 1973; Schaug *et al.* 1990).

Latvijā piesārņojuma novērtēšanas biomonitoringa pētījumi, izmantojot sūnas, ir realizēti četras reizes – 1990. gadā tika izmantota *Hylocomium splendens*, ievācot to no 81 parauglaukuma visā Latvijas teritorijā, bet nākamajās trīs reizēs 1995., 2000. un 2005. gadā izmantota *Pleurozium schreberi*, to ievācot no 101 parauglaukuma. Pāreja no vienas sūnu sugas uz otru bija nepieciešama tāpēc, ka *P. schreberi* tomēr ir biežāk konstatējama pētījumam piemērotos meža tipos, kuros aug priede, un tajos izvietotajos parauglaukumos nekā *H. splendens*.

Biomonitoringa laikā 2000. gadā no augusta beigām līdz oktobra sākumam priežu mežaudzēs visā Latvijas teritorijā tika ierīkots 101 parauglaukums sūnu paraugu ievākšanai. Parauglaukumu vietu noteica, ņemot vērā, pirmkārt, 1995. gada monitoringa parauglaukumu izvietojumu un to kritisku izvērtējumu atkarībā no to savstarpējā novietojuma un parauglaukumu kvalitātes atbilstības monitoringa prasībām, otrkārt, meža monitoringa parauglaukumu izvietojumu. Parauglaukumi izvietoti samērā vienmērīgi pa visu Latvijas teritoriju, izņemot Zemgales līdzenumu, Jersikas līdzenumu, Apriķu līdzenumu un Saldus pauguraini, kuros nav sastopamas priežu mežaudzes. Lai nebūtu tiešas piesārņojuma avota ietekmes, parauglaukumi ierīkoti ne tuvāk kā 300 m no automaģistrāles un 1 km no punktveida stacionāra piesārņojuma avota. Sūnas ievāca no 40×40 m liela parauglaukuma. Lai ķīmisko elementu akumulāciju sūnā neietekmētu smago metālu izskalošanās no koka vainaga, katrā parauglaukumā paraugus ievāca starpvainagu telpā trijos bioloģiskajos atkārtojumos.

Turpmāk apskatīsim atsevišķu smago metālu koncentrāciju sūnās, to izplatības areālus un likumsakarības.

Lielākā kadmija (Cd) koncentrācija tika konstatēta Olaines apkārtnē (2,1 µg/g), salīdzinoši augsta Cd koncentrācija bija arī pie Grobiņas, Ugāles, Alsungas, Cīravas, Tērvetes un Tauresnes izvietotajos parauglaukumos (0,40–1,8 µg/g). Latvijas teritorijā varam izšķirt divas ar Cd piesārņotas zonas. Pirmā zona atradās Latvijas rietumdaļā, un tās centrs bija Liepājas apkārtnē. Paaugstināto Cd koncentrāciju sūnā te varētu saistīt ar Liepājas metalurģijas uzņēmumu un citiem uzņēmumiem Liepājas pilsētā, kā arī ar pārrobežu piesārņojuma pānesi no Rietumeiropas valstīm. Otrā piesārņojuma zona izveidojusies ap Olaini un Rīgu. Vidzemē augstāka Cd koncentrācija sūnā konstatēta teritorijā, kurā novērojams vairāk nokrišņu. Analizējot Cd izplatības likumsakarības valstī kopumā, var secināt, ka Vidzemē un Latgalē šī metāla koncentrācija salīdzinājumā ar pārējo Latvijas teritoriju bija ļoti zema (0,10–0,30 µg/g). Kadmija vairāk sūnā konstatēts valsts rietumdaļā, bet austrumu virzienā tā koncentrācija pakāpeniski samazinājās.

Samērā zemā rūpniecības attīstības līmeņa dēļ Latvijai nav raksturīgs paaugstināts hroma (Cr) saturs sūnā. Lielākajā Latvijas valsts teritorijas daļā Cr koncentrācija bija mazāka par 2,0 µg/g. Vienīgi Liepājas apkārtnē bija neliels paaugstināts Cr saturs sūnās (3,3 µg/g), tas liecina galvenokārt par Liepājas metalurģijas uzņēmuma darbību un ietekmi uz gaisa kvalitāti.

Līdzīgi kā citiem elementiem, arī vara (Cu) paaugstināta koncentrācija sūnā konstatēta Kurzemē. Latvijā 2000. gadā Cu koncentrācija sūnā kopumā atbilst

Ziemeļeiropas nepiesārņoto reģionu līmenim (4,0–8,0 µg/g). Izvērtējot telpisko Cu izplatības struktūru Latvijas teritorijā, var secināt, ka augstāka tā koncentrācija sūnās bija Saldus un Cēsu apkārtnē. Saldus apkārtnē lielāka Cu koncentrācija sūnā raksturīga pie Brocēniem, un tas, domājams, saistīts ar A/S „Brocēni” darbību. Tāpat palielināts piesārņojums konstatēts Ezerē (13 µg/g), un to, līdzīgi kā iepriekšējā gadījumā, varētu izskaidrot ar cementa rūpnīcas darbību. Latvijas pierobežā atrodas arī Naujoji Akmenes cementa rūpnīca Lietuvā, kas varētu radīt paaugstinātu Cu piesārņojumu pierobežas zonā pie Ezeres.

Niķeļa (Ni) piesārņojums sūnā Latvijā tika konstatēts nelielās lokālās vietās. Relatīvi augstāks Ni saturs novērots Taurenē, kā arī Aucē un Ezerē (4,6–5,5 µg/g). Aucē un Ezerē Ni saturu sūnā ietekmēja piesārņojuma pārrobežu pārnese, kas nāca no Lietuvas uzņēmumiem – no Mažeikū naftas pārstrādes rūpnīcas un Naujoji Akmenes cementa ražošanas rūpnīcas. Vidzemes augstienē paaugstināts Ni saturs, domājams, var būt saistīts ar Ni izskalošanos no atmosfēras ar nokrišņiem. Tomēr kopumā lielākajā Latvijas teritorijas daļā Ni koncentrācija sūnās svārstās robežās no 0,50 līdz 2,3 µg/g.

Vislielākā svina (Pb) koncentrācija sūnā konstatēta Latvijas dienvidrietumu daļā, kur tā bija robežās no 4,9 līdz 37 µg/g, visaugstākā – Grobiņā (37 µg/g), tur tā bija radusies no uzņēmuma „Liepājas metalurģis” darbības. Salīdzinoši augsta Pb koncentrācija sūnās konstatēta arī Jaunciemā (5,3 µg/g), Ventspilī (5,2 µg/g) un Alsungā (5,2 µg/g). Pārējā Latvijas teritorijā Pb koncentrācija bija robežās no 1,5 līdz 4,8 µg/g.

Latvijā konstatētajam piesārņojumam ar vanādiju (V) vairāk tomēr ir lokāls raksturs. Piesārņojums galvenokārt saistās ar piesārņojošo vielu izsēšanos no atmosfēras ap lokālajiem piesārņojuma avotiem un ar piesārņojuma pārrobežu pārnesei no Mažeikū naftas pārstrādes uzņēmuma (Kareļu un Griezes parauglaukumos Lietuvas pierobežā (13–23 µg/g)). Augsta V koncentrācija sūnās konstatēta arī Olaines un Daugavpils parauglaukumos (12–13 µg/g). Līdz ar to V piesārņojuma izplatība labi parāda tās kurtuves, kuras dedzināšanā izmanto mazutu vai citu kurināmo. Pārējā Latvijas teritorijā V koncentrācija bija robežās no 0,60 līdz 4,3 µg/g.

Cinka (Zn) teritoriālā izplatība ar augstu tā saturu sūnās visā Latvijas teritorijā bija pavisam neliela. Lielākais Zn piesārņojuma avots Latvijā ir Liepājas metalurģijas uzņēmums (Grobiņas parauglaukumā ir 189 µg/g), līdz ar to vairāk piesārņota bija Latvijas rietumu daļa. Salīdzinoši augsta Zn koncentrācija bija arī pie Brocēniem (84,7 µg/g), to varam saistīt ar A/S „Brocēni” darbību. Pārējā Latvijas teritorijā Zn koncentrācija bija robežās no 20 līdz 44 µg/g.

Kopējās tendences teritoriālā griezumā ir tādas, ka joprojām augstāka smago metālu koncentrācija saglabājas Latvijas rietumu daļā, bet relatīvi zemāka – austrumu daļā. Salīdzinot ar 1990. un 1995. gadu, 2000. gadā būtiski samazinājās piesārņojuma līmenis Rīgas, Daugavpils, Olaines un Rēzeknes apkārtnē. Izvērtējot atsevišķi katra elementa koncentrācijas izmaiņas sūnās, var secināt, ka dažiem metāliem teritoriālās izplatības likumsakarības laika gaitā ir saglabājušās, piemēram, cinkam, vanādiyam un svinam, tomēr dažu metālu, piemēram, hroma un niķeļa, teritoriālā izkliede ir stipri vien mainījusies. Tomēr, izvērtējot, piemēram, svina koncentrāciju atsevišķos

parauglaukumos, var secināt, ka tā ir samazinājusies, un to varētu saistīt ar uzlaboto emisijas kontroli ne tikai Latvijā, bet arī visā Eiropā, kā arī ar faktu, ka samazinājies Pb saturošas degvielas patēriņš.

2000. gadā, salīdzinot ar 1990. gadu, stacionāro vides piesārņotāju radītais piesārņojuma līmenis bija samazinājies par 60%, un lielākās izmaiņas notikušas kopš 1992. gada, kad rūpnieciskā ražošana kļuva mazāk intensīva. Tas daļēji izskaidro to, kādēļ Cr, Cd un Zn vidējā koncentrācija bija samazinājusies starp 1990. un 1995. gadu. V un Ni vidējā koncentrācija samazinājās starp 1995. un 2000. gadu, iespējams, tādēļ, ka tika nomainīts kurināmais, tas ir, mazuts tika nomainīts ar gāzi vai šķeldu (Latvian environment agency (LEA) 2002). 2000. gada kartēšanas kārtā netika novērota paaugstināta Cu koncentrācija sūnās pie Olaines un tās apkārtnē, kaut gan iepriekšējos pētījumos tā bija raksturīga tieši šajā apvidū (Brūmelis and Nikodemus 1995; Nikodemus and Brūmelis 1998). Tas nozīmē, ka ir samazinājusies piesārņojošo vielu emisija no Olaines farmaceutiskajām rūpnīcām.

2000. gadā lokālās piesārņojuma zonas pēc sūnu kartēšanas rezultātiem Latvijā bija Liepājas (Zn, Pb, Cd, Cr), Brocēnu (Zn, Cu), Olaines (V, Cd), Mažeikiu (V, Ni), Naujoji Akmenes (Cu, Ni), Rīgas (Cd) un Daugavpils (V) apkārtnē. Piesārņojuma lielums ap Liepāju arī bija diezgan liels salīdzinājumā ar Eiropas valstu piesārņojuma līmeni, jo sevišķi tas attiecas uz tādiem smagajiem metāliem kā Zn un Cd (Buse *et al.* 2003). Liepājā piesārņojums nerodas tikai no rūpnīcas „Liepājas metalurģs”, kurtuvju un citu uzņēmumu darbības rezultātā izmestajām emisijām, bet to ietekmē arī pārrobežu piesārņojuma pārnese no Eiropas. Šis piesārņojums nesamazinājās, piemēram, salīdzinot ar 1995. gadu, jo 2000. gadā Cd koncentrācija sūnā Latvijas rietumu daļā bija pat palielinājusies (Nikodemus *et al.* 2004). Saskaņā ar MSC-West pētījumiem 40% visa piesārņojuma Latvijā nonāk no Polijas, Vācijas un Lietuvas (Latvijas vides aģentūra (LVA) 2001). Tas arī izskaidro to, kāpēc Latvijas rietumu daļas sūnās bija liela dažu metālu (Pb, Cu, Cd, Ni un V) koncentrācija.

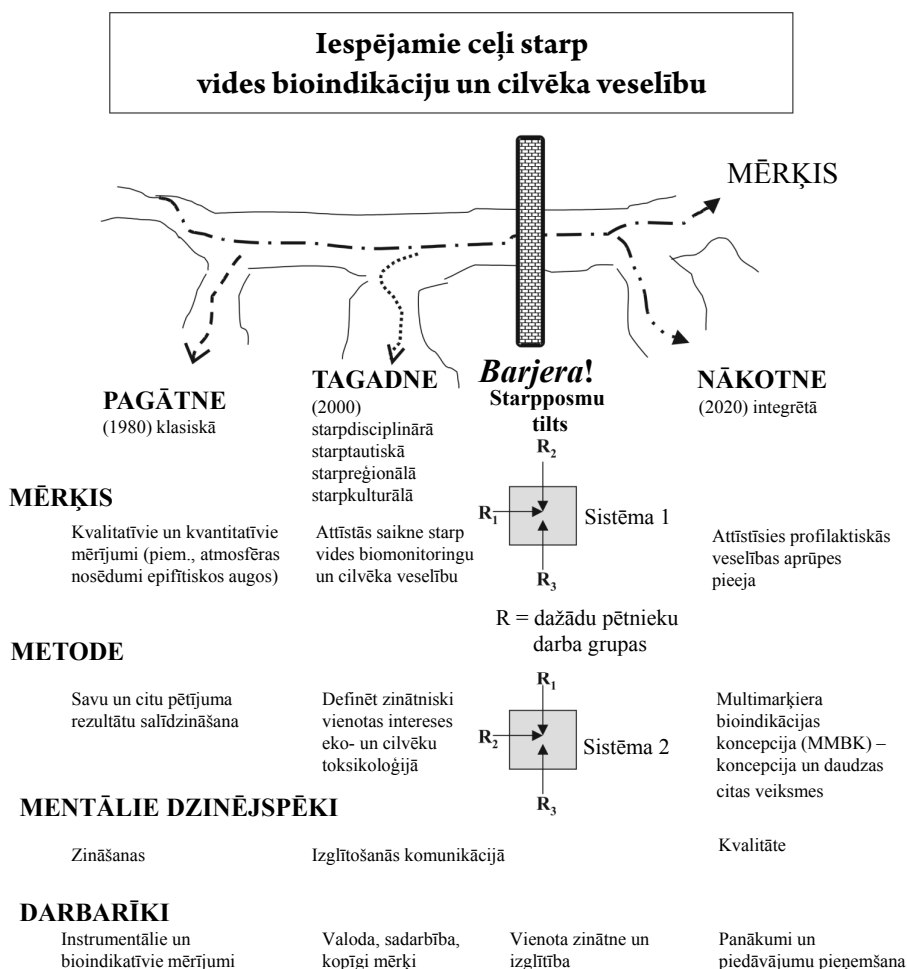
Salīdzinājumā ar citām valstīm lielākajā Latvijas teritorijas daļā visu smago metālu (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V un Zn) koncentrācija bija Ziemeļeiropas nepiesārņoto reģionu fona līmenī (Rühling *et al.* 1996; Buse *et al.* 2003). Smago metālu koncentrācijas izmaiņas Latvijā galvenokārt ir izskaidrojamas ar ekonomiskajām izmaiņām, un tas ir tāpēc, ka lielās ražotnes tika slēgtas vai nu vispār, vai arī tās ir samazinājušas savu ražošanas jaudu.

## Perspektīva

Nobeigumā var secināt, ka pastāv ļoti liela interese par vienotas monitoringa sistēmas izveidi. Tādā veidā tiktu izveidota starpdisciplināra zinātniski pētnieciskā grupa, kura turpmāk realizētu pētījumus. Tas ļaus pētnieciskām darba grupām ātri un elastīgi pielāgoties jaunām detalizēti izstrādātām pētījuma rekomendācijām un nodrošinās ātru informācijas apmaiņu starp dažādām zinātnes nozarēm.

Profilaktiskajā veselības aprūpes sistēmā notiek cieša sadarbība starp ekotoksikologiem un medicīnas ārstiem, un tā būtu jāizveido par vienotu sistēmu, lai nevajadzētu darboties katram atsevišķi, kā bieži vien noticis pēdējos 20 gados (Marquard and Schaefer 2004). Varētu būt visai noderīgi izpētīt agrāko gadu idejas par ekoloģiskās ģeozinātnes un medicīnas zinātnes apvienošanu, kam ir vēsturiskas

tradīcijas Vācijas ainavu ekoloģijā (Jusatz and Flohn 1937; Jusatz 1958; Mueller 1974; Schweinfurth 1974).



9. attēls. Iespējamie ceļi starp vides bioindikāciju un cilvēka veselību  
(Markert et al. 2008)

Figure 9. Possible tracks between environmental bioindication and human health  
(Markert et al. 2008)

Senāk bija skaidri izteikta zinātniskā sadarbība starp analītiskās ķīmijas pētniekiem, ekotoksikologiem un cilvēkiem, kas bija specializējušies vides medicīnā (cilvēku toksikoloģijā). Tagad varētu attīstīt daudz intensīvāku sadarbību, veidojot komunikāciju un definējot kopīgus mērķus pētniecībā un izglītībā. Lai nākotnē vēl vairāk palielinātu kopējo zinātnisko interesi, dažādas pētniecības metodes būtu jāizmanto līdzīgu problēmu risināšanai. Tas nozīmē, ka būtu jābūt kopīgām

apmācībām un jārealizē pētījumi, risinot starpdisciplināras problēmas. Turklāt papildus mums būtu jāzina kopsakarības starp kultūru, vides kvalitāti un cilvēku veselību (Dansereau 1971; Warren and Harrison 1984). 9. attēls parāda šķēršļus, kas pašreiz kavē ekotoksikoloģijas un cilvēku toksikoloģijas bioindikācijas metožu ātrāku attīstību virzienā uz daudz vienotāku izpratni un kopīgu sadarbību. Jānotiek intensīvai diskusijai un sadarbībai starp ekoloģiem un cilvēku medicīnas (veselības aprūpe) darbiniekiem. Tas ir tikai viens vienkāršs piemērs, kuram acīmredzot ir jābūt vienam no mūsu ikdienas darba.

## Pateicības

Vēlamies pateikties visiem mūsu kolēģiem, draugiem un daudziem darbiniekiem par palīdzību pētījumos lauka apstākļos, kā arī paldies kolēģiem visā pasaulē par kritiskām piezīmēm un intensīvo piedalīšanos diskusijās par bioindikācijas un biomonitoringa jautājumiem.

## LITERATŪRA

- Adriano D. C. 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer, Berlin.
- Adriano D. C. (ed.) 1992. Biogeochemistry of Trace Metals. Lewis, Boca Raton.
- Altenburger R., Schmitt M. 2003. Predicting toxic effects of contaminants in ecosystems using single species investigations. In: Markert B., Breure A., Zechmeister H. *Bioindicators and Biomonitoring. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 153-198.
- Arndt U. 1992. Key reactions in forest disease used as effects criteria for biomonitoring. In: McKenzie D. H., Hyatt D. E., McDonald V. J. (eds.) *Ecological indicators*. Proc. Int. Symp. Fort Lauderdale USA, Oct. 16-19, 1990. Elsevier, Applied Science Publishers London, pp. 829-840.
- Ayrault S., Senhou A., Moskura M., Gaudry A. 2010. Atmospheric trace element concentrations in total suspended particles near Paris, France. *Atmospheric Environment*, 44, 3700-3707.
- Bacchi M. A., De Nadai Fernandes E. A., Oliveira H. 2000. Brazilian experience on  $K_0$ -standardized neutron activation analysis. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 245 (1), 217-222.
- Bargagli R. 1998. Trace Elements in Terrestrial Plants, An Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 324 p.
- Bengtson C., Folkesson L., Göransson A. 1982. Growth reduction and branching frequency in *Hylocomium splendens* near a foundry emitting copper and zinc. *Lindbergia*, 8, 129-138.
- Berlin A., Wolff A. H., Hasegawa Y. (eds.) 1979. The Use of Biological Specimens for the Assessment of Human Exposure to Environmental Pollutants. *Proc. of the International Workshop at Luxembourg*, 18-22 April 1977. Martinus Nijhoff Publishers – The Hague, Boston, London.
- Binkley D., Graham R. L. 1981. Biomass, production, and nutrient cycling of mosses in an old – growth Douglas – fir forest. *Ecology*, 62 (5), 1387-1389.
- Blanck H., Wängberg S. A., Molander S. 1988. Pollution-Induced Community Tolerance. A new ecotoxicological tool. In: Cairns J. J., Pratt J. R. (eds.) *Functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals*. ASTM STP 988. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 219-230.

- Bode P., De Nadai Fernandes, E. A., Greenberg R. R. 2000. Metrology for chemical measurements and the position of INAA. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 245 (1), 109-114.
- Bosch P., Pinborg U. 2003. Bio-indicators and the indicator approach of the European Environment Agency. In: Markert B., Breure A., Zechmeister H. *Bioindicators and Biomonitoring. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 903-916.
- Boutron C. F., Görlach U., Candelone J. P., Bolshov M. A., Delmas R. J. 1991. Decrease in anthropogenic lead, cadmium and zinc in Greenland snows since the late 1960s. *Nature*, 353, 153-6.
- Breulmann G., Markert B., Leffler U., Weckert V., Herpin U., Lieth H., Ogino K., Ashton P. S., La Frankie J. V., Hua Sang Lee, Ninomiya I. 1997. Multielement analysis in different compartments of Euphorbiaceae species from a tropical rain forest ecosystem in Sarawak, Malaysia. *Tropical Ecology*, 38 (2), 181-191.
- Breulmann G., Ogino K., Ninomiya I., Ashton P. S., La Frankie J. V., Leffler U., Weckert V., Lieth H., Korschak R., Markert B. 1998. Chemical characterisation of Dipterocarpaceae by use of chemical fingerprinting – a multielement approach at Sarawak, Malaysia. *Science of the Total Environment*, 215, 85-100.
- Broadley M. R., White P. J., Hammond J. P., Zelko I., Lux A. 2007. Zinc in plants. *New Phytologist*, 173 (4), 677-702.
- Broadley M. R., Hammond J. P., King G. J., Astley D., Bowen H. C., Meacham M. C., Mead A., Pink D. A. C., Teakle G. R., Hayden R. M., Spracklen W. P., White P. J. 2008. Shoot calcium and magnesium concentrations differ between subtaxa, are highly heritable, and associate with potentially pleiotropic loci in *Brassica oleracea*. *Plant Physiology*, 146 (4), 1707-1720.
- Brown D. H., Bates J. W. 1990. Bryophytes and nutrient cycling. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 104, 129-147.
- Brūmelis G. 1992. Smago metālu kartēšana Latvijā, izmantojot spīdīgo stāvusūnu (*Hylocomium splendens* (Hedw.) Brid.). Vides monitorings Latvijā. LR Vides aizsardzības komiteja, pētījumu centrs, Latvijas Universitāte. 27 lpp.
- Brūmelis G., Brown D. H., Nikodemus O., Tjarve D. 1999. The monitoring and risk assessment of Zn deposition around metal smelter in Latvia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 58, 201-212.
- Brūmelis G., Nikodemus O. 1995. Biological monitoring in Latvia using moss and soil: Problems in the partitioning of anthropogenic and natural effects. In: Munawar M., Hänninen O., Roy S., Munawar N., Karenlampi L., Brown D. (eds.) *Bioindicators of Environmental Health* (Ecovision Monograph Series), Academic Publishing, Amsterdam, pp. 123-132.
- Busby J. R., Bliss L. C., Hamilton C. D. 1978. Microclimate control of growth rates and habitats of the boreal forest mosses, *Tomenthypnum nitens* and *Hylocomium splendens*. *Ecological Monographs*, 48, 95-110.
- Buse A., Norris D., Harmens H., Bükler P., Ashenden T., Mills G. 2003. *Heavy metals in European mosses: 2000/2001 survey*. ICP Vegetation Coordination Centre for Ecology and Hydrology, Natural Environment Research Council, Bangor, UK.
- Cakmak I. 2008. Enrichment of cereal grains with zinc: Agronomic or genetic biofortification? *Plant and Soil*, 302 (1-2), 1-17.
- Callaghan T. V., Collins N. J., Callaghan C. H. 1978. Photosynthesis, growth and reproduction of *Hylocomium splendens* and *Polytrichum commune* in Swedish Lapland. *Oikos*, 31, 73-88.

- Carreras H. A., Gudino G. L., Pignata M. L. 1998. Comparative biomonitoring of atmospheric quality in five zones of Cordoba city (Argentina) employing the transplanted lichen *Usnea* sp. *Environmental Pollution*, 103: 317-325.
- Dansereau P. 1971. Dimensions of environmental quality. Montréal, 109 p.
- Chaney R. L., Chen K. Y., Li Y. M., Angle J. S., Baker A. J. M. 2008. Effects of calcium and nickel tolerance and accumulation in *Alyssum* species and cabbage grown in nutrient solution. *Plant and Soil*, 311 (1-2), 131-140.
- Djingova R., Kuleff I. 2000. Instrumental techniques for trace analysis. In: Markert B., Friese K. (eds.) *Trace elements, their distribution and effects in the environment*. Elsevier, Amsterdam, pp. 137-185.
- During H. J. 1990. Clonal growth patterns among bryophytes. In: Groenendael J. van, Kroon H. de. *Clonal growth in plants: regulation and function*, pp. 153-176.
- Duvigneaud P., Denayer-De Smet S. 1973. Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests. *Ecol Stud*, 1, 199-206.
- Eckstein R. L. 2000. Nitrogen retention by *Hylocomium splendens* in a subarctic birch woodland. *Journal of Ecology*, 88, 506-515.
- Eckstein R. L., Karlsson P. S. 1999. Recycling of nitrogen among segments of *Hylocomium splendens* as compared with *Polytrichum commune*: implications for clonal integration in an ectohydric bryophyte. *Oikos*, 86, 87-96.
- Elias C., De Nadai Fernandes E. A., França E. J., Bacchi M. A. 2006. Seleção de epifitas acumuladoras de elementos químicos na Mata Atlântica. *Biota Neotropica*, 6 (1). Pieejams: [www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstract?article+bn021106012006](http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstract?article+bn021106012006) > [skatīts 29.05.2006.].
- Ellenberg H., Mayer R., Schauer mann J. 1986. Ökosystemforschung. Ergebnisse des Solling Projektes. Ulmer Stuttgart, 507 p.
- Farago M. E. 1994. Plants and the Chemical Elements. VCH, Weinheim, pp 149-177.
- Figueiredo A. M. G., Saiki M., Ticianelli R. B., Domingos M., Alves E. S., Markert B. 2001. Determination of trace elements in *Tillandsia usneoides* by neutron activation analysis for environmental biomonitoring. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 249 (2), 391-395.
- Figueiredo A., Nogueira C., Markert B., Heidenreich H., Fraenzle S., Liepelt G., Saiki M., Domingos M., Millian F., Herpin U. 2007. The use of an epiphyte (*Tillandsia usneoides* L.) as bioindicator of heavy metal pollution in Sao Paulo, Brazil. In: Morrison G., Rauch S. (eds.) *Highway and urban Environment*. Proceedings of the 8<sup>th</sup> highway and urban symposium. Springer, pp. 249-257.
- Fomin A., Oehlmann J., Markert B. 2003. *Praktikum zur Ökotoxikologie. Grundlagen und Anwendungen biologischer Testverfahren*. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, 240 p.
- Fraenzle O. 1993. Contaminants in Terrestrial Environments. Springer, Berlin.
- Fraenzle S., Markert B. 2000a. The Biological System of the Elements. Part II: a theoretical model for establishing the essentiality of chemical elements. The application of Stoichiometric Network analysis to the Biological of the Elements. *Science of the Total Environment*, 249, 223-241.
- Fraenzle S., Markert B. 2000b. Das Biologische System der Elemente: Eine modelltheoretische Betrachtung zur Essentialität von chemischen Elementen. Die Anwendungen der Stöchiometrischen Netzwerkanalyse auf das Biologische System der Elemente. *UWSF-Z Umweltchem Ökotox*, 12 (2), 97-103.



- Fraenzle S., Markert B. 2002. The Biological System of the Elements (BSE) – a brief introduction into historical and applied aspects with special reference on “ecotoxicological identity cards” for different element species (e.g. As and Sn). *Environmental Pollution*, 120 (1), 27-45.
- Fraenzle S., Markert B. 2007. Metals in biomass: From the Biological System of Elements to reasons of fractionation and element use. *Environmental Science and Pollution Research*, 6, 404-413.
- Fraenzle S., Markert B., Wuenschmann S. 2007. Dynamics of trace metals in organisms and ecosystem: Prediction of metal bioconcentration in different organisms and estimation of exposure risks. *Environmental Pollution*, 150, 22-33.
- Fraenzle S., Markert B., Fraenzle O., Lieth H. 2008. The Biological System of Elements: Trace element concentration and abundance in plants give hints on biochemical reasons of sequestration and essentiality. Chapter 1. In: Prasad M. N. V. (ed.) *Trace Elements – Nutritional Benefits, Environmental Contamination, and Health Implications*. Wiley and Sons, pp. 1-22.
- Fraenzle S., Markert B., Wuenschmann S. 2012. Introduction to Environmental Engineering. Wiley-VCH, Weinheim.
- França E. J., De Nadai Fernandes E. A., Bacchi M. A., Rodrigues R. R., Verburg T. G. 2005. Inorganic chemical composition of native trees of the Atlantic Forest. *Environmental Monitoring and Assessment*, 102, 349-357.
- França E. J., De Nadai Fernandes E. A., Bacchi M. A., Tagliaferro F. S., Saiki M. 2007. Soil-leaf transfer of chemical elements for the Atlantic Forest. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 271 (2), 405-411.
- Freitas M. C., Reis M., Alves L. C., Wolterbeek H. T. 1999. Distribution in Portugal of some pollutants in the lichen *Parmelia sulcata*. *Environmental Pollution*, 106, 229-238.
- Freitas M. C., Pacheco A. M. G., Vieira B. J., Rodrigues A. F. 2006. Neutron activation analysis of atmospheric biomonitors from the Azores: a comparative study of lower and higher plants. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 270, 21-27.
- Garty J. 1998. Airborne elements, cell membranes, and chlorophyll in transplanted lichens. *Journal of Environmental Quality*, 27, 973-980.
- Genßler L., Rademacher J., Rammert U. 2001. Arbeitskreis der Landesanstalten und –Ämter: Konzeption der künftigen Aufgabenbereiche. *Z Umweltchem Ökotox*, 13 (6), 375-382.
- Gimbert F., Mench M., Coeurdassier M., Badot P. M., de Vaulfleur A. 2008. Kinetic and dynamic aspects of soil-plant-snail transfer of cadmium in the field. *Environmental Pollution*, 152 (3), 736-745.
- Gjengedal E., Steinnes E. 1990. Uptake of metal ions in moss from artificial precipitations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14, 77-87.
- Golan-Goldhirsh A., Barazani O., Nepovim A., Soudek P., Smrcek S., Dufkova L., Krenkova S., Yrjala K., Schroeder P., Vanek T. 2004. Plant response to heavy metals and organic pollutants in cell culture and at whole plant level. *Journal of Soil and Sediments*, 4, 133-140.
- Greger M. 2008. Trace elements and radionuclides in edible plants. Chapter 6. In: Prasad M. N. V. (ed.) *Trace Elements – Nutritional Benefits, Environmental Contamination, and Health Implications*. Wiley and Sons, pp. 121-136.
- Hanikenne M., Talke I. N., Haydon M. J., Lanz C., Nolte A., Motte P., Kroymann J., Weigel D., Kraemer U. 2008. Evolution of metal hyperaccumulation required cis-regulatory changes and triplication of HMA4. *Nature*, 453 (7193), 391-396.

- Hartley W., Lepp N. W. 2008. Remediation of arsenic contaminated soils by iron-oxide application, evaluated in terms of plant productivity, arsenic and phytotoxic metal uptake. *Science of the Total Environment*, 390 (1), 35-44.
- Herpin U., Markert B., Weckert V., Berlekamp J., Friese K., Siewers U., Lieth H. 1997. Retrospective analysis of heavy metal concentrations at selected locations in the Federal Republic of Germany using moss material from herbarium. *Science of the Total Environment*, 205, 1-12.
- Herpin U., Siewers U., Kreimes K., Markert B. 2001. Biomonitoring – evaluation and assessment of heavy metal concentrations from two German moss surveys. In: Burga C. A., Kratochwil A. (eds.) *General and applied aspects on regional and global scales*. Kluwer Academic Publishers, Tasks for Vegetation Science, 35, 73-95.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 2001. Co-ordinated Research. *Project on Validation and Application of Plants as Biomonitors of Trace Elements Atmospheric: Pollution*. Analyzed by Nuclear and Related Techniques. IAEA, NAHRES-63, Vienna.
- Irtelli B., Navari-Izzo F. 2008. Uptake kinetics of different arsenic species by *Brassica carinata*. *Plant and Soil*, 303 (1), 105-113.
- Jeran Z., Smoldis B., Jacimovic R. 1993. Multielemental analysis of transplanted lichens (*Hypogymnia physodes*, L. Nyl.) by instrumental neutron activation analysis. *Acta Chimica Slovenica*, 40, 289-299.
- Jusatz H. J., Flohn H. 1937. Geomedizin und Geographie. *Petermanns Geographische Mitteilungen*, 83, 1-5.
- Jusatz H. J. 1958. Die Bedeutung der landschaftsökologischen Analyse für geographisch-medizinische Forschung. *Erdkunde*, XII, 284-289.
- Keith L. H. (ed.). 1988. *Principles of Environmental Sampling*. ACS Professional Reference Book, American Chemical Society, Washington, DC.
- Kettrup A. 2003. Environmental Specimen Banking. In: Markert B., Breure A., Zechmeister H. (eds.) *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 775-796.
- Klein R., Paulus M. 1995. *Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring*. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, pp. 20-67.
- Klein R. 1999. Retrospektive Wirkungsforschung mit lagerfähigen Umweltproben. In: Oehlmann J., Markert B. (eds.) *Ökotoxikologie – Ökosystemare Ansätze und Methoden*. Ecomed, Landsberg, pp. 285-293.
- Klumpp A., Domingos M., Pignata M. L. 2000. Air Pollution and Vegetation Damage in South America – State of Knowledge and Perspectives. In: Agrawal S. B., Agrawal M. A. *Environmental Pollution and Plant Responses*. Lewis, Boca Raton, London, pp. 153-182.
- Kostka-Rick R., Leffler U. S., Markert B., Herpin U., Lusche M., Lehrke J. 2001. Biomonitoring zur wirkungsbezogenen Ermittlung der Schadstoffbelastungen in terrestrischen Ökosystemen. Konzeption, Durchführung und Beurteilungsmaßstäbe im Rahmen von Genehmigungs-verfahren. *UWSF-Z Umweltchem Ökotox*, 13 (1), 5-12.
- Latvian environment agency. 2002. Environmental indicators in Latvia. Rīga, pp. 127.
- Latvijas Vides aģentūra. 2001. Latvijas Vides aģentūras pārskats. Rīga, 124. lpp.
- Lazorchak J., Hill B., Brown B., Mc Cormick F., Engle V., Lattier D., Bagley M., Griffith M., Maciorowski A., Toth G. 2003. USEPA biomonitoring and bioindicator concepts needed to evaluate the biological integrity of aquatic systems. In: Markert B., Breure A., Zechmeister H. *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 831-874.

- Lepp N. W., Madejon P. 2007. Cadmium and zinc in vegetation and litter of a voluntary woodland that has developed on contaminated sediment-derived soil. *Journal of Environmental Quality*, 36 (4), 1123-1131.
- Lewis R. A., Stein N., Lewis C.W. (eds.) 1983. *Environmental Specimen Banking and Monitoring as Related to Banking*. Proc. Int. Workshop Saarbrücken, FRG, 10-15 May 1982 (BMI, UBA, US-EPA). Boston, The Hague, Dordrecht, Lancaster: Martinus Nijhoff Publ., 358 p.
- Li H. F., McGrath S. P., Zhao F. J. 2008. Selenium uptake, translocation and speciation in wheat supplied with selenate or selenite. *New Phytologist*, 178 (1), 92-102.
- Lieth H. 1998. Ecosystem principles for ecotoxicological analyses. In: Schüürmann G., Markert B. (eds.) *Ecotoxicology – ecological fundamentals, chemical exposure and biological effects*. John Wiley and Sons and Spectrum Akademischer Verlag, New York, Stuttgart, pp. 17-73.
- Likens G. E., Bormann F. H., Pierce R. S., Eaton J. S., Johnson N. M. 1977. *Bio-geochemistry of a forested ecosystem*. Springer Berlin, 146 p.
- Loppi S., Bonini I. 2000. Lichens and mosses as biomonitors of trace elements in areas with thermal springs and fumarole activity (Mt. Amiata, central Italy). *Chemosphere*, 41, 1333-1336.
- Luepke N. P. (ed.) 1979. *Monitoring Environmental Materials and Specimen Banking*. The Hague, Boston, London.
- Lux A., Šottníková A., Opatrná J., Greger M. 2004. Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of Cd accumulation and sensitivity. *Physiologia Plantarum*, 120, 537-545.
- Markert B. (ed.) 1993. *Plants as Biomonitors – indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. VCH, Weinheim.
- Markert B. 1994. The Biological System of the Elements (BSE) for terrestrial plants (glycophytes). *Science of the Total Environment*, 155, 221-228.
- Markert B. (ed.) 1996. *Instrumental Element and Multi-Element Analysis of Plant Samples*. Wiley-VCH, Weinheim.
- Markert B., Weckert V. 1993. Time-and-site integrated long-term biomonitoring of chemical elements by means of mosses. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 40, 43-56.
- Markert B., Oehlmann J., Roth M. 1997. General aspects of heavy metal monitoring by plants and animals. In: Subramanian G., Iyengar V. (eds.) *Environmental Biomonitoring-Exposure Assessment and Specimen Banking*. ACS Symp. Ser. 654. American Chemical Society, Washington DC.
- Markert B., Wappelhorst O., Weckert V., Herpin U., Siewers U., Friese K., Breulmann G. 1999. The use of bioindicators for monitoring the heavy metal status of the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 240 (2), 425-429.
- Markert B., Fraenzle S., Fomin A. 2002. From the Biological System of the elements to Biomonitoring. In: Anke M., Ihnat M., Stoepler M. (eds.) *Elements and Their Compounds in the Environment*. Occurrence, Analysis and Biological Relevance. Wiley-VCH, 235-254.
- Markert B., Breure A., Zechmeister H. (eds.) 2003a. *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam.
- Markert B., Breure A., Zechmeister H. 2003b. Definitions, Strategies and Principles for Bioindication / Biomonitoring of the Environment. In: Markert B., Breure A.,

- Zechmeister H. (eds.) *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 3-39.
- Markert B. 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 21 (S1), 77-82.
- Markert B., Wuenschmann S., Fränze S., Wappelhorst O., Weckert V., Breulmann G., Djingova R., Hrpín U., Lieth H., Schroeder W., Siewers U., Steiness E., Wolterbeek B., Zechmeister H. 2008. On the road from environmental biomonitoring to human health aspects: Monitoring atmospheric heavy metal deposition by epiphytic/epigeic plants: Present status and future needs. *International Journal of Environment and Pollution*, 32 (4), 486-498.
- Markert B., Wuenschmann S., Fraenzle S., Figueiredo A., Ribeiro A. P., Wang M. 2011. Bioindication of trace metals – with special reference to megacities. *Environmental Pollution*, 159, 1991-1995.
- Marmiroli N., Maestri E. 2008. Health implications of trace elements in the environment and the food chain. Chapter 2. In: Prasad M. N. V. (ed.) *Trace Elements – Nutritional Benefits, Environmental Contamination, and Health Implications*. Wiley and Sons, pp. 23-54.
- Marquard H., Schaefer S. (eds.) 2004. *Lehrbuch der Toxikologie, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH Stuttgart*, 1348 p.
- Matthiessen P. 2003. Critical assessment of international marine monitoring programmes for biological effects of contaminants in the North-East Atlantic area. In: Markert B., Breure A., Zechmeister H. *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 917-939.
- Mueller P. 1974. *Beiträge der Biogeographie zur Geomedizin und Ökologie des Menschen. Fortschritte der geomedizinischen Forschung*. Geographische Zeitschrift, Beihefte, pp. 88-109.
- Nriagu J. O. 1979. Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals in the atmosphere. *Nature*, 279, 409-11.
- Nriagu J. O., Pacyna J. M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 337, 134-9.
- Nikodemus O., Brūmelis G. 1998. Monitoring of atmospheric heavy metal deposition in Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences, Section B, Vol 52*, 17-24.
- Nikodemus O., Brūmelis G., Tabors G., Lapiņa L., Pope S. 2004. Monitoring of Air Pollution in Latvia Between 1990 and 2000 Using Moss. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49, 521-531.
- Oehlmann J., Markert B. 1997. *Humantoxikologie. Eine Einführung für Apotheker, Ärzte, Natur- und Ingenieurwissenschaftler*. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH, Stuttgart.
- Økland R. H. 1995. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. *Journal of Ecology*, 83, 697-712.
- Økland R. H. 1997. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six – year demographic variation in two areas. *Lindbergia*, 22, 49-68.
- Økland R. H., Økland T. 1996. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. *Journal of Ecology*, 84, 63-69.
- Pacheco A. M. G., Freitas M. C., Reis M. A. 2003. Trace-element measurements in atmospheric biomonitors – a look at the relative performance of INAA and PIXE on olive-tree bark. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, A*, 505, 425-429.

- Parris K. 2003. Some concepts and future developments: developing agri-biodiversity indicators as a tool for policy makers. In: Markert B., Breure A., Zechmeister H. *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 797-829.
- Poschenrieder C., Allué J., Tolra R., Llugany M., Barcelo J. 2008. Trace elements and plant secondary metabolism: Quality and efficacy of herbal products. Chapter 5. In: Prasad M. N. V. (ed.) *Trace Elements – Nutritional Benefits, Environmental Contamination, and Health Implications*. Wiley and Sons, pp. 99-120.
- Prasad M. N. V. (ed.) 2008. *Trace Elements as Contaminants and Nutrients. Consequences in Ecosystems and Human Health*. Wiley and Sons.
- Quartacci M. F., Irtelli B., Baker A. J. M., Navari-Izzo F. 2007. The use of NTA and EDDS for enhanced phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by *Brassica carinata*. *Chemosphere*, 68 (10), 1920-1928.
- Quevauviller P., Maier E. A. 1999. *Interlaboratory studies and certified reference materials for environmental analysis-The BCR approach*. Amsterdam, Elsevier.
- Quevauviller P., Borchers U., Thompson C., Simonart T. (eds.) 2008. *The Water Framework Directive. Ecological and Chemical Status Monitoring Water Quality Measurements*. Wiley and Sons, pp. 313-515.
- Renella G., Mench M., Van der Lelie D., Pietramellara G., Ascher J., Ceccherini M. T., Landi L., Nannipieri P. 2004. Hydrolase activity, microbial biomass and community structure in long-term Cd-contaminated soils. *Soil Biology Biochemistry*, 36, 443-451.
- Rasemann W., Markert B. 1998. Industrial Waste Dumps – Sampling and analysis. In: Meyers R. (ed.) *Encyclopedia of environmental analysis and Remediation*, Vol. 4, Wiley and Sons, pp. 2356-2373.
- Reimann C., Arnoldussen A., Boyd R., Finne T., Nordgulen O., Volden T., Englmaier P. 2006. The influence of a city on element contents of a terrestrial moss (*Hylocomium splendens*). *Science of the Total Environment*, 369, 419-432.
- Rezek J., in der Wiesche C., Mackova M., Zadrazil F., Macek T. 2008. The effect of ryegrass (*Lolium perenne*) on decrease of PAH content in long term contaminated soil. *Chemosphere*, 70 (9), 1603-1608.
- Rinne R. J. K., Mäkinen A. I. 1988. Regional and species variation in metal content of two woodland mosses *Pleurozium schreberi* and *Hylocomium splendens* in Finland and northern Norway. *Silva Fennica*, 22, 89-97.
- Roots E. F. 1992. Environmental Information – A step to knowledge and understanding. *Environmental Monitoring and Assessment*, 50 (4), 87-94.
- Roots E. F. 1996. Environmental Information – Autobahn or maze? In: Schroeder W., Fraenzle O., Keune H., Mandy P. (eds.) *Global monitoring of terrestrial ecosystem*. Ernst and Sohn für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin, pp. 3-31.
- Rossbach M., Schladot J. D., Ostapczuk P. (eds.) 1992. *Specimen Banking, Environmental Monitoring and Modern Analytical Approaches*. Springer, Berlin.
- Rutgers M., Van't Verlaat I., Wind B., Posthuma L., Breure A. M. 1998. Rapid method for assessing pollution-induced community tolerance in contaminated soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 2210-2019.
- Rühling Å., Brümelis G., Goltsova G., Kvietkus K., Kubin E., Liiv S., Magnusson S., Mäkinen A., Pilegard K., Rasmussen L., Sander E., Steinnes E. 1992. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Northern Europe in 1990, *NORD*, 12, 41 p.

- Rühling Å., Steinnes E., Berg T. 1996. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Northern Europe in 1995, *NORD*, 37, 46 p.
- Rühling Å., Tyler G. 1970. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br.et Sch. *Oikos*, 21, 92-97.
- Rühling Å., Tyler G. 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 445-455.
- Rydgren K. R., Økland R. H., Økland T. 1998. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. 4. Effects of experimental fine – scale disturbance. *Oikos*, 82, 5-19.
- Saiki M., Chaparro C. G., Vasconcellos M. B. A., Marcelli M. P. 1997. Determination of trace elements in lichens by instrumental neutron activation analysis. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 217 (1), 111-115.
- Schaug J., Rambæk J. P., Steinnes E., Henry R. C. 1990. Multivariate analysis of trace element data from moss samples used to monitor atmospheric deposition. *Atmospheric Environment*, Vol. 24A, No. 10, 2625-2631.
- Schroeder W., Fraenzle O., Keune H., Mandy P. 1996. *Global monitoring of terrestrial ecosystem*. Ernst and Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin, pp 3-31.
- Schroeder P., Navarro-Avino J., Azaizeh H., Golan-Goldhirsh A., Di Gregorio S., Komives T., Langergraber G., Lenz A., Maestri E., Memon A. R., Ranalli A., Sebastiani L., Smrcek S., Vanek T., Vuilleumier S., Wissing F. 2007. Using phytoremediation technologies to upgrade waste water treatment in Europe. *Environmental Science Pollution Research*, 14 (7), 490-497.
- Schroeder P., Daubner D., Maier H., Neustifter J., Debus R. 2008a. Phytoremediation of organic xenobiotics – Glutathione dependent detoxification in Phragmites plants from European treatment sites. *Bioresource Technology*, 99 (15), 7183-7197.
- Schroeder P., Herzig R., Bojinov B., Ruttens A., Nehnevajova E., Stamatiadis S., Memon A., Vassilev A., Caviezel M., Vangronsveld J. 2008b. Bioenergy to save the world – Producing novel energy plants for growth on abandoned land. *Environmental Science and Pollution Research*, 15 (3), 196-204.
- Schroeder W., Hornsmann I., Pesch R., Schmidt G., Fraenzle S., Wuenschmann S., Heidenreich H., Markert B. 2008. Moosmonitoring als Spiegel der Landnutzung? Stickstoff- und Metallakkumulation zweier Regionen Mitteleuropas. *Z. Umweltchem. Ökotox*, 20 (1), 62-74.
- Schüürmann G., Markert B. (eds.) 1998. *Ecotoxicology. Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects*. Wiley New York, Chichester, Weinheim.
- Schweinfurth U. 1974. Geoökologische Überlegungen zur geomedizinischen Forschung. Fortschritte der geomedizinischen Forschung. *Geographische Zeitschrift, Beihefte*, pp. 30-43.
- Schwitzguébel J. P., Braillard S., Page V., Aubert S. 2008. Accumulation and transformation of sulfonated aromatic compounds by higher plants – Toward the phytotreatment of wastewater from dye and textile industries. Chapter 16. In: Khan N. A., Singh S., Umar S. (eds.) *Sulfur Assimilation and Abiotic Stress in Plants*. Springer Verlag.
- Shtangeeva I., Ayrault S., Jain J. 2005. Thorium uptake by wheat at different stages of plant growth. *Journal of Environmental Radioactivity*, 81, 283-293.
- Siewers U., Herpin U. 1998. Schwermetalleinträge in Deutschland. Moos-Monitoring 1995/96. *Geol. Jb. Sonderheft SD*, Hannover, 2, 1-200.

- Siewers U., Herpin U., Strassburg S. 2000. Schwermetalleinträge in Deutschland. Teil 2: Moos-Monitoring 1995/1996. *Geol. Jb. Sonderheft SD, Hannover*, 3, 1-121.
- Simonetti P., Botté S. E., Fiori S. M., Marcovecchio J. 2012. Heavy-Metal Concentrations in Soft Tissues of the Burrowing Crab *Neohelice granulata* in Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 62: 2, 243.
- Smets K., Ruytinx J., Van Belleghem F., Semane B., Lin D., Vangronsveld J., Cuypers A. 2008. Critical evaluation and statistical validation of a hydroponic culture system for *Arabidopsis thaliana*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 46 (2), 212-218.
- Smodis B. 2003. IAEA approaches to assessment of chemical elements in atmosphere. In: Markert B. A., Breure A. M., Zechmeister H. G. (eds.) *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 875-902.
- Stoeppler M., Duerbeck H. W., Nuernberg H. W. 1982. Environmental specimen banking. *Talanta*, 29: 963-967.
- Stoeppler M., Zeisler R. (eds.) 1993. Biological environmental Specimen Banking. *Science of the Total Environment* (Special Issue), pp. 139-140.
- Suchara I., Sucharova J., Hola M. 2007. Bio-Monitoring of the atmospheric deposition of elements using moss analysis in the Czech Republic. *Acta Pruhoonica*, 87, 186.
- Tamm C. O. 1953. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). *Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut (Reports of the Forest Research Institute of Sweden)*, 43, 1-140.
- Thöni L., Schnyder N., Krieg F. 1996. Comparison of metal concentrations in three species of mosses and metal freights in bulk precipitations. *Fresenius Journal Anal. Chem.*, 354, 703-708.
- Toelg G. 1976. Spurenanalyse der Elemente – Zahlenlotto oder exakte Wissenschaft. *Naturwissenschaften*, 63, 99-110.
- Trapp S., Feifcova D., Rasmussen N. F., Bauer-Gottwein P. 2008. Plant uptake of NaCl in relation to enzyme kinetics and toxic effects. *Environmental and Experimental Botany*, 64 (1), 1-7.
- Vangronsveld J., Herzig R., Weyens N., Boulet J., Adriaensen K., Ruttens A., Thewys T., Vassilev A., Meers E., Nehnevajova E., von der Lelis D., Mench M. 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 16, No. 7, 765-794.
- Verbruggen N., Hermans Ch., Schat H. 2009a. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation and tolerance in plants. *New Phytology*, 181, 759-776.
- Verbruggen N., Hermans C., Schat H. 2009b. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. *Current opinion in plant biology*, Vol. 12, Issue 3, 364-372.
- Vekleij J. A. C. 2008. Mechanisms of metal hypertolerance and (hyper)accumulation in plants. *Agrochimica*, 52 (3), 167-188.
- Vtorova V., Kholopova L., Markert B., Leffler U. 2001. Multi-Elemental Composition of Tropical Plants and Bioindication of the Environmental Status. In: *Biogeochemistry and Geochemical Ecology. Selected Presentations of the 2nd Russian School of Thought Geochemical Ecology and the Biogeochemical Study of Taxons of the Biosphere*. January 25-29, 1999, Moscow, pp. 177-189.
- Vutchkov M. 2001. Biomonitoring of air pollution in Jamaica through trace-element analysis of epiphytic plants using nuclear and related analytical techniques. In: *Co-ordinated research project on validation and application of plants as biomonitors of trace element*

- atmospheric pollution, analyzed by nuclear and related techniques*. IAEA, NAHRES-63, Vienna.
- Wagner G. 1992. Einsatzstrategien und Meßnetze für die Bioindikation im Umweltmonitoring. *Ecoinforma*, Bayreuth, pp. 1-8.
- Wang M., Markert B., Chen W., Peng C., Ouyang Z. 2011. Identification of heavy metal pollutants using multivariate analysis and effects of land uses on their accumulation in urban soils in Beijing, China. *EMAS*, 11/2011; DOI: 10.1007/s10661-011-2388-9.
- Warren A., Harrison C. M. 1984. People and the ecosystem. Biogeography as a study of ecology and culture. *Geoforum*, 15, 365-381.
- Weber M. G., Van Cleve K. 1984. Nitrogen transformation in feather moss and forest floor layers of interior Alaska black spruce ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 14, 278-290.
- Wittig R. 1993. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: Markert B. (ed.) *Plants as biomonitors - Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. VCH, Weinheim, pp. 3-27.
- Wolterbeek H. T., Kuik P., Verburg T. G., Herpin U., Markert B., Thöni L. 1995. Moss interspecies comparisons in trace element concentrations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 35, 263-286.
- Wolterbeek B. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution*, 120, 11-21.
- Wolterbeek H. T., Sarmento S., Verburg T. 2010. Is there a future for biomonitoring of elemental air pollution? A review focused on a larger-scaled health-related (epidemiological) context. *J Radionucl Chem*, 286, 195-210.
- Wuenschmann S., Oehlmann J., Delakowitz B., Markert B. 2001. Untersuchungen zur Eignung wildlebender Wanderratten (*Rattus norvegicus*) als Indikatoren der Schwermetallbelastung, Teil 1. UWSF-Z Umweltchem. *Ökotox*, 13 (5), 259-265.
- Wuenschmann S., Oehlmann J., Delakowitz B., Markert B. 2002. Untersuchungen zur Eignung wildlebender Wanderratten (*Rattus norvegicus*) als Indikatoren der Schwermetallbelastung, Teil 2. UWSF-Z Umweltchem. *Ökotox*, 14 (2), 96-103.
- Wuenschmann S., Fränzle S., Markert B., Zechmeister H. 2008. Input and transfer of trace metals from food via mothermilk to the child: Bioindicative aspects to human health. Chapter 22. In: Prasad M. N. V. (ed.) *Trace Elements – Nutritional Benefits, Environmental Contamination, and Health Implications*. Wiley, pp. 555-592.
- Zechmeister H. G., Dullinger S., Hohenwallner D., Riss A., Hanus-Illy S. 2007. Pilot study on road traffic emissions (PAHs, heavy metals) measured by using mosses in a tunnel experiment, Austria. *Environmental Science and Pollution Research*, 13, 398-404.

## Summary

For a number of years „classical” programs for environmental monitoring are being supplemented by bioindication measures already. Here, investigations on living organisms or their remains (e.g. peat) are used to indicate the environmental situation in either qualitative (bioindication) or quantitative (biomonitoring) terms. This provides pieces of information on environmental burdens of a region at a given point of time or on its changes with time (trend analysis). Classical bioindication often deals with observation and measurements of chemical noxae (both inorganic and organic ones) in well-defined bioindicator plants or animals (including man). In terms of analytical



*procedures and results there are parallel developments between progresses in bioindication and innovation in analytical methods.*

*After some 30 years of development in bioindication there are now following lines of further development:*

- 1) more frequent inclusion of multi-element total analyses for a thorough investigation of mutual correlations in the sense of the Biological System of Elements,*
- 2) more work on (analytical) speciation issues to proceed into real effect-oriented environmental sciences, and*
- 3) there should and must be a focus on integrative bioindication methods because for a large number of environmental monitoring problems a single bioindicator will not provide any meaningful information: a single bioindicator is about as good as none at all.*

**Keywords:** *Biomonitoring, Bioindication, Biological System of the Elements, Integrative Biomonitoring*

## Konceptuālo un sistēmdinamisko modeļu lietošana ekosistēmu izpētē

### *Usefulness of conceptual and system dynamic models for evaluating and solving ecosystem problems*

**Mārcis Zariņš**

Latvijas Universitāte  
Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte  
Alberta iela 10, Rīga, LV-1010  
E-pasts: [zarc@inbox.lv](mailto:zarc@inbox.lv)

Konceptuālo un sistēmdinamisko modeļu izmantošana vides zinātnē kļūst par jaunu pētījumu virzienu, kas ļauj novērtēt un prognozēt ekosistēmu izmaiņas. Konceptuālie modeļi labi atspoguļo dažādu ekoloģisko procesu ciklus, bet sistēmdinamiskie modeļi labāk atspoguļo iesaistīto faktoru mijiedarbības. Veidojot šos modeļus, tiek lietoti gan blokshēmu veidošanas principi, gan specializētas datorprogrammas. Konceptuālo un sistēmdinamisko modeļu veidošana var kļūt par noderīgu metodi vides pārvaldības uzlabošanā, kā arī ļaut novērtēt nozīmīgākās vides problēmas un rast to risinājumus.

**Atslēgvārdi:** sistēmdinamiskā modelēšana, konceptuālie modeļi, DPSIR, ekosistēmu kvalitāte.

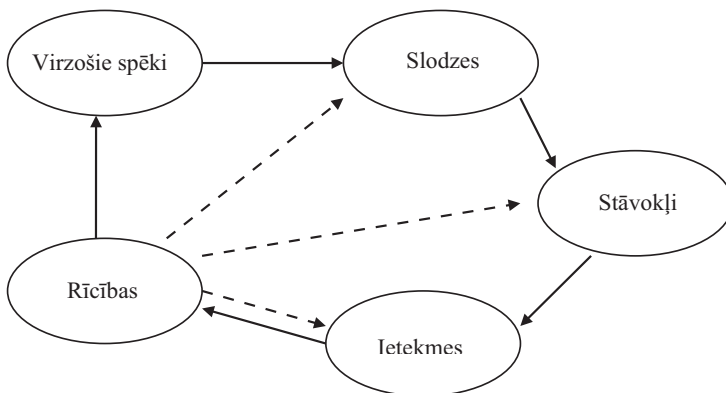
## Īevads

Vidē ir daudz dažādu faktoru, kas, savstarpēji mijiedarbojoties, var radīt izmaiņas kopumā vai arī ietekmēt atsevišķi kādu no ekosistēmas komponentiem. Antropogēno slodzi, kas ir viens no svarīgākajiem ietekmes faktoriem, rada ražošana, lauksaimniecība, mājsaimniecību uzturēšana un cita veida saimnieciskā darbība. Svarīgākais nosacījums kvalitatīvai un ilgtspējīgai vides stāvokļa uzturēšanai ir regulārs vides monitorings dažādās jomās. Ekonomisko un sociālo procesu kontrolēšana un uzraudzība ir viens no instrumentiem, kā veikt korekcijas vides pārvaldībā, bet šīs izmaiņas nebūs tūlītējas, jo pastāv laika nobīde starp iedarbību un tās ietekmēm vidē. Ekonomisko un sociālo faktoru izmaiņas var izraisīt atsevišķu populāciju struktūras un skaita izmaiņas (Tarlow and Blumstein 2007).

Populāciju skaita un struktūras izmaiņas ir viens no galvenajiem vides virzītājspēkiem, visbiežāk šīs izmaiņas izraisa ekonomiskās un sociālās aktivitātes, tehnoloģiju mainība, politiskās situācijas ietekme un citi nozīmīgi vides procesi. Cilvēku populācijai ir tendence palielināties, un tas rada pārmērīgi lielu dabas resursu patēriņu, galvenokārt cilvēku labklājības līmeņa izmaiņas. Dažādu resursu un pakalpojumu sadārdzinājums var izjaukt līdzsvaru starp sociālekonomiskajiem faktoriem un apkārtējo vidi (Dietz and Rosa 1994). Pētījumi liecina, ka cilvēku skaita izmaiņas un vidējā dzīves līmeņa pieaugums ir vieni no galvenajiem faktoriem, kas ietekmē vidi. Cilvēki, kas dzīvo attīstītās valstīs, ir jutīgāki pret radikālām vides

pārmaiņām, kas rezultātā izjauc pastāvošo līdzsvaru vidē. Galvenais iemesls ir cilvēku nespēja pielāgoties radikālām ekonomiskām izmaiņām, kas ietekmē to labklājību un pamatvajadzību nodrošināšanu. Pastāv līdzsvara stāvoklis, kad cilvēku labklājība minimāli ietekmē apkārtējo vidi. Urbanizācija, ekonomiskā iekārta, iedzīvotāju vecuma sadalījums un dzīves ilgums ir tieši šī līdzsvara stāvokļa indikatori, tie kalpo kā sociālekonomisko procesu izmaiņu indikatori (Dietz *et al.* 2007).

Viens no risinājumiem, lai varētu laikus novērtēt iespējamās dažādu procesu sekas, ir konceptuālo modeļu izstrāde. Konceptuālos modeļus veido datu pārskatīšanai un analīzei un lieto, lai definētu virzītājfaktorus, stresorus un iespējamās rezultātus (Wand and Weber 2002). Konceptuālo modeļu veidošana ir salīdzinoši formāls dokumentēšanas process, kas definē problēmas vai procesus aplūkotojās jomās, kuri ietekmē virzītājfaktorus un ietekmējošos faktorus (Moody 2005). Konceptuālos modeļus var novērtēt gan kvalitatīvi, gan kvantitatīvi – tas ir hipotēzes apgalvojums, kas saistīts ar vides ekoloģiskajiem riskiem. Ne vienmēr būs iespējams novērtēt konceptuālo modeļu efektivitāti, jo katrs modelis ir atkarīgs no dažādiem apstākļiem. Modeļa efektivitāti bieži nosaka vietai piesaistīti novērojumi, kas ļauj attīstīt konceptuālos modeļus atsevišķi katram konkrētajam reģionam. Konceptuālos modeļus veido un attīsta, lai ilustrētu dažāda veida aktivitātes, procesus, stresoru un rīcību attiecības (Suter 1999a, 1999b). Konceptuālo modeļu veidošana būtu jāiekļauj dažādos pētījumos un vides atjaunošanas pasākumos kā instruments, kas apraksta saites starp zemes lietojumveidiem, stresoriem, lai novērtētu iespējamās ekoloģiskās riskus un to saistību ar ekoloģiskajiem indikatoriem un dažādu ekoloģisko procesu mainību (Gentile *et al.* 2001). Viena no konceptuālo modeļu lietošanas negatīvajām pusēm ir tāda, ka var būt grūti novērtēt modelim nepieciešamos datus, līdz ar to iespējams, ka iegūtais modelis nekorekti atspoguļos esošo situāciju un mērķis nebūs sasniegts (Moody 2005). DPSIR (angļu val. – *driver–pressure–state–impact–response*) modeļa koncepcija ir konceptuāla pamata platforma, lai ap to veidotu virzošos spēkus, slodzes, stāvokļus, ietekmju un atbildes reakcijas (1. attēls).



1. attēls. DPSIR konceptuālā modeļa shēma (tiešās ietekmes saite – nepārtraukta līnija; atgriezeniskās ietekmes saite – pārtraukta līnija) (pēc Svarstad *et al.* 2008)

Figure 1. DPSIR conceptual model (direct influence link – uninterrupted line; reflexive influence link – interrupted line) (Svarstad *et al.* 2008)

Tas ir plaši lietots modelis, lai definētu cilvēka un vides savstarpējo attiecību ietekmes. DPSIR cēloņu–seku modeli izmanto vides un sociālekonomisko faktoru savstarpējo attiecību vizualizācijai. Kombinācijā ar dažādiem vides indikatoriem ir labi definēti dažādi modeļa komponenti un to ietekmju nozīmība. Šī modeļa koncepcija uzskatāmi un viegli saprotami parāda cilvēka ietekmi aplūkotajā vidē, tādējādi DPSIR modelis ir lietderīgi izmantojams vides pārvaldībā un dažādu ar to saistītu lēmumu pieņemšanā (Burkhard and Müller 2008).

Šī raksta mērķis ir iepazīstināt ar iespējamajām ekosistēmu modelēšanas metodēm, kas ļautu objektīvi atspoguļot ekosistēmas faktisko stāvokli un dotu iespēju prognozēt tālāko procesu virzību ekosistēmās. Apskatītie ekosistēmu modelēšanas paņēmieni ļauj uzskatāmi parādīt ekosistēmu ietekmējošos antropogēnos un dabiskos procesus. Konceptuālo modeļu attīstīšana tieši ekosistēmu modelēšanas vajadzībām ir jauns virziens, kā novērtēt un prognozēt izmaiņas apkārtējā vidē.

## DPSIR modelis

DPSIR konceptuālā modeļa izstrādei ir nepieciešams definēt mērķus un uzdevumus, iezīmēt telpiskās, sociālās un ekoloģiskās robežas, noskaidrot dabisko un antropogēno stresoru avotus, kā arī novērtēt izmantojamos resursus un cilvēku sociālekonomiskās aktivitātes. Ja tiek noskaidroti primārie un sekundārie stresori, kas ietekmē sistēmu, tad ir iespējams aprakstīt stresoru mehānismu un to iespējamās ietekmes.

Zinot ekoloģiskās nozīmes indikatorus, iespējamās riska komponentus, ekoloģiskos galapunktus un teritoriālos mērogus, ir iespējams izstrādāt hipotēzi un slodžu faktoru koriģēšanas risinājumus, kā rezultātā var iegūt konceptuālā modeļa grafisko attēlojumu. Ir jāapzina paredzamās rīcības dažādu lēmumu pieņemšanas gadījumā, kas var izraisīt ekosistēmas iekšējo un ārējo parametru mainību. Rīcību raksturs ietekmē tālāko sistēmas virzību, paredzot to, ka tiek sākta jauna notikumu virkne vai arī konceptuālā modeļa elementu norises cikls būs beidzies. Iespējamās atgriezeniskās saites no rīcības elementa var ierosināt jauna, īsāka cikla izveidošanos kopējā sistēmas modelī (Gentile *et al.* 2001).

Pastāv četras konceptuālo modeļu atspoguļošanas pieejas: 1) tradicionālā, 2) visiem izdevīgā, 3) vides aizsardzības pieeja, 4) pieeja, kas vērsta tikai uz cilvēku (uz kopēju attīstību). Tradicionālā pieeja paredz sistēmas netraucētu darbību, būtiski neiejaucoties apkārtējos procesos. Visiem izdevīgā pieeja paredz, lai tiktu nodrošinātas cilvēka un dabas vajadzības, nepasliktinot pašreizējo vides stāvokli. Vides aizsardzības pieeja paredz dabas saglabāšanu un vides uzlabošanu, cilvēka vajadzības atstājot kā sekundāro nepieciešamību. Pieeja, kas vērsta tikai uz cilvēku, paredz ekonomisko un sociālo attīstību, bet šajā gadījumā kā sekundārās nepieciešamības tiek atstātas daba un vides kvalitāte. Ja ir tik atšķirīgas pieejas, var rasties dažādas komunikācijas problēmas starp ieinteresētajām iedzīvotāju grupām konkrētajā teritorijā. Tradicionālo, visiem izdevīgo pieeju un pieeju, kas vērsta tikai uz cilvēka labklājību, pašplūsmas ceļā iespaido pats cilvēks vai dažādas iedzīvotāju grupas, uzskatot šos procesus par pašsaprotamiem un pieejas par veidu, kā nodrošināt savu turpmāko labklājību. Ja tiek piemērota vides aizsardzības pieeja, tad ir jābūt kādai interesentu grupai, kas var aizstāvēt vides intereses, bet visbiežāk šīs aktīvistu

grupas no tā negūst nekādu labumu, tādēļ DPSIR izpratne reti tiek aktualizēta. Vides aizsardzības pieeja visefektīvāk funkcionē reti apdzīvotās teritorijās vai aizsargājamās teritorijās un dabas rezervātos. Ir grūti izšķirt vislabāko pieeju no visām, jo katrai konkrētajai ekosistēmai un dažādu faktoru kopumam ir atšķirīgs raksturs un iedarbība uz apkārtējo vidi, kur šīs pieejas tiek lietotas (Svarstad *et al.* 2008).

**Virzošie spēki ekosistēmu konceptuālajos modeļos.** Virzošais spēks (angļu val. – *drivers*) ir viens no galvenajiem konceptuālo modeļu komponentiem, visbiežāk tie ir mainīgi modeļa elementi, kuri rada izmaiņas sistēmā vai maina sistēmas uzvedību. Virzošie spēki var būt dabiski un cilvēka radīti. Aplūkojot funkcionālas atšķirības starp tiešajiem un netiešajiem virzošajiem spēkiem, būtiskas ietekmes un izmaiņas nav novērojamas.

Tiešie virzošie spēki skaidri definē to ietekmi ekosistēmās, bet netiešie virzošie spēki darbojas, mainot dažādus tiešo virzošo spēku parametrus ekosistēmā. Tiešo un netiešo virzošo spēku identifikācija un dažādu īpatnību novērtēšana ekosistēmās ne vienmēr ir uzskatāmi un skaidri redzamas kopējā modelī. Izteikti tiešie virzošie spēki ir cilvēku pieprasījums pēc precēm, pakalpojumiem, labas veselības, sociālās vienlīdzības, drošības, izglītības un brīvības.

Netiešie virzošie spēki sevī ietver demogrāfiskā stāvokļa izmaiņas, ekonomiskos un sociālos apstākļus, apkārtējās vides stāvokli vai politisko situāciju (Burkhard and Müller 2008). Konceptuālajos modeļos ietvertie virzošie spēki ir viens no galvenajiem elementiem ekoloģisko procesu eksistences nodrošināšanā. Virzošo spēku loma konceptuālo modeļu darbībā ir nodrošināt procesa nepārtrauktu darbību, radot nākamās kārtības elementus, kā, piemēram, stresorus, kas rada slodzes uz pastāvošo ekosistēmu (Haberl *et al.* 2009).

Galvenais virzošais spēks ekosistēmās ir enerģijas patēriņš (elektroenerģija, transports, siltuma patēriņš) un cilvēku skaita un pamatvajadzību pieaugums konkrētajā teritorijā, kas pārsvarā balstās uz fosilā kurināmā izmantošanas pieaugumu. Šo procesu rezultātā ietekmīgākais faktors ir CO<sub>2</sub> nepārtrauktā cirkulācija. Vērā ņemams ekoloģiskais virzošais spēks ir zemes lietošanas intensitāte, kas nosaka to, ka aplūkojamajā ekosistēmā cirkulē lielāks daudzums slāpekļa savienojumu, nekā tas būtu parasti. Slāpekļa savienojumu nokļūšanu un cirkulāciju sistēmā rada lauksaimniecības intensitāte un citi procesi, kas saistīti ar zemes lietojuma intensitātes maiņu (Spangenberg 2007). Augsts mājsaimniecību skaits teritorijā rada virzošo spēku, kas saistīts ar pašu mājsaimniecību darbību (enerģijas patēriņš, sadzīvē izmantotās ķīmiskās vielas). Iedzīvotāju skaita pieaugums un labvēlīga politiskā situācija reģionā rada labvēlīgu situāciju mājsaimniecību izveidei, kā arī rūpniecības attīstībai. Ar rūpniecību saistītie virzošie procesi galvenokārt rada tipiskās slodzes, kā paaugstinātu enerģijas patēriņu un slodzi uz ķīmisko vielu un savienojumu aprites cikliem. Globālā tirdzniecība apvienojumā ar politiskajiem faktoriem var paaugstināt konkrētajā konceptuālajā modelī apskatāmo virzošo spēku ietekmi uz visu kopējo ciklu. Reģiona iedzīvotāji, uzlabojoties ekonomiskajai situācijai, spēj iegādāties vairāk produktu un pakalpojumu, tādējādi radot lielāku virzošo spēku ietekmi un ar tiem saistīto stresoru ietekmi (Ohl *et al.* 2007).

**Slodzes faktors ekosistēmu konceptuālajos modeļos.** Slodzes indikatori (angļu val. – *pressure*) parāda dažādus pirmās iedarbības pakāpes faktorus, kuri

galvenokārt ir cilvēku radīti un ir daudzu virzošo spēku savstarpējas mijiedarbības rezultāts. Lielākās daļas cilvēku veiktās darbības ietekmē apkārtējo vidi, un to var definēt kā slodzes faktoru. Īpaša uzmanība būtu jāpievērš cilvēku radīto emisiju kontrolei, kā, piemēram, oglekļa dioksīda un metāna emisijām, jo tās ir galvenās globālās vidi ietekmējošās gāzes. Uzmanība būtu jāpievērš jebkurai darbībai ar potenciālu ietekmi uz apkārtējo vidi, jo lielākā daļa darbību atstāj dažādas sekas uz bioloģisko daudzveidību, hidroloģiskajiem, ekonomiskajiem, sociālajiem un citiem cilvēku eksistencei svarīgiem faktoriem (Burkhard and Müller 2008). Tiem piemīt spēja ierosināt un mainīt ekosistēmu līdzsvaru, kas dažos gadījumos var būt kritiski. Izjaucot ekosistēmas līdzsvaru, tiek ierosināta notikumu ķēde, kas maina konkrēto vidi (Loreau *et al.* 2001). Tieša ietekme uz bioloģisko daudzveidību var rasties, medijot retus un apdraudētus dzīvniekus, kā arī iznīcinot un ietekmējot retus un aizsargājamus augus. Šīs darbības vidē izraisa lokālu biomasas samazināšanos. Zemes lietojuma maiņa vai fragmentācijas mainība var radīt zemes noplicināšanos, zemes vērtības maiņu, kā arī maina cilvēka ietekmes indeksu dabā. Tīša vai netīša ķīmisko vielu (mēslojuma, pesticīdu, piesārņotāju) noplūde rodas no pastiprinātas saimnieciskās darbības, ko labi raksturo materiāla plūsmas analīze. Teritorijai netipisku augu un dzīvnieku sugu introdukcija ir cieši saistīta ar dzīvnieku migrācijas procesiem, kā arī ar jaunu augu sugu introdukciju sociālekonomisko procesu rezultātā. Klimata mainība ir viens no slodzes faktoriem, kas ietekmē ekosistēmas. Lielākoties tiek uzskatīts, ka klimata mainība ir saistīta ar fosilā kurināmā biežāku lietošanu saimnieciskajās darbībās. Tā izpaužas kā temperatūras paaugstināšanās, nokrišņu daudzuma palielināšanās, iztvaikošanas indeksa mainība un citi parametri (Spangenberg 2007).

**Stāvokļa faktors ekosistēmu konceptuālajos modeļos.** Konceptuālā modeļa elements „stāvokļi” (angļu val. – *state*) raksturo sistēmas pašreizējo stāvokli un kvalitāti. Galvenokārt stāvoklis ir slodzes faktora iedarbības galarezultāts, kas visbiežāk ir izraisījis eutrofikāciju intensīvas lauksaimniecības rezultātā, kā arī gaisa piesārņojumu, ko rada dažādu fosilo materiālu sadedzināšana. Ir situācijas, kad ekosistēmas buferespējas rezultātā izmaiņas ir novērojamas un saistāmas ar pagātnē aktīviem slodzes faktoru ietekmēm, kā, piemēram, paaugstinātas sēra dioksīda emisijas. Iespējami arī dabīgi procesi, kas ekosistēmās var atspoguļoties pēc ilgāka laika, šāda situācija rodas pēc ātri pārgājušiem plūdiem un mežu ugunsgrēkiem. Lai novērtētu vides stāvokli ar visaptverošu pieeju, dažādi būtiski procesi (enerģijas, materiālu un ūdens aprites cikli) un komponenti (sugu atšķirības un to ieradumi) ir jāaplūko kā vienotas sistēmas daļas, kas cita citu papildina (Burkhard and Müller 2008). Ekosistēmas stāvoklis var veidot ķēdes reakciju, kas ietekmē pārējos konceptuālā modeļa blokus. Ekosistēmas stāvokli raksturo ūdens kvalitāte (dažādu vielu koncentrācija) konkrētajā teritorijā, bioloģiskās daudzveidības lielums un kvalitāte, iedzīvotāju skaits, rūpniecisko uzņēmumu skaits, lauksaimniecības zemju platības, enerģijas patēriņa bilance. Šo visu apstākļu kopums tieši, kā arī netieši ietekmē esošo sistēmu pēc stresoru iedarbības uz ekosistēmu (Bowen and Riley 2003). Sistēmas stāvoklis lielā mērā tikai informē par notiekošajiem procesiem, bet, veicot konkrētas darbības, ir iespējams, ka sistēmas stāvoklis var vairākas reizes mainīties, pat ja sistēmā nav noticis pilns cikls. Pārsvārā konceptuālo modeļu sistēmās sekundārā rīcības saite rodas no rīcības fāzes uz stāvokļa fāzi vai arī tieši

uz slodzes faktoriem, tādējādi var palielināties sistēmā notiekošo procesu ātrums (Bianet Jago-on *et al.* 2009).

**Ietekmes faktors ekosistēmu konceptuālajos modeļos.** Ietekme (angļu val. – *impact*) kā konceptuālā modeļa komponents atspoguļo dabā notiekošos procesus pēc pārējo sistēmas elementu iedarbības. Tā parāda sugu un procesu mainību un iespējamo zudumu. Vides stāvokļa izmaiņas vienmēr ietekmēs cilvēka dzīves apstākļus. Ļoti svarīgi sociālie komponenti, kā veselība, labklājība un citi, un ekonomiskie komponenti ir cieši saistīti ar ekosistēmu un vides stabilitāti, būtiski nemainot sistēmas parametrus. Piemēram, augsnes un ūdens piesārņojums var izraisīt nopietnas problēmas vidē, un vides kvalitātes atjaunošanai ir augstas izmaksas, kas skar visu ekonomiku kopā. Degradētas zemes platības samazina nodrošināmo ekosistēmu pakalpojumu skaitu, kā, piemēram, ražas un citu produktu nodrošinājumu un dabisko procesu regulāciju, kas galarezultātā noved pie ekonomisko un sociālo vērtību samazināšanās (Burkhard and Müller 2008).

Lietojot vides aizsardzības pieeju (3), liela uzmanība netiek pievērsta ekonomisko izmaksu un citu negatīvo faktoru ietekmei, kas var skart cilvēku darbību. Tradicionālajā pieejā galvenais ietekmējamais ir cilvēks. Lai DPSIR modelī kvalitatīvi atspoguļotu cilvēka un ekonomisko faktoru paredzamās ietekmes, ir jārada papildu atgriezeniskās saites no sistēmas elementiem (Svarstad *et al.* 2008).

Ietekmes var arī sadalīt vairākās grupās: ekonomiskā ietekme, sociālā ietekme, ietekme uz vides kvalitāti un bioloģisko daudzveidību. Ekonomiskā ietekme var atspoguļoties tūlīt vai arī ilglaicīgi. Šī ietekme pārsvarā rada situāciju, kad ir jālieto izdevīgāki risinājumi nekā iepriekš. Sociālā ietekme ir saistīta ar situāciju, kad atbildīgās institūcijas ir spiestas pieņemt citu lēmumu, kas saistīts ar sociālo jomu. Ietekme, kas saistīta ar vides kvalitātes un bioloģiskās daudzveidības izmaiņām, ir vielu koncentrācijas izmaiņas ūdenī un gaisā, dzīvnieku un augu sugu izmaiņas (Rekolainen 2003).

Pastāv smalkāks apakšiedalījums ietekmju grupās, lai efektīvāk varētu apzināt konkrētās sistēmas vārgākās daļas. Ietekmes var iedalīt arī citādi: vides aizsardzība, mežu izmantojums, enerģijas patēriņš, rekreācija un tūrisms, klimata pārmaiņas, dzīvojamo zonu attīstība, lauksaimniecības zemju attīstība, infrastruktūras un transporta ietekme, tirdzniecība, zivsaimniecības un lauksaimniecības efektivitāte (Holman *et al.* 2005).

**Rīcība ekosistēmu konceptuālajos modeļos.** Rīcība (angļu val. – *response*) ir pēdējais ķēdes posms DPSIR sistēmā. Komponenti „rīcība” nozīmē atbildi uz notikušajiem procesiem. Rīcības atspoguļo cilvēka pieņemto lēmumu sekas, kas saistītas ar virzošajiem spēkiem, slodzēm, stāvokļiem, ietekmju kopējo iedarbības seku izmaiņām vai veicina jauna DPSIR cikla sākšanos. Ja ir ideāli procesu virzības apstākļi, rīcībai ir jāatstāj paliekoša ietekme uz sistēmu virzošajiem spēkiem un slodzes faktoriem – tā tiek veicināta sistēmas ilgtspēja un tiek uzlabots vides kopējais stāvoklis. Rīcības ietekmes spēks galvenokārt ir atkarīgs no sākotnējā vides, ekonomiskā, sociālā stāvokļa, sistēmas iekšējā un ārējā stāvokļa, kā arī no pieejamajiem instrumentiem un dažādu lēmumu pieņemšanas. Tipiski rīcības instrumenti ir dažādi likumi un normatīvie akti, vides attīstības un ainavu plānošana, tirgus instrumenti, kā, piemēram, nodokļi un pakalpojumu cenas noteikšana,

savstarpējā sadarbība un informācijas apmaiņa, sabiedrības izglītošana un tās iesaistīšanās vides procesos. Rīcības indikatori ir tieši saistīti ar iepriekš novērotajiem parametriem, tādēļ to iedarbība ir viegli novērojama, izvērtējot slodzi un stāvokļa indikatorus (Burkhard and Müller 2008).

Rīcība var būt automātiska vai arī nepieciešamā lēmuma pieņemšana, lai iegūtu reprezentatīvu rezultātu. Rīcība var nodot atpakaļejošu saiti uz jebkuru sistēmas punktu: virzošo spēku, slodzi, stāvokli, ietekmi (Berger and Hodge 1998). Primārā saite (1. attēlā nepārtraukta līnija) no „rīcības” ved uz „virzošo spēku”, kas noslēdz vai arī sāk jaunu ciklu, bet nu jau ar jauniem parametriem, kas mainījušies pagājušajā ciklā. Iespējama sekundārā saite (1. attēlā pārtraukta līnija), kas savieno „rīcību” un „slodzes”, tā rada izmaiņas uz „slodzēm”, nemainot sistēmas „virzošā spēka” parametrus. Līdzīga situācija ir iespējama ar citiem sistēmas elementiem, kad atgriezeniskā saite neiet cauri pārējiem elementiem, bet tieši pie elementa, kuru ietekmē rīcība. Rīcība lielā daļā gadījumu nemaina sistēmas virzošo spēku parametrus, tādēļ rodas situācija, kad atgriezeniskās saites ir vērstas uz parametru, kurš ir pakļauts iegūtajam rezultātam. Visbiežāk šīs saites nonāk uz slodzes komponentu vai stāvokļa komponentu. Jo īsāka ir elementu ķēde, jo ātrāk norisinās procesi sistēmā (Svarstad *et al.* 2008).

## Sistēmdinamikas izmantošana ekoloģijā

Sistēmdinamiskā modelēšana, tāpat kā konceptuālo modeļu izstrāde, ir viens no paņēmieniem, kā sekmīgi raksturot un prognozēt ekosistēmu izmaiņas. Sistēmdinamiskā pieeja ir daudz komplicētāka, bet vienlaikus arī labāk atspoguļo procesus ekosistēmās, jo tā ietver lielu datu apjomu, kas nepieciešams, lai raksturotu ekosistēmu. Sistēmdinamikas jēdziens radās 20. gadsimta 50. gadu beigās, bet metodikas izstrāde, kas ļauj pilnvērtīgi analizēt notiekošos procesus, – 60. gadu sākumā. Sākotnēji sistēmdinamikas pamatprincipi tika izmantoti, lai risinātu dažādas pārvaldības problēmas, bet ar laiku sistēmdinamikas principus sāka lietot vides, sociālo, makroekonomisko, apdzīvotības un citu problēmu risināšanā, kas savstarpēji ir ļoti cieši saistītas (Forrester 1961, 1968, 1971). Sistēmdinamika ir vairāku iesaistīto apakšsistēmu kopu stāvokļa izmaiņu novērtēšanas metode, kas nereti var būt šo apakšsistēmu uzlabošanas instruments. Sistēmdinamikas pamatprincipi ir saistīti ar pētījumiem starp apakšsistēmas rīcību un pamatsistēmas struktūru. Šī saikne ļauj izvērtēt sistēmu savstarpējo iedarbību, kā arī risināt problēmas. Lai veidotu kādas sistēmas sistēmdinamisko modeli, ir nepieciešams definēt krājumus, plūsmas, atgriezeniskās saites, sistēmas robežas un pastāvošās cēloņsakarības (Blumberga 2010).

Sistēmdinamisko modeļu simulācijas veikšanai izmanto dažādas datorprogrammas. Divas efektīvākās datorprogrammas ir *STELLA* un *PowerSim* modeļu simulācijas, kas labi atspoguļo ekoloģisko un ekonomisko ietekmju kopumu un ir viegli lietojamas dažādu dinamisko sistēmu apstrādē. Šie modeļi var kalpot par labu modelēšanas rīku, tie vienlīdz labi ir izmantojami plašāku ekonomisko un ekoloģisko procesu analizēšanā, kā arī statistisko datu apstrādē un prognozēšanā (Costanza and Voinov 2001). Sistēmdinamikas metodoloģija ir cieši saistīta ar tradicionālajām ekonomikas nostādnēm, vienīgā atšķirība starp šiem principiem ir tā, ka tiek lietotas



dažādas datu apkopošanas metodes un terminoloģija. Rīcības struktūras definēšanai tiek izmantotas tipiskās atgriezeniskās cilpas. Ekosistēmas stāvoklis pēc modeļa lietošanas var nonākt balansā stāvoklī, vai arī var parādīties tendence tikties uz sākuma punktu (Smith and Ackere 2002).

Lietojot sistēmdinamikas principus, ir iespējams izvairīties no nepareizu un neatgriezenisku lēmumu pieņemšanas. Ekonomiskās un sociālās darbības ir visjutīgākās sfēras, kurās, ja tiek pieņemti neadekvāti lēmumi, rodas ietekme uz dabu, infrastruktūru un citām nozarēm. Integrējot vides politikā sistēmdinamiskos modeļus, ir nepieciešama daudzkārtēja šo modeļu testēšana, jo nepareiza vai nenovērtēta rīcības saite var radīt ķēdes reakciju sistēmā, kas var izraisīt neatgriezenisku ietekmi uz visiem iesaistītajiem sistēmas dalībniekiem. Iegūtie testa rezultāti ir laba sistēmdinamisko modeļu iestrādne, kas var kalpot par jaunu un efektīvāku modeļu risinājumu pamatu (Thompson and Bank 2010).

Kad tiek izmantoti sistēmdinamikas principi, sistēmas elementi tiek modelēti kā atsevišķi mainīgi lielumi, kas parasti atspoguļo iegūtās vidējās vērtības. Ar šādiem nosacījumiem tiek radīta labvēlīga situācija visiem sistēmas elementiem, bet šīs vērtības slikti atspoguļo parametrus, kuriem ir atšķirīgi individuālās nelabvēlības līmeņi. Konkrētais sistēmas stāvoklis var radīt nepietiekamu precizitāti modelī. Lai mazinātu blakusfaktoru ietekmi, būtu nepieciešams konkrēto sistēmas posmu (apakšmodeļi) izstrādāt pēc iespējas ātrāk. Laika noilguma faktors tiek samazināts, lietojot metodiku, lai paaugstinātu un kalibrētu konkrētā modeļa atbilstību ar reālajiem datiem. Metodika tiek nepārtraukti uzlabota, katra sistēmdinamiskā modeļa parametri ir atšķirīgi daudzos un dažādos līmeņos (Luna-Reyes and Andersen 2003).

Ar sistēmdinamikas modeļu palīdzību ir iespējams prognozēt dažādu vielu plūsmas apkārtējā vidē, kuras kādā ietekmes posmā skar pētīto vidi. Izpratne par ūdens un barības vielu transportu no pētāmajam reģionam tuvajām fermām vai ūdenstilpēm ir sarežģīts uzdevums, kas prasa resursus. Lai attīstītu izpratni par vielu transportu no kādas konkrētas fermas vai ūdenstilpes, ir nepieciešami kvalitatīvi dati par apkārtējām augsnēm un ūdens sastāvu, un šiem datiem ir jābūt vairāku gadu garumā. Katra ferma un ūdenstilpe ir atšķirīga, un tas rada grūtības pierādīt iegūto rezultātu sakarību starp dažādiem pētītajiem reģioniem. Tas rada nepieciešamību izstrādāt jaunas metodes, ar kurām var objektīvi novērtēt kopsakarības starp dažādiem ekosistēmas punktiem, starp vērtību skalām un pētījumu laiku. Lai risinātu šīs nepilnības, tiek izveidotas datu kopas, kas atspoguļo stāvokli atšķirīgos ekosistēmas punktus. Vērtējot datus no atšķirīgiem punktiem vai konceptuāli izprotamiem, bet kvalitatīvi nenovērtētiem punktiem, var veidot sistēmdinamiskos modeļus, kas parāda konceptuālas saites starp ekosistēmas elementiem. Sistēmdinamiskie modeļi ļauj savienot atšķirīgus monitoringa datus par laika un vietas parametriem dažādos kopējās sistēmas punktus. Ir ļoti svarīgi ievērot, ka jebkurš modelēšanas instruments sniedz atbildes atkarībā no ievadītajiem datiem, un šo atbilžu kvalitāte ir atkarīga no iesaistīto pētnieku izpratnes par attiecīgo sistēmu (<http://www.epa.gov/watertrain/modeling/>).

Aplūkojot dabas aizsardzības un efektīvas saimniecības pamatprincipus, ir nepieciešama padziļināta analīze par dažādu procesu virzību pētāmajā reģionā. Mijiedarbība starp dabas procesiem, cilvēkiem, ekonomiskajiem, politiskajiem

procesiem un citiem ietekmējošajiem faktoriem vienmēr veido ļoti sarežģītu sistēmdinamisko kompleksu. Lai veiksmīgi definētu sistēmdinamiskos kompleksus, ir jānodala lauka studijas un to analīze no citiem tuvu esošiem, bet sistēmā neietvertiem faktoriem. Lielākā daļa modelējamo sistēmu sastāv no trīs galvenajiem ilgtspējas sektoriem: ekoloģiskā, ekonomiskā un sociālā sektora. Ekoloģiskais sektors atspoguļo ekoloģiskos apstākļus, no kuriem ir atkarīgi visi dzīvības un augšanas procesi pētāmajā reģionā. Ekonomiskais sektors atspoguļo ekonomisko attīstību un citas ar kopējo tirgu nesaistītās darbības, kas uzlabo kopējo sociālekonomisko labklājību. Sociālais sektors atspoguļo demogrāfisko situāciju, labklājības līmeņa atšķirības cilvēku kopienās. Lai neizjauktu svarīgākās saites starp galvenajiem sistēmas elementiem, to robežas ir uzmanīgi jānovērtē, jo pastāv varbūtība, ka esošo sistēmu var ietekmēt kāda cita blakus esoša sistēma. Izšķiroša nozīme ir ilgtspējīgas vides apsaimniekošanas principu ievērošanai, tas kādā no sistēmas punktiem parāda iesaistīto elementu īpašības un to spēju savstarpēji mijiedarboties (Hardi and Zdan 1998).

Veidojot sistēmdinamiskos modeļus, kuros ir ietverts ezers kā viens no sistēmas elementiem, parasti tiek nodalīti apakšsektori, kas atspoguļo hidroloģiskos procesus, barības un citu vielu plūsmas, kā arī dzīvnieku populācijas un augu kultūras. Parasti šāda tipa modeļi noslēdzas kā parasts cikls. Hidroloģiskais apakšsektors kalpo kā bāzes modelis, lai veidotu ezera ekosistēmas apakšmodeļi, tas uzskatāmi parāda sistēmas fizikālo stāvokli un hidroloģisko procesu dinamiku. Ezera ekosistēmas apakšmodeļi nepieciešams definēt standarta plūsmas, kā arī apskatīt ienākošo un izejošo vielu plūsmas, tilpuma mainību, virsmas laukumu, ezera dziļumu, apūdeņošanas raksturu, kas visbiežāk saistīts ar ekonomisko apakšsektoru. Gruntsūdeņi parasti netiek iekļauti modeļos nepieciešamo datu trūkuma dēļ (Güneralp and Barlas 2003). Apakšmodeļu veidošana, piemēram, par putnu un zivju sugu mijiedarbību, var būt pamats putnu un zivju skaita izmaiņām nākotnē, tādējādi radot metodiku dažādu savstarpējo procesu vides modelēšanā.

## Secinājumi

Konceptuālo un sistēmdinamikas modeļu veidošana ir perspektīvs modelēšanas instruments, kas var palīdzēt risināt ar ekoloģiju saistītus jautājumus. Katrai no apskatītajām pieejām ir savas stiprās un vājās puses, bet, apkopojot katra modeļa labākās iezīmes, ir iespējams iegūt kvalitatīvu rezultātu, kas vispusīgi atspoguļo ekosistēmu stāvokli. Ar laiku attīstot šo modeļu izmantošanas metodiku, ir iespējams novērtēt un prognozēt ekosistēmu stāvokli – tas dos iespēju uzlabot vides pārvaldes procesus, lai padarītu apkārtējo vidi ilgtspējīgāku.

## LITERATŪRA

- Berger A. R., Hodge R. A. 1998. Natural change in the environment: a challenge to the pressure–state–response concept. *Social Indicators Research*, 44, 255-265.
- Bianet Jago-on K. A. B., Kaneko S., Fujikura R., Fujiwara A., Imai T., Matsumoto T., Zhang J., Tanikawa H., Tanaka K., Lee B., Taniguchi M. 2009. Urbanization and subsurface environmental issues: An attempt at DPSIR model application in Asian cities. *Science of Total Environment*, 407, 3089-3104.

- Blumberga A. (red.) 2010. Sistēmdinamika vides inženierzinātņu studentiem. Rīga, RTU Vides aizsardzības un siltuma sistēmu institūts, 18. lpp.
- Bowen R. E., Riley C. 2003. Socio-economic indicators and integrated coastal management. *Ocean Coast Management*, 46, 299-312.
- Burkhard B., Müller F. 2008. Driver–Pressure–State–Impact–Response. *Ecological Indicators*, 967-970.
- Costanza R., Voinov A. 2001. Modeling ecological and economic systems with STELLA: Part III. *Ecological Modelling*, 143, 1-2, 1-7.
- Dietz T., Rosa E. A. 1994. Rethinking the environmental impacts of population, affluence and technology. *Human Ecology Review*, 1, 277-300.
- Dietz T., Rosa E. A., York R. 2007. Driving the human ecological footprint. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5 (1), 13-18.
- Gentile J. H., Harwell M. A., Cropper Jr. W., Harwell C. C., DeAngelis D., Davis S., Ogdenc J. C., Lirman D. 2001. Ecological conceptual models: a framework and case study on ecosystem management for South Florida sustainability. *The Science of the Total Environment*, 274, 231-253.
- Güneralp B., Barlas Y. 2003. Dynamic modelling of a shallow freshwater lake for ecological and economic sustainability. *Ecological Modelling*, 167, 115-138.
- Haberl H., Gaube V., Díaz-Delgado R., Kinga Krauze K., Neuner A., Peterseil J., Plutzer C., Singh S. J., Vadineanu A. 2009. Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms. *Ecological Economics*, 68, 1797-1812.
- Hardi P., Zdan T. 1998. Assessing Sustainable Development – Principles in Practice. *International Institute for Sustainable Development*. Quebec.
- Holman I. P., Rounsevell M. D. A., Shackley S., Harrison P. A., Nicholls R. J., Berry P. M., Audsley E. 2005. A regional, multi-sectoral and integrated assessment of the impacts of climate and socio-economic change in the UK. *Climate Change*, 71, 9-41.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J. P., Hector A., Hooper D. U., Huston M. A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., Wardle D. A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294, 804-808.
- Luna-Reyes L. F., Andersen D. L. 2003. Collecting and analyzing qualitative data for system dynamics: methods and models. *System Dynamics Review*, 19, 271-296.
- Moody D. L. 2005. Theoretical and practical issues in evaluating the quality of conceptual models: current state and future directions. *Data & Knowledge Engineering*, 55, 243-276.
- Ohl C., Krauze K., Grünbühel C. M. 2007. Towards an understanding of long-term ecosystem dynamics by merging socio-economic and environmental research. Criteria for long-term socio-ecological research sites selection. *Ecological Economics*, 63, 383-391.
- Rekolainen S., Kamari J., Hiltunen M. 2003. A conceptual framework for identifying the need and role of models in the implementation of the Water Framework directive. *International Journal of River Basin Management*, 1 (4), 347-352.
- Smith P. C., Ackere A. 2002. A note on the integration of system dynamics and economic models. *Journal of Economic Dynamics & Control*, 26, 1-10.
- Spangenberg J. H. 2007. Biodiversity pressure and the driving forces behind. *Ecological Economics*, 61, 146-158.
- Suter G. W. 1999a. Developing conceptual models for complex ecological risk assessments. *Human Ecological Risk Assessment*, 5 (2), 375-396.

- Suter G. W. 1999b. A framework for the assessment of ecological risks from multiple activities. *Human Ecological Risk Assessment*, 5 (2), 397-414.
- Svarstad H., Petersen L. K., Rothman D., Siepel H., Watzold F. 2008. Discursive biases of the environmental research framework DPSIR. *Land Use Policy*, 25, 116-125.
- Tarlow E. M., Blumstein D. T. 2007. Evaluating methods to quantify anthropogenic stressors on wild animals. *Applied Animal Behaviour Science*, 102, 429-451.
- Thompson B. P., Bank L. C. 2010. Use of system dynamics as a decision-making tool in building design and operation. *Building and Environment*, 45, 1006-1015.
- Wand Y., Weber R. A. 2002. Research commentary: information systems and conceptual modelling – a research agenda. *Information Systems Research*, 13 (4), 363-376.

## Summary

*Conceptual and system dynamic models are new research field for ecological / they are useful for detecting and predicting changes in ecosystems. Conceptual models are good for displaying ecological cycles, but system dynamic models are better for displaying different factor interactions. To develop conceptual models, it is necessary to use block diagram building, but to develop system dynamic models it is necessary to use special software. In long term conceptual and system dynamic models could become useful for detecting and solving environmental management problems.*

**Keywords:** *System dynamic modeling, conceptual modeling, DPSIR, ecosystem quality.*

## Latvijas pludmales ainavu sniegto rekreācijas pakalpojumu vērtējums

### *Assessment of recreational services provided by beach landscapes of Latvia*

**Kristīna Veidemane, Oļģerts Nikodemus**

Latvijas Universitāte  
Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte  
Alberta iela 10, Rīga, LV-1010  
E-pasts: [kristina.veidemane@bef.lv](mailto:kristina.veidemane@bef.lv); [olģerts.nikodemus@lu.lv](mailto:olģerts.nikodemus@lu.lv)

Pludmales ainava ir viens no vides resursiem, kas sabiedrībai nodrošina daudzveidīgus produktus un pakalpojumus, arī rekreācijas iespējas. 2010.–2011. gadā Latvijas jūras piekrastē tika veikts pētījums par pludmales ainavas saglabāšanas nozīmīgumu, kā arī tūristu un atpūtnieku gatavību maksāt par tās saglabāšanu. Vairākumam pludmales apmeklētāju ir nozīmīga gan pludmales kvalitāte, gan nepieciešamība saglabāt tās ainavu. Tomēr tikai apmēram ceturtdaļa atpūtnieku būtu gatavi maksāt par pašreizējās pludmales ainavas saglabāšanu. Rakstā ir analizētas pazīmes un faktori, kas nosaka respondentu attieksmi pret dažādiem ainavas pārvaldības aspektiem.

**Atslēgvārdi:** Baltijas jūra, piekraste, ekosistēmas pakalpojumi, gatavība maksāt, pludmales apmeklētāju aptauja.

## Ievads

Pēdējos gados valdošā pasaules finanšu un ekonomikas krīze rosina pārvērtēt pieejamos vides resursus un to izmantošanas efektivitāti gan globālā, gan Eiropas, gan arī Latvijas mērogā (Latvijas Republikas Saeima 2010; European Environment Agency 2011). Tas attiecas arī uz ainavu kā resursu, kas spēj sniegt daudzveidīgus pakalpojumus, radot dažādus produktus, ko sabiedrība var izmantot, piemēram, piedāvājot rekreācijas un kultūras pakalpojumus, kā arī nodrošinot svarīgu dabas procesu norisi (Termorshuizen and Opdam 2009; European Environment Agency 2010). Jūras piekrastes ainavas tradicionāli tiek izmantotas dažādās ekonomikas nozarēs: zvejniecībā, lauksaimniecībā, mežsaimniecībā, jūras transportā un ar to saistītajā ostu darbībā, kā arī tūrismā. Šie sektori dod sabiedrībai būtiskus finansiālos un sociālos labumus, taču tie rada arī pārmaiņas ainavu struktūrā un to funkcijās (Tzatzanis *et al.* 2003; European Environment Agency 2006; Lopez y Royo *et al.* 2009; Veidemane 2011). Latvijas jūras piekrastes nozīmīgums valsts attīstībā ir atzīts arī Latvijas ilgtspējīgas attīstības stratēģijā 2030. gadam (Latvijas Republikas Saeima 2010), kur Baltijas jūras piekraste ir definēta kā viena no Latvijas lielākajām vērtībām un norādīts, ka dabas un kultūras mantojuma saglabāšana jālīdzsvaro ar ekonomiskās attīstības veicināšanu. Dokumentā vienlaikus atzīmēta gan izcilo ainavu saglabāšana, gan arī nepieciešamība attīstīt dažādus ekonomiskās darbības

veidus, tai skaitā tūrismu, kas piekrastes apdzīvotajās vietās nodrošinātu kvalitatīvu dzīves vidi.

Saskaņā ar ekosistēmas pakalpojuma konceptu, kas veidots, lai kvantificētu un novērtētu to, kādus labumus cilvēkiem sniedz ekosistēmas, rekreācijas pakalpojums ir klasificēts kā viens no kultūras pakalpojumu veidiem (Rashid *et al.* 2005; Hermann *et al.* 2011; Layke *et al.* 2012). Piekrastes sniegtie rekreācijas pakalpojumi ir dažādi: ainavisko skatu baudīšana, peldvietas, pastaigas iespējas, brīvais laiks ar bērniem, sportošana, putnu vērošana, makšķerēšana un citas aktivitātes (Agardy *et al.* 2005; Atkins *et al.* 2011). Ekosistēmu radīto preču un pakalpojumu nozīmīguma vērtēšanai tiek izmantoti vairāki vides, sociālie un ekonomiskie paņēmieni. Saistībā ar ekonomiskām metodēm piekrastes vai pludmales ainavu sniegto rekreācijas pakalpojumu vērtēšanā biežāk tiek lietotas ar izmantošanu nesaistītas – eksistences vai saglabāšanas – vērtību aprēķināšanas metodes (Ledoux and Turner 2002; Sepelt *et al.* 2012). Noskaidrojot, vai un cik sabiedrība ir gatava maksāt par ekosistēmas vai ainavas saglabāšanu, var noteikt un labāk izprast piekrastes dabas resursu un to sniegto pakalpojumu sociālo un monetāro vērtību, ko, savukārt, ņem vērā, izstrādājot dažādus nākotnes attīstības scenārijus un plānojot nozares politiku (Leibenaths un Badura 2005; Pedleton *et al.* 2007).

Ņemot vērā Latvijas piekrastes un tās ainavas nozīmīgumu valsts politikas plānošanas dokumentos, raksta mērķis ir noskaidrot, kā pēdējo gadu mainīgajā ekonomiskajā vidē tiek vērtēti rekreācijas pakalpojumi, kas balstīti uz ainavas vērtībām.

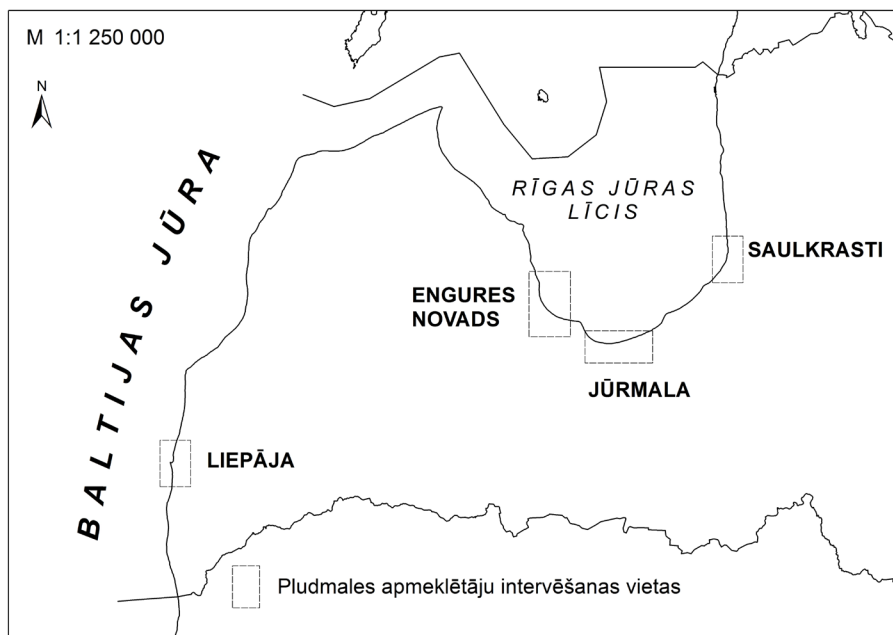
## Materiāls un metodes

### Pētījuma teritorija

Latvijas krasta līnijas kopējais garums ir 497 km. To veido dažāda tipa stāvkrasti un akumulatīvie krasti (Eberhards 2003). Tā kā rekreācijas pakalpojumu izmantošanā būtiska ir pludmale un tās raksturs (Brenner *et al.* 2010), tad pētījumā tika izvēlētas tās atpūtas vietas, kas pārstāv smilšaino pludmaļu tipu un vietām sasniedz 100 un vairāk metru platumu. Turklāt pētījumā iekļautās atpūtas vietas tika izvēlētas pēc šādiem kritērijiem:

- 1) Baltijas jūras, tai skaitā Rīgas līča piekrastes, lielo pilsētu, mazpilsētu un ciemu pludmales **apmeklējuma intensitāte**;
- 2) **atšķirīgas piekļuves iespējas**, kas ietekmē to, kura sabiedrības daļa izmanto atpūtas vietu (proti, vai tā ir sasniedzama ar sabiedrisko transportu (dzelzceļa, autobusu satiksmi) vai personīgo automašīnu);
- 3) **atšķirīgs pludmaļu labiekārtotības līmenis** (tūrisma un atpūtas infrastruktūra (tualetes, atkritumu konteineri, sporta laukumi, ģērbtuves, rotaļu laukumi, glābēji u. c.)).

Balstoties uz minētajiem rādītājiem, pētījumam tika izvēlētas šādas Latvijas pludmales (1. attēls): Jūrmalas pilsētā – Majoru, Bulduru un Dzintaru pludmale, Liepājas pilsētā – pilsētas pludmale, Saulkrastu pilsētā – visa pilsētas teritorijas pludmale, Engures novadā – pludmale no Apšuciema līdz Lapmežciemam.



1. attēls. Pludmales pētījuma vietas

Figurer 1. Locations of the beach survey

## Aptaujas anketa

Pludmales apmeklētāju viedokļa noskaidrošanai tika izmantota specifiska sabiedrības aptaujas anketa, kuras struktūra un jautājumu kārtība tika balstīta uz kontingenta novērtēšanas metodi. Aptaujas anketas uzdevums bija uzzināt, vai indivīds ir gatavs maksāt par ekosistēmas nodrošinātajiem pakalpojumiem monetārā izteiksmē (Pedleton *et al.* 2007; Mendelshon and Olmstead 2009). Tā kā šī aptauja ir kvantitatīva izlases veida aptauja, tad izlases vidējās vērtības, kas iegūtas statistisko datu apstrādē un analīzē, var attiecināt uz ģenerālo kopu (Swedish Environmental Protection Agency 2006). Pētījuma ģenerālā kopa bija pludmales apmeklētāji.

Izveidotajai anketai ir vairākas tematiskās daļas, kurās lielākoties izmantoti slēgta tipa daudzveidīgas vai ierobežotas izvēles jautājumi (Mooi and Sarstedt 2011). Slēgta tipa ierobežotas izvēles jautājumi vispirms ļāva iegūt pludmales apmeklētāja raksturojumu, proti, vai respondents ir vietējais vai vasaras sezonas iedzīvotājs vai atbraucējs no citas pilsētas vai valsts, kā arī kāds ir pludmales apmeklējuma iemesls. Nākamā jautājumu grupa saistīta ar piekrastes ainavu un tās elementu nozīmīgumu, kā arī indivīdu attieksmi pret ainavas saglabāšanu. Šajā gadījumā respondenti tika lūgti sniegt savu viedokli četru pakāpju noteiktā verbālajā skalā – no „ļoti nozīmīgi” līdz „pilnīgi nenozīmīgi” (Gideon 2012).

Saistībā ar gatavību sniegt finansiālo ieguldījumu pludmales saglabāšanā respondentiem tika uzdots slēgta tipa jautājums ar dihotomas izvēles iespējām – „jā” vai „nē” (Mendelshon and Olmstead 2009). Tam sekoja ierobežotas izvēles jautājums

par faktoriem, kas nosaka intervējamās personas izvēli atvēlēt finanšu resursus pludmales ainavas saglabāšanai, kā arī tika noskaidrots vēlāmākais maksāšanas veids. Nobeigumā tika uzdoti sociālekonomiska rakstura jautājumi par respondenta dzimumu, vecumu, izglītību, profesiju un ienākumiem.

Pētījums tika veikts 2010.–2011. gada vasarā, izmantojot tiešās intervijas metodi. Aptauja notika pašā pludmales zonā, uzrunājot apmeklētājus un atpūtniekus un lūdzot sniegt atbildes uz anketas jautājumiem. Vienas intervijas vidējais garums bija apmēram 15 minūtes.

### Datu apstrāde

Aizpildītās anketas tika kodētas un ievadītas pētījumam izveidotajā *Microsoft Excel* datubāzē, bet tālākā apstrāde veikta *SPSS* programmatūrā. Datu analīzē un interpretācijā izmantotas matemātiskās statistikas metodes (Arhipova un Bāliņa 2006; Goša 2007; Mooi and Sarstedt 2011). Tā kā nav zināms pētījuma ģenerālās kopas sadalījuma veids, tad iegūto datu izlašu raksturojamam tika lietotas neparametriskās metodes. Pēc analizēto datu un izlašu rakstura divu parametru salīdzināšanai tika izmantotas *Mann-Whitney* U-kritērija un *Vilkoksona* metode, bet četru pludmaļu izlašu salīdzināšanai – *Kruskal-Wallis* tests (Arhipova un Bāliņa 2006). Lai noteiktu faktorus, kas raksturo likumsakarības starp dažādiem pētījuma parametriem vai pazīmēm, izmantota gan binārās loģistikās regresijas, gan lineārās regresijas analīze.

### Respondentu raksturojums

Pētījuma laikā tika intervētas 907 personas, proti, 2010. gadā 643 personas un 2011. gadā 264 personas, kas ir pietiekami šāda veida pētījumiem (Champ and Welsh 2006; Hibberts *et al.* 2012). 514 jeb 56,7% respondentu bija sievietes, un 393 jeb 43,3% – vīrieši. Respondentu skaits katrā pludmalē bija šāds: Jūrmalā – 334, Liepājā – 205, Saulkrastos – 257, Engures novadā – 111.

Aptaujāto cilvēku sadalījums pa vecuma grupām parāda, ka pludmales rekreācijas resursus vasaras sezonā mazāk izmanto vecāka gadagājuma cilvēki (t. i., virs 65 gadiem) – 13% respondentu. Jaunieši vecuma grupā no 18 līdz 24 gadiem veido gandrīz 24% respondentu, no 25 līdz 39 gadiem – 28%, bet 40–64 gadus veci apmeklētāji – 35% respondentu.

Svarīgs aspekts vides zinātnes pētījumos ir respondentu izglītības līmenis. Gandrīz 60% dalībnieku ir pabeigta augstākā izglītība, 38% ir vidējā vai vidējā speciālā izglītība, un tikai 2% ir sākumskolas vai pamatskolas izglītība.

Kā jau iepriekš atzīmēts, intervijas sākumā tika noskaidrots, no kuriens respondenti ir ieradušies. Rezultāti rāda, ka šajā jautājumā starp pētījumam izvēlētajām pludmalēm pastāv atšķirības. Jūrmalā un Engures novadā respondentu sadalījumā dominē atbraucēji no citām Latvijas pilsētām un apdzīvotām vietām, bet Liepājas pludmalī lielākoties apmeklē vietējie iedzīvotāji. Saulkrastos ir liels īpatsvars tādu iedzīvotāju, kas pilsētā dzīvo tikai vasaras sezonā. Engures novada pludmales apmeklē Lietuvas iedzīvotāji, veidojot samērā augstu respondentu īpatsvaru (1. tabula). Tomēr absolūtos skaitļos ārvalstu apmeklētāju īpatsvars respondentu vidū bija līdzīgs visās trijās pludmalēs (Engurē, Jūrmalā un Liepājā), t. i., 18 līdz 20 personas.



1. tabula

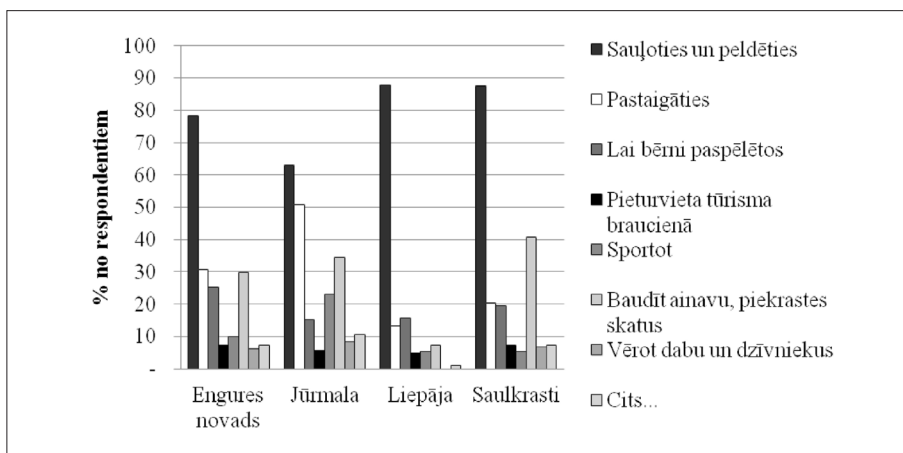
**Respondentu raksturojums pēc to dzīvesvietas  
(% no kopējā respondentu skaita katrā pludmalē)**

Table 1

*Residential characteristics of respondents (% of total respondents per beach)*

	Jūrmala	Liepāja	Saulkrasti	Engures novads
Vietējais iedzīvotājs, kurš šeit dzīvo pastāvīgi	36	76	42	23
Iedzīvotājs, kurš šeit dzīvo vasaras sezonā	9	-	17	11
Atbraucis no citas pilsētas, novada	49	15	39	50
Atbraucis no citas valsts	6	9	2	16

Vairāk nekā 60% aptaujāto respondentu apmeklēja pludmali biežāk nekā 20 reizes gadā, un tikai 11% pludmalē ierodas 1–2 reizes gadā vai vēl retāk. Tā kā intervijas notika vasarā, ir diezgan loģiski, ka lielākā daļa respondentu (78%) pludmalē bija ieradušies, lai sauļotos un peldētos (2. attēls), viņi visbiežāk izmanto laiku arī tam, lai baudītu piekrastes skatus un ainavas un pastaigātos. 15% respondentu pludmalē atrodas, lai sauļojoties un peldoties atpūstos kopā ar bērniem.



2. attēls. Pludmales apmeklējuma iemesls

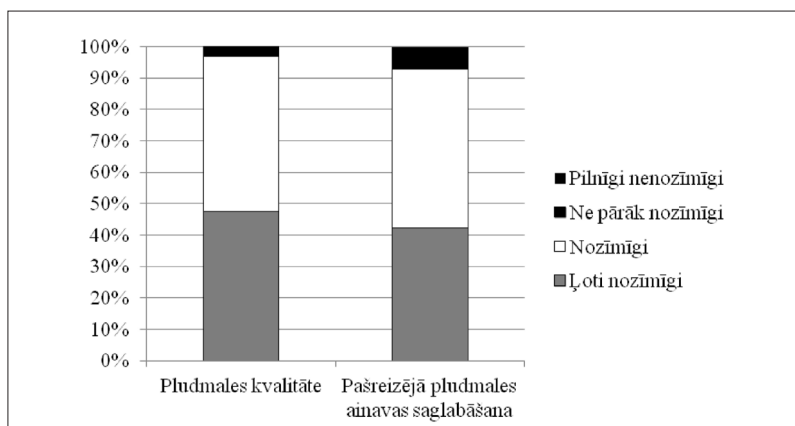
Figure 2. Purpose of beach visit

## Rezultāti

### Pludmales ainavu saglabāšanas nozīmīgums

Apmeklētāju gatavību maksāt var ietekmēt ne tikai sociālekonomiskie raksturlielumi, bet arī respondentu attieksme pret ainavu kopumā (Beharry-Borg and Riccardo Scarpa 2010), tāpēc rakstā tiek atspoguļots arī respondentu viedoklis par ainavas vides aspektiem. Pētījuma rezultāti liecina, ka vairākums apmeklētāju

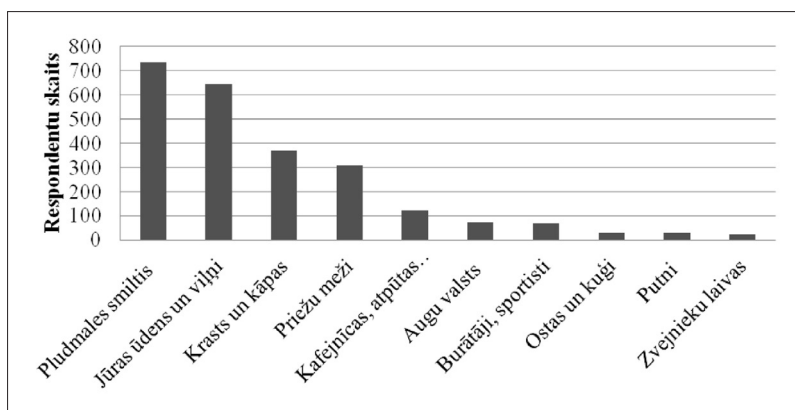
apzinās pašreizējās ainavas saglabāšanas nozīmīgumu (93% respondentu) un ka viņiem svarīga ir arī pludmales kvalitāte (97% respondentu). Respondentu vidū nav tādu, kuriem pludmales kvalitāte ir pilnīgi nenozīmīga, un tikai divi respondenti atbildēja, ka viņiem ainavas saglabāšana ir pilnīgi nenozīmīga (3. attēls). Lai gan pastāv statistiski būtiska vidēji cieša pozitīva korelācija starp atbildēm uz abiem jautājumiem par ainavas saglabāšanas nozīmīgumu un ainavas kvalitāti (*Spearman rho* = 0,717,  $p < 0,01$ ), tomēr saskaņā ar Vilkoksona zīmju ranga metodi vidējās vērtības starp ainavu saglabāšanas un pludmales kvalitātes stāvokļa nozīmīgumu statistiski būtiski atšķiras.



3. attēls. Piekrastes ainavu saglabāšanas un pludmales kvalitātes nozīmīgums

Figure 3. Importance of the coastal landscape protection and beach quality

Respondenti par svarīgākiem uzskata dabiskās ainavas elementus – pludmales smiltis, krastus un kāpas, priežu mežus, jūras ūdeni un viļņus –, nevis cilvēka veidotos elementus, piemēram, zvejnieku laivas, kuģus, bākas utt. (4. attēls).



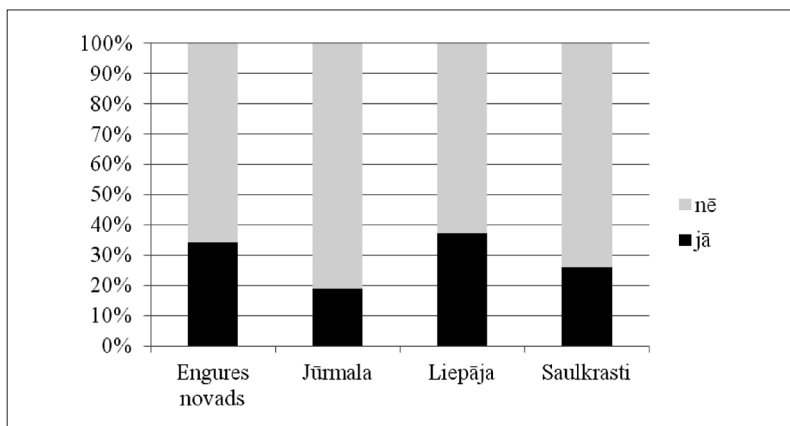
4. attēls. Svarīgākie elementi Latvijas piekrastes un pludmales ainavā

Figure 4. Important landmarks for coastal and beach landscapes of Latvia

## Gatavība maksāt

Pētījuma rezultāti kopumā parāda, ka 27% visu respondentu pludmales ainavas saglabāšanai ir gatavi atvēlēt savus finanšu līdzekļus (5. attēls). Veicot *Kruskal-Wallis* testu ar *SPSS* programmatūru, secināms, ka starp respondentiem dažādās pludmalēs pastāv statistiski būtiskas viedokļu atšķirības. Izmantojot *Mann-Whitney* U-kritērija metodi, tika precizēts, ka būtiskas viedokļa atšķirības nepastāv vienīgi starp Engures novadu un Saulkrastiem, kā arī starp Engures novadu un Liepāju.

Pētījuma rezultāti parāda, ka pastāv statistiski būtiskas viedokļu atšķirības starp apmeklētāju grupām pēc to dzīvesvietas. Pozitīvākie ir atbraucēji no citas valsts – 39% šīs grupas respondentu būtu gatavi maksāt par ainavas saglabāšanu. Tiem seko atbraucēji no citas pilsētas vai novada (30%) un tie iedzīvotāji, kas attiecīgās pludmales tuvumā dzīvo vasaras sezonā (29%). Visretāk gatavi maksāt par pludmales ainavas saglabāšanu ir pastāvīgie vietējie iedzīvotāji (22%). Veicot *Kruskal-Wallis* testu, secināms, ka šī viedokļu atšķirība starp apmeklētāju grupām ir statistiski būtiska. *Mann-Whitney* U-kritērija analīzes rezultāti norāda, ka statistiski būtiskas atšķirības ir tieši starp vietējo pastāvīgo iedzīvotāju un atbraucēju viedokli.



5. attēls. Pludmales apmeklētāju gatavība maksāt par piekrastes ainavas saglabāšanu

*Figure 5. Willingness of beach visitors to pay for coastal landscape protection at present state*

Dažādu testu rezultāti parāda, ka nav statistiski būtisku viedokļu atšķirību jautājumā par gatavību maksāt starp sievietēm un vīriešiem, dažādām vecumgrupām, respondentiem ar dažādu izglītības līmeni vai ienākumiem. Izmantojot bināro loģistisko regresijas moduli un ievada metodi, tika noskaidrots, ka gatavību maksāt statistiski būtiski ietekmē tikai divi faktori – ainavas saglabāšanas nozīmīgums un tas, no kurienes respondents ir ieradies (vai tas ir vietējais iedzīvotājs, uzturas sezonāli vai atbraucis no citas pilsētas vai valsts) (2. tabula). Tas, ka pašreizējais pludmales stāvoklis ir daļēji apmierinošs vai neapmierinošs, nav statistiski būtisks faktors, lai respondenti būtu gatavi maksāt par pludmales ainavas saglabāšanu.

2. tabula

**Binārā loģistiskā regresijas analīze par parametru „Gatavība maksāt”**

Table 2

***Determining factors for „Willingness to pay” according to the binary logistic regression***

	<b>B</b>	<b>S.E.</b>	<b>Wald</b>	<b>df</b>	<b>Sig.</b>	<b>Exp(B)</b>
No kurienes jūs ieradāties?	0,326	0,103	10,116	1	0,001	1,386
Cik jums ir nozīmīgi, ka tiek saglabāta pašreizējā ainava?	-1,201	0,154	60,937	1	0,000	0,301
Konstante	0,132	0,965	0,019	1	0,891	1,141

Vienlaikus daudzi respondenti uzsver, ka ainavas saglabāšana ir jānodrošina ar likumu vai valstij un pašvaldībām ir par to jā rūpējas. Tikai neliela daļa respondentu nevēlēšanos maksāt skaidro ar zemajiem ienākumiem, kas, iespējams, būtu saistāms ar ekonomiskās un finanšu krīzes ietekmi. Savukārt, motivējot pozitīvo atbildi, respondentu viedoklis starp piedāvātajiem variantiem sadalījās samērā vienādi, lai gan priekšroka tika dota atbildei par nevēlēšanos pieļaut piekrastes ainavu degradēšanos (3. tabula).

3. tabula

**Svarīgākie maksāšanas vai nemaksāšanas iemesli (par pludmales ainavu saglabāšanu pašreizējā veidā) (dilstošā secībā)**

Table 3

***Main reasons for willingness or non-willingness to pay for protection of beach landscape at present status (descending sequence)***

<b>Negatīvas nostājas iemesli</b>	<b>N</b>	<b>Pozitīvas nostājas iemesli</b>	<b>N</b>
Par to būtu jā rūpējas valstij	273	Lai cilvēka darbības rezultātā nepieļautu piekrastes ainavu degradēšanu	108
Par to būtu jā rūpējas vietējai pašvaldībai	232	Lai arī maniem bērniem/mazbērniem nākotnē būtu labas kvalitātes piekraste	88
Saglabāšana ir jānodrošina ar likumiem, nevis jāmaksā	178	Lai varētu atpūsties piekrastē kā līdz šim	87
Mani ienākumi ir pārāk zemi	104	Lai saglabātu Baltijas jūras piekrastes vērtības, vērtīgākos dabas objektus	86
Par piekrastes sakopšanu būtu jāatbild uzņēmumiem, kas izmanto tās resursus	91		
Piekrastē uzturos reti	42		

N – pieminēšanas biežums, respondentiem bija iespēja minēt divus iemeslus.

Aprēķinātā vidējā naudas summa, ko respondenti būtu gatavi maksāt par ieguldījumu pludmales ainavas saglabāšanā, ir 6,30 lati gadā. Tomēr atvēlētais summas sadalījums pēc iedzīvotāju dzīvesvietas ir citāds nekā pēc gatavības maksāt.

Lielāko summu atvēl atbraucēji no citām valstīm (vidēji LVL 8,37 gadā), kam seko pastāvīgie vietējie iedzīvotāji (LVL 7,11), un iedzīvotāji, kuri pludmales tuvumā dzīvo sezonāli (LVL 5,92), bet atpūtnieki no citām pilsētām vai novadiem ir gatavi maksāt vismazāko summu (LVL 5,19).

Par kritēriju atvēlētās naudas apjoma noteikšanai respondenti izvēlējās galvenokārt divas atbildes: daudzums, ko viņi būtu gatavi maksāt par pludmales ainavas saglabāšanu (43% respondentu), vai arī daudzums, ko viņi var atļauties, ņemot vērā ienākumus (34%). Atbildot par iespējamo maksāšanas mehānismu, vispopulārākais samaksas veids būtu ziedojuma veida maksājums speciālā kontā (39%) vai kā apmeklējuma maksa (ieejas biļete), ierodoties pludmalē (35%). Mazāk populārs ir variants, kad nosaukto summu respondents veiktu kā regulāru gadskārtēju maksājumu (23%). Starp maksājamās summas lielumu un izvēlēto samaksas veidu pastāv ļoti vāja statistiski būtiska korelācija (*Spearman rho* = 0,139,  $p < 0,05$ ).

Datu analīze uzrādīja arī vāju statistiski būtisku sakarību starp atvēlēto summu un uzrādītajiem respondentu ienākumiem gan kopumā, gan pludmaļu griezumā (*Spearman rho* = 0,266,  $p < 0,01$ ). Veicot lineārās regresijas analīzi, respondenta ienākumu līmenis bija vienīgais, kaut arī vājš, bet statistiski būtisks faktors, kas ietekmēja atvēlētās naudas apjomu (4. tabula).

4. tabula

#### Lineārās regresijas analīzē noteiktie faktori parametram „Kādu naudas summu jūs būtu gatavs maksāt”

Table 4

##### *Determinants for Willingness to pay amount as the result of linear regression*

	Nestandardizētais koeficients		Standartizētais koeficients	t	Sig.
	B	Std. Error	Beta		
Konstante	4,522	2,859		1,582	0,115
Dzimums	0,003	0,508	0,000	0,005	0,996
Vecums	-0,151	0,268	-0,038	-0,563	0,574
Profesija	-0,066	0,082	-0,060	-0,804	0,422
Izglītība	0,127	0,290	0,030	0,436	0,663
<b>Ienākumu līmenis</b>	<b>0,273</b>	<b>0,088</b>	<b>0,225</b>	<b>3,088</b>	<b>0,002*</b>
Pludmales apmeklējuma biežums	0,366	0,284	0,108	1,291	0,198
Pašreizējās ainavas saglabāšanas nozīmīgums	-0,836	0,449	-0,121	-1,860	0,064
Apmierinātība ar pludmales stāvokli	0,100	0,451	0,015	0,223	0,824
No kurienes esat ieradies	0,071	0,304	0,020	0,234	0,815

\* Treknrakstā atzīmēts statistiski būtiskais faktors attiecībā uz atvēlēto summas lielumu.

## Diskusija

Līdz šim Latvijā veiktie ekonomikas pētījumi, kas veltīti tam, lai noskaidrotu indivīda gatavību maksāt par kādu vides vērtību, ir veikti saistībā tikai ar ūdens resursu aizsardzību, proti, ar ūdens kvalitātes uzlabošanu. Šajos pētījumos ir bijis augstāks to iedzīvotāju īpatsvars, kuri ir gatavi maksāt, – 30–50% (Pakalniete *et al.* 2006, 2007; Ahtinainen *et al.* 2012). Meijerhofs un Lībe savā apskata rakstā (Meyerhoff and Liebe 2010) secinājuši, ka vides ekonomikas vērtēšanas pētījumos saistībā ar rekreācijas pakalpojumiem vidēji 72% respondentu par saņemtajiem ekosistēmas produktiem vai pakalpojumiem ir gatavi veikt kādu finansiālu ieguldījumu. Tāpēc šā pētījuma rezultāts, kur tikai 27% Latvijas pludmales apmeklētāju ir gatavi maksāt par ainavas saglabāšanu, ir vērtējams kā samērā zems rādītājs. Tomēr izpētes rezultāti atbilst tiem pētījumiem (Spash *et al.* 2009; Garcia-Llorente *et al.* 2011), kuros norādīts uz sakarību starp gatavību maksāt un tā saukto „vides apziņas” faktoru, kas šajā gadījumā ir respondentu piešķirtā nozīme ainavas saglabāšanai. Latvijas pludmales apmeklētājs, kas ainavas saglabāšanai piešķir lielāku nozīmi, ir arī vairāk gatavs par to maksāt.

Atbildes par iemesliem, kāpēc respondents nevēlētos maksāt par pludmales ainavas saglabāšanu, norāda uz tā saukto protesta balsojumu. Primārais iemesls ir nevis zemie ienākumi, bet gan tas, ka par šo jautājumu jārūpējas valstij vai pašvaldībai. Tas, ka šāds arguments varētu būt raksturīgs postkomunisma valstīm, secināts arī pētījumos Polijā, kur augstais protesta balsojums tiek skaidrots ar iepriekšējā režīma sekām. Cilvēki ir pieraduši, ka liela daļa pakalpojumu bija par brīvu, un tāpēc tam tā vajadzētu turpināties (Dziegielewska and Mendelsohn 2007; Bartczak *et al.* 2008). Citos pētījumos nevēlēšanās maksāt par kādiem ar vidi saistītiem pakalpojumiem vairāk tiek saistīta ar respondentu ienākumiem vai ar to, ka vērtētā vides problēma nav nozīmīga (Söderquist 1998). Lai gan Latvijas iedzīvotājiem ir vieni no zemākajiem mājsaimniecības ienākumiem Eiropas Savienībā (European Commission 2011) un 2009.–2011. gads bija ekonomiskās krīzes gads, tomēr pētījums neliecina, ka ekonomiskie apsvērumi ir galvenie, kāpēc pludmales apmeklētāji nebūtu gatavi maksāt par pludmales ainavu saglabāšanu.

Vairumā pētījumu secināts, ka respondenta ienākumu līmenis ir būtisks faktors, kas nosaka atvēlētās naudas apjomu (Barry *et al.* 2011; Rosenberger *et al.* 2012). Tas arī apstiprinājās šajā pētījumā, tādējādi dodot iespēju prognozēt, ka, pieaugot labklājības līmenim valstī, sabiedrība par piekrastes ainavas saglabāšanu varētu būt gatava maksāt vidēji lielāku naudas summu.

Ekonomiskajā vērtēšanā ir būtiska ne tikai vēlēšanās maksāt, bet arī atvēlētā summa. 2010.–2011. gada pētījumā vidējā vērtība, cik respondenti vēlējas maksāt, ir 6,30 lati gadā jeb apmēram 9 eiro gadā. Šī summa ir mazāka nekā citos Latvijā veiktajos šāda veida pētījumos – apmēram 11–14 eiro gadā (Pakalniete *et al.* 2007; Ahtinainen *et al.* 2012).

Piekrastes ainavas raksturo gan dabiskie, gan cilvēku veidotie objekti. Pētījums pierāda, ka, līdzīgi kā citos Baltijas reģionā veiktajos ainavu uztveres pētījumos (Kaur *et al.* 2004; Bell *et al.* 2008), respondenti par svarīgākajiem piekrastes un pludmales ainavas objektiem uzskata dabiskos ainavu elementus – pludmales smiltis,

jūras ūdeni un vēju, krastus un kāpas, priežu mežus. Arī citos Eiropā veiktajos vides ekonomikas pētījumos piekrastes ainavas dabiskums tiek augstu vērtēts (Petrosillo *et al.* 2007).

## Nobeigums

Pētījums sniedz vairākas vērtīgas atziņas, kuras ir jāņem vērā turpmākās piekrastes ainavas pārvaldības plānošanā. Pozitīvi ir tas, ka Latvijas pludmales apmeklētāji augstu vērtē gan pludmales kvalitātes nodrošināšanas nepieciešamību, gan ainavas saglabāšanas nozīmīgumu, gan arī par svarīgākajiem piekrastes ainavā atzīst tieši dabiskas izcelsmes elementus. Šo atziņu var ņemt vērā, turpmāk realizējot valsts piekrastes attīstības politiku, līdzsvarojot ekonomiskās attīstības un dabas, tai skaitā ainavas, saglabāšanas intereses. Tomēr ir jāņem vērā arī vēsturiski izveidojies sabiedrības viedoklis par valsts un pašvaldības pienākumiem dažādu pakalpojumu nodrošināšanā un zems indivīda līdzatbildības līmenis sabiedrībai nozīmīgu jautājumu risināšanā. Tas ietekmē ekonomiskās vērtības noteikšanu un tās tālāko izmantošanu teritorijas attīstības plānošanā. Tā kā pētījums ir veikts ekonomiskās krīzes apstākļos, iespējams, labvēlīgākā valsts attīstības situācijā rezultāti būtu pozitīvāki.

Līdz šim Latvijā ir veikti tikai daži pētījumi, kuros analizēta gatavība maksāt, ekonomiski vērtējot vides resursus vai ekosistēmu sniegtos pakalpojumus. Turklāt nevienā pētījumā nav vērtēta tā sauktā *post* jeb pēcprojekta vai pasākuma ieviešana, kur tiktu salīdzināta hipotētiskā gatavība maksāt ar reālo gatavību. Tāpēc Latvijā būtu lietderīgi veikt pētījumu arī šajā virzienā.

## Pateicības

Šis darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā „Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē – 2”.



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ

Autori izsaka pateicību pētījuma īstenošanā iesaistītajiem intervētājiem.

## LITERATŪRA

- Agardy T., Alder J., Dayton P., Curran S., Kitchingman A., Wilson M., Catenazzi A., Restrepo J., Birkeland C., Blaber S., Saifullah S., Branch G., Boersma D., Nixon S., Dugan P., Davidson N., Vörösmarty C. 2005. Chapter 19. Coastal systems. In: *Millenium ecosystem assessment: ecosystems human well-being, vol. 1; current state and trends*. Island Press, Washington, pp. 513-549.
- Ahtiainen H., Hasselström L., Artell J., Angeli D., Czajkowski M., Meyerhoff J., Alemu M., Dahlbo K., Fleming-Lehtinen V., Hasler B., Hyytiäinen K., Karlöseva A., Khaleeva Y., Maar M., Martinsen L., Nömmann T., Oskolokaite I., Rastrigina O., Pakalniete K., Semeniena D., Smart J., Söderqvist T. 2012. Benefits of meeting the Baltic Sea nutrient reduction targets – Combining ecological modelling and contingent valuation in the nine

- littoral states. *MTT Discussion Papers 1*. Pieejams: [http://www.mtt.fi/dp/DP2012\\_1.pdf](http://www.mtt.fi/dp/DP2012_1.pdf) [skatīts 10.09.2012.].
- Arhipova I., Bāliņa S. 2006. Statistika ekonomikā. Risinājumi ar *SPSS* un *Microsoft Excel*. Mācību līdzeklis. 2. izd. Datorzinību centrs, Rīga, 364 lpp.
- Atkins J. P., Burdon D., Elliott M., Gregory A. M. 2011. Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 215-226.
- Barry L., Rensburg T. M. van, Hynes S. 2011. Improving the recreational value of Ireland's coastal resources: A contingent behavioural application. *Marine Policy*, 35, 764-771.
- Bartczak A., Lindhjem H., Navrud S., Zandersen M., Żylicz T. 2008. Valuing forest recreation on the national level in a transition economy: The case of Poland. *Forest Policy and Economics*, 10, 467-472.
- Bell S., Penēze Z., Nikodemus O., Montarzino A. 2008. Perception of the Latvian Landscape during Social and Economic Transformations. *Place and Location, Studies and Environmental aesthetics and semiotics*, VI: 239-256.
- Beharry-Borg N. and Scarpa R. 2010. Valuing quality changes in Caribbean coastal waters for heterogeneous beach visitors. *Ecological Economics*, 69, 1124-1139.
- Brenner J., Jiménez J. A., Sardá R., Garola A. 2010. An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain. *Ocean & Coastal Management*, 53, 27-38.
- Champ P. A. and Welsh M. P. 2006. Survey Methodologies for Stated Choice Studies. In: Kanninen B. I. (ed.) *Valuing Environmental Amenities Using Stated Choice Studies*. Springer, pp. 21-42.
- Dziegielewska D. A. and Mendelsohn R. 2007. Does „No” mean „No”? A protest methodology. *Environment and Resource Economy*, 38, 71-87.
- Eberhards G. 2003. Latvijas jūras krasti. Latvijas Universitāte, Rīga. 296 lpp.
- European Commission. 2011. Eurostat regional yearbook 2011. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 235 p.
- European Environment Agency. 2006. The changing faces of Europe's Coastal areas. Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg. 107 p.
- European Environment Agency. 2010. 10 messages for 2010. Coastal ecosystems. Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg. 17 p.
- European Environment Agency. 2011. Resource efficiency in Europe. Policies and approaches in 31 EEA member and cooperating countries. Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg. 80 p.
- García-Llorente M., Martín-Lopez B., Montes K. 2011. Exploring the motivations of protesters in contingent valuation: Insights for conservation policies. *Environmental science and policy*, 14, 76-88.
- Gideon L. 2012. The Art of Question Phrasing. In: Gideon L. (ed.) *Handbook of Survey Methodology for the Social Sciences*. Springer Science+Business Media New York, pp. 91-107.
- Goša Z. 2007. Statistika. Latvijas Universitāte, SIA „Izglītības soļi”, Rīga, 372 lpp.
- Hermann A., Schleifer S., Wrbka T. 2011. The Concept of Ecosystem Services Regarding Landscape Research: A Review. *Living Reviews Landscape Research*, 5. Pieejams: <http://www.livingreviews.org/lrlr-2011-1>. [skatīts 10.09.2012.].



- Hibberts M., Johnson B. R., Hudson K. 2012. Common Survey Sampling Techniques. In: Gideon L. (ed.) *Handbook of Survey Methodology for the Social Sciences*. Springer Science+Business Media New York, pp. 53-74.
- Kaur E., Palang H., Sooväli H. 2004. Landscapes in change – opposing attitudes in Saaremaa, Estonia. *Landscape and Urban Planning*, 67, 109-120.
- Latvijas Republikas Saeima. 2010. Latvijas ilgtspējīgas attīstības stratēģija, 100 lpp.
- Layke C., Mapendembe A., Brown C., Walpole M., Winn J. 2012. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. *Ecological Indicators*, 17, 77-87.
- Ledoyx L. and Turner R. K. 2002. Valuing ocean and coastal resources: a review of practical examples and issues for further action. *Ocean & Coastal Management*, 45, 583-616.
- Leibenaths M. un Badura M. 2005. *Natura 2000* teritoriju ekonomiskās novērtēšanas rokasgrāmata. Baltijas Vides Forums, 40 lpp.
- Lopez y Royo C., Silvestri C., Pergent G., Casazza G. 2009. Assessing human-induced pressures on coastal areas with publicly available data. *Journal of Environmental Management*, 90, 1494-1501.
- Mendelshon R. and Olmstead S. 2009. The Economic Valuation of Environmental Amenities and Disamenities: Methods and Applications. *The Annual Review of Environment and Resources*, 34, 325-347.
- Meyerhoff J. and Liebe U. 2010. Determinants of protest responses in environmental valuation: a meta study. *Ecological Economics*, 70, 366-374.
- Mooi E. and Sarstedt M. 2011. *A Concise Guide to Market Research, The process, data and Methods Using IBM SPSS Statistics*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 307 p.
- Pakalniēte K., Bouscasse H., Strosser P. 2006. Assessing socio-economic impacts of different groundwater protection regimes. *Latvian case study report*. Riga: Project BRIDGE (SSPI-2004-006538), 93 p.
- Pakalniēte K., Lezdiņa A., Veidemane K. 2007. Assessing environmental costs by applying Contingent Valuation method in the sub-basin of the river Ludza. *Latvian case study report*. Riga: Project ENCO-BALT (PPA04/MC/6/5), 87 p.
- Pendleton L., Atiyah P., Moorthy A. 2007. Is the non market literature adequate to support coastal and marine management? *Ocean & Coastal Management*, 50, 363-378.
- Petrosillo I., Zurlini G., Corlian M. E., Zaccarelli N., Dadamo M. 2007. Tourist perception of recreational environment and management in a marine protected area. *Landscape and Urban Planning*, 79, 29-37.
- Rashid H., Scholes R., Ash N. (eds.) 2005. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: current state and trends. Findings of the Condition and Trends Working Group*. Island Press, Washington, 23 p.
- Rosenberger R. S., Needham M. D., Morzillo A. T., Moehrke C. 2012. Attitudes, willingness to pay, and stated values for recreation use fees at an urban proximate forest. *Journal of Forest Economics*. (article in press).
- Seppelt R., Fath B., Burkhard B., Fisher J. L., Gret-Regamey A., Lautenbach S., Pert P., Hotes S., Spangenberg J., Verburg P. H., Oudenhoven A. P. E. van 2012. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. *Ecological Indicators*, 21, 145-154.
- Söderquist T. 1998. Why Give up Money for the Baltic Sea? Motives for People's Willingness (or Reluctance) to Pay. *Environmental and Resource Economics*, 1, 249-254.

- Spash C. L., Urama K., Burton R., Kenyon W., Shannon P., Hill G. 2009. Motives behind willingness to pay for improving biodiversity in a water ecosystem: Economics, ethics and social psychology. *Ecological Economics*, 68, 955-964.
- Swedish Environmental Protection Agency. 2006. An instrument for assessing the quality of environmental valuation studies. Stockholm, CM Digitaltryck AB, 119 p. Pieejams: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-1252-5.pdf> [skatīts 10.09.2012.].
- Veidemane K. 2011. The impact of driving forces and protection policies on future coastal landscapes: a case study of Latvia. In: G. Schernewski et al. (eds.) *Global Change and Baltic Coastal Zones*. Coastal Research Library 1, Springer Science+Business Media B.V., pp. 193-210.
- Termorshuizen J. W., Opdam P. 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology*, 24, 1037-1052.
- Tzatzanis M., Wrбка T., Sauberer N. 2003. Landscape and vegetation responses to human impact in sandy coasts of Western Crete, Greece. *Journal of Nature Conservation*, 11, 187-195.

## Summary

*Beach landscapes are one of the nature resources contributing to human well-being with a variety of goods and services, including recreation ones. During 2010-2011 a study on importance of the beach landscape protection and related willingness to pay for its protection was carried out in the coastal area of Latvia. A majority of the beach visitors values the beach quality and necessity to protect present beach landscapes as important. However, only a fourth of them are willing to pay for the protection of a status quo of the beach landscapes. The paper assesses reasons and factors determining opinions of respondents towards different landscape management issues.*

**Keywords:** *the Baltic Sea, coastal zone, ecosystem services, willingness to pay, beach visitors' survey.*

## Galvenā devona lauka rietumu daļas Pļaviņu reģionālā stāva ihnofosiliju komplekss

### *Ichnofossil assemblages from the Pļaviņas Regional Stage, western part of the Main Devonian Field*

**Sandijs Meškis**

Latvijas Universitāte  
Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte  
Raiņa bulvāris 19, Rīga, LV-1586  
E-pasts: [sandijs.meskis@lu.lv](mailto:sandijs.meskis@lu.lv)

Pētījumā analizēts pēdu fosiliju komplekss no Galvenā devona lauka rietumu daļas Pļaviņu reģionālā stāva nogulumiem, kuri ir plaši izplatīti visā Austrumeiropas platformā un kurus pārsvarā veido dolomīti un kaļķakmeņi. Iegūti jauni dati par pēdu fosiliju izplatību griezumā, kurā fiksēti šādi ihnotaksoni: *Bergaueria* isp., *?Bifungites* isp., *Chondrites* isp., *Diplocraterion* isp., *Lockeia* isp., *Phycodes* isp., *Planolites* isp., *Thalassinoides* isp., *Skolithos* isp., *?Spirophycus* isp., *?Psammichnites* isp., *Rhizocorallium* isp. Ihnofosiliju komplekss atbilst *Glossifungites* un *Cruziana* ihnofācijām – tās raksturīgas plūdmaiņu un augšējās sublitorāles zonām, un tas apstiprina, ka pētāmajā teritorijā Pļaviņu reģionālajā laikmetā ir pastāvējusi nenoslēgta, normāla sāļuma jūra, kuras rietumu daļā konstatēti seklūdens zonas apstākļi un substrātu veidoja mīksta karbonātu nogulas.

**Atslēgvārdi:** devons, dolomīts, Franas stāvs, ihnofācija, sedimentācijas apstākļi.

## Ievads

Pēdu fosilijas bieži vien ir vienīgā liecība par bezmugurkaulnieku organismu eksistenci ģeoloģiskajā pagātnē, turklāt seno dzīvnieku atstātās pēdās var sniegt papildu datus par nogulumu veidošanās apstākļiem. Pastāv noteikti nogulumu tipi un fācijas, kas nesekmē gliemežvāku un citu kalcija karbonāta skeleta daļu saglabāšanu, un tādā gadījumā ihnofosilijas ir vienīgā liecība par tās veidotāju organismu dzīvi. Pēdu fosilijas atspoguļo izmirušo organismu „pārakmeņoto uzvedību” (Bromley 1996), tās atspoguļo daudz parametru, kuri ir svarīgi no sedimentoloģijas, stratigrāfijas un paleoekoloģijas viedokļa; piemēram, atšķirībā no īstajām fosilijām, pēdu fosilijas nekad nemēdz būt pārnestas straumēs, līdz ar to iegūto datu interpretācija ir droša un tie ir vērtīgs ihnoloģijas ieguldījums ģeoloģijā kopumā.

Ihnofosiliju komplekss jeb ihnocenoze ir organismu darbības pēdu asociācija, kas ir saistīta ar to veidošanās vidi un atspoguļo tādus vides apstākļus kā baseina dziļums, ūdens sāļums, skābekļa daudzums, substrāta raksturs un citus parametrus. Ganību pēdas un slazdi, vāksšanas un kultivēšanas pēdas norāda uz dziļās jūras apstākļiem; komplicētas barošanās alas un ejas parasti ir sastopamas no abisāles līdz seklajai šelfa jūrai; šelfa vidējā un distālajā zonā, zem viļņu bāzes ihnofosilijas veido bagātīgu kompleksu, kurā ir sastopamas pārvietošanās pēdas, atpūtas pēdas

un vertikālas ejas. Savukārt zemas daudzveidības komplekss ir raksturīgs vidējiem plūdmaiņu līdzenumiem, to veido vertikālas dzīvojamās un barošanās alas, kā arī pārvietošanās un glābšanās ejas (Seilacher 2007).

Ļaiviņu reģionālā stāva (RS) nogulumi ir ļoti plaši izplatīti visā Austrumeiropas platformā, tajā skaitā Galvenajā devona laukā (Sorokin 1978). Vairāki autori ir skaidrojuši to ar Ļaiviņu laikposma transgresijas apmēru pieaugumu, kādēļ pārsvarā klastisko sedimentāciju nomainījusi galvenokārt karbonātisko nogulumu uzkrāšanās. Ļaiviņu reģionālajam stāvam Latvijas teritorijā atbilst Ļaiviņu svīta, bet Igaunijā un Krievijas ziemeļrietumu daļā – Sņetnaja Goras, Pleskavas un Čudovas svīta vai slāņi. Ļaiviņu svītas nogulumus veido galvenokārt dolomīts un dolomītmerģelis ar kaļķakmeņu, smilšakmeņu, aleirolītu un māla starpslāņiem, bet virzienā uz austrumiem šāda vecuma nogulumos pieaug kaļķakmeņu un merģeļu nozīme (Sorokin 1978).

Ļaiviņu reģionālā stāva dolomīta un kaļķakmens nogulumos konstatēti bagātīgi jūras organismu kompleksi, kurus veido daudzveidīgi bezmugurkaulnieki, aļģes, bezžokļeņi un zivis, kā arī ir sastopamas ihnofosilijas un mikrobiālie veidojumi – stromatolīti un onkolīti (Sorokin 1978, 1981; Ivanov *et al.* 2005). Bezmugurkaulnieku un hordaiņu atliekas ir intensīvi un detalizēti pētītas jau vairāk nekā gadsimtu, turpretī Ļaiviņu RS pēdu fosilijas līdz šim reti ir bijušas detalizētu mērķtiecīgu pētījumu objekts. Paleoihnoģijas pētījumi Latvijā vairāk saistāmi ar norādēm uz pēdu fosiliju atradumiem V. Kurša (1975), V. Sorokina (1978, 1981), L. Savvaitovas (1977) darbos. Pētījumu Galvenā devona laukā arī nav daudz (Engalichev 2003; Lukševičs 2006; Lukševičs *et al.* 2008). Tomēr, atskatoties nedaudz senākā pagātnē, atrodam atsevišķus pētījumus, kuros veikta mērķtiecīga un tam laikam atbilstoša pēdu fosiliju noteikšana, piemēram, E. Krausa (1930) darbos tika identificētas U-veida pēdu fosilijas *Rhizocorallium*, *Arenicolites*, *Tigillites*, kā arī citi ihnotaksoni, kas izmantoti paleoekoloģisko apstākļu interpretēšanai.

Šis pētījums ir veikts Latvijas ziemeļaustrumu daļā, Igaunijas dienvidaustrumu daļā un Krievijas Federācijas Pleskavas apgabalā laikā no 2009. līdz 2012. gadam. Pētījuma mērķis ir raksturot Franas laikmeta Ļaiviņu reģionālā stāva nogulumos sastopamās pēdu fosilijas un novērtēt to kompleksa nozīmi paleoekoloģisko un nogulu veidošanās apstākļu rekonstrukcijās.

## Pētījuma teritorijas ģeoloģiskais raksturojums

Ļaiviņu svīta ir izplatīta Latvijas teritorijā, bet Igaunijas un Krievijas ziemeļrietumu daļā tai atbilst Sņetnaja Goras, Pleskavas un Čudovas slāņi; Igaunijā tiem ir piešķirts svītu rangs (Mark-Kurik and Pöldvere 2012). Ļaiviņu svītas nogulumus veido galvenokārt dolomīts un dolomītmerģelis, kas mijas ar kaļķakmeņu, smilšakmeņu, aleirolītu un māla starpslāņiem, vietām sastopamas arī ģipša starpkārtas, bet virzienā uz austrumiem Ļaiviņu svītai atbilstošos nogulumos pieaug kaļķakmeņu un merģeļu nozīme. Ļaiviņu laikposmā aizsākās pārsvarā karbonātisko nogulumu sedimentācijas posms Baltijas epikontinentālajā baseinā, kurā klastisko daļiņu un, iespējams, arī saldūdens pieplūde no Fenoskandijas (Baltijas) vairoga ir būtiski samazinājusies. Latvijas un Igaunijas austrumu daļā un Krievijas rietumos pierobežā ar Latviju Ļaiviņu laikposma dolomīta un kaļķakmens nogulumos konstatēti bagātīgi jūras

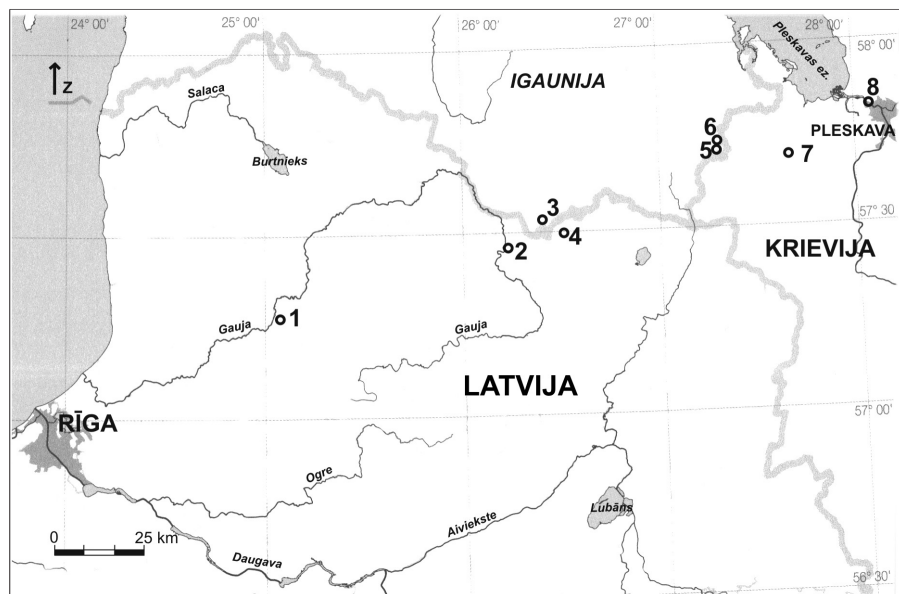
organismu kompleksi, kurus veido pārsvarā bezmugurkaulnieki – stromatoporāti, tabulātu un četrstaru (rugožu) koraļļi, gliemenes, gliemeži, galvkāji, slēdzenes brahiopodi, jūras lilijas, kā arī aļģes, zivju kauli, racējorganismu ejas un mikrobiālie veidojumi – stromatolīti un onkolīti (Sorokin 1978, 1981).

Pēc iežu sastāva, organismu kompleksa atšķirībām, kā arī ņemot vērā griezumā cikliskās uzbūves likumsakarības, Latvijā Pļaviņu svīta savulaik tika sadalīta četrās pasvītās (Sorokin 1981), kuras mūsdienās apskata ridu statusā (Stinkulis 2003). Griezuma apakšējo daļu, kas atbilst Kokneses ridai, veido dolomītmerģeļi, māli, dolomīti un smilšakmeņi, kas izveidojās, pateicoties klastiskā materiāla piejaukumam (no Fenoskandijas vairoga). Igaunijā Kokneses ridai atbilst Sņetnaja Goras svīta, bet Krievijā – Sņetnaja Goras slāņi. Attīstoties plašai jūras transgresijai, izgulsnējās mālaini karbonātiskais materiāls, kas giezumā veido pārsvarā dolomītus, mazāk dolomītmerģeļus vai merģeļus un klastiskos iežus. Augšējo svītas daļu Latvijā iedala trīs ridās: Sēlijas, Atzeles un Apes ridā. Sēlijas un Atzeles rida Igaunijas teritorijā atbilst Pleskavas svītai (Mark-Kurik and Pöldvere, 2012), bet Krievijas ZR daļā – Pleskavas slāņiem (Sorokin 1978). Apes ridas nogulumu tiek korelēti ar Čudovas svītu Igaunijā vai Čudovas slāņiem Krievijā (Lukševičs 2001). Šo griezuma daļu Latvijā pārsvarā veido dolomīti, bet Latvijas galējos austrumos un ziemeļaustrumos, kā arī Igaunijā un Krievijā dominē kaļķakmeņi.

Pļaviņu svītas atsegumi sastopami Ventas, Abavas, Riežupes, Daugavas, Dubnas, Gaujas un Palsas krastos, visvairāk to ir Daugavas krastos posmā Līvāni–Rīga. Igaunijā Sņetnaja Goras svīta atsedzas Pētri (*Peetri*) un Perli (*Pärli*) upju krastos, kā arī Losi (*Loosi*) un Vastselīnas apkārtņē, Pleskavas svītas atsegumi sastopami Hānjas augstienes austrumu daļā Tīrhannā (*Tīrhanna*) un Parmu, bet Čudovas svīta Igaunijas teritorijā neatsedzas (Kajak 1997). Krievijas ziemeļrietumu daļā Sņetnaja Goras slāņi ir plaši izplatīti Veļikajas, Šeloņas, Lovates, Mšagas un Mstas upju baseinos, bet stratotipiskais griezums atrodas pie Sņetnaja Goras klostera Pleskavas tuvumā (Sorokin 1978). Pleskavas slāņu stratotips atrodas Pleskavā (Sorokin 1981), bet tie atsedzas arī pie Izborskas, kā arī Lugas, Oredežas, Kerestjas, Volhovas, Sjases, Lovates un citu upju krastos. Par Čudovas slāņu stratotipu ir izvēlēts griezums Čudovas apkārtņē, bet šo slāņu atsegumi sastopami to pašu upju baseinos kā Pleskavas slāņi (Sorokin 1978).

Pētījums ir veikts vairākos posmos – lauka darbi, kamerālie darbi, iegūto datu analīze un interpretācija. Lauka darbi notika vairākās sezonās laikā no 2009. līdz 2012. gadam vairākos Pļaviņu svītas nogulumu dabiskajos atsegumos un karjeros Latvijas ziemeļaustrumu daļā, Igaunijas dienvidaustrumu daļā un Krievijas Federācijas Pleskavas apgabala rietumu daļā (1. attēls).

Bijušais **Lauciņu** karjers atrodas Vidzemes augstienes ziemeļaustrumu daļā netālu no Cēsīm, Gaujas Nacionālā parka teritorijā. Pļaviņu svītas biežums šeit sasniedz apmēram 8 m. Lauciņu karjerā sastopami Kokneses ridas dolomītmerģeļi griezuma apakšējā daļā un Sēlijas ridas mehāniski izturīgi, kavernozi dolomīti un mālaini dolomīti ar māla starpkārtām. Retas ihnofosilijas (*Planolites* isp.) konstatētas griezuma apakšējā daļā (trešā slāņa augšējā daļā, kas, domājams, atbilst Sēlijas ridas pamatnei) un nobirās; to saglabātība ir zema, ko, domājams, ietekmējis dolomitizācijas process.



*1. attēls. Pļaviņu svītas iħnologiskā kompleksa pētījumu vietu izvietojums*

1 – bijušais Lauciņu karjers; 2 – Dārziema karjers; 3 – Kalkahju atsegums pie Pētri upes; 4 – Apes karjers; 5 – Marinovas karjers; 6 – Tīrhannas karjers; 7 – Slāvu avotu atsegums pie Izborskas; 8 – Sņetnaja Goras atsegums Veļikajas (Mudavas) krastā lejpus Pleskavai.

*Figure 1. Location map of the study area of the Pļaviņas ichnofossil assemblages*

*Legend: 1. abandoned Lauciņi quarry; 2. Dārziems quarry; 3. Kalkahju outcrop near Peetri River; 4. Ape abandoned quarry; 5. Marinaova quarry; 6. Tīrhanna quarry; 7. Slavyanskie Klyuchi outcrop near Izborsk; 8. Snetnaya Gora outcrop near Velikaya River downstream Pskov.*

**Dārziema** karjerā Latvijas ziemeļaustrumu daļā atsegti Pļaviņu svītas dolomīti ar daudzveidīgām dažādu organismu fosilijām, žūšanas plaisām, viļņu ripsnojuma un putna acs tekstūrām, tomēr 2010. gada lauka darbos pēdu fosilijas šeit netika atrastas. Pamestajā **Apes** karjerā Pļaviņu svītas dolomītos tāpat ir atrodamas dažādas fosilijas, bet 2010. gada lauka darbos pēdu fosilijas starp tām konstatēt neizdevās.

**Kalkahju** atsegums atrodas Igaunijā, Pētri upes (*Peetri jõgi*) kreisajā krastā, divu kilometru attālumā no apdzīvotas vietas Karisēdiltas (*Karisöödilt*) un nedaudz vairāk kā viena kilometra attālumā no Latvijas robežas. Dolomītu siena atsedzas 60 m garā upes posmā, veidojot vidēji 4 m augstu atsegumu. Griezuma apakšējo daļu veido Pļaviņu RS Sņetnaja Goras svītas plātņainie dolomīti un dolomītmerģeļi; mālaina starpkārta atdala tos no pārsedzošajiem Pleskavas svītas dolomītiem ar *Chondrites*, *Palaeophycus* un citām pēdu fosilijām, kas šeit konstatētas 2011. gada lauka darbos.

**Marinovas** karjers atrodas Viru apgabala Meremē (*Meremäe*) pagastā netālu no Marinovas ciema un 0,5 km no Igaunijas un Krievijas robežas; tā izstrāde uzsākta 2007. gadā. Šajā karjerā 2011. gadā bija atsegta slāņkopas daļa, kuras biezums sasniedza 6 m. Nogulumus veido Pleskavas svītas dolomīti, kuros sastopami stromatoporāti, bet pēdu fosilijas netika konstatētas.

**Tirhannas** pamestais dolomīta karjers atrodas Viru apgabala Meremē pagastā netālu no Tirhannas ciema, apmēram 4 km uz ziemeļiem no Marinovas karjera un 150 m attālumā no Igaunijas un Krievijas robežas. Līdz 20. gadsimta vidum šeit notika Pleskavas svītas dolomītu ieguve, bet starp dolomītiem ir sastopams arī vāji dolomitizēts kaļķakmens. Slāņkopas apakšā un pašā augšā starp stromatoporātu un aļģu veidotām struktūrām izsekojamas atsevišķas nenosakāmas ihnofosilijas ar ļoti zemu saglabātību.

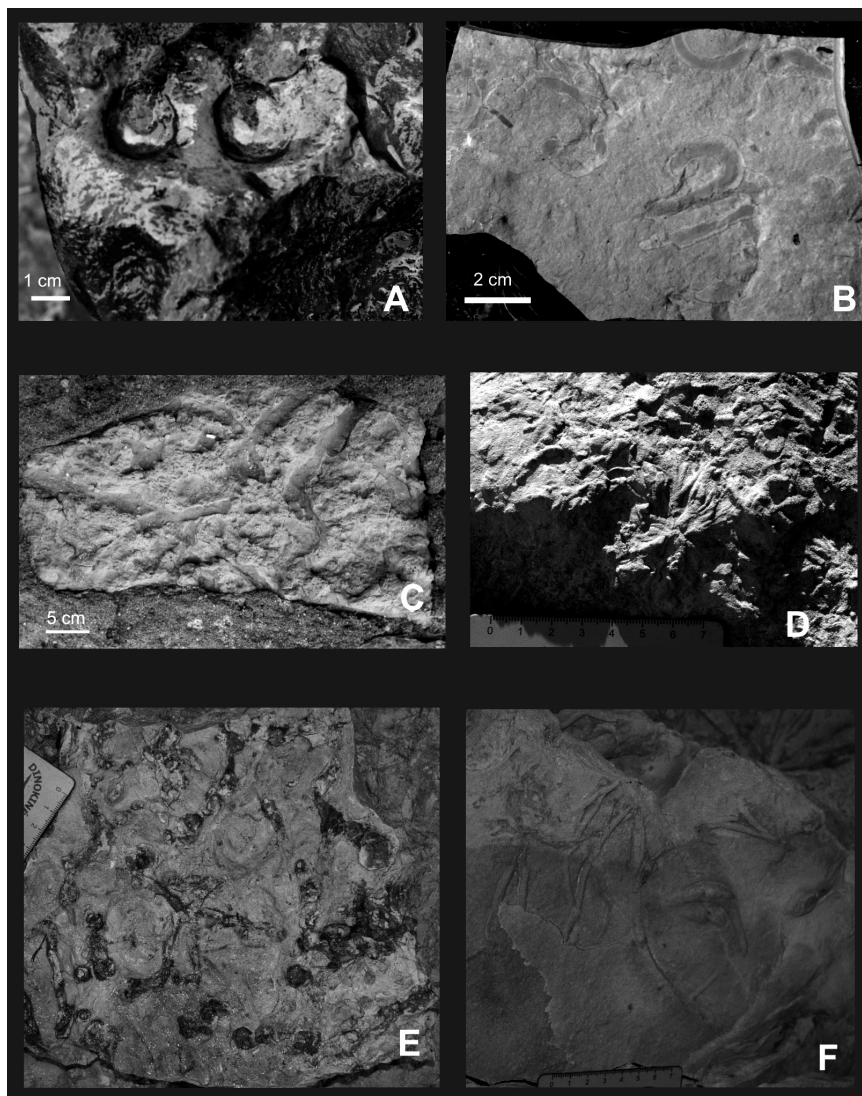
**Slāvu avotu** atsegums atrodas Gorodiščenskas ezera dienvidu krastā netālu no Izborskas (Pleskavas apgabals, Krievija). Pleskavas slāņus šeit veido galvenokārt kaļķakmens un merģelis ar māla starpkārtām, kā arī dolomīts. Lauka darbos 2012. gada vasarā konstatēts, ka nogulumi ar daudzveidīgām ihnofosilijām (*Thalassinoides* isp., *Planolites* isp., *Skolithos* isp.) mijas ar kaļķakmeņiem un merģeļiem, kas bagāti ar brahiopodu čaulām.

**Sņetnaja Goras** atsegums atrodas 8 km uz ziemeļrietumiem no Pleskavas (Krievija) Veļikajas labajā krastā. Sņetnaja Goras slāņus šeit veido dolomīti, dolomītmerģeļi, merģeļi ar māla starpslāņiem un dolomitizēti kaļķakmeņi ar zivju un brahiopodu fosilijām, kā arī stromatolītiem. Griezuma augšējo daļu veido Pleskavas slāņu dolomitizētie kaļķakmeņi ar bezmugurkaulnieku atliekām. Lauka darbos 2012. gadā griezuma apakšējā daļā Sņetnaja Goras slāņos atrastas *Chondrites* isp., *Planolites* isp., *?Psammichnites*, *Thalassinoides* isp. pēdu fosilijas, bet griezuma augšējā Pleskavas slāņu daļā ir konstatēta liela ihnofosiliju daudzveidība, ieskaitot *Bergaueria*, *Bifungites*, *Chondrites*, *Diplocraterion*, *Planolites*, *Phycodes*, *?Psammichnites*, *Skolithos*, *?Spirophyucus* un *Thalassinoides* ihnoģintis.

## Metodes

Ihnofosiliju analīzes metodes pamatā ir lauka darbi, kuru gaitā tika ievākts materiāls – pēdu fosilijas saturošo iežu monolīti. Lauka darbus veikuši S. Meškis un I. Zupiņš. Lai noskaidrotu ihnofosiliju laterālo un vertikālo izplatību, tika apsekota pēc iespējas lielāka karjera vai atseguma daļa. Katrā pētījumu objektā ir sagatavots detalizēts griezumums, pārsvarā izvēloties tās atsegumu vai karjera daļas, kurās ir atrastas pēdu fosilijas. Ihnofosiliju taksonomiskā piederība tika noteikta pārsvarā turpat lauka apstākļos, dati par ihnotaksonu izplatību tika atzīmēti griezumā. Lauka darbu laikā ievāktajā un fotogrāfiski dokumentētajā materiālā pēdu fosilijas ar nepietiekamām atpazīšanas pazīmēm netika ietvertas. Taksonomiskās piederības precizēšanai laboratorijas apstākļos, kā arī ihnofosiliju kolekcijas veidošanai vērtīgākie paraugi tika atskaldīti un sagatavoti transportēšanai. Pirms paraugu atdalīšanas no atseguma sienas tie tika rūpīgi novērtēti, jo pēdu fosilijas mēdz būt ļoti apjomīgas. Vietās ārpus dabas liegumu zonām vai aizsargājamajiem dabas objektiem pēdu fosiliju monolītu ievākšanā tika izmantots ģeoloģiskais āmurs un kalts. Paraugi tika ievākti kopā ar ieža monolītu, rēķinoties ar iespējām laboratorijas apstākļos atklāt pēdas, kuras parauga virspusē nav redzamas. Iegūtos paraugu monolītus marķēja ar norādi uz parauga augšējo un apakšējo virsmu. Gadījumos, kad pēdu fosiliju paraugi atradās dabas liegumos vai monolīti bija pārāk apjomīgi transportēšanai uz laboratoriju, tika veikta monolīta virsmas fotodokumentēšana ar pievienotu mērogu. Paraugi apstrādāti galvenokārt Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas

un Zemes zinātņu fakultātes Iežu pētījumu laboratorijā, izmantojot kalnu, urbi un iežu ripzāģi. Ievāktie paraugi nodoti Latvijas Dabas muzejam, kolekcijas Nr. LDM PI 15.



### 2. attēls. Pļaviņu reģionālā stāva ihnofosilijas

A – *Bergaueria* isp. (Kalkahju atsegums), B – *Rhizocorallium* isp. (Sņetnaja Goras atsegums), C – *Thalassinoides* isp. (Sņetnaja Goras atsegums), D – *Chondrites* isp. (Sņetnaja Goras atsegums), E – *Bifungites* isp. (Sņetnaja Goras atsegums), F – *?Psammichnites* isp. (Sņetnaja Goras atsegums).

### Figure 2. Ichnofossils from the Pļaviņas Regional Stage

A. *Bergaueria* isp. (Kalkahju outcrop), B. *Rhizocorallium* isp. (Snetnaya Gora outcrop), C. *Thalassinoides* isp. (Snetnaya Gora outcrop), D. *Chondrites* isp. (Snetnaya Gora outcrop), E. *Bifungites* isp. (Snetnaya Gora outcrop), F. *?Psammichnites* isp. (Snetnaya Gora outcrop).



## Rezultāti

### Ihnotaksonu sistemātika

*Bergaueria* Prantl, 1945

*Bergaueria* isp.

2.A attēls.

Atrodne un vecums. Kalkahju atsegums, Sņetnaja Goras svīta; Sņetnaja Goras atsegums, Sņetnaja Goras slāņi.

Apraksts. Relatīvi sekļas, līdz dažiem centimetriem garas, pussfēriskas, koniskas formas ejas, var būt cilindriskas. Sastop vienu, dažas vai veselas populācijas slāņu virsmās. Virsma veido noapaļotu, gludu hiporeljefu vai pilnu reljefu ar diametru, kas nav mazāks par 5 mm, bet vidēji 10–20 mm. Eju sienas ir homogēnas, nav novērojamas struktūras, reizēm izšķirams viegls viļņojums. *Bergaueria* ihnofosilijas sastop kaļķakmeņos, retāk dolomītos, tās veidojušās seklos ūdeņos; domājams, ka ejas atstājušas koraļļu polipu bezskeleta formas, kas līdzīgas mūsdienu jūras anemonēm. Pieskaitāmas pie dzīvošanas (*domihnijas*) un atpūtas vai slēpšanās (*kubihnijas*) pēdām (Pemberton *et al.* 1988).

*Bifungites* Desio, 1940

*Bifungites* isp.

2.E attēls.

Atrodne un vecums. Sņetnaja Goras atsegums, Pleskavas slāņi.

Apraksts. *Bifungites* ihnoģints pēdas konstatētas uz slāņa virsmas, veido 20–45 mm garas horizontālas ejas, kuras galos divas iepaļas, sfēriskas kameras. Ihnofosilijas veido nezināmi organismi, domājams, ar mazkustīgu dzīvesveidu, mīkstu ķermeni; pēc ģenēzes ir attiecināmas uz barošanās vai dzīvošanas (*domihnijas*) pēdām; veidošanās paleoekoloģiskie apstākļi saistīti ar sekļas jūras piekrastes zonu, sāļūdens un iesāļūdens vidi (Bjerstedt 1987).

*Chondrites* Brongniart, 1828

*Chondrites* isp.

2.D attēls.

Atrodne un vecums. Kalkahju atsegums, Sņetnaja Goras svīta; Sņetnaja Goras atsegums, Sņetnaja Goras un Pleskavas slāņi.

Apraksts. No vertikālas uz horizontālu plakni vērsta žuburainas barošanās ejas; *Chondrites* ihnoģints specifika ir tā, ka ejas nekad nekrustojas. To diametrs ir 0,5–5 mm, un vienā sistēmā tas vienmēr ir nemainīgs. Parasti visas sistēmas izmērs ir daži centimetri. Bieži sastop kopā ar *Thalassinoides* un *Planolites* ihnoģintīm. Izplatītas Galvenā devona laika nogulumos; visbagātākā ir Daugavas svīta, kur *Chondrites* konstatētas vairāku slāņu ietvaros.

Piezīmes. *Chondrites* tiek interpretētas kā barošanās ejas, kas bieži tiek asociētas ar zema skābekļa līmeņa substrātu, bet daudzos gadījumos pastāv arī izņēmumi (Osgood 1970; Frey and Bromley 1985).

*Diplocraterion* Torell, 1870

*Diplocraterion* isp.

Atrodne un vecums. Sņetnaja Goras atsegums, Pleskavas slāņi.

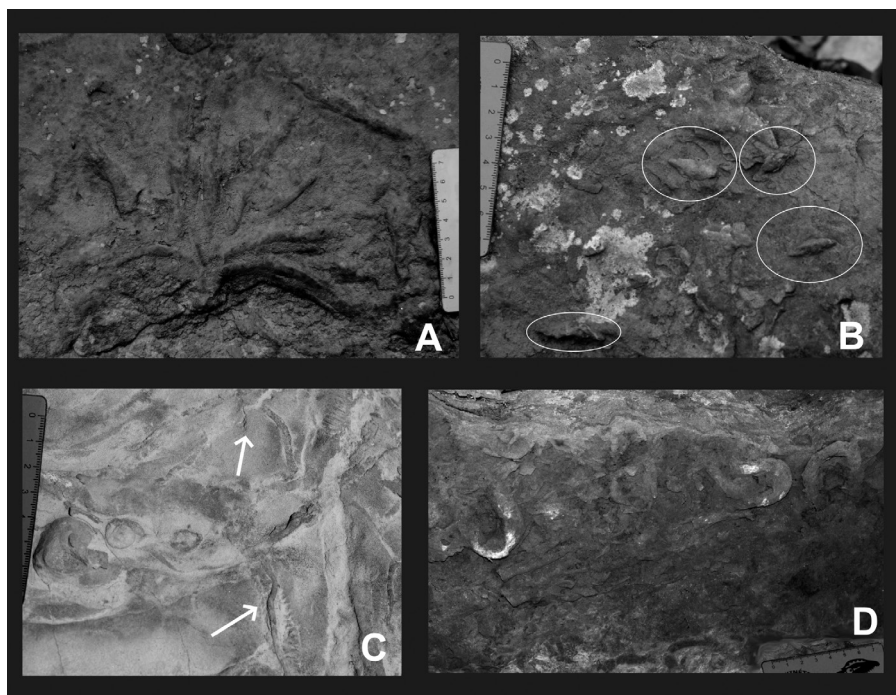
Apraksts. *Diplocraterion* isp. ir perpendikulāri nogulumu virsmai orientētas U-veida struktūras, kuru ģenēze ir saistīta ar rakšanas pēdām. To iekšējo daļu veido U-veida aliņas, kas ir ieliktas viena otrā. Caurulīšu diametrs ir 5–15 mm, attālums starp atsevišķiem zariem 4–7 cm, bet ierakšanās dziļums 2–15 cm. Maksimālais fiksētais ierakšanās dziļums ir 35 cm (Crimes and Harper 1977). Eju iekšējā virsma ir gluda. *Diplocraterion* tiek skaidrotas kā dzīvošanas pēdas, kuras veido alās mītoši dzīvnieki, kas pārvietojas vertikāli, tādējādi pielāgojoties vai nu nogulumu paātrinātai sedimentācijai, vai arī erozijai. Tās raksturo kā dzīvošanas un barošanās ejas, kas veidojušās spēcīgu straumju ietekmē (Fürsich 1974; Fillion and Pickerill 1990).

*Lockeia* James, 1879

*Lockeia* isp.

3.B attēls.

Atrodne un vecums. Sņetnaja Goras atsegums, Sņetnaja Goras un Pleskavas slāņi.



### 3. attēls. Pļaviņu reģionālā stāva ihnofosilijas

A – *Phycodes* isp. (Sņetnaja Goras atsegums), B – *Lockeia* isp. (Sņetnaja Goras atsegums),  
C – *Planolites* isp. (Sņetnaja Goras atsegums), D – *Rhizocorallium* isp. (Sņetnaja Goras atsegums).

### Figure 3. Ichnofossils from the Pļaviņas Regional Stage.

A. *Phycodes* isp. (Snetnaya Gora outcrop), B. *Lockeia* isp. (Snetnaya Gora outcrop), C. *Planolites* isp. (Snetnaya Gora outcrop), D. *Rhizocorallium* isp. (Snetnaya Gora outcrop).

Apraksts. Šīs ir ovālas, abpusēji izliektas formas un bilaterāli simetriskas pēdu fosilijas, parasti uz nogulumu virsmas veido pacēlumus mandeles formā un ir līdzīgas arī pēc izmēra. *Lockeia* ir interpretējamas kā gliemenes atpūtas pēdas (Pickerill 1990; Maples and Suttner 1990).

*Phycodes* Richter, 1850

*Phycodes* isp.

3.A attēls.

Atrodne un vecums. Sņētnaja Goras atsegums, Pleskavas slāņi.

Apraksts. *Phycodes* ir horizontālas un izliektas ejas, kas izskatās līdzīgi slotai un zarojas no centrālās ejas, uz eju sienām saglabājas paralēlas vai ieslīpas līnijas. Ejas interpretējamas kā barošanās pēdas, kuras veidojušās vairākkārtējas ieurbšanās rezultātā (Frey and Pemberton 1984; Han and Pickerill 1994).

Piezīme. *Phycodes* ir vienas no visizplatītākajām barošanās pēdām paleozojā (Fillion and Pickerill 1990).

*Planolites* Nicholson, 1873

*Planolites* isp.

3.C attēls.

Atrodne un vecums. Lauciņu karjers, Pļaviņu svīta; Kalkahju atsegums, Sņētnaja Goras svīta; Sņētnaja Goras atsegums, Sņētnaja Goras un Pleskavas slāņi.

Apraksts. Šai ihnoģintij piederošās ejas ir meandrējošas, ieslīpi vai horizontāli orientētas pret nogulumu virsmu. *Planolites* pēdas neveido eju iekšējās „apdares”, ap cilindriskajām ejām bieži izsekojams materiāla trūkums. Arī šie veidojumi tiek interpretēti kā tārpveidīgo dzīvnieku barošanās pēdas, kas veidojušās seklos ūdeņos, paisuma bēguma zonā. Eju daudzveidību un izmērus ietekmē skābekļa daudzums nogulumos (Savrda and Bottjer 1986).

*Psammichnites* Torell, 1870

?*Psammichnites* isp.

Atrodne un vecums. Sņētnaja Goras atsegums, Pleskavas slāņi.

Apraksts. Ihnoģintij piederošajam pēdām raksturīgas horizontālas, līkumotas, retāk cilpveida ejas. Apskatot *Psammichnites* ihnoģints pēdas šķērsgriezumā, tās veido ieapaļas formas ejas, kas platumā var sasniegt 50 mm. Muguras kores daļā pazeminājums, vertikāls ribveida raksts, tas varēja izveidoties, dzīvniekam izmantojot sifonam līdzīgu ierīci, kas substrāta pārstrādes laikā nodrošināja elpošanas funkciju. Parasti saglabājas pilna reljefa ejas, dažas *Psammichnites* ihnosugas var veidot negatīvu hiporeljefu. Pēdas veidojušās seklas jūras un piekrastes zonā (Mángano *et al.* 2002).

*Rhizocorallium* Zenker, 1836

*Rhizocorallium* isp.

2.D attēls.

Atrodne un vecums. Sņētnaja Goras atsegums, Pleskavas slāņi.

Apraksts. *Rhizocorallium* ihnoģints ejas veido horizontāli un ieslīpi orientētas U-formas ejas. Pēdas pēc izmēra un formas atgādina *Diplocraterion* isp., bet

neveido vertikālus urbumus. *Rhizocorallium* ir interpretējamas kā barošanās pēdas, kas parāda, ka dzīvnieks sistemātiski pārvietojies cauri nogulumu slānim.

*Skolithos* Haldeman, 1840

*Skolithos* isp.

Atrodne un vecums. Slāvu Avotu atsegums, Pleskavas slāņi.

Apraksts. *Skolithos* isp. ir vertikāli orientētas cauruļveidīgas ejas, kuru garums parasti stipri pārsniedz platumu. *Skolithos* ir interpretējamas kā dzīvošanas pēdas, kas veidojušās aktīvos hidrodinamiskajos apstākļos, piemēram, viļņošanās vai straumju ietekmes zonā (Seilacher 1967; Frey and Pemberton 1984). *Skolithos* sistemātisko iehnoloģiju aprakstījuši vairāki autori (Osgood 1970; Fillion and Pickerill 1990).

*Spirophycus* Hantzschel, 1962

?*Spirophycus* isp.

Atrodne un vecums. Sņetnaja Goras atsegums, Sņetnaja Goras slāņi.

Apraksts. *Spirophycus* iehnogints pēdas uz slāņa virsmas veido cieši meandrējošas horizontāli orientētas ejas, tās tiek interpretētas kā tārpu formas organismu barošanās ejas (Ksiażkiewicz 1970, 1977).

*Thalassinoides* Ehrenberg, 1944

*Thalassinoides* isp.

2.C attēls.

Atrodne un vecums. Sņetnaja Goras atsegums, Sņetnaja Goras un Pleskavas slāņi.

Apraksts. Sazarota struktūra, Y-veida un T-veida zarojums ar horizontālu, ieslīpu vai vertikālu tīklojumu un paplašinājumiem savienojumu vietās starp zariem. No *Ophiomorpha* atšķiras ar nelīdzenašiem sienīgiem. *Thalassinoides* ir interpretējami kā posmkāju barošanās vietas un dzīvesvietas, bet dažos gadījumos arī kā urbšanās pēdas (Frey and Pemberton 1984).

## Diskusija

Pētījuma teritorijā, Galvenā devona lauka rietumu daļā, iegūto pēdu fosiliju kompleksu veido 12 iehnogintis: *Bergaueria*, ?*Bifungites*, *Chondrites*, *Diplocraterion*, *Lockeia*, *Phycodes*, *Planolites*, *Thalassinoides*, *Skolithos*, ?*Spirophycus*, ?*Psammichnites*, *Rhizocorallium*. Dažas no tām ir minētas iepriekšējo autoru darbos, piemēram, *Bergaueria*, *Chondrites*, *Phycodes*, *Lockeia* iehnogintis (Koren' *et al.* 2005) konstatētas Sņetnaja Goras atsegumā, kā arī pie Izborskas cietokšņa. Sorokins (1981) min bioturbāciju un ihnofosiliju klātbūtni dažādās Pļaviņu reģionālā stāva litostratigrāfiskajās vienībās, bet nenorāda pēdu fosiliju taksonomisko piederību.

Ihnofosiliju kompleksu veido *Cruziana* un *Glossifungites* ihnofācijas, tās atspoguļo tādus vides apstākļus kā baseina dziļums, ūdens sāļums un substrāta īpatnības. *Cruziana* ihnofācija raksturīga kontinentālā šelfa zonai. Piederīgās ihnogintis ir horizontālās pārvietošanās pēdas (*repihnijas*), atpūtas pēdas (*kubihnijas*) un *Skolithos* vertikālās alas. *Glossifungites* ihnofācija raksturīga plūdmaiņu zonai ar augstu viļņošanās un straumes enerģiju, kas atbilst augšējai sublitorālei. Ihnofācijai

piederīgās pēdas var raksturot kā dzīvošanas pēdas (*domihnijas*: *Glossifungites* un *Thalassinoides*); dažreiz šai fācijai pieskaita arī augu sakņu struktūras, kas norāda uz krasta klātbūtni ar nelielu dziļumu (Seilacher 2007).

Ihnofosiliju noteikšana balstās uz to pazīmju kopumu, kas izveidojas organisma darbības rezultātā. Tiek novērtēts ejas izmērs, ierakšanās īpatnības un daudzas citas pazīmes. Piemēram, sienīņu virsmas izveidoto rakstu vai „marķējuma” raksturs; dolomītos tas gan saglabājas reti, toties šādas vizuālas liecības atvieglo ihnoģinšu un ihnosugu identifikāciju. Pēc R. Mikulāša un līdzautoru (Mikulāš *et al.* 2003) un citu autoru domām, šo pazīmju saglabātību samazina karbonatizācijas un dolomitizācijas procesi. Kā minēts iepriekš, lauka darbu laikā ievāktajā un fotogrāfijās dokumentētajā materiālā pēdu fosilijas ar nepietiekamām atpazīšanas pazīmēm netika ietvertas. Pēdu fosiliju kompleksa nepilnīgums neļauj izveidot paleoekoloģiskas rekonstrukcijas, tomēr dažkārt kaut vai vienas ihnoģints konstatēšana var kalpot par pamatojumu hipotēzes izvirzīšanai (Bromley 1996).

Ihnofosiliju daudzveidība Latvijas un Igaunijas teritorijā atsegtajos Pļaviņu reģionālā stāva dolomītos, dolomītmerģeļos un kaļķakmeņos ir neliela, to veido tikai piecas ihnoģintis no kopējā pēdu fosiliju materiāla. Ihnotekstūras indekss, kas atspoguļo bioturbācijas intensitāti, atsevišķos slāņos sasniedz 1–4%, kas atbilst 1. kategorijai pēc Reineka klasifikācijas (Reineck 1963); izņēmums ir Kalkahju atseguma augšējā daļa, kur dolomītā bioturbācijas intensitāte novērtējama ar 5–30%, kas atbilst 2. kategorijai.

Ihnofosiliju daudzveidība virzienā uz ziemeļaustrumiem palielinās, Sņetnaja Goras slāņos ihnofosiliju kompleksu veido *Bergaueria*, *Bifungites*, *Chondrites*, *Lockeia*, *Planolites*, *Thalassinoides*, *?Psammichnites* ihnoģintis. *Bergaueria* isp. parasti sastop kaļķakmeņos, retāk dolomītos, un tās liecina par seklūdēns apstākļiem (Osgood 1970; Frey and Bromley 1985). *Chondrites* isp. bieži tiek asociētas ar zema skābekļa līmeņa substrātu, bet daudzos gadījumos pastāv arī izņēmumi (Frey and Bromley 1985), tādēļ ne vienmēr to var uztvert kā drošu paleoekoloģisku pazīmi. *Lockeia* isp. ir interpretējamas kā gliemenes atpūtas pēdas, kas veidojušās seklos ūdeņos, līdzīgi kā tārpveidīgo dzīvnieku barošanās pēdas – *Planolites* isp. tiek interpretētas arī kā plūdmaiņu zonas organismu atstātās darbības pēdas (Savrdā and Bottjer 1986).

Pleskavas slāņos, Sņetnaja Goras un Slāvu avotu atsegumā, tika konstatētas *Chondrites*, *Diplocraterion*, *Lockeia*, *Skolithos*, *?Spirophyucus*, *Phycodes*, *Rhizocorallium*, *Planolites*, *Thalassinoides*, *?Psammichnites* ihnoģintis. Pleskavas laikposmam raksturīgs seklūdēns baseins, bet augstāka ūdens dinamika nekā Sņetnaja Goras laikposmā. To pierāda tādu ihnoģinšu kā *Diplocraterion* un *Skolithos* atradumi Pleskavas slāņos, kā arī *Bifungites* izplatība tikai Sņetnaja Goras slāņos.

Domājams, ka būtiskākie faktori, kas ietekmējuši ihnofosiliju veidošanos un saglabāšanos, ir litifikācijas ātrums, virsmas izskalošana vai nepiemēroti vides apstākļi organismu daudzveidībai. Tā, piemēram, Pļaviņu svītas nogulumu slāņos ejas netika konstatētas Apes un Dārziema atradnē, kur labi izsekojamas tādas seklūdēns apstākļu pazīmes kā žūšanas plaisas, viļņu ripsnojums, arī mikroorganismu darbības pēdas, bet makroorganismu ejas nav sastopamas. Apskatot iepriekšējā autora darbus (Sorokin 1978, 1981) un analizējot nogulumu īpatnības, var secināt, ka ūdenim bijis

organismu eksistencei piemērots sāļumu, tomēr bioturbēti slāņi netika konstatēti. Domājams, ka to var izskaidrot ar iepriekš minēto faktoru – substrāta litificēšanās ātruma un virsmas erozijas ietekmi.

Organismi var ietekmēt grunts sastāvu, izveidojot nogulumos jaunas tekstūras (Buatois and Mángano 2011), kas var būt kļūdaini interpretētas, piemēram, kā primārās mehāniskās sedimentācijas tekstūras. Tas tika novērots Lauciņu dolomītu atradnē, kur griezumā apakšējos slāņos, apmēram pusotru metru virs ūdens līmeņa, mehāniskās sedimentācijas tekstūras sākotnēji tika interpretētas kā *Thalassinoides* isp., ko veido sazarota struktūra, Y-veida un T-veida zarojums ar horizontālu, ieslīpu vai vertikālu tīklojumu; tikai atsedzot plašāku slāņa virsmu, izdevās konstatēt viļņu ripsnojumu.

Vietās, kur ihnologiskais komplekss ir nepilnīgs, pēdu fosilijas pēc ihnofācijas sniedz pietiekami pamatotam paleoekoloģisko apstākļu skaidrojumam nepilnīgu informāciju, bet fosiliju novietojums vai arī izmainītais stāvoklis var būt nozīmīgs paleovides rekonstrukcijas avots. Tīrhannas izstrādātajā karjerā konstatētie stromatorāti dolomīta–kaļķakmeņu slānī nav dzīves pozīcijā, bet sagāzti vai pat pilnībā apvērsti. Šādas sekas varēja radīt spēcīgu viļņu ietekme; norimstot viļņiem, stromatorātu kolonijas kļuvušas par barības objektiem, ko vēlāk pārstrādājuši organismi, kas aiz sevis atstājuši barošanās un pārvietošanās tipa ejas – fodihnijas.

## Secinājumi

Plāviņu reģionālajā stāvā konstatētais ihnofosiliju komplekss apliecina jau iepriekš izteikto viedokli, ka teritorijai raksturīgs normāla sāļuma jūras baseins, kas varēja izveidoties, ja epikontinentālā ūdenstilpe bija plaši savienota ar atklātu jūru. Pēdu komplekss raksturīgs *Cruziana/Glossifungites* ihnofācijām, tās veidojas jūras kontinentālā šelfa zonā. Dominē *Cruziana* ihnofācija, bet konstatēta arī *Glossifungites* ihnofācija, kas liecina par augstāku straumju enerģiju un atbilst augšējai sublitorālei.

Pēdītās teritorijas rietumu daļā Plāviņu reģionālā stāva nogulumu veidojušies seklūdēns zonas apstākļos, griezumā novērojami sanešu pieplūdes pārtraukumi un nogulumu uzkrāšanās intensitātes izmaiņas. Pleskavas slāņos konstatētās *Bifungites*, *Diplocraterion* un *Skolithos* ihnoģintis veidojās plūdmaiņas zonā, ko ietekmēja viļņu darbība un straumes enerģija.

Ihnoģinšu daudzveidība virzienā uz ziemeļaustrumiem palielinās, sasniedzot maksimālo daudzveidību Sņetnaja Goras slāņos viena (Sņetnaja Goras) atseguma robežās, kur ihnofosiliju kompleksā sastop visas Plāviņu reģionālā stāva konstatētās pēdu fosilijas.

Nogulumu uzkrāšanās laikā substrātu veidoja mīkstas karbonātu nogulas, jo visā pēdītajā teritorijā nav konstatēti organismi un to darbības rezultātā veidotās vertikālas ierakšanās pēdas cietajā substrātā.

## Pateicības

Autors izsaka lielu pateicību prof. E. Lukševičam par vērtīgiem padomiem, kā arī Latvijas Dabas muzeja paleontologiem I. Zupiņam un L. Lukševičai. Pētījums veikts ar Eiropas Sociālā fonda projekta Nr. 2011/0054/1DP/1.1.2.1.2/11/IPIA/VIAA/002 „Atbalsts doktora studijām Latvijā Universitātē – 2” finansiālu atbalstu.

## LITERATŪRA

- Bjerstedt T. W. 1987. Latest Devonian-earliest Mississippian trace-fossil assemblages from West Virginia, Pennsylvania, and Maryland. *Journal of Paleontology*, 61: 865-889.
- Bromley R. G. 1996. Trace Fossils. Biology, taphonomy and applications. Chapman and Hall, London, 361 p.
- Buatois L. A., Mángano M. G. 2011. Ichnology: Organism-substrate interactions in space and time. *Palaeontologia Electronica*, 15: 56-73.
- Crimes T. P., Harper J. C. (eds.) 1977. Trace fossils 2. Proceedings of an International Symposium held at Sydney, Australia. *Geological Journal*, Special Issue, 9: 72.
- Engalychev S. Yu. 2003. A new data on ichnotextures from the sandy deposits of the Main Devonian Field. *Vestnik SPbGU, series 7, geology and geography*, 3 (23): 97-102 (in Russian).
- Fillion D., Pickerill R. K. 1990. Ichnology of the Lower Ordovician Bell Island and Wabana Groups of eastern Newfoundland. *Palaeontographica Canadiana*, 7: 1-119.
- Frey R. W., Bromley R. G. 1985. Ichnology of American chalks: the Selma Group (Upper Cretaceous), western Alabama. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 22: 801-828.
- Frey R. W., Pemberton S. G. 1984. Trace fossil facies models. In: Walker R. G. (ed.) *Facies models*, 2nd ed. Geoscience Canada Reprint Series 1, pp. 189-207.
- Fürsich F. T. 1974. On *Diplocraterion* Torell 1870 and the significance of morphological features in vertical, spreiten-bearing, U-shaped trace fossils. *Journal of Paleontology*, 48 (5): 952-962.
- Han Y., Pickerill R. K. 1994. *Phycodes templus* isp. nov. from the Lower Devonian of northwestern New Brunswick, eastern Canada. *Atlantic Geology*, 30 (1): 37-46.
- Ivanov A., Zhuravlev A., Stinkulis G., Evdokimova I., Dronov A., Sokiran E., Shishlov S., Broushkin A., Myshkina N. 2005. Devonian Sections of North-West of the East European Platform. St. Petersburg University Publishing House, 74 p.
- Kajak K. 1997. Upper Devonian. In: Raukas A., Teedumae A. *Geology and mineral resources of Estonia*. Estonia Academy Publisher, Tallinn, p. 121-123.
- Koren' T., Evdokimova I., Tolmacheva T. 2005. The Sixth Baltic Stratigraphical Conference. *Abstract and Field Guide*. Baltic Stratigraphical Association Karpinsky All-Russian Geological Research Institute (VSEGEI) St. Petersburg State University, p. 32-47.
- Kraus E. 1930. Studien zur ostbaltischen Geologie. Raksti 23–26. Druck von W. F. Hacher. Latvijas Universitāte, Rīga, 171-195 S.
- Ksiażkiewicz M. 1970. Observations on the ichnofauna of the Polish Carpathians, in Trace Fossils. *Geological Journal, Special Issue*, 3, 283-322.
- Ksiażkiewicz M. 1977. Trace fossils in the flysch of the Polish Carpathians. *Paleontologia Polonica*, 36, 208 p.
- Kuršs V. 1975. Litologiya i polezniye iskopaemye terigenogo devona Glavnovo polya. (Lithology and mineral resources of the terrigenous Devonian of the Main Devonian Field). Rīga, Zinātne, 216 (in Russian).
- Lukševičs E. 2001. Bothriolepid antiarchs (Vertebrata, Placodermi) from the Devonian of the north-western part of the East European Platform. *Geodiversitas*, 23 (4): 489-609.
- Lukševičs E. 2006. Sedimentācijas apstākļu rekonstrukcija pēc pēdu fosilijām. *Latvijas Universitātes 64. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes*. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds, 184.–185. lpp.
- Lukševičs E., Mikulāš R., Ivanov A., Zupiņš I. 2008. Devonian trace fossils from the Andoma Hill (Omega Lake, Russia). In: Hints O., Ainsaar L., Männik P., Meidla T. (eds.) *The Seventh Baltic Stratigraphical Conference. Abstract and Field Guide*. Tallinn, Geological Society of Estonia, p. 43.

- Mángano M. G., Buatois L. A., Rindsberg A. K. 2002. Carboniferous Psammichnites: Systematic re-evaluation, taphonomy and autecology. *Ichnos*, 9: 1-22.
- Maples C. G., Suttner L. J. 1990. Trace fossils and marine-nonmarine cyclicality in the Fountain Formation (Pennsylvanian: Morrowan/Atokan) near Manitou Springs, Colorado. *Journal of Paleontology*, 64: 859-880.
- Mark-Kurik E., Pöldvere A. 2012. Devonian stratigraphy in Estonia: current state and problems. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 61, 1: 33-47.
- Mikuláš R., Čáp P., Horný R. J. 2003. Cherts of the Přidolí Formation and accompanying trace fossils (Přidolí, Silurian), Barrandian area, Czech Republic. *Bulletin of Geosciences*, Vol. 78, No. 4, 447-457.
- Osgood R. G. 1970. Trace fossils of the Cincinnati Area. *Palaeontographica Americana*, 6: 281-444.
- Pemberton S. G., Frey R. W., Bromley R. G. 1988. The ichnotaxonomy of *Conostichus* and other plug-shaped ichnofossils. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 25: 866-892.
- Pickerill R. K. 1990. Nonmarine *Paleodictyon* from the Carboniferous Albert Formation of southern New Brunswick. *Maritime Sediments and Atlantic Geology*, 26: 157-163.
- Reineck H. E. 1963. Sedimentgefüge im Bereich der südlichen Nordsee. *Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft*, 505: 1-138.
- Savvaitova L. 1977. Famen Pribaltiki. Rīga, Zinātne, 128 s. (in Russian).
- Savrda C. E., Bottjer D. J. 1986. Trace fossil model for reconstruction of paleo-oxygenation in bottom water. *Geology*, 14: 3-6.
- Seilacher A. 1967. Bathymetry of trace fossils. *Marine Geology*, 5: 413-428.
- Seilacher A. 2007. Trace Fossil Analysis. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag, 226 p.
- Sorokin V. 1978. Etapy razvitiya severo-zapada Russkoj platformy vo franskom veke (Stages of development of the north-western part of the Russian Platform in the Frasnian). Rīga, Zinātne, 282 s. (in Russian).
- Sorokin V. 1981. Pljavin'skij gorizont (Pļaviņas Regional Stage). Grām.: Sorokin V. (red.) *Devon i karbon Pribaltiki*. Rīga, Zinātne, s. 167-209 (in Russian).
- Stinkulis Ģ. 2003. Latvijas nogulumiežu segas stratigrāfiskā shēma. *Latvijas Ģeoloģijas Vēstis*, 11, 14-17.

## Summary

*Ichnofossil assemblages of the western part of the Pļaviņas Regional Stage deposits, Main Devonian Field, were studied. Usually these deposits are made of dolomites and limestones and they are widespread all over the East European Platform. New results about the distribution of ichnofossils are obtained concerning the following ichnotaxa: Bergaueria isp., ?Bifungites isp., Chondrites isp., Diplocraterion isp., Lockeia isp., Phycodes isp., Planolites isp., Thalassinoides isp., Skolithos isp., ?Spirophyucus isp., ?Psammichnites isp., Rhizocorallium isp. The ichnofossil assemblage corresponds to the Cruziana and Glossifungites ichnofacies typical for the tidal and subtidal zones. These data approves that the sea basin with normal salinity widely connected to the open sea existed in the studied area during the Pļaviņas time.*

**Keywords:** Devonian, dolomite, Frasnian Stage, ichnofacies, sedimentary environment.



## Kēmu terašu morfoloģija un uzbūves īpatnības Alūksnes un Latgales augstienē

### *Morphology and internal structure of kame terraces, Alūksne and Latgale Upland*

**Māris Dauškans †**

Latvijas Universitāte  
Raiņa bulv. 19, Rīga, LV-1586  
E-pasts: *maris.dauskans@lu.lv*

Pētījums balstās uz lielmēroga kartogrāfiskā materiāla un lauka pētījumu rezultātiem. Tie apstiprina kēmu terašu morfoloģisko, ģenētisko un iekšējās uzbūves daudzveidību, kā arī liecina par šo reljefa formu veidošanās apstākļu atšķirībām. Šo pētījumu laikā tika apsekotas Latgales un Alūksnes augstiene un tajās izplatīto ledāja reljefa mezofomu ledus kontakta nogāzes. Tām, pirmkārt, raksturīgs laterāls novietojums, t. i., tās stiepjas gar kādreizējo ledus lobu, mēļu un mikromēļu sāniem, otrkārt, gar tām ir joslveidīgi izplatīti glacioakvālie nogulumi, un, treškārt, šīs glacioakvālo nogulumu joslas izvietojušās hipsometriski augstākā līmenī nekā ledus kontakta pusē piegulošās ledāja reljefa formas un nogulumi. Tādējādi pēc šiem kritērijiem atlasītie veidojumi morfoloģiski atgādina kēmu terases, tomēr, lai izdarītu drošus secinājumus, bija nepieciešami šo veidojumu iekšējās uzbūves pētījumi un ledājūdeņu paleostraumju virzienu rekonstruēšana. Lauka pētījumu laikā iegūtie rezultāti pārsvarā apstiprināja kēmu terašu prognozēto izplatību, bet dažos gadījumos tika konstatēts, ka kamerālo studiju laikā atsevišķos iecirkņos fiksētās reljefa formas ir radušās erozijas rezultātā un nevar tikt klasificētas kā kēmu terases.

**Atslēgvārdi:** ledus kontakta ledus formas, glacioakvālie nogulumi, morfoloģija, starplobu izometriskās augstienes.

## Ievads

Iepriekšējos gados uzkrātā kēmu terašu morfoloģijas un iekšējās uzbūves pētījumu metodika Vidzemes augstienē (Dauškans 2011) tika izmantota Latgales un Alūksnes augstienes kēmu terašu izpētē. Tā kā visas minētās augstienes pieder pie ledāja starplobu izometrisko augstieņu (salveida akumulatīvi glaciostrukturālo augstieņu – pēc Āboltiņš 1989) tipa, bija nozīmīgi veikt līdzīga satura pētījumus Latgales un Alūksnes augstienē, kur kēmu terašu detalizēti pētījumi līdz šim nav veikti, un pēc tam salīdzināt iegūtos rezultātus.

Kēmu terašu izplatības apvidos reljefa artikulācija parasti svārstās no 20 līdz 50 m, maksimāli līdz 100 m. Tas atbilst zemes virsmas saposmojumam salveida izometrisko augstieņu izplatības apvidos. Līdz ar to kēmu terases ieņem nozīmīgu vietu šo augstieņu ainavā. Ģenētiski kēmu terases pieder pie glacioakvālā reljefa formām. To morfoloģiskās un iekšējās uzbūves īpatnības dod iespēju izziņāt, kādi paleovides apstākļi pastāvēja ledāja malas zonā kontinentālā segledāja deglaciācijas

laikā, kad un kādā secībā starplobu izometrisko augstieņu apvidi atbrīvojās no ledus un kā veidojās ledājkūšanas udeņu noteces virzieni.

Kēmu terašu ģeoloģiskie pētījumi un tajos iegūtie rezultāti ir nozīmīgi teritorijas ilgtspējīgas attīstības kontekstā. Tie sniedz informāciju, kas var būt noderīga, sagatavojot teritorijas apsaimniekošanas plānus. Kēmu terases galvenokārt sastāv no glaciofluviālajiem nogulumiem, kuri veido saimnieciski nozīmīgas smilts un grants materiāla iegulas.

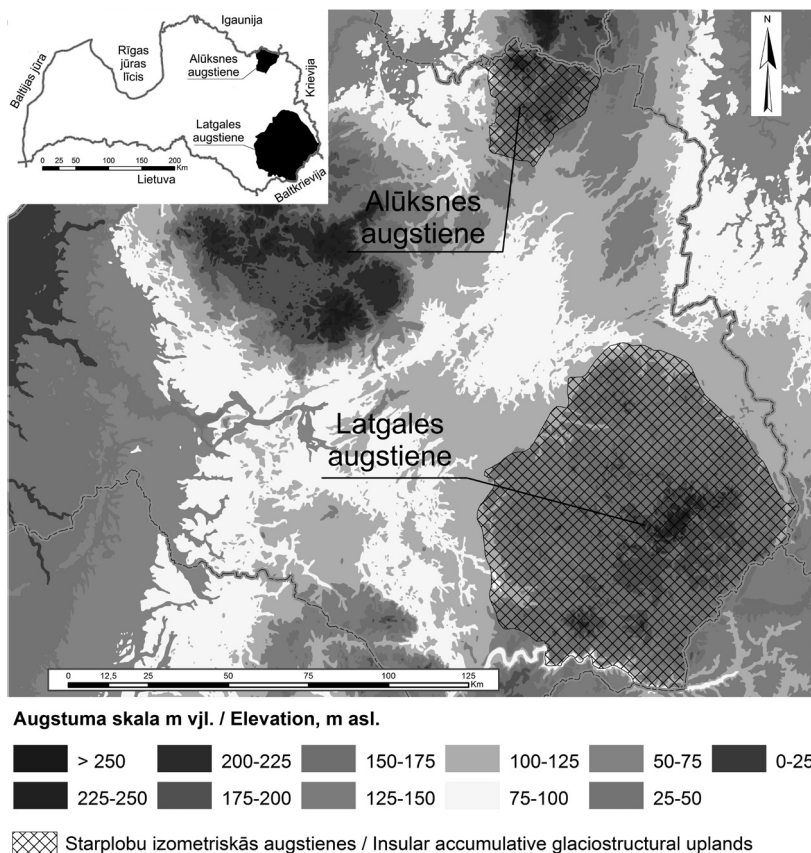
## **Pētījumu teritorijas ledāja reljefa un uzbūves vispārīgs raksturojums**

Pētījumu teritorija atrodas Latvijas austrumu daļā un ietver Alūksnes un Latgales augstieni (1. attēls). Šīs kontinentālā segledāja veidotās makroformas pēc ģenēzes pieder pie salveida akumulatīvi glaciostrukturālajām augstienēm (Āboltiņš 1989) jeb starplobu izometriskajām augstienēm (Zelčs 1993; Zelčs, Markots 2004). Plašākā teritorijā šī tipa augstienes veido izometriskas formas glaciovelāciju joslu, kurā tās vienu no otras šķir ledāja zemienu (Āboltiņš 1972, 1975, 1989; Āboltiņš *et al.* 1988, 1989; Zelčs 1993; Markots 2011). Šī josla atrodas pēdējā Skandināvijas ledusvairoga perifēriālās segas iekšējā daļā (Āboltiņš 1972, 1989; Āboltiņš, Zelčs 1988; Āboltiņš *et al.* 1988, 1989; Straume 1979; Zelčs, Markots 2004; Markots 2011).

Alūksnes un Latgales augstienei raksturīgās uzbūves, glaciālās morfoloģijas un ģenēzes īpatnības un paleoglacioloģiskā novietojuma īpatnības noteica labvēlīgus apstākļus kēmu terašu attīstībai Vēlā Vislas apledojuma noslēguma posmā. Protams, katrai augstienei ir sava specifika, tamdēļ ir svarīgi sīkāk apzināt tām raksturīgās iezīmes.

Alūksnes augstiene ir mazākā starplobu izometriskā augstiene Latvijā. Tā atrodas Latvijas ziemeļaustrumu daļā un aizņem aptuveni 887 km<sup>2</sup> (Markots 2011). Alūksnes augstiene veido hipsometriski vienotu pacēlumu, kura virsma pārsniedz 150 m vjl. Tai raksturīgs izteikti paugurains saposmojums, kuru nosaka dažādas izcelsmes ledāja reljefa mezokompleksi (Āboltiņš *et al.* 1976; Straume 1979; Āboltiņš 1994). Alūksnes augstiene atrodas virs subkvartārās virsmas pacēluma. Tā absolūtais augstums pārsvarā mainās no 110 līdz 140 m, bet augstienes ziemeļos pamatiežu virsma sasniedz pat 169 m vjl., kas ir visaugstākais subkvartārās virsmas punkts Austrumbaltijā (Āboltiņš 1994). Pirmskvartāra nogulumiežus klāj 50–80 m bieza kvartāra, galvenokārt pleistocēna, nogulumu sega. Vietām tās biezums sasniedz 90–120 m. Augstienes perifēriālajā zonā pleistocēna nogulumu biezums samazinās līdz 30–40 m (Āboltiņš *et al.* 1976; Āboltiņš 1994). Šo nogulumu stratigrāfiskais iedalījums ir nosacīts, jo Alūksnes augstienes teritorijā nav konstatēti starpleduslaikmetu nogulumi (Āboltiņš *et al.* 1976).

Pēc morfoloģiskajām īpatnībām (Sleinis 1936) un ledāja reljefa veidošanās īpatnībām Alūksnes augstieni var iedalīt divās daļās – rietumu augstākajā daļā ar salveida augstienes iezīmēm un salīdzinoši zemākajā austrumu daļā, kuru veido marginālās izcelsmes veidojumi un aprimušā ledāja apstākļos veidojušās reljefa formas (Āboltiņš *et al.* 1976; Straume 1979). Alūksnes augstienes Veclaicenes pauguraines centrālajā daļā raksturīgs ledāja pirmmasīvpauguru reljefs (Āboltiņš



1. attēls. Kēmu terašu pētījumu vietas

Figure 1. Location of the study sites of kame terraces

*et al.* 1976; Āboltiņš 1994). Plakanvirsmas pauguri izplatīti uz dienvidiem no šiem pirmmasīvpauguriem, un šo pauguru vidējais virsmas augstums sasniedz 240,8 m vjl. (Markots 2011). Šai teritorijai raksturīgas arī dauguļu un kēmu reljefa formas, kur atsevišķu šo tipu pauguru absolūtais augstums sasniedz 220 m (Āboltiņš *et al.* 1976; Āboltiņš 1994). Veclaicenes pauguraines perifēriālajā daļā izplatīti morēnpauguri, kēmu masīvi un vaļņveida pauguri. Paugurus un grēdas veido sabīdītas un sakrokotas morēnas zvīņas, kas mijas ar dažāda biezuma glaciofluviālas izcelsmes nogulumu slāņkopām (Straume 1979; Āboltiņš 1994). Perifēriālās zonas ziemeļu daļu šķērso Kometu–Peļļu subglaciālā iegultne ar diviem atzariem – uz ziemeļaustrumiem (pie Kometiem) un dienvidrietumiem (pie Peļļiem) (Āboltiņš *et al.* 1976; Āboltiņš 1994). Malienas pauguraines rietumu daļās (Strautiņu areāls) hipsometriski augstāko līmeni viedo plakanvirsmas pauguri, kuru vidējais aprēķinātais pauguru virsmas augstāko punktu augstums ir 186,4 m (Markots 2011). Šīs teritorijas centrālajā daļā bieži sastopami morēnpauguri, dauguļi un kēmi. Zemākās teritorijas daļās

aizņem ielejveida pazeminājumi (Āboltiņš *et al.* 1976). Teritorijas perifēriālo daļu veido sīkpauguraines, gala morēnu vaļņi, vaļņveida paugurgrēdas un pamatmorēnas līdzenumi. Malienas pauguraines austrumu daļa salīdzinājumā ar iepriekš raksturotajām teritorijām ir hipsometriski zemāka. Tajā pārsvarā ir izplatītas marginālā reljefa formas – vaļņveida paugurgrēdas, morēnpauguri, dauguļi, osi un kēmi un, kā rāda jaunākie pētījumi, arī kēmu terases. Zemākās teritorijas aizņem pamatmorēnas, glaciofluviālas un glaciolimniskas izcelsmes līdzenumi (Āboltiņš *et al.* 1976).

Latgales augstiene atrodas Latvijas dienvidaustrumu daļā un ir lielākā ledāja augstiene valsts teritorijā. Tās platība ir ap 6376 km<sup>2</sup> (Markots 2011). Latgales augstienei ir ģenētiski daudzveidīga, stipri saposmota un izteikti pauguraina teritorija. Augstienei ir krasi izteiktas rietumu, ziemeļu un ziemeļaustrumu nogāzes. To augstums mainās no 15 līdz 45 m (Meirons 1975; Straume 1979; Āboltiņš 1989, 1995). Latgales augstienes subkvartāra virsmu veido divi pamatiežu denudācijas plato, kuru virsmas augstums lielākajā tās daļā ir 80–120 m vjl., bet maksimāli sasniedz 135 m vjl. Kvartāra nogulumu segas biezums Latgales augstienes piekāpē ir 10–20 m, bet teritorijas lielākajā daļā svārstās no 40 līdz 80 m (Meirons 1975). Rāznavas paugurainē uz dienvidaustrumiem no Rāznavas ezera kvartāra nogulumu segas biezums sasniedz 120 m, bet atsevišķās vietās pat 140–170 m (Meirons *et al.* 1976; Markots 1997). Latgales augstienes reljefam ziemeļu daļā un vidusdaļā raksturīgas starplobu izometrisko makroformu iezīmes, bet dienvidu daļā arī marginālo mezoforūmu iezīmes (Āboltiņš 1995), tomēr ledāja marginālie veidojumi izplatīti gar ledāja mēļu ieplakām (Juškevičs *et al.* 1981).

Latgales augstienē morfoloģiski izceļas tās ziemeļu un dienvidu daļa. Dienvidu daļā ir vairāk izteiktas marginālā reljefa iezīmes, te vairāk sastopamas ledāja malas veidojumu reljefa joslas ar stūra masīviem, orientēto paugurgrēdu reljefu, galamorēnām un marginālajām grēdām (Meirons 1975; Āboltiņš 1995). Teritorijās starp marginālajiem veidojumiem sastopami zemi un vidēji morēnpauguri, retāk kēmi. Augstāko līmeni veido plakanvirsmas pauguri, kuri izvietoti nelielās grupās vai pa vienam (Meirons 1975). Šo pauguru nogāzes bieži vien ir terasētas (Markots 2011). Reljefu stipri saposmojis ielejveida pazeminājumu tīkls un subglaciālās iegultnes (Meirons 1975; Āboltiņš 1995). Morfoloģiski ne mazāk sarežģīta ir augstienes ziemeļu daļa. Hipsometriski augstāko līmeni veido pirmmasīvpauguri. Tie aizņem nelielu teritoriju uz ziemeļiem no Ežezera. To absolūtais augstums sasniedz 265–289 m vjl. (Meirons 1975). Augstienes teritorijā plaši sastopami plakanvirsmas pauguri, kuri izvietojušies vairākos hipsometriski atšķirīgos līmeņos, no 150 līdz 260 m vjl. Zemākā līmenī sastopami morēnpauguri, dauguļi un kēmi. Šajā Latgales augstienes daļā nereti sastopami arī ledāja malas veidojumi (Meirons 1975; Āboltiņš 1995). Augstienes zemāko līmeni veido glaciodepresijas. Tajās atrodas lieli ezeri, ielejveida pazeminājumi, ledāja kušanas ūdeņu noteces ielejas, zemi morēnpauguri un morēnas līdzenumi, vietām arī glaciofluviālie un glaciolimniskie līdzenumi un vairākus desmitus garas osveida grēdas.

## Materiāli un metodes

Kēmu terašu pētījumu vietas izraudzītas, lai apzinātu kēmu terašu morfoloģisko tipu daudzveidību, izpētītu to uzbūvi un rastu iespēju salīdzināt kēmu terašu veidošanās paleoģeogrāfisko apstākļu atšķirības starpību izometriskajās augstienēs Vēlā Vislas apledošanas degradācijas etapā. Tā kā kēmu terases atrodas dažādos hipsometriskos līmeņos un tās veidojošie nogulumi ir nogulsņējušies dažādā laikā, to izpētes rezultāti sniedz informāciju par paleoģeogrāfiskajiem apstākļiem Fenoskandijas ledusvairoga periferiālās segas deglaciācijas laikā, kas, pēc V. Zelča un līdzautoru datiem (Zelčs *et al.* 2011b), aptver laika posmu no vismaz 15,4 līdz 13,7 tūkst. gadu.

Kēmu terašu morfoloģijas un iekšējās uzbūves pētījumos, lai noskaidrotu kēmu terašu veidošanās paleoģeogrāfiskos apstākļus, kamerālo darbu un lauka pētījumu laikā izmantotas dažādas metodes, ar kuru palīdzību iegūts faktiskais materiāls.

Pieejamais M 1:50 000 un M 1:200 000 kartogrāfiskais materiāls, kvartārnogulumu, ģeomorfoloģiskās un ģeoloģiskās kartes, kā arī lielmēroga (1:10 000; 1:25 000; 1:50 000) topogrāfiskās kartes un ortofotokartes, publicētās kartoshēmas un fiziogeogrāfiskās kartes nodrošināja informāciju par kēmu terašu izplatību un ļāva identificēt atsegumu atrašanās vietas. Pētījuma laikā izmantota LU ĢZZF ģeotelpisko datu serviss uzturošā *Web Map Service (wms)* servera datubāze, kura pieejama vietnē <http://kartes.geo.lu.lv/>.

Lauka pētījumi veikti 15 grants un smilts ieguves karjeros, kuri izveidoti kēmu terasēs vai tās pavadošajās reljefa formās. Šajos objektos veikti mērījumi, digitāli fotografētas nogulumu tekstūras un slāņkopu saguluma apstākļi. Plaknisko saguluma elementu un oļu linearitātes mērījumu laikā iegūtie rezultāti tika apstrādāti ar datorprogrammu *StereoNet*, un iegūtās diagrammas ar to rādītājiem (1. tabula) savienotas ar attēliem, kartēm un shēmām, kas sniedz priekšstatu par kēmu terašu veidošanās apstākļiem, t. sk. paleostraumju virzieniem un iespējamiem sanesu materiāla transportēšanas apstākļiem.

1. tabula

### Sektordiagrammu apzīmējumi

Table 1

#### Legend for diagrams

n	Mērījumu skaits
MV	Krituma azimuta rezultējošais virziens
$\alpha$	Krituma leņķu diapazons

Digitālā fotofiksēšana deva iespēju iegūt augstas kvalitātes atsegumu un kēmu terašu ainavu attēlus. Fotografēti gan pētīto atsegumu kopskati, gan atsevišķas kēmu terašu uzbūves detaļas, piemēram, tekstūras, deformācijas un laukakmeņu koncentrācijas joslas. Iegūtie attēli ļāva veikt kēmu terašu nogulumu slāņu rakstura maiņas analīzi un salīdzināt iekšējo uzbūvi, kā arī sagatavot nogulumu litofāciju attēlus.

Litofāciju attēlos nogulumu slāņu apzīmēšanai tika izmantoti standarta kodi (2. tabula), kuri norāda attēlā redzamo nogulumu litoloģiju un slāņojuma raksturu. Litofāciju attēli vertikālā griezumā dod vispārēju izpratni par nogulumu uzkrāšanās vidi un sedimentācijas apstākļiem.

2. tabula

**Litofāciju kodi**

Table 2

*Lithofacial codes*

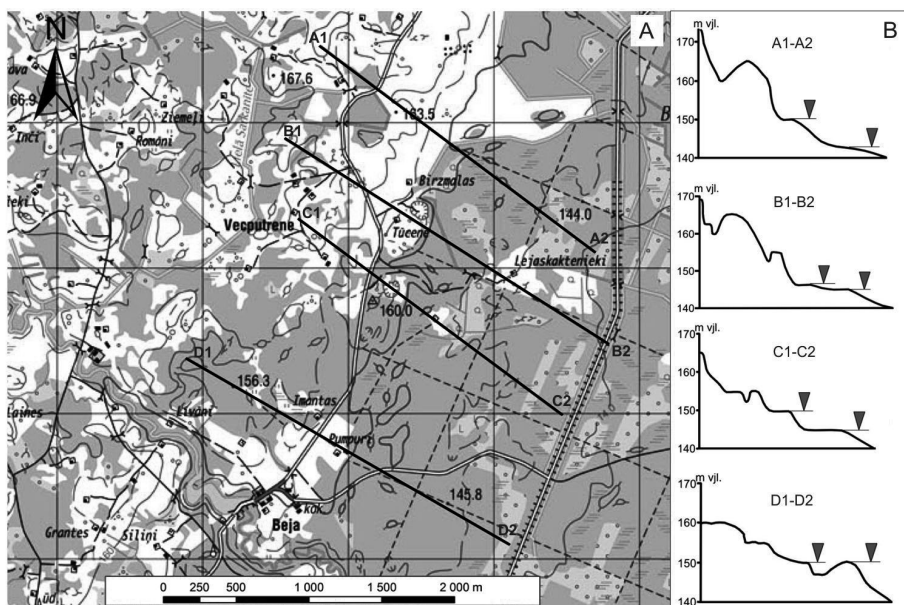
<b>Litofācijas kods</b>	<b>Litofācijas tipa apraksts: graudu izmērs, sedimentācijas struktūra</b>
<b>D (S/F)</b>	<b>Diamiktons</b> (daudzfrakciju nogulumi, vāji šķiroti), vidējgraudains (smilšains, smilšaini aleirītisks, smilšaini mālais), smalkgraudains (aleirītisks, aleirītiski mālais, mālaini smilšains, mālaini aleirītisks, mālais)
Dmm	Diamiktons ar difūzi graudainu skeletu, masīvs
Dms	Diamiktons ar difūzi graudainu skeletu, stratificēts
Dm-(s)	Diamiktons ar difūzi graudainu skeletu un sīkizmēra deformācijas struktūrām
<b>G (B/S/D)</b> Gcm	<b>Grants</b> (2–100 mm), akmeņaina, smilšaina, diamiktonveidīga ar kompakti graudainu skeletu, masīva
<b>S (F)</b>	<b>Smilts</b> (0,1–2,0 mm), aleirītiska/mālaina
Sm	Smilts, masīva
Sg	Smilts, stratificēta, fracionēta
Sh	Smilts, plakanparalēli slāņota
Sp	Smilts, lēzeni slīpslāņota (diagonāli slīpslāņota)
St	Smilts, muldveidīgi slāņota
Sr	Smilts, ripsnoti slīpslāņota
Src (A)	Smilts, ar A tipa kāpjoši ripsnotu slīpslāņojumu
Src (B)	Smilts, ar B tipa kāpjoši ripsnotu slīpslāņojumu
Ss	Smilts, ar vājiem erozijas iegrauzumiem un vāji izveidotu diagonālu slīpslāņojumu
Sd	Smilts, ar deformētu struktūru
<b>F (S/D)</b>	<b>Aleirīts, māls</b> (< 0,1 mm), aleirīts/māls, smilšains aleirīts/māls, diamiktonveidīgs
Fm	Aleirīts, māls, masīvs
Fg	Aleirīts, māls, stratificēts, fracionēts
Fh	Aleirīts, māls, horizontāli (plakanparalēli) slāņots
Fw	Aleirīts, māls, viļņoti slāņots
Fr	Aleirīts, smilšains, aleirīts, ar smalku ripsnājumu
Frc	Aleirīts, smilšains, aleirīts, ar smalku kāpjošu ripsnājumu
Frc (A)	Aleirīts, smilšains, aleirīts, ar A tipa smalku kāpjošu ripsnājumu
Fv	Aleirīts, māls, ar slokšņu struktūru
Fd	Aleirīts, māls, ar deformētu struktūru
F- - (d)	Aleirīts, māls, ar pilienakmeņiem ( <i>dropstones</i> )
Pēc Miall 1978; Eyles <i>et al.</i> 1983; Wysota 2002. Modified from Miall (1978); Eyles <i>et al.</i> , (1983); Wysota (2002).	

## Rezultāti

Rezultāti, kas iegūti kēmu terašu pētījumos Alūksnes un Latgales starplobu izometriskajā augstienē, apstiprina Vidzemes augstienes pētījumos iegūtos priekšstatus par kēmu terašu morfoloģisko tipu dažādību un šo ledus kontaktformu uzbūves īpatnībām. Alūksnes un Latgales augstienē veikto pētījumu rezultāti sniedz jaunu, precīzas ģeotelpiskas piesaistes informāciju par kēmu terašu izplatību un liecības par kēmu terašu veidošanās apstākļu specifiku abās šajās augstienēs. Apkopojot pētījumu rezultātus, konstatētas arī kēmu terašu virsmas saposmojuma un uzbūves īpatnības.

### *Kēmu terašu izplatība un morfoloģija Alūksnes un Latgales augstienē*

Alūksnes augstienē kēmu terases ir saistītas ar dažādas ģenēzes ledāja reljefa formu nogāzēm. Lielākā Alūksnes augstienes kēmu terase stiepjas gar Malienas pauguraines dienvidu nogāzi Vētraines, Bejas un Ponkulenes apkārtnē (turpmāk – Bejas kēmu terase). Kēmu terases kopējais garums ir ap 15 km, bet platums mainās no 0,5 līdz 1 km. Kēmu terases virsma ir nelīdzena, sīkpauguraina un saposmota ar glaciokarsta ieplakām. Austrumos no Bejas ciemata kēmu terases pirmais posms noslēdzas ar deltas veida paplašinājumu. Mēroga M 1:10 000 topogrāfiskās kartes analīzes dati liecina, ka kēmu terases virsmas hipsometriskais augstums samazinās



#### 2. attēls. Bejas kēmu terases virsmas hipsometrijas salīdzinājums pa morfoloģisko profilu līnijām posmā starp Vētraini un Beju

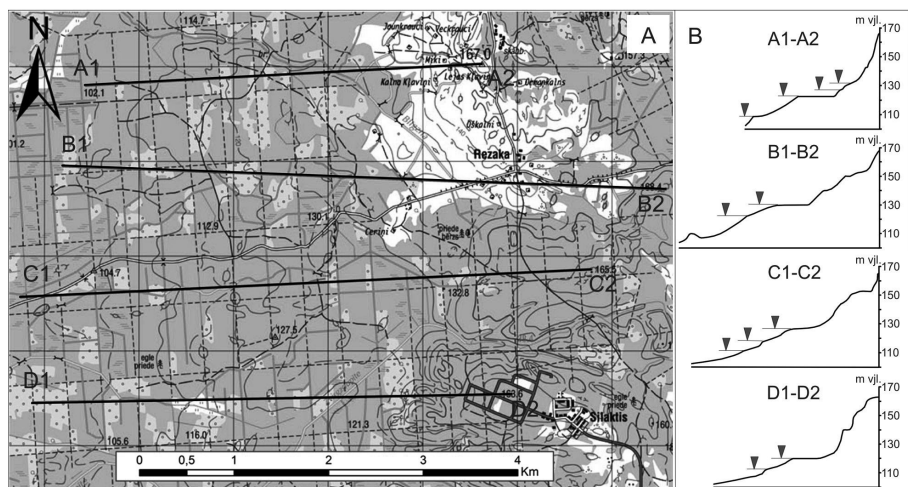
A – morfoloģisko šķērsprofilu vietas; B – kēmu terases līmeņu absolūtā augstuma izmaiņas pa morfoloģiskajiem profiliem; ▼ – kēmu terases līmeņa hipsometriskais novietojums.

#### Figure 2. Morphological cross profiles for the Beja kame terrace span between villages Vētraine and Beja

A. Location of morphological cross profiles; B. Variation of elevations along morphological cross profile lines. ▼ – position of the kame terrace levels.

DR virzienā. Kēmu terases posmā starp Vētraini un Beju terases virsmas augstākie punkti ir ap 150–155 m vjl., bet zemākie – ap 145 m vjl. Šī posma profilēšana parādīja, ka šai kēmu terasē var izsekot līdz diviem terasveida līmeņiem. Augstuma starpība starp augstāko un zemāko kēmu terases līmeņa virsmu ir ap 5–7 m (2. attēls).

Silaktu kēmu terase ir otra lielākā kēmu terase Alūksnes augstienē, un tā stiepjas ap 7,5 km gar Alūksnes augstienes R nogāzi no Rēzakas D virzienā līdz Zeltiņiem. Šīs kēmu terases platums vietām sasniedz 2,5 km. Augstākais kēmu terases līmenis novērojams Sloku apkārtnē un ir ap 130 m vjl., zemākie līmeņi ir izplatīti pie Zeltiņiem un atrodas ap 110 m vjl. Tādējādi augstuma starpība starp augstāko un zemāko kēmu terases virsmas līmeni ir ap 20 m. Silaktu kēmu terases virsmas hipsometriskais augstums pakāpeniski samazinās virzienā no ZR uz DA. Kēmu terasi saposmo daudzas ūdenstece un pazeminājumi. Pazeminājumu diametrs sasniedz 100 m. Kēmu terases virsma pārsvarā diezgan nelīdzena, saposkota ar kēmu sīkpauguriem (3. attēls).



### 3. attēls. Silaktu kēmu terases hipsometrijas salīdzinājums pa morfoloģisko profilu līnijām

A – kēmu terases morfoloģisko šķērsprofilu vietas; B – kēmu terases līmeņu absolūtā augstuma izmaiņas pa morfoloģisko šķērsprofilu līnijām; ▼ – kēmu terases līmeņa hipsometriskais novietojums.

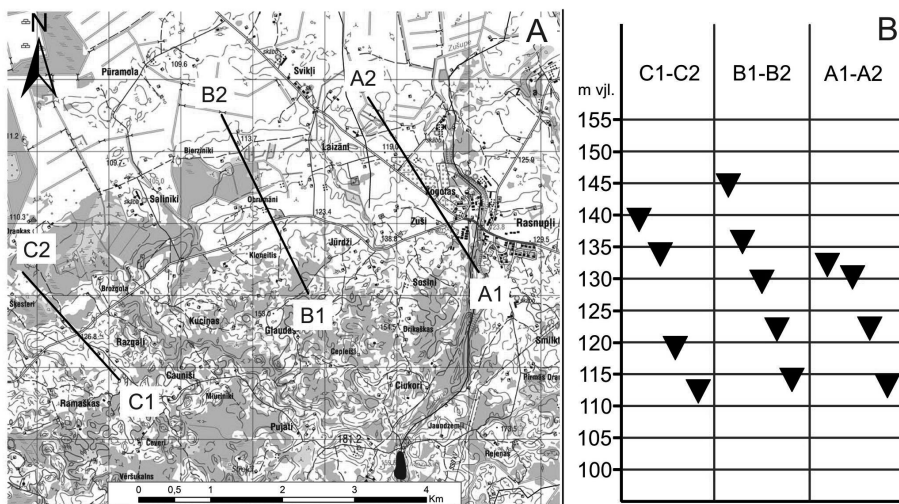
#### Figure 3. Morphological cross profiles for the Silakti kame terrace span

A. Location of morphological cross profiles; B. Variation of elevations along morphological cross profile lines. ▼ – position of the kame terrace levels.

Savukārt Latgales augstienes garākā un platākā kēmu terase (turpmāk – Rogovkas kēmu terase) stiepjas gar tās ZR nogāzes A posmu, starp Rancānu un Strūžānu ciematu. Kēmu terases garums sasniedz ap 15 km, bet platums ir no 0,5 līdz 2 km. Rogovkas kēmu terasei ir izteikti vairāki terasveida līmeņi. Augstākais līmenis iezīmējas ap 140 m vjl., bet zemākie līmeņi ir ap 110 m vjl. (4. attēls). Šīs kēmu terases virsa pakāpeniski pazeminās DR virzienā. Tas liecina, ka ledājūdeņu straumes tecējušas no ZA vai A uz DR vai arī R. Tas kopumā sakrīt ar augstienes ledus kontakta nogāzes vērsumu. Kēmu terases virsmu stipri saposmojušas nelielas



ūdensteces un lēzeni reljefa pazeminājumi, kas, iespējams, veidojušies, izkūstot apraktajiem vai daļēji apraktajiem ledus blāķiem. Kēmu terases augstākajā līmenī konstatēti daļēji aprakti morēnas sīkpauguri un dolomīta atrauņa veidots paugurs.



**4. attēls. Rogovkas kēmu terases hipsometrijas morfoloģisko profilu līniju salīdzinājums posmā no Rasnuļļu ciema līdz Šķesteru ciemam**

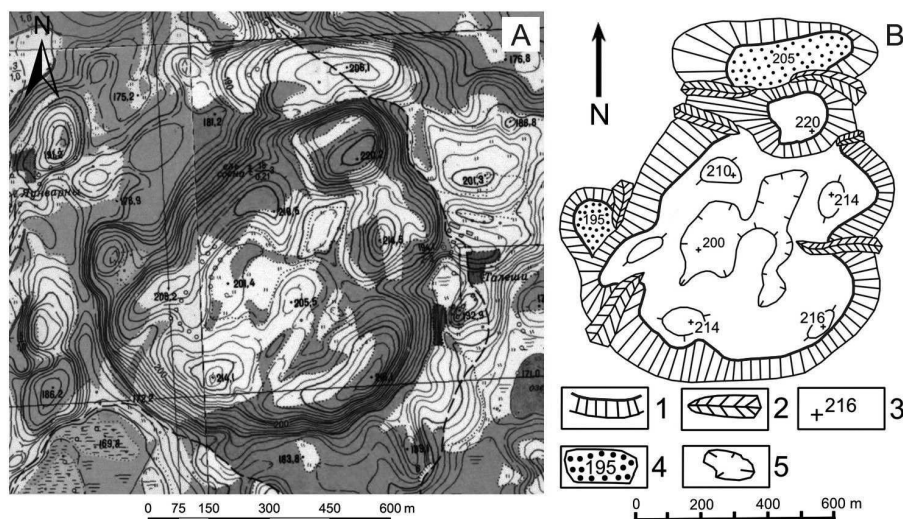
A – kēmu terases morfoloģisko šķērsprofilu vietas; B – kēmu terases līmeņu absolūtā augstuma izmaiņas pa morfoloģisko šķērsprofilu līnijām; ▼ – kēmu terases līmeņa hipsometriskais novietojums.

**Figure 4. Morphological cross profiles for the Rogovka kame terrace span between villages Rasnuļļu and Šķesteri**

A. Location of morphological cross profiles; B. Variation of elevations along morphological cross profile lines (columns) and in the direction of meltwater streams (rows). Indexes on the graph indicate location of the cross profile lines on the map. ▼ – position of the kame terrace levels.

O. Āboltiņš ar līdzautoriem (Āboltiņš *et al.* 1976) norāda, ka Kornetu–Peļļu subglaciālās vagas Z nogāzes bieži vien ir terasētas. Topogrāfisko karšu (M 1:10 000) analīze liecina, ka gar subglaciālās iegultnes Z nogāzi ir iespējams nodalīt terasveida joslas. Atsevišķu terasveida joslu garums sasniedz ap 300 m, bet platums ir ap 150 m. Kēmu terases virsmas augstums mainās no 175 līdz 180 m vjl. Kēmu terases virsma ir nelīdzena. To nosaka reljefa pazeminājumu mija ar nelieliem kēmu tipa pauguriem, kuri ir lokalizēti tiešā subglaciālās iegultnes tuvumā. Savukārt, apsekojot teritorijas gar subglaciālo iegultņu nogāzēm (Garo, Okras, Dubuļu un Geraņimovas–Ilzas ezeru), kēmu terases netika konstatētas. Vidzemes un Alūksnes augstienē bieži vien gar šo reljefa formu nogāzēm veidojas joslveida kēmu terases.

Liela nozīme kēmu terašu attīstībā ir plašajiem ielejveida pazeminājumiem Rēzeknes, Maltas, Dubnas, Tirzas, Istras, Zilupes un Asūnīcas augštecēs, kurus, tāpat kā tuneļieejas un subglaciālās vagas, ledāja deglaciācijas beigu posmā aizpildīja pasīvā vai aprimusā ledus blāķi. Parasti ielejveida pazeminājumos kēmu terases stiepjas gar to malām un attiecībā pret tajos izvietotajiem ledus mēļu vai mikromēļu ķermeņiem pārsvarā ieņem laterālu novietojumu.



5. attēls. Talešu plakanvirsmas paugura virsmas topogrāfija (A) un ģeomorfoloģiskā shēma (B)

1 – ledāja kontakta nogāzes; 2 – gravas; 3 – augstums m vjl.; 4 – kēmu terases līmeņi un to augstums m vjl.; 5 – gliaciokarsta iepakla.

Figure 5. Surface topography (A) and geomorphological sketch (B) of the Taleši plateau-like hill

Legend: 1 – ice contact slopes; 2 – gullies; 3 – elevation, m a.s.l.; 4 – kame terraces and their levels elevation, m a.s.l.; 5 – kettle holes.

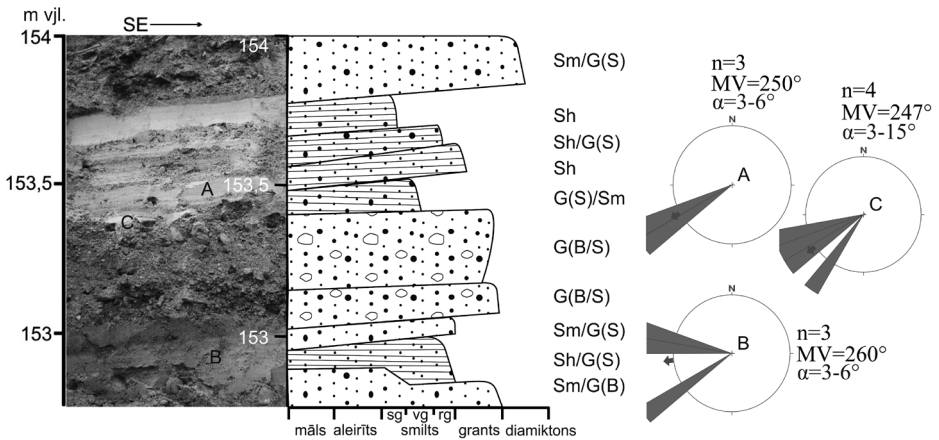
A. Markots (Markots 2011) pētījumā par plakanvirsmas pauguriem norāda, ka lielākajai daļai šo pauguru nogāzes ir terasētas. Analizējot plakanvirsmas pauguru datubāzi, tika konstatēts, ka Alūksnes un Latgales augstienē vismaz 62 plakanvirsmas pauguriem ir vairāki terašu līmeņi. Piemēram, veicot kartogrāfiskā materiāla analīzi, tika secināts, ka Talešu plakanvirsmas pauguram, kura virsas plakums atrodas 220 m vjl., ir iespējams izšķirt divus terasveida līmeņus – augstāko ap 205 m vjl. un zemāko ap 195 m vjl. (5. attēls). Plakanpaugura vidienē novērojams pazeminājums, kas veidojies gliaciokarsta ietekmē. Savukārt paugura nogāzes ir stipri saposmotas gravu erozijas rezultātā.

### Kēmu terašu uzbūve Alūksnes un Latgales augstienē

Iegūtie rezultāti par kēmu terases iekšējo uzbūvi ir balstīti uz strukturģeoloģiskajiem un tekstūru pētījumiem karjeru atsegumos un uz ģeoloģisko urbumu datiem. Lauka pētījumi liecina, ka kēmu terašu iekšējā uzbūve Latvijā ir daudz sarežģītāka un daudzveidīgāka nekā agrāk tradicionāli tika uzskatīts (Danilāns 1973; Meirons 1975; Straume 1979). Pastāvēja vispārīgāks viedoklis, ka kēmu terases sastāv no gliaciofluviāliem nogulumiem, kurus veido atlūzu materiāls, ko ledājūdeņi noskalājuši no ledāja virsas, vai zemledāja erozijas rezultātā pārskalota dažāda vecuma morēna, bet atsevišķos gadījumos – arī pārgulsnēti dažādas izcelsmes nogulumi un pirmskvartāra iežu atlūzas. Līdz ar to šo nogulumu rupjatlūzu frakciju petrogrāfiskais sastāvs ir līdzīgs morēnas nogulumiem, bet atsevišķos gadījumos

var stipri variēt (Danilāns 1973). Kēmu terašu granulometriskajā sastāvā dominē rupjatlūzu frakcijas – oļi, grants, rupjgraudaina un vidējgraudaina smilts, vietām ar sīku laukakmeņu piemaisījumu (Meirons 1975). Pētījums Lietuvā parādīja, ka kēmu terases var veidot arī glaciolimniskie nogulumi, kuri sastāv no smalkgraudainas smilts, aleirītiskas smilts, aleirīta, kā arī no mālainiem nogulumiem – mālaina materiāla starpkārtām, ieslēgumiem un pat slokšņu māla (Bitinas *et al.* 2004).

Bejas kēmu terases iekšējās uzbūves pētījumi veikti divos atsegumos Tūcenes karjerā un Ponkulenes karjerā. Kēmu terases virsa Ziemeļu karjera teritorijā ir ap 150 m vjl. Karjerā atsegta slāņa pamatnē atsedzas labi šķīrota grants ar retiem oļiem. To pārsedz labi šķīrota grants ar vidējgraudainas un rupjgraudainas smilts piejaukumu. Nogulumu granulometriskais sastāvs, pieaugot hipsometriskajam novietojumam, kļūst smalkāks. Atsegumā novērojams diagonālais slīpslāņojums. Veiktie slīpslāņoto sēriju mērījumi norāda, ka ledājūdeņu straumes tecējušas DR virzienā. Kopējais atsegtais glaciofluviālo nogulumu slāņkopas biezums karjerā ir ap 7 m. Tūcenes Dienvidu karjerā smilts un grants ieguve ir pārtraukta, kēmu terases virsa arī ir ap 150 m vjl. Hipsometriski augstākajā karjera daļā glaciofluviālo nogulumu slānis ir ap 8 m. Karjera zemākajā daļā izveidotajā atsegumā fiksēta slīpslāņota smalkgraudaina un vidējgraudaina smilts, kur slīpslāņoto sēriju mērījumi norāda, ka ledājūdeņu straumes tecējušas DR virzienā, kas sakrīt ar kēmu terases vērsumu un virsmas krituma virzienu.



6. attēls. Bejas kēmu terases iekšējās uzbūves īpatnības Ponkulenes karjera atsegumā un slīpslāņoto sēriju (A un B) un noslāņojuma virsmu (C) mērījumu rezultātu atainojums diagrammās

Diagrammu apzīmējumus un litofāciju kodus sk. 1. un 2. tabulā.

Figure 6. Internal structure of the Beja kame terrace in the Ponkulene outcrop and diagrams of measurement results of cross bedded series (A and B) and measurement results of bedding planes (C)

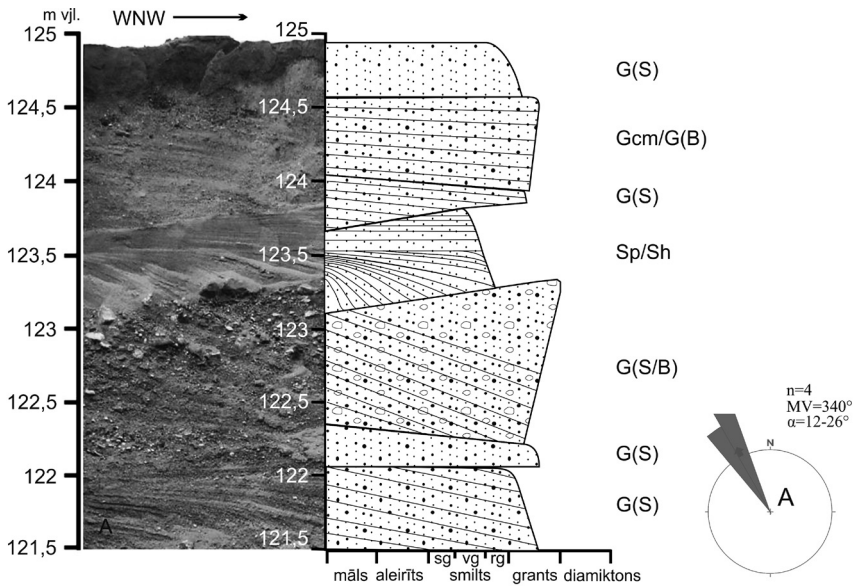
Legend for diagrams and lithofacial codes see in table 1 and table 2.

Ponkulenes karjers atrodas Brenču–Annas ceļa Z pusē, ap 350 m uz DA no Ozoliņu mājām. Kēmu terases virsa šajā teritorijā ir ap 155 m vjl. Karjera

DA sienas atsegtajā daļā nogulumus veido lēzeni paralēli un paralēli slāņota dažādgraudaina smilts, grants un oļainas grants slāņu mija (6. attēls). Karjera Z daļā nogulumus veidojošais glaciofluviālais materiāls ir mazāk šķirots. Nogulumus veido dažādgraudainas, grantainas (ar retiem oļiem) smilts slāņu mija ar oļainas grants un dažādgraudainas smilts slāņiem. Slīpslāņoto sēriju un noslāņojuma virsmu mērījumu krituma azimuti vērsti R un DR virzienā, kas sakrīt ar kēmu terases virsas krituma virzienu un vērsumu (6. attēls).

Rogovkas kēmu terases nozīmīgākie iekšējās uzbūves pētījumi veikti Žogotu karjerā, kas atrodas ap 800 m uz Z no Žogotu ciemata. Kēmu terases virsa karjera teritorijā atrodas ap 125 m vjl., bet karjera atsegtā nogulumu slāņa biezums ir ap 5 m. Karjera atsegtās sienas kopējais garums, kurā tika veikti struktūrģeoloģiskie pētījumi, sasniedz 85 m. Glaciofluviālie nogulumi uzguļ brūnai smilšainai morēnai.

Kopumā Žogotu karjerā atsegtais slānis raksturojams kā glaciofluviālie nogulumi ar diagonālo slīpslāņojumu, augstāk plakani paralēlo slāņojumu un vietām muldveida slāņojumu, ko pārsvarā veido grants, vidējgraudainas un rupjgraudainas smilts slāņu mija. Granulometriski rupjākie nogulumi ir oļi, kuru īpatsvars lielāks ir karjera DA daļā (7. attēls).



7. attēls. Rogovkas kēmu terases iekšējās uzbūves īpatnības Žogotu karjera atseguma DR sienā

Diagrammu apzīmējumus un litofāciju kodus sk. 1. un 2. tabulā.

Figure 7. Internal structure of the Rogovka kame terrace in the Žogotas outcrop

Legend for diagrams and lithofacial codes see in table 1 and table 2.

Gar ielejveida pazeminājumiem, subglaciālajām iegultnēm, lielpauguriem izvietoto kēmu terašu uzbūve lielākoties ir līdzīga iepriekš raksturotajām kēmu terasēm. Nogulumu granulometriskais sastāvs variē no mālainiem nogulumiem

līdz pat vidēji lieliem laukakmeņiem. Kēmu terases veidojošo nogulumu slāņkārtu veido dažāda biezuma un granulometriskā sastāva slāņu mija. Kopumā šie nogulumi apliecina no ledāja virsas noslīdējušā vai nelielā attālumā transportētā materiāla lielāku lomu kēmu terases uzbūvē. Savukārt glaciolimniskās kēmu terases veido mainīga biezuma smilts, aleirītu un mālu nogulumu slāņi ar faciālām atšķirībām.

## Diskusija un interpretācija

Veiktie pētījumi Alūksnes un Latgales augstienē apstiprina Vidzemes augstienes pētījumu (Dauškans 2011) atziņas par kēmu terašu morfoloģisko un iekšējās uzbūves daudzveidību, kā arī to, ka kēmu terases ir saistītas ar dažādām ledāja reljefa formām un tām ir savdabīga virsmas topogrāfija.

Ilgu laiku uzskatīja, ka kēmu terases veidojas tikai gar ielejveida pazeminājumu nogāzēm (Flint 1929, 1930, 1947, 1964; Manerfelt 1945, 1949). Latvijas salveida akumulatīvi glaciostrukturālajās augstienēs ir samērā bieži sastopamas subglaciālās iegultnes, un tajās atrodas plaši upju augšteču pazeminājumi, gar kuru nogāzēm ir izplatītas kēmu terases. Gar upju augšteču pazeminājumu nogāzēm, kurās apledošanas laikā izvietošanās ledāja mēles vai mikromēles (Āboltiņš *et al.* 1976), bieži ir izveidojušās joslveida kēmu terases.

Tomēr pētījuma laikā konstatēts, ka plašākās kēmu terases veidojas gar starplobu izometrisko augstieņu nogāzēm. Tām raksturīgi vairāki terasveida līmeņi, un tās veido plašas joslveida reljefa formas, kuru izplatību nosaka augstieņu kā makroformu nogāzes morfoloģiskās īpatnības. Līdzīgi kā Vidzemes augstienē, arī Alūksnes un Latgales augstienē šāda tipa kēmu terases sastopamas gar augstieņu marginālajām ledāja kontakta nogāzēm. Alūksnes augstienes teritorijā lielākā kēmu terase ir izveidojusies gar tās DA nogāzi. Šīs kēmu terases veidošanos lielā mērā ir ietekmējis nogāzes novietojums un Lubāna ledus loba malas stagnācija, kuru, pēc V. Zelča (1999) domām, iezīmē Bērzpils–Rikavas recesijas morēna. Šī ledus loba pretējā pusē gar Latgales augstienes ZR nogāzi stiepjas Rancānu–Strūžānu relatīvi mazākā kēmu terase. Maksimālā augstumu starpība starp šīs kēmu terases augstāko un zemāko līmeni ir 20–31 m.

Arī Alūksnes augstienē nozīmīgākās kēmu terases stiepjas gar augstienes marginālajām nogāzēm. Bejas kēmu terasē, kas pieguļ Alūksnes augstienes DA nogāzei, maksimālā augstumu starpība starp terasveida līmeņiem sasniedz 7 m, bet Silaktu kēmu terasē, kura stiepjas gar Alūksnes augstienes R nogāzi un kuras nogāzes ekspozīcija ir nelabvēlīgāka, maksimālā augstumu starpība starp terasveida līmeņiem sasniedz ap 20 m. Iespējams, ka šīs atšķirības sekmēja Alūksnes augstienes deglaciācijas īpatnības dažādās tās daļās. Ledāja atkāpšanās no Gulbenes fāzes galējiem malas veidojumiem notika salīdzinoši strauji (Zelčs, Markots 2004; Āboltiņš 2010). Rievoto morēnu lauki, kuru izplatība ir analizēta V. Zelča (1999) darbā, blakus piegulošajā Adzeles pacēlumā liecina, ka šajā teritorijā dominēja frontālā ledāja atkāpšanās. Savukārt Vidusgaujas lobs gar Vidzemes augstieni aprīma, veidojot plašu stagnantā ledus ķermeni, un tas ir raksturīgs areālās deglaciācijas piemērs (Zelčs *et al.* 2011a). Šajā laikā uzkrājās Bejas kēmu terasi veidojošie nogulumi.

Alūksnes un Latgales augstienē kēmu terases bieži vien ir saistītas ar plakanvirsmas pauguru nogāzēm. Šīs kēmu terases morfoloģiski saista tas, ka tās atgādina nelielus terasveidīgus segmentus. Pētījuma laikā konstatēts, ka arī šīs terases ir morfoloģiski labāk izteiktas gar pauguru D un DA nogāzēm. Tas norāda, ka nogāzes ekspozīcijai ir būtiski svarīga loma kēmu terašu attīstībā. Šo kēmu terašu morfoloģiju ievērojami ietekmējuši arī glacioakvālie un fluviālās erozijas procesi. Gadījumos, kad kēmu terasi veidojošie nogulumi uzkrājušies glaciofluviālu procesu ietekmē, izveidojās vienkāršas kēmu terases (viens izteikts terases līmenis). Bet, ja kēmu terases līmeņi veidojušies glaciolimniskā vidē, tad uz paugura nogāzēm iespējams konstatēt vairākus terasveida līmeņus.

Kēmu terašu izplatība un morfoloģiskie parametri liecina, ka liela loma kēmu terašu attīstībā ir bijusi nogāzes ekspozīcijai, gar kuru izveidojusies kēmu terase. Kaut gan tas nav kēmu terašu izplatību limitējošs faktors, tomēr tas ir būtiski ietekmējis kēmu terašu attīstības pakāpi. Līdzīgi kā Vidzemes augstienē, arī Alūksnes augstienē kēmu terases gar D un DA ekspozīcijas nogāzēm parasti ir plašākas, morfoloģiski izteiktākas. Tām ir izteikti vairāki līmeņi ar raksturīgu glaciokarsta iepaklu–sīkpauguru determinēto virsmas topogrāfiju.

Pētījumi Vidzemes augstienes kēmu terasēs (Dauškans 2011) liecina, ka augšējo terasveida līmeņu veidošanās ir saistīta ar laterālo ledājkušanas ūdeņu noteces ieleju veidošanos. To savā laikā ir konstatējis R. Praiss, veicot pētījumus Kanādā (Price 1973), kā arī P. Johansons (Johanson 1995) Somijā. Savukārt, atšķirībā no Vidzemes augstienes dienvidaustrumu nogāzes, Alūksnes un Latgales augstienē lielo terašu izplatības teritorijā netika konstatēti ledājūdeņu laterālās noteces erozijas līmeņi, kaut gan lineārās erozijas procesu pēdas fiksētas gan Bejas, gan arī Ponkulenes un Rogovkas kēmu terašu virsmā.

Alūksnes un Latgales augstienē kēmu terašu virsmas morfoloģijas pētījumi rāda, ka reljefa veidošanā liela loma bijusi glaciokarsta procesiem. To izpausmes pakāpe ir dažāda, bet ne tik izteikta ir Vecalsnavas kēmu terase Vietalvas apkārtnē, gar Vidzemes augstienes laterālo ledus kontakta nogāzi, kur glaciokarsta iepaklas aizņem ievērojamas teritorijas (Dauškans 2011).

Alūksnes un Latgales augstienē kēmu terases veido gan glaciofluviālie, gan glaciolimniskie nogulumi. Nogulumu granulometriskais sastāvs un tā atšķirīgais slāņu novietojums kēmu terasēs liecina, ka šīs reljefa formas veidojušās dažādos, ļoti atšķirīgos un mainīgos apstākļos. Šajās augstienēs kēmu terašu iekšējā struktūra ir sarežģīta gan granulometriskā, gan arī kārtojuma ziņā. Pat vienkārša tipa kēmu terases nogulumu granulometriskais sastāvs un saguluma apstākļi ir samērā sarežģīti. Slāņu mija atspoguļo sezonālo ritmiku, bet sīkākas kārtojuma vienības, iespējams, diennakts nogulumu uzkrāšanās ritmiku. Nogulumu slīpslāņoto sēriju mērījumi parāda iespējamo ledāja kušanas ūdeņu tecēšanas virzienu gadījumos, kad kēmu terašu nogulumu saguluma apstākļi nav pārveidoti dažādu deformāciju ietekmē. Bieži vien kēmu terašu atsegumos ir novērojamas pazīmes, kas liecina par nogulumu materiāla pārvietošanos slīdēšanas, atūdeņošanās (blīvuma inversijas) un noblīvēšanās rezultātā. Jāņem vērā, ka ledājkušanas ūdeņu straumes ne tikai nogulsnē transportētās sanesas, bet arī intensīvi pārskaļo iepriekš nogulsnētos nogulumus. Nogulumu granulometriskā dažādība izskaidrojama ar ledājkušanas ūdeņu straumju intensitātes

maiņu, kas ir cieši saistīta ar paleoklimatisko apstākļu izmaiņām kopumā un ledāja ablācijas procesu svārstveida raksturu diennakts un gada laikā.

Atšķirībā no Vidzemes augstienes, Alūksnes un Latgales augstienē salikto kēmu terašu uzbūvē netika konstatēta augstāko terasveida līmeņu saistība ar erozijas procesiem un laterālo ledājkušanas ūdeņu noteces ieleju veidošanos. Savdabīga situācija ir Rogovkas apkārtnē, kur uz kēmu terases virsmas konstatēti nelieli morēnas sīkpauguri. Iespējams, šīs kēmu terases augstākie terasveida līmeņi, atšķirībā no Cesvaines–Madonas kēmu terases augstāko terasveida līmeņu veidošanās piemēra (Dauškans 2011), jau pašā sākumā sāka veidoties nogulumu akumulācijas rezultātā. Līdz ar to morēnas pauguri, kuri atradās tiešā ledāja kontakta nogāzes tuvumā, tika daļēji aprakti. Virs kēmu terases virsmas palika to virsas augstākās daļas.

Savukārt glaciolimnisko kēmu terašu veidošanās ir saistīta ar iekšledāja ledāj-ūdeņu baseinu attīstību. Ir pamats uzskatīt, ka vispirms veidojās plakanvirsas paugura virsotne, ledāja kušanas ūdeņiem uzkrājoties caurkusuma ledusezerā. Ledājam kūstot un caurkusumam paplašinoties, mainījās baseina izmēri un konfigurācija. Šo procesu rezultātā baseina ūdens līmenis pakāpeniski pazeminājās un nogulumi sāka nogulsneties gar platopaugura nogāzēm (Markots 2011). Šādā veidā pakāpeniski veidojās vairāki glaciolimnisko kēmu terašu līmeņi, līdz ledājs izkusa pavisam vai arī izveidojās pārrāvums kādā no caurkusuma malām.

## Secinājumi

Šī pētījuma rezultāti ļauj izdarīt vairākus nozīmīgus secinājumus par kēmu terašu izplatību, to saistību ar citām ledāja reljefa formām, morfoloģiju, iekšējās uzbūves raksturu un to veidošanās laiktelpiskām īpatnībām Alūksnes un Latgales augstienē.

Līdzīgi kā Vidzemes augstienē, arī Latgales un Alūksnes augstienē vislabvēlīgākie paleoģeogrāfiskie apstākļi, lai veidotos plašas vairāku līmeņu kēmu terases, bija gar augstieņu ledus kontakta nogāzēm, it īpaši gar Lubāna ledus loba sāniem. Šādas kēmu terases konstatētas Latgales augstienē Rogovkas apkārtnē un Alūksnes augstienē gar Malienas pauguraines dienvidu nogāzi. Šajos apvidos izceļas 2–3 kēmu terašu līmeņi ar neizteiktām glaciokarsta pazīmēm, kas acīmredzot ir saistīti ar pakāpenisku ledāja malas atkāpšanos un ledus biežuma samazināšanos ablācijas rezultātā. Kēmu terase gar Malienas pauguraines dienvidu nogāzi Bejas un Ponkulenes apkārtnē līdz šim tikusi uzskatīta par glaciofluviālo līdzenumu. Joslā starp Alūksnes augstienes rietumu nogāzi un Vidusgaujas ledusloba malu ir izveidojusies Silaktu kēmu terase, kas atrodas uz D no Rēzakas (Rēzaķiem).

Atšķirībā no Vidzemes augstienes dienvidaustrumu nogāzes, Alūksnes un Latgales augstienē lielo terašu izplatības teritorijā netika konstatēti ledājūdeņu laterālās noteces erozijas līmeņi, kaut gan lineārās erozijas procesu pēdas fiksētas gan Bejas, gan arī Ponkulenes un Rogovkas kēmu terašu virsmā.

Līdzīgi kā Vidzemes augstienē, kēmu terases ir izplatītas arī gar Alūksnes un Latgales augstienes ielejveida pazeminājumiem, īpaši Latgales augstienes austrumu daļas perifēriālajā zonā gar Istras, Zilupes un Asūnīcas pazeminājumu nogāzēm. Šīs terases veido līdz 3 m biezs glaciofluviālas izcelsmes materiāls, un tās salīdzinājumā ar Rogovkas, Bejas un Ponkulenes kēmu terasēm ir relatīvi nelielas.

Savukārt kēmu terašu izplatība gar subglaciālo iegultņu nogāzēm ir ievērojami ierobežota. Latgales augstienē šāda tipa kēmu terases netika konstatētas, veicot pētījumus gar Garo, Okras, Dubuļu un Gerāņimovas–Ilzas ezeru.

Līdzīgi kā Vidzemes augstienē, arī Alūksnes un Latgales augstienē pārsvarā ir izplatītas glaciofluviālas izcelsmes kēmu terases. Glaciolimniskās izcelsmes kēmu terases ir saistītas ar plakanvirsas pauguru izplatības areāliem. Daudzas kēmu terases veido gan glaciofluviālie, gan glaciolimniskie nogulumi – tas izskaidrojams ar daudzveidīgiem un bieži mainīgiem apstākļiem kēmu terašu veidošanās laikā.

## Pateicības

Raksta autors izsaka pateicību par palīdzību lauka darbu veikšanā un sniegtajiem padomiem prof. Vitālijam Zelčam. Pateicība par ieteikto literatūru un iespēju izmantot plakanvirsas pauguru datubāzi Dr. Aivaram Markotam, par palīdzību un sniegtajiem padomiem litofāciju attēlu sagatavošanā – Mārim Krievānam. Pateicība arī Rogovkas vidusskolas direktorei Anitai Žogotai par atbalstu lauka pētījumu laikā.

Pētījums veikts ar LU pētniecības projekta Nr.2007/ZP-87 „Skandināvijas ledusvairoga dienvidu malas iekšējās zonas vēlā posma deglaciācijas notikumu hronoloģijas pilnveidošana”, Eiropas Sociālā fonda projekta „Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē” un projekta „Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē – 2” atbalstu.

## LITERATŪRA

- Āboltiņš O. P. 1972. K voprosu o formirovaniji ostrovovidnih vozvishennosti. *Krāj. Danilāns I. (red.) Ljedenjikovij morfogenhez.* Rīga, Zinātne, s. 51-61 (in Russian).
- Āboltiņš O. P. 1975. Glaciodynamiceskiye osobennosti formirovanhija vozvishennosti Latviji. *Krāj. Danilāns I. (red.) Voprosi chetvertichnoy geologiji,* s. 8. Rīga, Zinātne, s. 5-23 (in Russian).
- Āboltiņš O. P. 1989. *Gliacitektonicheskaya struktura i lednikovoy morfogenez.* Rīga, Zinātne, 284 s. (in Russian).
- Āboltiņš O. P. 1994. Alūksnes augstiene. Grām.: Kavacs G. (red.) *Latvijas daba.* 1. Rīga, Latvijas enciklopēdija, 47.–48. lpp.
- Āboltiņš O. P. 1995. Latgales augstiene. Grām.: Kavacs G. (red.) *Latvijas daba.* 3. Rīga, Latvijas enciklopēdija, 87.–89. lpp.
- Āboltiņš O. P. 2010. No leduslaikmeta līdz globālajai sasilšanai. Dabas vides pagātne un tagadne Latvijā. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds, 128 lpp.
- Āboltiņš O. P., Markots A. 1998. Subglacial valley-like landforms and kame terrace at Lodesmuiža. *Field symposium on glacial processes and Quaternary environment in Latvia. Excursion Guide.* Rīga, University of Latvia, p. 62-64.
- Āboltiņš O. P., Zelčs V. 1988. Litomorphogenesis of inner zone of ancient glacial region (investigations in Latvia). In: Purin V. R., Zvejnieks R. (eds.) *Ģeogrāfiskās domas attīstība Padomju Latvijā.* Rīga, Latvijas Valsts Universitāte, 103-126. (Russian with Latvian and English summary).
- Āboltiņš O. P., Aseyev A., Vonsavičus V., Isačenko I., Mozhahev B., Raukas A. 1988. Ostrovyne vozvishennosti kak osobym obrazom organizovannye geologicheskiye obyeki. AN ESSR, Tallin, 56 s. (in Russian).



- Āboltiņš O. P., Aseejev A., Vonsavičus V., Isačenko I., Mozhahev B., Raukas A. 1989. Formirovaniyei osvoyeniye lednikovih akumulativnih ostrovnih vozvisennosti. *Izvestija AN ESSR, Geologija*, 38, Tallin, s. 23-33 (in Russian).
- Āboltiņš O. P., Straume J., Juškevičs V. 1976. Relyef i osnovniye etapy morfogeneza Aluksnenskoj vozvyshennosti. *Krāj.:* Danilans I. (red.) *Voprosi chetvertichnoy geologii*, 9. Rīga, Zinātne, s. 74-89 (in Russian).
- Bitinas A., Karmaziene D., Jusiene A. 2004. Glaciolacustrine kame terraces as an indicator of conditions of deglaciation in Lithuania during the Last Glaciation. *Sedimentary Geology*, 165 (3-4) 285-294.
- Danilāns I. 1973. Chetvertichnye otlozheniya Latvii. Rīga, Zinātne, 312 s. (in Russian).
- Dauškans M. 2011. Kēmu terašu morfoloģija un uzbūve īpatnības Vidzemes augstienē. *Krāj.:* Zelčs V. (galv. red.) *Latvijas Universitātes Raksti. Zemes un vides zinātnes*. 767. Rīga, Latvijas Universitāte, 17.-34. lpp.
- Eyles N., Eyles C. H., Miall A. D. 1983. Lithofacies, types and vertical profile models; an alternative approach to the description and environmental interpretation of glacial diamict and diamictive sequences. *Sedimentology*, 30, 393-410.
- Flint R. F. 1929. The stagnation and dissipation of the last ice sheet. *Geographical Review*, 19, 256-289.
- Flint R. F. 1930. Glacial geology of Connecticut. *Bulletin*, 47, Connecticut State Geology and Natural History Survey, 294 p.
- Flint R. F. 1947. *Glacial Geology and Pleistocene Epoch*. New York, John Wiley & Sons, 589 p.
- Flint R. F. 1964. *Glacial and Pleistocene Geology*. New York, John Wiley & Sons, INC., 892 p.
- Johanson P. 1995. The deglaciation in the eastern part of the Weichselian ice divide in Finnish Lapland. *Geological Survey of Finland, Bulletin* 383, 72 p.
- Juškevičs V., Meirons Z., Straume J., Birgers A., Arhārova T. 1981. Latvijas kvartāra nogulumu karte. Rīga, Latvijas PSR Ģeoloģijas pārvalde, 2 lpp.
- Mannerfelt C. M. 1945. Nagra glacialmorfologiska formelement. *Geografiska Annaler*, 27, 1-239.
- Mannerfelt C. M. 1949. Marginal drainage channels as indicators of the gradients of Quaternary ice caps. *Geografiska Annaler*, 31, 194-199.
- Markots A. 1997. Rāznavas pauguraine. Grām.: Kavacs G. (red.) *Latvijas daba*. 4. Rīga, Preses nams, 226.-228. lpp.
- Markots A. 2011. Plakanvirsas pauguru morfoloģija, uzbūve un veidošanās apstākļi salveida akumulatīvi glaciostrukturālajās augstienēs. Disertācija. Rīga, Latvijas Universitāte, 127 lpp.
- Meirons Z. 1975. Relyef Latgaliskoy vozvyshennosti i sopredelinih rayonov Vostochno-Latvyskoy nizmennosti. *Krāj.:* Danilāns I. (red.) *Voprosi chetvertichnoy geologii*, 8. Rīga, Zinātne, s. 48-82 (in Russian).
- Meirons Z., Straume J., Juškevičs V. 1976. Osnovnye raznovidnosti marginalnikh obrazovaniy i otstupaniye poshnednego lednika na teritoriyi Latviyi. *Krāj.:* Danilāns I. (red.) *Voprosi chetvertichnoy geologii*, 9. Rīga, Zvaigzne, s. 50-74 (in Russian).
- Miall A. D. 1978. Lithofacies types and vertical profile models in braided river deposits: a summary. In: Miall A. D. (ed.) *Fluvial Sedimentology*. *Canadian Society of Petroleum Geologists Memoir*, 5, 597-604.
- Price R. J. 1973. *Glacial and fluvio-glacial landforms*. Edinburgh, 242 p.

- Sleinis I. 1936. Latvijas reljefs. Grām.: Malta N., Galenieks P. (red.) *Latvijas zeme, daba un tauta*, 1. Rīga, Valters un Rapa, 129.–158. lpp.
- Straume J. 1979. Geomorphology. In: Misans J., Brangulis A., Danilans I., Kuršs V. (eds.) *Geologicheskoye strojeniye i poleznye iskopayemye Latvii*. Rīga, Zinātne, p. 302-345 (in Russian).
- Wysota W. 2002. Stratigrafia i šrodnowiska sedimentacji zlowacenia wisly w południowej części dolnego Powiśla. Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Toruń, 144 p.
- Zelčs V. 1993. Glaciotectonic landforms of divergent type glaciodepressional lowland. Compendium of papers. Riga, University of Latvia, 105 p.
- Zelčs V. 1999. Rievotās morēnas Latvijā. Krāj.: Kļaviņš M. (red.) *Zeme. Daba. Cilvēks. LU 57. konference*. Rīga, Latvijas Universitāte, 149.–162. lpp.
- Zelčs V., Markots A. 2004. Deglaciation history of Latvia. In: Ehlers J., Gibbard P. L. (eds.) *Extent and chronology of glaciations*, 1 (Europe). Elsevier, pp. 225-244.
- Zelčs V., Markots A., Nartišs M., Saks T. 2011a. Chapter 18: Pleistocene Glaciations in Latvia. In: Ehlers J., Gibbard P. L., Hughes P. D. (eds.) *Quaternary glaciations – extent and chronology. A closer look. Developments in Quaternary Sciences*, 15, Elsevier, pp. 221-229.
- Zelčs V., Rinterknecht V. R., Clark P. V., Raisbeck G. M., Yiou F., Brook E. J. 2011b. Pēdējā apledojuuma deglaciācijas <sup>10</sup>Be hronoloģija Latvija. Krāj.: *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Latvijas Universitātes 69. zinātniskās konferences referātu tēzes*. Rīga, Latvijas Universitāte, 399.–400. lpp.

## Summary

*The paper is based on analysis of the large-scale cartographic materials and field data. This study reveals morphological, genetic, and internal composition diversity of the kame terraces, and differences in conditions of their formation. The belt-like and segment-type morphological types of the kame terraces can be distinguished. The belt-like kame terraces stretch along ice contact slopes and have genetic relationship with the lateral meltwater channels. The ice-contact slopes are common glacial mesorelief landforms in Latgale and Alūksne uplands. These slopes are characterized by: 1) their lateral position regarding to ice lobes, glacier tongues and smaller ice bodies; 2) occurrence of glacioaquatic sediments along them; 3) their hypsometric position is higher than glacial landforms located proximally. Upon these criteria the selected formations are look like to the kame terraces. Basically, the field studies on the morphology and internal structure of the glacioaquatic belt-like formations confirmed their attribution to the kame terraces. However, in some cases such morphologically similar formations are of erosional origin.*

**Keywords:** ice contact landforms, glacioaquatic deposits, morphology, interlobate isometric uplands.

## **Glaciolimnisko grunšu granulometriskais sastāvs un ģeotehniskās īpašības Latvijā**

### ***Glaciolacustrine soil grain size and geotechnical properties in Latvia***

**Valdis Segliņš, Andris Karpovičs**

Latvijas Universitāte

Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

Alberta iela 10, Rīga, LV-1010

E-pasts: [valdis.seglins@lu.lv](mailto:valdis.seglins@lu.lv); [andris.karpovics@lu.lv](mailto:andris.karpovics@lu.lv)

Glaciolimniskas gruntis ir visai atšķirīgas pēc to veidošanās apstākļiem un izplatības, kā arī pēc vēlākām sastāva un īpašību izmaiņām; tās visbiežāk tiek nodalītas un raksturotas kopā, par pamatu ņemot ģenēzi un mālaino daļiņu daudzumu. Iepriekšējos pētījumos norādīts, ka šo grunšu īpašības mainās visai ievērojamās robežās, un ir konstatētas vairāku ģeotehnisko īpašību pozitīvas korelācijas. Turpmākie pētījumi liecina, ka glaciolimnisko nogulumu granulometriskais sastāvs būtiski ietekmē ģeotehniskās īpašības un to savstarpējo saistību. Pētījums balstās uz iepriekšējos gados veiktās ģeoloģiskās kartēšanas datiem, pētījumu datu analīze veikta ar dažādām statistiskām metodēm datorprogrammā *STATISTICA 8.0*. Pētījums atklāj, ka glaciolimnisko grunšu fizikālo un mehānisko īpašību vērtības ir savstarpēji un tieši vai pastarpināti atkarīgas no grunts granulometriskā sastāva.

**Atslēgvārdi:** glaciolimniskas gruntis, ģeotehniskās īpašības, granulometriskais sastāvs, korelācija.

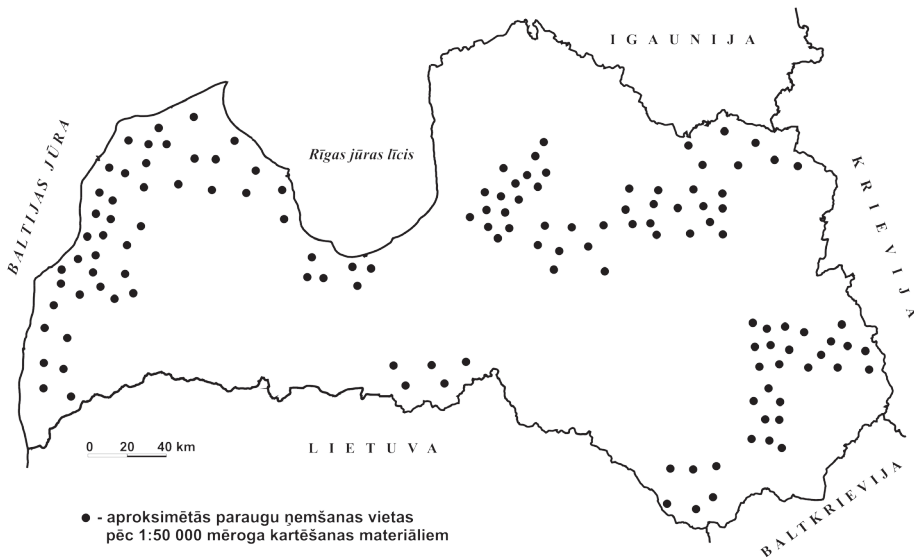
## **Ievads**

Glaciolimniski nogulumi Latvijas teritorijā ir ļoti plaši izplatīti, un tie eksponējas zemes virsā gandrīz pusē visas valsts teritorijas. Šo nogulumu veidotas gruntis Latvijā tiek pētītas jau gandrīz gadsimtu, bet kopsavilkumu par raksturīgām ģeotehniskām īpašībām ir visai nedaudz. Starp tiem izceļami I. Dzilnas un A. Zobenas (1967) pētījumi, kas sniedz pārskatu par šo grunšu īpašību vidējotām vērtībām, un tie joprojām ir būvniecības normatīvo prasību pamatā. Pēdējo gadu laikā ir veikti vairāki mērķtiecīgi pētījumi (Segliņš, Gilucis, Karpovičs 2009; Karpovičs 2010), kas sniedz precīzākus vidējotus datus par apskatāmajām gruntīm, tomēr šajos pētījumos noteikto ģeotehnisko īpašību vērtības atšķiras ar ļoti augstu variāciju. Tika pieļauts, ka novērotā vērtību dažādība, kas atspoguļojas arī pētīto ģeotehnisko parametru ne vienmēr pārlicinošā korelācijā, ir saistīta ar glaciolimnisko grunšu granulometriskā sastāva daudzveidību. Veiktā pētījuma mērķis bija pārbaudīt šo hipotēzi.

## Materiāli un metodes

Iepriekšējos gadu desmitos ir veikts visai daudz analītisko pētījumu par Latvijas glaciolimmisko grunšu ģeotehniskajām īpašībām. Pētījumi ir veikti dažādās laboratorijās, nereti ar atšķirīgām metodikām; visai ievērojama daļa datu nav saglabājusies pilnīgi, pieraksti ir kļūdaini, arī paraugu noņemšanas vietu ģeoloģiskie apraksti ir neprecīzi. Šo datu vērtība mūsdienās ir ļoti nosacīta. Izņēmums ir iepriekšējos gados veikto analītisko pētījumu dati par ģeoloģisko kartēšanu M 1:50 000, tie ir pieejami Latvijas ģeoloģijas fonda arhīvā. Šo pētījumu realizācijas laikā tika ievērota vienota grunšu analizēšanas metodika un vienotas analīžu kvalitātes prasības (Dzilna, Zobene 1967; Segliņš, Gilucis, Karpovičs 2009), tas ļauj šos rezultātus savstarpēji korekti salīdzināt un vērtēt. Tādēļ pētījumam dati tika ņemti no grunšu pasēm, un pēc datu salīdzināšanas un kļūdainu dokumentu izslēgšanas tie tika uzkrāti īpaši izveidotā analītisko datu bāzē *MS Excel* formātā.

Pēdējā leduslaikmeta beigu posmā veidoto glaciolimmisko nogulumu grunšu paraugi pētījumam ir ņemti visā Latvijas teritorijā (1. attēls), tie raksturo kā augstienes, tā arī zemienes līdz pat 17 metru dziļumam no zemes virsas. Pētījumā kopā tika izmantoti fizikālo īpašību testu rezultāti par 566 glaciolimmisko grunšu paraugiem, un pēc statistiskas apstrādes tika atlasīti reprezentatīvākie dati.



1. attēls. Pētījumā iekļauto paraugu noņemšanas vietas

Figure 1. Location of the sampling sites

Grunšu fizikālās īpašības ir cieši saistītas ar to granulometrisko sastāvu un vairumā gadījumu ar smalkgraudainām putekļu un māla daļiņām, tādēļ ir pamats pieņemt, ka šādai saistībai ir jābūt izteiktākai gruntīs, kur šo daļiņu daudzums ir

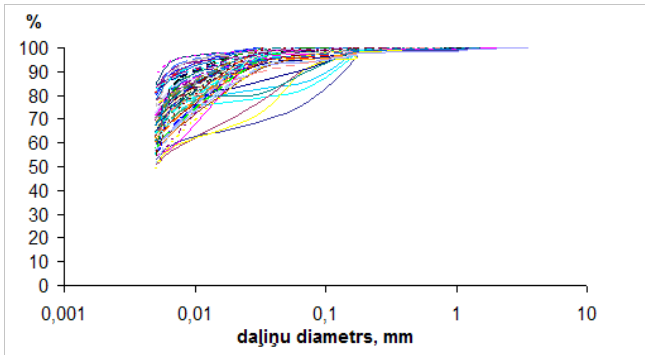
visai ievērojams. Pētījumā, atbilstoši dominējošam glaciolimnisko grunšu daļiņu daudzumam šādās gruntīs, detalizēti tika apskatītas tādas glaciolimnisko grunšu fizikālās īpašības kā dabīgais mitrums, grunts blīvums, sausas grunts blīvums, īpatnējais blīvums, porainība, porainības koeficients, drupšanas robeža, plūšanas robeža, plastiskuma skaitlis, konsistences rādītājs, mālainība (frakcijas < 0,005 mm saturs), kā arī mehāniskās īpašības – iekšējās berzes leņķis un saiste. Minēto īpašību datu uzkrāšanai izveidotā datubāze *MS Excel* lietotnē turpmāk tika izmantota datu masīva statistiskai apstrādei un aprēķiniem datorprogrammā *STATISTICA 8.0*.

## Rezultāti

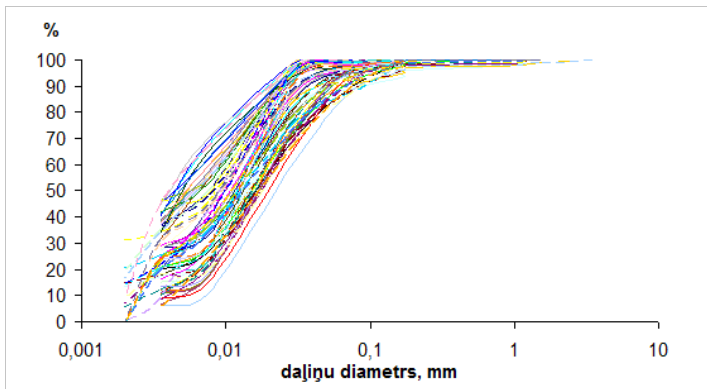
Pētījumā apkopots 195 glaciolimnisko grunšu paraugu granulometriskais sastāvs, un tā kumulatīvo līkņu sadalījums veido blīvu poligonu (2. attēls). Tajā pašā laikā katrs iegūtais poligons norāda, ka grunšu granulometriskais sastāvs ir visai atšķirīgs. Grunšu paraugi, kuru kumulatīvās līknes ir atspoguļotas šajos attēlos, turpmāk analizēti, ievērojot šo grunšu īpašību raksturīgos parametrus un to savstarpējo atkarību.

Iepriekš norādītais skaidri liecina par visai atšķirīgu glaciolimnisko grunšu granulometrisko sastāvu, un ir pamats pieņemt, ka šo grunšu fizikālās un mehāniskās īpašības būs visai kontrastainas. Šo pieņēmumu apstiprina pārskats par izvērtēto parametru vērtībām un to variācijām (tabula). Minētie dati atklāj visai plašu glaciolimnisko grunšu fizikālo un mehānisko īpašību vērtību diapazonu, parametru vērtībām mainoties no 1,5 līdz pat 12 reizēm. Tomēr svarīgi atzīmēt, ka iegūtās vidējās vērtības gandrīz visos gadījumos raksturo vairāk nekā 85% no visām analītiski iegūtajām vērtībām.

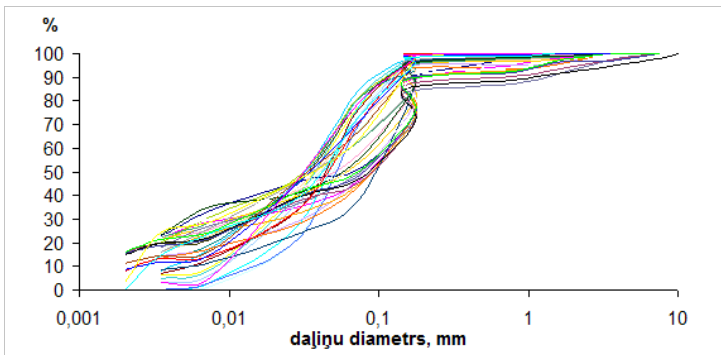
Pētīto parametru vidējās aritmētiskās vērtības salīdzinoši labi raksturo glaciolimniskās gruntis kopumā, un to apliecina aprēķinātās konkrēto fizikālo īpašību vērtību mediānas un variāciju koeficienti (tabula). Vienlaikus konstatējamas visai nozīmīgas atšķirības visos pētītajos parametros starp gruntīm ar atšķirīgu granulometrisko sastāvu – tād grunšu pētījumos nepieciešams tieši granulometrisko sastāvu noteikt par primāri novērtējamo īpašību. Īpaši svarīgi tas ir gadījumos, kad grunšu piederība pie tās vai citas grupas nav viennozīmīga, kā tas ir salīdzinoši bieži sastopamajās sīki slāņota kārtjuma gruntīs (piemēram, lentu māli, kā arī 5–10 cm biezu slāņu kārtjumi seno baseinu piekrastes nogulumos). Minētās gruntis šajā pētījumā tiek sauktas par jaukta sastāva gruntīm, jo arī analizētajos paraugos to noņemšanas un turpmāko laboratorisko pārbaužu laikā tās nav selektīvi analizētas pa atsevišķiem slāņiem.



A. Mālainas glaciolimmiskas grūtis ar dominējošo frakciju  $< 0,005\text{ mm}$ ,  $n = 195$



B. Glaciolimmiskas puteklāinas grūtis ar dominējošo frakciju  $0,05\text{--}0,005\text{ mm}$ ,  $n = 195$



C. Smilšainas glaciolimmiskas grūtis ar dominējošo frakciju  $2\text{--}0,05\text{ mm}$ ,  $n = 195$

2. attēls. Glaciolimmiskām grūtīm raksturīgais granulometriskais sastāvs Latvijā ( $n = 195$ ), atsevišķi raksturojot tipiskas mālainas (A), puteklāinas (B) un smilšainas (C) grūtis

Figure 2. Glaciolacustrine soil in Latvia grain-size curves ( $n=195$ ).  
Typical clay (A), silty (B) and sandy (C) soils.

Tabula

## Glaciolimmisko grunšu fizikālās un mehāniskās īpašības Latvijā

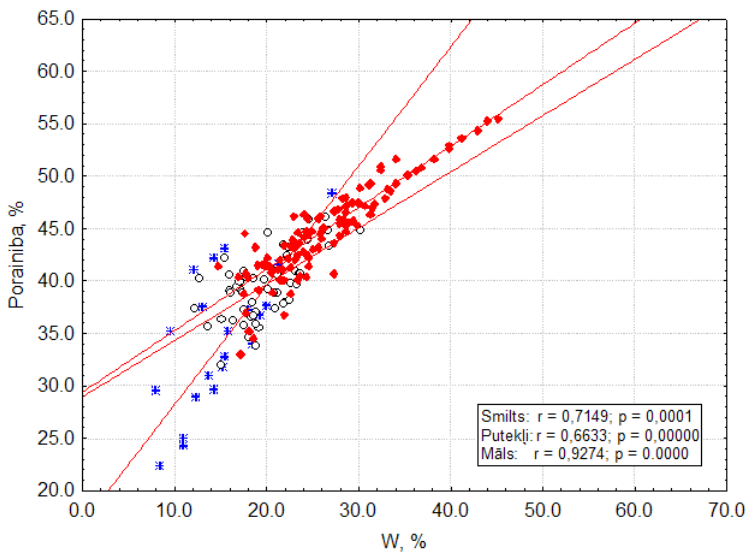
Table

*Physical and mechanical properties of glaciolacustrine soils in Latvia*

	Novē- rojumu skaits	Mini- mālā vērtība	Mak- simālā vērtība	Vidējā vērtība	Mediāna	Variāci- jas koefi- cients
Smilšainas gruntis						
W%	33	8,0	27,2	14,6	13,8	20,78
Dabīgas grunts tilpumsvars, g/cm <sup>3</sup>	26	1,63	2,26	2,02	2,02	0,03
Porainība, %	27	22,3	48,3	34,1	35,2	51,92
W <sub>L</sub>	24	15,2	30,1	19,2	18,2	16,45
W <sub>P</sub>	24	10,3	25,8	13,4	12,0	17,92
I <sub>P</sub>	24	3,3	8,7	5,8	5,6	1,84
I <sub>L</sub>	22	-1,02	0,70	-0,02	0,01	0,26
f (grādi, minūtes)	13	18,00	29,55	23,36	23,00	12,86
C kg/cm <sup>2</sup>	12	0,050	0,613	0,360	0,379	0,03
Puteļainas gruntis						
W%	55	12,3	36,0	19,9	19,7	16,22
Dabīgas grunts tilpumsvars, g/cm <sup>3</sup>	49	1,79	2,11	1,94	1,93	0,01
Porainība, %	55	31,9	49,6	39,6	39,6	10,61
W <sub>L</sub>	38	21,2	38,2	28,9	29,4	15,16
W <sub>P</sub>	38	12,4	20,4	17,5	17,6	3,66
I <sub>P</sub>	38	5,5	18,1	11,4	10,8	9,57
I <sub>L</sub>	35	-0,24	0,83	0,29	0,35	0,06
f (grādi, minūtes)	29	11,18	29,50	19,83	19,18	22,40
C kg/cm <sup>2</sup>	23	0,125	0,937	0,340	0,300	0,03
Mālainas gruntis						
W%	172	14,8	61,0	27,2	26,0	60,41
Dabīgas grunts tilpumsvars, g/cm <sup>3</sup>	152	1,74	2,15	1,89	1,90	0,004
Porainība, %	172	33,0	62,8	45,4	45,3	24,16
W <sub>L</sub>	173	30,6	64,3	44,8	43,2	46,07
W <sub>P</sub>	173	17,0	34,6	23,7	22,8	14,64
I <sub>P</sub>	173	7,0	33,3	21,0	20,7	15,58
I <sub>L</sub>	172	-0,80	1,02	0,16	0,10	0,09
f (grādi, minūtes)	161	5,42	32,58	17,76	19,15	23,65
C kg/cm <sup>2</sup>	143	0,075	0,925	0,445	0,413	0,03

**Glaciolimnisko grunšu sastāva un īpašību savstarpējās korelācijas.** Pētījuma gaitā tika konstatētas vairākas korelatīvas sakarības starp analītiski pētītajām glaciolimnisko grunšu fizikālajām un mehāniskajām īpašībām un šo grunšu granulometrisko sastāvu. Augstākas korelatīvās saites tika konstatētas gan starp dažāda granulometriskā sastāva frakcijām un grunšu fizikālo un mehānisko īpašību vērtībām, gan starp minēto īpašību vērtībām savā starpā. Tomēr visām pētīto paraugu izlasēm uzskatāmākās un stabilākās korelatīvās saites ir iegūtas, porainību (%), dabisko mitrumu ( $W$ , %), konsistences rādītāju ( $I_L$ ), plastiskuma skaitli ( $I_p$ ), iekšējo berzes leņķi ( $f$ ), dabisko tilpumsvaru ( $\text{kg}/\text{cm}^3$ ) saistot ar šo grunšu dominējošo granulometrisko sastāvu (3. attēls).

Vispārzināma ir grunšu porainības saistība ar grunts dabisko mitrumu (Mitchell, Soga 2005), tomēr glaciolimniskās gruntīs šī sakarība ir tieša un gandrīz lineāra, ja dabiskā mitruma vērtības ir virs 20–22%, un raksturo galvenokārt mālainas gruntis (3. attēls).



3. attēls. Glaciolimnisko grunšu porainība un dabiskais mitrums

1 – mālainas gruntis, 2 – putekļainas gruntis, 3 – smilšainas gruntis.

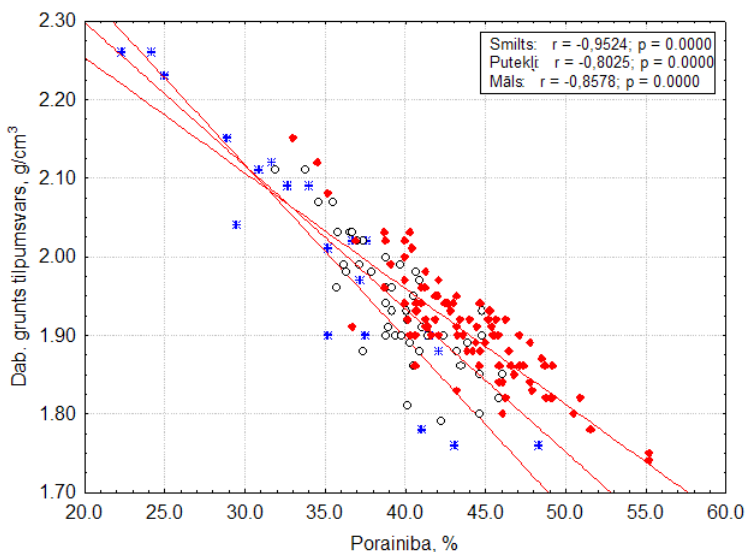
Figure 3. Glaciolacustrine soil porosity and natural moisture correlations ( $n=195$ ).

1 – clay soils, 2 – silty soils, 3 – sandy soils.

Matemātiski to kopumā apraksta korelācija, kas izriet no mālainu un putekļainu grunšu analīzēm. Tomēr viegli ir pamanīt, ka smilšainas gruntis veido visai atšķirīgas sakarības (3. attēls).

Līdzīga parādība konstatējama arī glaciolimnisko grunšu dabiskā mitruma vērtību saistībā ar šo grunšu dabisko tilpumsvaru (4. attēls).





4. attēls. Glaciolimnisku grunšu porainības un dabiskā grunts tilpumsvara saistība ar dominējošo granulometriskā sastāvu

1 – mālainas grunts, 2 – putekļainas grunts, 3 – smilšainas grunts.

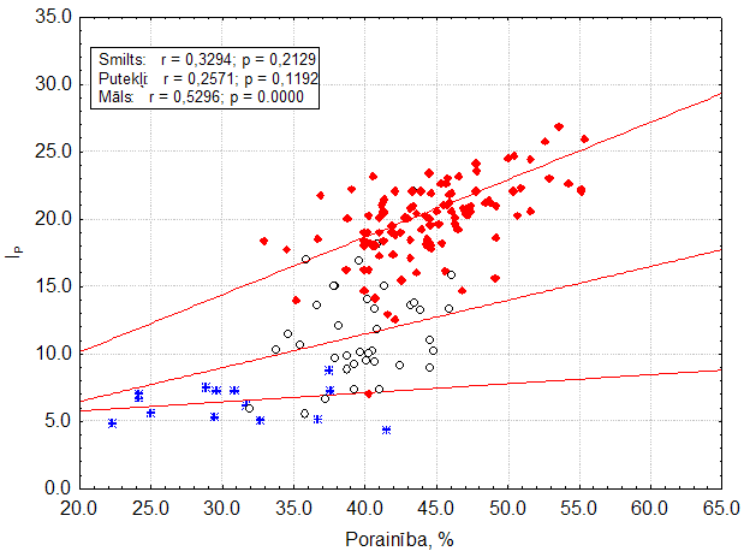
Figure 4. Glaciolacustrine soils porosity and natural density correlations with predominated grain size.

1 – clay soils, 2 – silty soils, 3 – sandy soils.

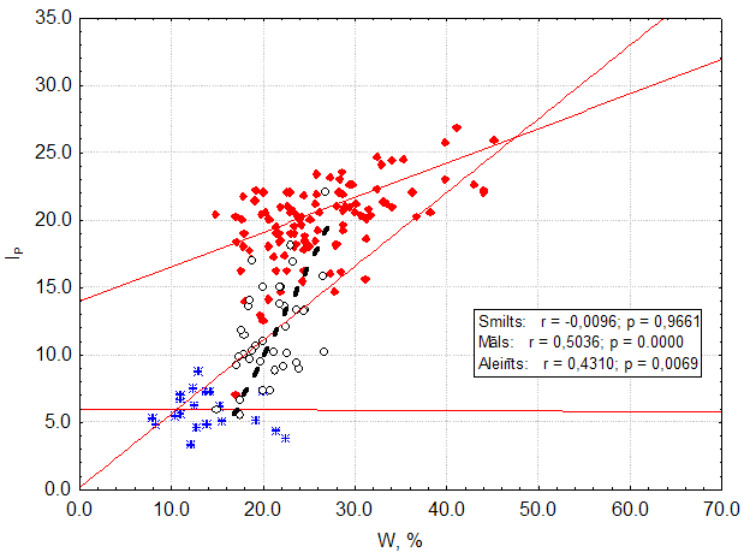
Arī šajā attēlā mālaino grunšu porainības un grunts dabiskā tilpumsvara atkarība no grunšu granulometriskās sastāva ir gandrīz lineāra, mitrumam sasniedzot 17–20% un vairāk. Smilšaino un jaukto glaciolimnisko grunšu īpašības būtiski atšķiras no mālainu un aleirītisku grunšu īpašībām, ja ir zemāks mitrums. To korelācija ir augsta, bet izmaiņu likumsakarības – būtiski atšķirīgas.

Kopumā 3. un 4. attēlā atspoguļotais norāda uz vienu un to pašu parādību, kas ir nozīmīga pētījumos gruntīs ar atšķirīgu dabisko mitrumu, jo īpaši apstākļos, kad nav pietiekams skaits kvalitatīvu laboratorijas testu rezultātu.

Visai nozīmīgi atšķiras glaciolimnisko grunšu plastiskuma skaitļa ( $I_p$ ) vērtības atkarībā no grunšu dominējošā granulometriskā sastāva, ja tiek ņemta vērā šo grunšu porainība un jo īpaši – mitrums (5. attēls).



A



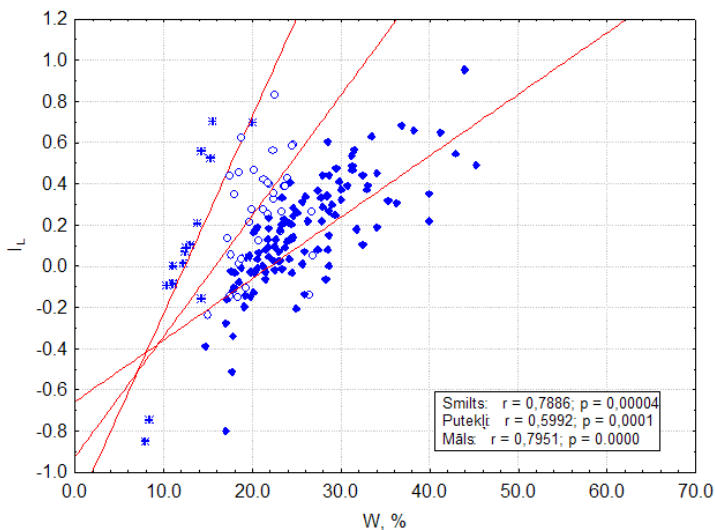
B

5. attēls. Dažāda granulometriskā sastāva glaciolimnisko grunšu plastiskuma skaitļa ( $I_p$ ) vērtību mainīgums attiecībā pret šo grunšu porainību (A) un mitrumu (B)

Figure 5. Glaciolacustrine different grain size soils plasticity index ( $I_p$ ) values variability relative to soils porosity (A) and moisture (B)

Attēlā ļoti skaidri nodalās trīs atsevišķas sakarību līknes, kas raksturo smilšainas, putekļainas un mālainas gruntis (5.A attēls), savukārt kopējā tendence, kas raksturīga visām šīm gruntīm kopumā, ir patiesa tikai ar mitruma vērtībām intervālā apm. 20–30% un attiecas uz visai ierobežotu gadījumu skaitu. Līdzīgas sakarības vērojamas arī 5.B attēlā, kur vispārējā lineārā sakarība ir tuva dažāda sastāva glaciolimnisko grunšu porainības un plastiskuma skaitļa korelatīvajām vērtībām, tomēr atšķiras. Lielākās atšķirības ir smilšainajās gruntīs, kur porainība ir līdz 40% un, tai palielinoties, plastiskuma skaitļa vērtības tuvinās raksturīgām šī parametra vērtībām ( $I_p = 20-25$ ). Pastarpināti minētās sakarības norāda, ka grunšu mitrums, porainība un plastiskuma skaitlis var būt noderīgi, skaidrojot šo nogulumu veidošanās apstākļus, tas ir – šie parametri ir jutīgi instrumenti sedimentoloģiskajos pētījumos.

Iepriekš norādītajām sakarībām ļoti tuvs ir pētīto grunšu mitruma un konsistences rādītāja vērtību sadalījums (6. attēls).

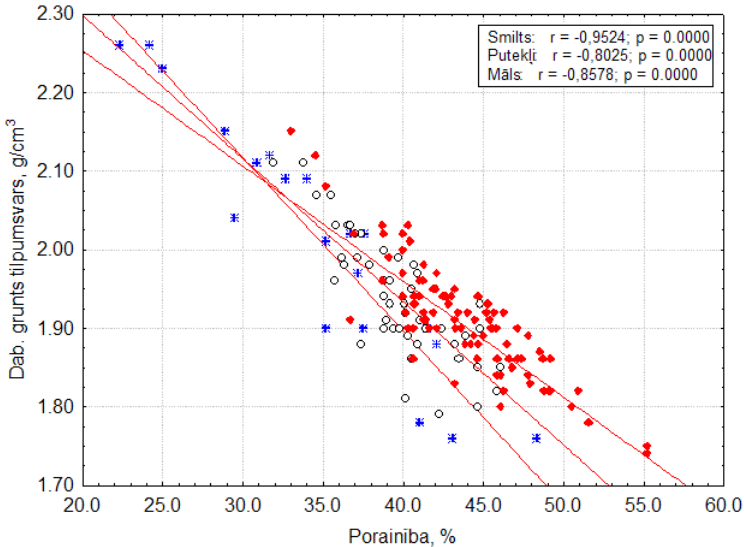


6. attēls. Dažāda mitruma glaciolimnisko nogulumu konsistences rādītāja vērtības atkarībā no grunts dominējošā granulometriskā sastāva

*Figure 6. Glaciolacustrine sediment consistency relative to predominantly grain size composition*

Iegūtais vērtību sadalījums norāda, ka mālaino un putekļaino grunšu īpašības ir līdzīgas, savukārt smilšainas glaciolimniskās grūtis no tām visai būtiski atšķiras. Tas ir ļoti svarīgs konstatējums, jo norāda, kādā mitrumā tās var iegūt augstākas konsistences vērtības par mālainām un putekļainām gruntīm. No šāda viedokļa grafiks uzskatāmi parāda grunšu klasifikācijas pamatotību, skaidri nodalot smilšainās grūtis, savukārt mālainās un putekļainās grūtis daudzos gadījumos var tikt apvienotas. Atzīmējams, ka pēc minētajām īpašībām nav iespējams skaidri nodalīt jauktas (slāņotas un kārtotas) glaciolimniskās grūtis.

Mazāk izteiksmīgas ir sakarības, kas vērojamas glaciolimniskās gruntīs starp tādiem svarīgiem parametriem kā dabiskais grunts tilpumsvars, mitrums, porainība un grunts iekšējais berzes leņķis. Tā korelācijas līkne starp dabiskas grunts tilpumsvaru un porainību (7. attēls) ir gandrīz lineāra attiecībā uz smilšainām un putekļainām gruntīm un raksturo vispārēju likumsakarību šo parametru savstarpējā saistībā. Pilnīgi atsevišķu sakarību veido jaukta sastāva slāņainas gruntis.



7. attēls. Dažāda sastāva glaciolimnisko grunšu dabīgas grunts tilpumsvars atkarībā no grunts porainības

Figure 7. Different grain size composition glaciolacustrine soils density values relative to soil porosity

Šāda atsevišķa savdabīga korelācijas līkne gruntīm bija vērojama arī attiecībā uz mitrumu (3. attēls), bet statistiski nozīmīgas sakarības starp dažāda sastāva glaciolimnisko grunšu mitrumu un iekšējo berzes leņķi netika konstatētas. Attiecībā uz šiem parametriem glaciolimniskām gruntīm kopumā konstatēta lineāra sakarība (smilšainām gruntīm  $R^2 = 0,95$ , putekļainām –  $R^2 = 0,80$ , bet mālainām –  $R^2 = 0,86$ ) jeb vispārināta tendence, kas pašreiz nav detalizējama, jo iegūtie dati nav pietiekami pārliciecināši, un šie pētījumi turpmāk būtu papildināmi ar jauniem rezultātiem.

## Secinājumi

Veiktais pētījums sniedz vispārinātu priekšstatu par glaciolimnisko grunšu daudzveidību un ļauj daudzpusīgi novērtēt Latvijā izplatītākās glaciolimniskās gruntis, sākot no to granulometriskā sastāva īpatnībām līdz fizikālām un mehāniskām īpašībām. Ir noteiktas šo īpašību vērtību robežas (mainīguma robežas), vidējās vērtības un mediāna, kā arī vērtību variācijas. Minētie dati būtiski paplašina iepriekšējos priekšstatus, kuri balstījās uz ievērojami mazāku skaitu datu un raksturoja paraugus, kas ņemti tikai nelielā daļā valsts teritorijas.

Datu korelācijas analīze parādīja, ka glaciolimniskajās gruntīs fizikālās un mehāniskās īpašības ir salīdzinoši cieši saistītas, pie tam šī saistība ir lineāra. Vairumā gadījumu tā ir vispārīga tendence, kuras regresīvās korelācijas koeficienta vērtība ir tuva 0,8 vai pat pārsniedz to. Vienlaikus praktiski visas korelācijas līknes kļūst daudznozīmīgākas un diversificējas, ja tiek ņemts vērā grunšu dominējošais granulometriskais sastāvs. Tas attiecas uz visām analizētajām gruntis īpašībām.

Kā kontrastainākās īpašības izceļamas mitrums, porainība, dabiskās grunts tilpumsvars, ļoti kontrastainas ir arī plastiskuma skaitļa vērtības. Iegūtie dati norāda, ka šīs sakarības ir sekmīgi izmantojamas ne tikai grunšu ģeofizikālo un statistiskās zondēšanas rezultātu drošai interpretācijai, bet arī gruntis veidojošo nogulumu sedimentoloģiskos pētījumus.

Tādas grunts īpašības kā plastiskuma skaitlis un konsistences rādītājs saistībā ar mitrumu pietiekami skaidri norāda, ka putekļainas un mālainas gruntis ievērojamos minēto parametru vērtību diapazonos ir ļoti līdzīgas, nereti pat savstarpēji neatšķiramas. Tas būtu ņemams vērā, interpretējot ģeotehniskos datus, izstrādājot detalizētus inženierģeoloģiskos aprakstus, kā arī mālainas un putekļainas gruntis nodalot atsevišķās grupās.

## LITERATŪRA

- Karpovičs A. 2010. Latvijas glaciģēno grunšu ģeotehniskās īpašības un to mainīgums. Disertācijas kopsavilkums doktora grāda iegūšanai ģeoloģijā, apakšnozare: lietišķā ģeoloģija. Rīga, Latvijas Universitāte, 73 lpp.
- Tratsevskaya L., Venska V. 1992. Otchet po teme: „ Sostavlenie gidrogeologicheskoy i inzhenerno-geologicheskoy kart masshtaba 1:500 000 na territorii respublik Pribaltiki (Latviya)”. Valsts ģeoloģijas fonds, Rīga, 338 lpp. (krievu val.), LĢF Nr. 10894.
- Mitchell J. K. and Soga K. 2005. Fundamentals of Soil Behavior. 3rd ed., John Wiley and Sons, 577 p.
- Segliņš V., Gilucis A., Karpovičs A. 2009. Glaciģēno grunšu fizikālās īpašības un to savstarpējās korelācijas. RTU *Zinātniskie raksti. Materiālzinātne un lietišķā ķīmija*, 1 (19), 69.–77. lpp.

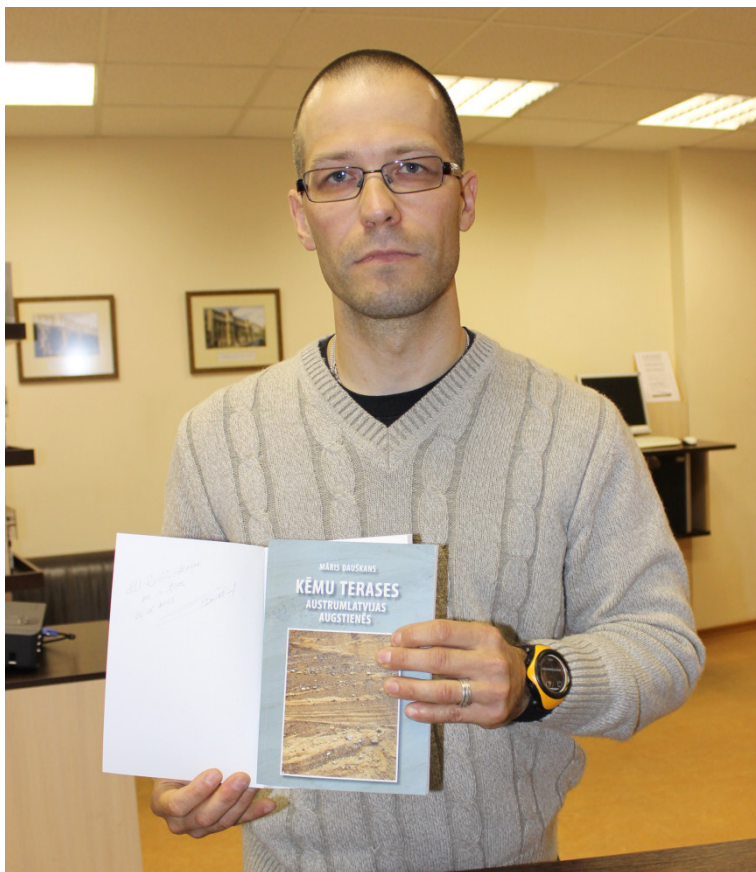
## Summary

*Glaciolacustrine soil geotechnical properties distribution was examined to evaluate soil diversity and property mutual correlation. Laboratory test results from previous geological mapping were evaluated by Statistica 8.0 software.*

*Study results demonstrate variability of glaciolacustrine soil composition and physical properties in Latvia in relatively in broad range. Some of Latvia's glaciolacustrine soil physical properties (specific gravity, porosity, consistency, natural moisture, plasticity index, amount of clay and sand particles in the grain size composition) and mechanical properties (angle of internal friction and cohesion) demonstrate reasonable evaluated by statistics interdependence.*

**Keywords:** *glaciolacustrine soil, geotechnical properties, grain-size, interdependence*

*In memoriam*  
**Māris Dauškans (15.05.1971.–22.08.2013.)**



**Māris Dauškans monogrāfijas „Kēmu terases Austrumlatvijas augstienēs” atvēršanā Latvijas Universitātes Bibliotēkas Zemes un vides zinātņu bibliotēkā 03.05.2013.**

Foto: Aija Putniņa.

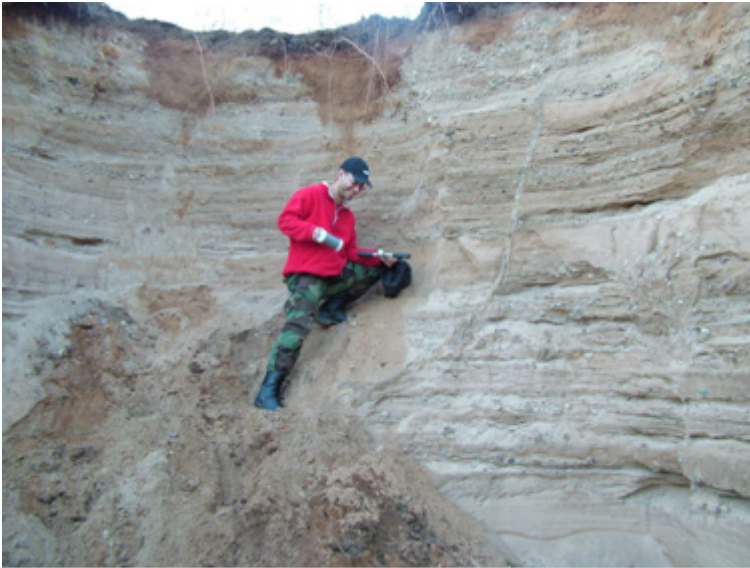
Katrai nedēļas dienai ir savs vārds, ritms un rutīna. Tas ir tik pierasti līdz brīdim, kamēr cilvēku nepārsteidz kādi ārkārtēji notikumi. Aizvadītās vasaras 23. augusta rīts nāca ar negaidītu un traģisku vēsti, ka dienu iepriekš, kāpjot Šveices Alpu Monblāna masīva 3900 metrus augstajā Aržentjēras virsotnē (*Aiguille d'Argentière*), gājuši bojā latviešu alpīnisti Māris Dauškans un Edgars Jakimovs. Māra Dauškana

tuviniekiem, draugiem un kolēģiem šī ziņa, kas sākumā šķita nepieņemams mirkļa pārpratums, pārauga skaudrā realitātē, kas aizēnoja dienas, – tagad tās vienoja sēras. No mums bija šķīries labestīgs, dzīvi mīlošs, zinātkārs, enerģisks, mērķtiecīgs un brīžiem ļoti racionāls cilvēks, talantīgs pedagogs un nosvērts pētnieks. It kā likteņa priekšnojautās pēdējos gados Māris bija ļoti steidzīgs, jo diennakts 24 stundās bija jāpaspēj viss – jāraksta doktora disertācija, radoši jāveic darbs Nacionālo bruņoto spēku mācību centrā, jāatrod laiks hobijiem – alpīnismam, pārgājieniem, skriešanai un fotografēšanai. Tomēr saskarsmē ar viņu varēja nojaust, ka savā dziļākajā būtībā Māris bija ģimenes cilvēks.

Māra Dauškana dzīves gaitas aizsākās 1971. gada 15. maijā Saulkrastos, taču skolas gadi aizritēja Valles apkaimē, kur Māris 1990. gadā absolvēja Valles vidusskolu. Zinātkāre par dabas procesiem un veidojumiem 2002. gada rudenī lika viņam uzsākt studijas Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē. Vispirms 2006. gadā tika iegūts dabas zinātņu bakalaura grāds ģeogrāfijā, bet 2008. gadā – dabas zinātņu maģistra grāds ģeoloģijā. Abi diplomdarbi tika novērtēti ar atzīmi „izcili” un ieguva austākās godalgas Latvijas Universitātes studentu zinātnisko darbu konkursos ģeogrāfijā un ģeoloģijā.

Studiju laikā pēc paša iniciatīvas Māris Dauškans uzsāka pētījumus par kēmu terasēm – ledus kontakta reljefa formām, kuras veidojušās, ledājkūšanas ūdeņu nogulsnetājām sanesām uzkrājoties joslā starp ledāja malu un pieledāja reljefa formas nogāzi. Pamudinājums pētījuma tēmai bija viņa atskārsmē, ka „salīdzinājumā ar daudzu citu glaciālās izcelsmes reljefa formu ģeoloģisko uzbūvi gan Latvijā, gan arī citos pleistocēna segledāja klātajos apgabalos kēmu terašu iekšējā uzbūve ir nepietiekami pētīta”. Laikā gaitā aizsāktais pētījums par kēmu terasēm Vidzemes augstienē tika būtiski paplašināts, aptverot arī divas pārējās Austrumlatvijas augstienes, kas ir līdzīga tipa, bet ledāja reljefa formu telpiskā sakārtojuma un to veidošanās laika ziņā atšķirīgas, – Alūksnes augstieni un Latgales augstieni. Veiktie pētījumi ir apkopoti monogrāfijā, vairākos rakstos, un par tiem ir sniegti ziņojumi daudzās starptautiskās un vietējās konferencēs. Noslēgumā tam visam 2013. gada 28. jūnijā tika aizstāvēta disertācija „Kēmu terases Latvijas starplobu izometriskajās augstienēs” un iegūts ģeoloģijas doktora grāds kvartārģeoloģijas un ģeomorfoloģijas apakšnozarē.

Māris Dauškans prasmīgi izmantoja tās iespējas, kuras paver nogulumu datēšanas un ģeomātikas metožu attīstība savienojumā ar ledāja reljefa stāvainību un veidošanās apstākļu dažādību starplobu izometrisko augstieņu teritorijā. Viņš viens no pirmajiem Austrumeiropā un Dienvidaustrumu Baltijā pleistocēna ledāja reljefa formu iekšējās uzbūves pētījumos izmantoja litofāciju metodi. Pētījumā iegūtie rezultāti un izmantoto metožu klāsts var kalpot par paraugu un rosināt jaunus kēmu terašu pētījumus citos pleistocēna un mūsdienu segledāja klātajos rajonos. Tāpat kā citas ledāja reljefa formas, arī kēmu terases, to uzbūves un ģenēzes atšķirības ir nozīmīgs faktors, kas papildina ģeogrāfisko ainavu un bioloģisko daudzveidību.



**Māris Dauškans ievāc smiltis paraugus kēmu terasi veidojošo nogulumu vecuma noteikšanai Biksēres Rūpnieku karjerā 15.09.2007. Foto: Vitālijs Zelčs.**

Studējot ģeogrāfijas bakalaura studiju programmā, Māris Dauškans sāka realizēt vēl kādu bērnības sapni. „Alpīnisms mani interesēja jau kopš bērnības, bet finanšu un kalnu trūkums Latvijā neļāva man izpausties šajā nodarbē. Pirmā nopietnākā saskarsme ar kalniem man bija 2005. gada vasarā, kad Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas [un Zemes zinātņu] fakultāte organizēja reģionālo lauka kursu ģeogrāfijā, kas izpaudās kā mācību ekskursija. Bija arī pirmās virsotnes – Sņežka (1602 m, Čehijas Republika) un Viševņiks (2005 m, Slovēnijas Republika). Tā es saslimu ar kāpšanu kalnos,” atminējās Māris. Trīs gadus vēlāk viņš jau sasniedza virsotnes Lielajā Kaukāzā, sekoja kāpieni Francijas Alpos un Čīles Andos, Alaudinā (Fanu kalnos Alaja grēdājā Tadžikistānā).

Mēs visi nākam no bērnības, un tās gaišie sapņi mūs pavada visu mūžu, bieži vien kļūstot par dzīves izaicinājumu vai pat likteni. Māra Dauškana mūžs aprāvās pēkšņi, pašā spēku pilnbriedā, piepildot bezgalīgo bērnības sapni. Taču viņš ir atstājis paliekošu un teicamu mantojumu Latvijas kvartārģeoloģijā un ģeomorfoloģijā. Viņa vārds dzīvos, bet nu jau citu autoru pētījumos un zinātniskos rakstos par senā pleistocēna leduslaikmeta veidojumiem mūsu Tēvzemes ainavā. Gaišā piemiņā, Māri Dauškan!

Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes  
Ģeomorfoloģijas un ģeomātikas katedras  
Latvijas Kvartārpētniecības asociācijas vārdā  
Vitālijs Zelčs



## Māra Dauškana publikācijas

### Monogrāfija

Dauškans M. 2013. Kēmu terases Austrumlatvijas augstienēs. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 126 lpp.

### Zinātniskie raksti

Dauškans M. 2011. Kēmu terašu morfoloģija un uzbūve īpatnības Vidzemes augstienē. Krāj: Zelčs. V. (galv. red.) *Latvijas Universitātes Raksti. 767. sējums. Zemes un vides zinātnes.* Latvijas Universitāte, Rīga, 17.–34. lpp.

Dauškans M. 2013. Kēmu terašu morfoloģija un uzbūve īpatnības Alūksnes un Latgales augstienēs. Krāj: Zelčs. V. (galv. red.) *Latvijas Universitātes Raksti. 791. sējums. Zemes un vides zinātnes.* Latvijas Universitāte, Rīga, 124 lpp.

### Publikācijas reģionālo konferenču izdevumos

Nartišs M., Celiņš I., Zelčs V., Dauškans M. 2009. History of the development of ice-dammed lakes and inland at Seda sandy plain. In: Kalm V., Laumets L., Hang T. (eds.) *Extent and timing of the Weichselian Glaciation southeast of the Baltic Sea: Abstract and Guidebook. The INQUA Peribaltic Working Group Field Symposium in southern Estonia and northern Latvia, September 13-17.* Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu, pp. 77-78.

Zelčs V., Nartišs M., Dauškans M., Celiņš I. 2009. Altered ice-marginal formations of Haanja (Linkuva, North-Lithuania) stage at Dores, North Vidzeme lowland. In: Kalm V., Laumets L., Hang T. (eds.) *Extent and timing of the Weichselian Glaciation southeast of the Baltic Sea: Abstract and Guidebook. The INQUA Peribaltic Working group Field Symposium in southern Estonia and northern Latvia, September 13-17.* Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu, pp. 79-81.

Dauškans M., Zelčs V., 2012. Problem of identification of kame terraces in the interlobate insular uplands of eastern Latvia. In: Zhiron A. I., Kuznecov V. J., Subeto D. A., Tide I. (eds.) *Proceeding of the Joint International Conference "Geomorphology and Paleogeography of Polar Regions", Leopodina Symposium and INQUA Peribaltic Working Group Workshop, Saint-Petersburgh, SPbSU, 9-17 September.* Saint-Petersburgh "Renova", pp. 416-417.

### Ziņojumu tēzes starptautiskās zinātniskās konferencēs

Dauškans M., Zelčs V., Nartišs M. 2011. Kame terraces of the interlobate insular uplands: the case study in the Vidzeme Upland, Latvia. In: Johansson P., Lunka J. P., Sarala P. (eds.) *Late Pleistocene Glacigenic Deposits from the Central Part of the Scandinavian Ice Sheet to Younger Dryas End Moraine Zone. Excursion guide and abstracts. INQUA Peribaltic Working Group Meeting and Excursion. Northern Finland, 12-17 June.* Geological Survey of Finland. Rovaniemi, pp. 86-87.

Dauškans M. 2011. Classification and internal structure of kames terraces. *2<sup>nd</sup> Students International Geological Conference. April 28 – May 01, 2011.* University of Latvia. Ratnieki, Latvia. Abstracts. Latvijas Universitātes Akadēmiskais apgāds, p. 33.

### Ziņojumu tēzes konferencēs Latvijā

Dauškans M., Zelčs V. 2012. Kēmu terašu identificēšana un to izplatība Latgales un Alūksnes augstienēs. Krāj: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. LU 70. zinātniskās konferences referātu tēzes. Rīga, Latvijas Universitāte, 155.–157. lpp.

- Dauškans M., Zelčs V., Nartišs M. 2011. Kēmu terašu veidošanās laiktelpiskie aspekti. Krāj: *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. LU 69. zinātniskās konferences referātu tēzes*. Rīga, Latvijas Universitāte, 288.–289. lpp.
- Dauškans M., Zelčs V., Nartišs M., Putniņš A. 2010. Paleostraumju virzieni un raksturs kēmu terašu veidošanās laikā Vidzemes augstienē. Krāj: *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. LU 68. zinātniskās konferences referātu tēzes*. Rīga, Latvijas Universitātes Akadēmiskais apgāds, 283.–286. lpp.
- Vlads A., Dauškans M., Karušs J. 2010. Glaciokarsta ieplaku morfoloģija un iekšējās uzbūves īpatnības „Vietalvas katlu” apkārtnē. Krāj: *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. LU 68. zinātniskās konferences referātu tēzes*. Rīga, Latvijas Universitātes Akadēmiskais apgāds, 381.–383. lpp.
- Dauškans M., Zelčs V., Nartišs M. 2009. Glaciokarsta procesu veidotā reljefa īpatnības Vietalvas apkārtnē („Vietalvas katli”). Krāj: *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. LU 67. zinātniskās konferences referātu tēzes*. Rīga, Latvijas Universitātes Akadēmiskais apgāds, 174.–176. lpp.
- Dauškans M., Zelčs V. 2009. Kēmu terases un to veidošanās paleoģeogrāfiskie apstākļi Vidzemes augstienē. Krāj: *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. LU 67. zinātniskās konferences referātu tēzes*. Rīga, Latvijas Universitātes Akadēmiskais apgāds, 172.–174. lpp.
- Dauškans M., Zelčs V. 2008. Kēmu terases un to veidošanās paleoģeogrāfisko apstākļu laiktelpiskā analīze Vidzemes augstienē. Krāj: *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. LU 66. zinātniskās konferences referātu tēzes*. Rīga, Latvijas Universitātes Akadēmiskais apgāds, 184.–186. lpp.
- Dauškans M., Zelčs V. 2007. Kēmu terašu morfoloģija un klasifikācija. Krāj: *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. LU 65. zinātniskās konferences referātu tēzes*. Rīga, Latvijas Universitātes Akadēmiskais apgāds, 130.–132. lpp.
- Dauškans M., Nartišs M., Segliņš V., Zelčs V. 2006. Kēmu terašu tipi un uzbūves īpatnības Vidzemes augstienē. Krāj: *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. LU 64. zinātniskās konferences referātu tēzes*. Rīga, Latvijas Universitātes Akadēmiskais apgāds, 153. lpp.



LATVIJAS UNIVERSITĀTES RAKSTI  
791. sējums, ZEMES UN VIDES ZINĀTNES, 2013

---

Izdevējs: LU Akadēmiskais apgāds  
Baznīcas ielā 5, Rīgā, LV-1010  
Tālrunis: 67034535

Iespiests SIA "Latgales druka"  
Baznīcas ielā 28, Rēzeknē, LV-4601  
Tālrunis/fakss: 64625938