

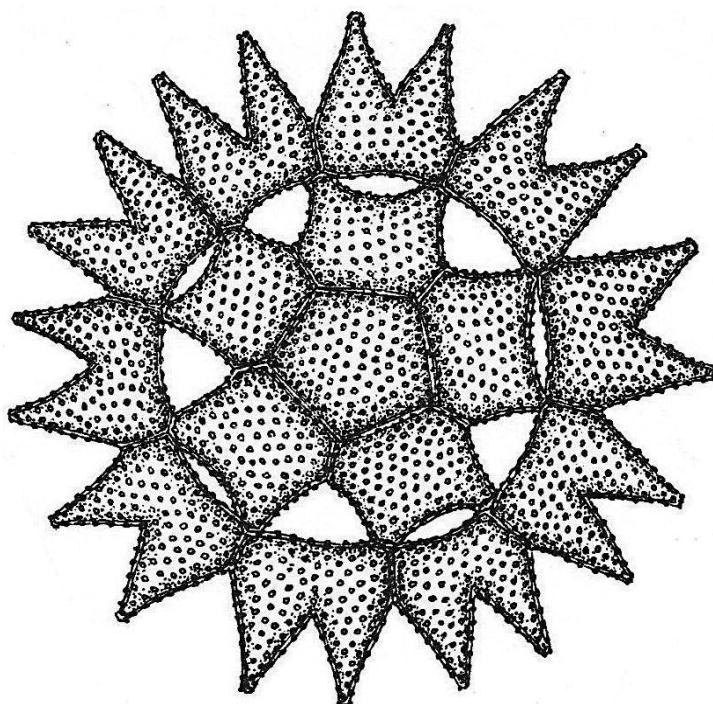
LATVIJAS UNIVERSITĀTES 71. ZINĀTNISKĀ KONFERENCE

LU BIOLOĢIJAS FAKULTĀTE

BIOLOĢIJAS SEKCIJA

„LATVIJAS ŪDEŅU VIDES PĒTĪJUMI UN AIZSARDZĪBA”

veltīta Prof. Heinriha Skujas 120. dzimšanas dienai



Referātu tēžu krājums

Rīga, 2013. gada 18. februāris

BALTIJAS JŪRAS (IRBES ŠAURUMS) ZOOPLANKTONA IZMĒRU STRUKTŪRA UN BIOMASA PAVASARA SEZONĀ	4
TEMPERATŪRAS IETEKME UZ VARA, KADMIJA UN CINKA TOKSICITĀTES IZPAUSMĒM IESĀĻŪDENS SĀNPELDĒM <i>MONOPOREIA AFFINIS</i> UN <i>COROPHIUM VOLUTATOR</i>	6
DAUGAVAS FITOPLANKTONA UN ZOOPLANKTONA PĒTĪJUMI 2011. GADA PAVASARĪ, IZMANTOJOT LAGRANŽA METODI	8
MAKROZOOBENTOSA SABIEDRĪBAS IMULAS UPĒ LEJPUS VĀNES UN MATKULES NOTEKŪDEŅU ATTĪRĪŠANAS IEKĀRTĀM	12
SLOCENES UPES HIDROMORFOLOĢISKAIS RAKSTUROJUMS.....	14
PERIFĪTISKO KRAMAĻĢU SABIEDRĪBAS MAZAJĀS UPĒS IGAUNIJAS PIEROBEŽĀ.....	16
JONSELKTĪVO ELEKTRODU IZMANTOŠANAS IESPĒJAS ŪDENSTILPJU KVALITĀTES PĒTĪJUMOS	19
SMAGO METĀLU KONCENTRĀCIJAS RĪGAS LĪČA PIEKRASTES AUGOS ..	22
LAZDONAS GRUPAS EZERU KASKĀDES AUTOTROFO ORGANISMU STRUKTURĀLĀS IZMAIŅAS ANTROPOGĒNĀS IETEKMES REZULTĀTĀ...	24
REPŠU (<i>COREGONUS ALBULA</i>) BAROŠANĀS LATVIJAS EZEROS	26
PLASTMASAS IZPLATĪBA ŪDENS VIDĒ UN TĀS POTENCIĀLĀ IETEKME UZ HIDROBIONTIEM	29
ZOOPLANKTONA CENOŽU STRUKTŪRAS MAINĪBA DAUGAVAS VIDUSTECES POSMĀ PAVASARA PALU PERIODĀ 2007. GADĀ	32
PLASTMASAS IZDALĪTO VIELU IETEKME UZ SĀNPELŽU SUGU IZDZĪVOTĪBU	36
HEINRIHS SKUJA - IZCILS LATVIJAS UN ZVIEDRIJAS AĻĢU PĒTNIKS....	38
LATVIJAS NAI NOTEKŪDEŅU EKOTOKSICITĀTE UN TO IZPLŪDES VIETAS EKOĢOĢISKĀS KVALITĀTES NOVĒRTĒJUMS PĒC MAKROZOOBENTOSA ORGANISMIEM	42
RĪGAS JŪRAS LĪČA EKOSISTĒMAS <i>ECOPATH</i> MODELIS.....	45

INVASIVE FISH PERCCOTTUS GLENII (PERCIFORMES: GOBIOIDEI: ODONTOBUTIDAE) DISTRIBUTION IN CATCHMENT BASINS OF SALMONID LAKES IN LATVIA	54
ENGURES EZERA GADA CIKLA LIMNOLOĢISKĀ IZPĒTE	57
DIENVIDSUSĒJAS ŪDENS ĶĪMISKĀ SASTĀVA SEZONĀLĀ MAINĪBA NERETAS CIEMĀ.....	62
CARNIKAVAS GAREZERU MAKROFĪTU VEĢETĀCIJAS RAKSTUROJUMS UN TO EKOLOĢISKĀ STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS	64

BALTIJAS JŪRAS (IRBES ŠAURUMS) ZOOPLANKTONA IZMĒRU STRUKTŪRA UN BIOMASA PAVASARA SEZONĀ

Dace BRIGMANE

LU bioloģijas fakultāte, Hidrobioloģijas katedra

e-pasts: dace.brigmane@gmail.com

Zooplanktona cenozes izmēru struktūras izpēte un biomasas aprēķini ir svarīgi trofiskās ķēdes struktūras pētījumos Baltijas jūrā. Atklātās Baltijas jūras zooplanktona izmēru struktūra ir mainījusies no liela izmēra planktona sugas *Pseudocalanus* sp. dominances pagājušā gadsimta 80-jos gados uz maza izmēra zooplanktona sugām *Acartia* sp. un *Eurytemora* sp. 90-to gadu vidū (Mollmann *et al.*, 2002). Zooplanktona cenozes izmēru struktūra, īpašu individuālais izmērs un svars dažādos Baltijas jūras apakšrajonos atšķiras.

Šī pētījuma mērķis bija noskaidrot zooplanktona cenozes izmēru struktūru un, veicot indivīdu izmēru analīzi, iegūtos rezultātus pielietot biomasas aprēķiniem.

Pētījumā tika analizēti no 11 paraugošanas stacijām 2011.gada aprīlī un maijā Irbes jūras šaurumā Latvijas Hidroekoloģijas institūta darbinieku ievāktie zooplanktona paraugi (1. att.)



1. attēls. Zooplanktona paraugošanas staciju izvietojums Irbes šaurumā (izveidojis autors, izmantojot Ģeogrāfiskās Informācijas Sistēmu programmatūras ArcView 10)

Vispirms skatot paraugus pēc monitoringa metodes grupai Copepoda tika noteikts sugu sastāvs, kopepodītu stadijas (1-6) un naupliji. Cladocera un Rotatoria grupām tika

noteikts sugu sastāvs. Pārējie tika iedalīti Varia grupā. Lai aprēķinātu zooplanktona biomasu, tika pielietota morfometriskā metode. Darbs tika veikts ar Leica mikroskopa palīdzību. No iegūtajiem datiem tika aprēķināta biomasu un salīdzināta ar Baltijas jūrā pielietojamām standarta biomasām (individuālo slapjo svaru) (Hernroth, 1985).

Biomasa pārsvarā veido *Acartia* sp., *Limnocalanus macrurus* un *Eurytemora affinis* kāpuri (naupliji), virpotāji- *Synchaeta baltica* un Polychaeta kāpuri. Balstoties uz morfometriskās analīzes datiem, aprēķinot individuālās biomasas un salīdzinot ar Baltijas jūrā pielietojamām standarta biomasas lielumiem var secināt, ka konstatētās atšķirības ir būtiskas.

TEMPERATŪRAS IETEKME UZ VARA, KADMIJA UN CINKA TOKSICITĀTES IZPAUSMĒM IESĀĻŪDENS SĀNPELDĒM *MONOPOREIA AFFINIS* UN *COROPHIUM VOLUTATOR*

Laura CELMA,^{1*} Evita STRODE², Maija BALODE^{2,3}

1.Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultāte

2.Latvijas Universitāte bioloģijas fakultāte

3.Latvijas Hidroekoloģijas institūts

*laura.celma@inbox.lv

Mūsdienās Baltijas jūra ir viena no piesārņotākajām jūrām pasaulē. Eiropas līmenī, tā ir atzīta par ievērojamu vides problēmu, jo lielākā daļa piesārņojuma (organiskā un neorganiskā) nāk no lauksaimniecības, satiksmes, rūpniecības, notekūdeņiem un kuģošanas. Jūras ekosistēmā smagajiem metāliem ir tendence uzkrāties dzīvniekos un augos, pa barības ķēdi nonākot līdz cilvēkiem. Smago metālu toksicitāte un bioakumulācija mainās atkarībā no organisma fizioloģiskā stāvokļa un vides faktoriem - temperatūras, pH, duļķainības, izšķīdušā skābekļa daudzuma, organisko vielu klātbūtnes un citiem ūdenī esošiem metāli (Seisuma & Kuļikova, 2007).

Ūdens vidē lielākā daļa antropogēnās ķīmiskās vielas un atkritumu produkti akumulējas sedimentos, uzrādot ilgstošu toksisko iedarbību. Sedimentiem ekosistēmā ir svarīga nozīme, jo tajos mīt dažādi bentosa organismi, kas veido barības ķēdes sākuma posmus. Caur šiem bezmugurkaulniekiem toksiskās vielas var akumulēties barības ķēdē. Tāpēc ir ļoti svarīgi noskaidrot toksikantu ietekmi uz šiem organismiem (Strode & Balode). Rīgas līcī daudzas sānpeļņu sugas ir invazīvas, ar spējām pielāgoties jaunajiem vides apstākļiem un ir tolerantas pret dažādiem vides faktoriem - sāļumu, skābekļa un temperatūras izmaiņām, kā arī izturīgas pret augstu sārmainību un eitrofikācijas izpausmēm, kas var ietekmēt sugu toksikorezistenci (Gaston, Spicer, 2005, Herkül, Kotta, 2007).

Pētījuma mērķis - eksperimentāli noskaidrot temperatūras ietekmi uz smago metālu (Cu, Cd, Zn) toksicitātes izpausmēm pret iesāļūdens sānpeļdēm *Monoporeia affinis* un *Corophium volutator*.

Pētījums tika veikts, lai noskaidrotu temperatūras nozīmi uz smago metālu inhibējošo ietekmi uz Baltijās jūrā dominējošām sānpeļņu sugām *M. affinis* un *C. volutator*, noskaidrojot Cu, Cd un Zn 48-h un 96-h LC₅₀ vērtības pie 4, 8, 16 un 21 °C temperatūrām. Paralēli tika

veikti kontroles mērījumi, lai noskaidrotu sānpeļžu izdzīvotību attiecīgajās temperatūrās bez smago metālu klātbūtnes.

Abas testos izmantotās sānpeļžu sugas uzrādīja toleranci pret temperatūras izmaiņām. Apkopojot eko-toksikoloģisko testu rezultātus tika noskaidrots, ka *M. affinis* mirstību visvairāk ietekmē kadmījs, bet vismazāk - cinks (Cd>Cu>Zn). Savukārt, *C. volutator* visjūtīgākie ir pret kadmiju, bet vismazāk - pret varu (Cd>Zn>Cu). Vislielākā temperatūras ietekme smago metālu klātbūtnē abām sugām tika novērota pie 16 °C, bet vismazākā ietekme tika novērota pie 4 °C. To iespējams skaidrot ar vielmaiņas procesa paātrināšanos pie augstākas temperatūras un smago metālu pastiprinātu uzņemšanu, paaugstinot organismu mirstību.

No iegūtajiem datiem var secināt, ka temperatūrai ir būtiska ietekme uz smago metālu toksicitāti, ko apliecina LC₅₀ vērtību izmaiņas.

Literatūra:

1. Herkül K. and Kotta J. 2007. *New records of the amphipods Chelicorophium curvispinum, Gammarus tigrinus, G. duebeni, and G. lacustris in the Estonian coastal sea.* Estonian Journal of Ecology. Vol. 56, Issue 2: 290-296.
2. Gaston K.J. and Spicer J.I. 2005. *The relationship between range size and niche breadth: a test using five species of Gammarus (Amphipoda).* Global Ecology & Biogeography 10: 179–188.
3. Seisuma Z., Kuļikova I., 2007. *Smagie metāli jūras ekosistēmā un to saistība ar klimata izmaiņām*, Referātu tēzes. Latvijas Universitātes 65. zinātniskā konference. Klimata mainība un ūdeņi, 324-325 lpp.
4. Strode E., Balode M. 2013. *Toxico-resistance of Baltic amphipod species to heavy metals. Crustaceana Monographs. in press.*

Literatūra:

1. Hernroth, L.(ed.) 1985. *Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Mesozooplankton biomass assessment.* BMB Pub.No.10:1-32.
2. Mollmann.C, Koster.F.W. 2002. Population dynamic of calanoid copepods and the implications of their predation by clupeid fish in the Central Baltic Sea, Journal of Plankton Research, volume 24, issue 10, pp. 959-978.

DAUGAVAS FITOPLANKTONA UN ZOOPLANKTONA PĒTĪJUMI 2011. GADA PAVASARĪ, IZMANTOJOT LAGRANŽA METODI

Dāvis GRUBERTS^{1*}, *Jana PAIDERE*²,

1 – Ģeogrāfijas un ķīmijas katedra, Daugavpils Universitāte, Parādes 1, Daugavpils, LV-5401

2 – Ekoloģijas institūts, Daugavpils Universitāte, Vienības 13, Daugavpils, LV-5401

* e-pasts: davis.gruberts@du.lv

2011. gada 12. aprīlī Daugavas vidusteces Kraujas-Dunavas posmā notika 3. Daugavas palu dreifa ekspedīcija, kuru kopīgi rīkoja Daugavpils Universitātes Ģeogrāfijas un ķīmijas katedra un Ekoloģijas institūts (Gruberts *et al.*, 2012). Ekspedīcijas vajadzībām tika izmantota Daugavpils Universitātē 2007. gadā izveidotā dreifējošā zinātnisko pētījumu platforma, kas aprīkota ar dažādiem instrumentiem un ierīcēm planktona paraugu ievākšanai un mērījumu veikšanai *in situ* noteiktos laika intervālos atbilstoši t.s. Lagranža pētījumu metodei (Doyle, Ensign, 2009). Dreifs nepārtraukti turpinājās 11 stundas (no 08:00 līdz 19:00), kuru laikā platforma veica ~ 60 km garu distanci. Planktona paraugu ievākšana dreifa laikā tika atkārtota 12 reizes.

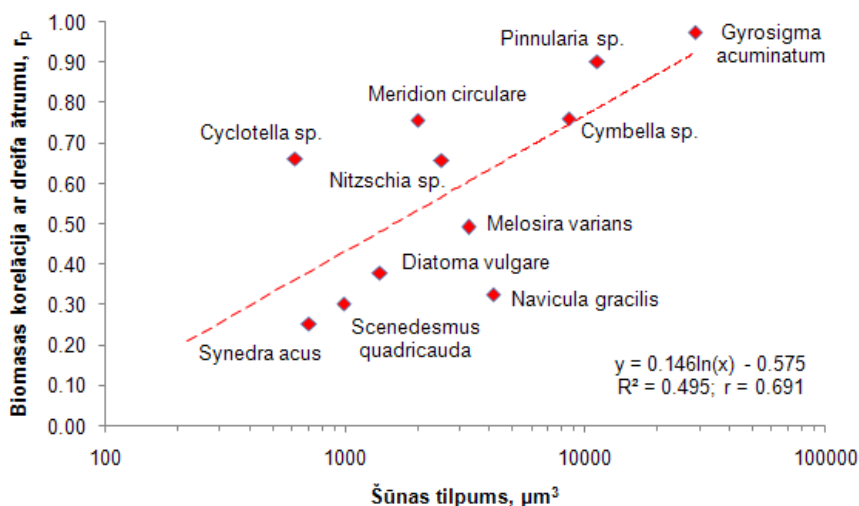
Fitoplanktona paraugi tika ievākti no ūdens virsmas reizi stundā 0,5 l tilpuma traukos un fiksēti ar Lugola šķīdumu. Paraugu analīze tika veikta Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultātes Hidrobioloģijas katedrā, izmantojot invertā mikroskopa metodi. Analīžu gaitā no katra ievāktā parauga tika paņemts un izskatīts viens 10 ml apakšparaugs, kurā tika noteikts aļģu šūnu (pavedienu) skaits un taksonomiskais sastāvs.

Arī zooplanktona paraugi tika ievākti no ūdens virsmas reizi stundā, izmantojot Apšteina tipa 65 µm planktona tīkliņu, caur kuru tika izfiltrēti 100 l ūdens. Paraugi tika fiksēti lauka apstākļos ar formalīna šķīdumu un analizēti Daugavpils Universitātes Ekoloģijas institūtā, izmantojot ZEISS Primo Star gaismas caurejošo mikroskopu. Zooplanktona paraugi tika analizēti atkārtoti, izmantojot rūtotu zooplanktona skaitāmo kameru ar tilpumu 1 ml (*Sedgewick Rafter counting chambers*), pavisam izskatot 6 ml (1ml x 6) parauga apakštilpuma (Wetzel, Likens, 2000).

Pavisam šajā pētījumā tika konstatēti 68 fitoplanktona taksoni, kas pieder sešiem sistemātiskajiem nodalījumiem. Visplašāk pārstāvētas bija kramaļģes (42 taksoni), kuras veidoja arī lielāko daļu no kopējās biomasas. Visās paraugošanas vietās tika konstatēti tādi taksoni kā *Cocconeis pediculus* Ehr., *Diatoma vulgare* Bory, *Epithemia zebra* (Ehr.) Kütz., *Melosira varians* Ag., *Navicula gracilis* Ehr., *Navicula* sp., *Nitzschia* sp., *Pinnularia* sp. un

Synedra ulna (Nitzsch.) Ehr.. Kraujas-Līksnas posmā fitoplanktona šūnu kopējam skaitam, biomasai un taksonu skaitam bija izteikta tendence samazināties, Glaudānu-Nīcgales posmā tie sasniedza absolūto minimumu, savukārt augšpus Dunavas no jauna palielinājās.

Datu rindu korelācijas analīze liecina, ka straumes ātrumam ir būtiska ietekme uz Daugavas ūdens masu fitoplanktona sabiedrību sastāvu un struktūru. Straumes ātrumam samazinoties, fitoplanktona sabiedrību sastāvā samazinājās bentisko (epifītisko) kramaļģu (piemēram, *Gyrosigma acuminatum*, *Pinnularia* sp., *Cymbella* sp.) biomasas, un otrādi. Tomēr šī ietekme bija selektīva un atkarīga no aļģu šūnu tilpuma. Jo lielāks bija šūnu tilpums, jo ciešāka bija attiecīgā taksona biomasas un straumes ātruma korelācija (1. att.) Šāda likumsakarība ir izskaidrojama ar mazāku virsmas laukuma/tilpuma attiecību lielāka izmēra aļģu šūnām, kas samazina to peldspēju un veicina grimšanu mierīgākos hidrodinamiskos apstākļos (Reynolds, 1993).



1. att. Bentisko un epifītisko aļģu šūnu tilpuma ietekme uz korelācijas ciešumu starp to biomasu un dreifa ātrumu

Pētījuma gaitā bija konstatēti arī 27 zooplanktona taksoni. Visās paraugu ievākšanas vietās bija konstatēti tādi taksoni kā *Synchaeta* sp., *Keratella cochlearis*, *Notholca squamula*, Bdelloidea un Copepoda attīstības stadija – naupliji. Tādi taksoni kā *Polyarthra* sp., *Keratella quadrata*, *Filinia longiseta* un neidentificēti Rotifera īpatņi tika konstatēti vairāk kā piecās paraugu ievākšanas vietās. Tie bija taksoni un īpatņi (naupliji, Rotifera sp.), kas veidoja arī lielāko zooplanktona organismu skaitu. Savukārt reti sastopami (1-2 paraugu ievākšanas vietās) bija tādi taksoni kā *Asplanchna priodonta*, *Lecane lunaris*, *Lecane* sp., *Trichotria tetractis*, *Mytilina* sp., *Colurella* sp., *Testudinella* sp. un citas. Kopējais zooplanktona

organismu skaits un biomasas pētāmajā upes posmā mainījās maz, organismu skaits tikai nedaudz palielinājās augšpus Dunavas. Savukārt atsevišķu zooplanktona taksonu organismu skaita un biomasas izmaiņas bija izteiktākas, piemēram, *Keratella quadrata* bija dominējošā pētījuma sākumposmā augšpus Daugavpils, bet *Synchaeta* sp., *Notholca squamula* un naupliji – beigu daļā augšpus Dunavas.

Līdzšinējie pētījumi par Daugavu liecina, ka tādas sugas kā *Keratella quadrata* un *Keratella cochlearis* ir dominējošās posmos ar ātru straumes tecējumu, bet *Synchaeta oblonga*, *Synchaeta stylata* lēni tekošos posmos un zooplanktona organismu skaits sāk pieaugt 10 km lejpus Daugavpils (Hydrobiological Research in the Baltic Countries, 1999). Līdzīgs taksonomiskais sastāvs un organismu skaita palielinājums bija novērojams arī šajā pētījumā. Tomēr būtisku hidrodinamisko apstākļu ietekmi uz zooplanktona struktūru atspoguļoja tikai planktoniskās *Notholca squamula* biomasas negatīvā korelācija ar straumes ātrumu ($r = -0,652$, $p < 0,05$), kā arī ar upes dziļumu, taču tā nebija statistiski būtiska. Arī citiem planktoniskajiem taksoniem, piemēram, *Polyarthra* sp. tika konstatēta negatīva biomasas korelācija ar straumes ātrumu, taču arī tā nebija statistiski būtiska. Planktonisko taksonu biomasas samazināšanās posmos ar ātru tecējumu varētu būt izskaidrojama ar to, ka šajos posmos intensīvākas turbulences dēļ tiek traucēta šo taksonu peldspēja. Straumes ātruma negatīvā korelācija ar zooplanktona planktoniskajām formām un pozitīvā korelācija ar bentiskām formām konstatēta arī Luāras upes pētījumos Francijā (Lair, 2005).

Literatūra:

1. Gruberts, D., Paidere, J., Druvietis, I. 2012. *Daugavas palu ūdens masu sastāva un īpašību eksperimentālie pētījumi 2011. gada pavasarī*. Krāj.: Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība. Referātu tēzes. Latvijas Universitātes 70. zinātniskā konference, 2012. gada 24. februāris. Rīga: LU Bioloģijas fakultātes Hidrobioloģijas katedra, 7-8. lpp.
2. Doyle, M. W., Ensign, S. H. 2009. *Alternative reference frames in river system science*. *BioScience* 59: 499-510.
3. *Hydrobiological Research in the Baltic Countries, 1999. Part I. Rivers and Lakes*. Vilnius, Institute of Ecology, 232-272.
4. Lair, N. 2005. *Abiotic vs. biotic factors: lessons drawn from rotifers in the Middle Loire, a meandering river monitored from 1995 to 2002, during low flow periods*. *Hydrobiologia*, 546: 457-472.
5. Reynolds, C. S. 1993. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, 384 pp.

6. Wetzel, R. G., Likens, G. E. 2000. *Limnological Analyses*. 3rd ed. Springer. New York, USA, 429 pp.

MAKROZOOBENTOSA SABIEDRĪBAS IMULAS UPĒ LEJPUS VĀNES UN MATKULES NOTEKŪDEŅU ATTĪRĪŠANAS IEKĀRTĀM

Māra HARJU

Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, Alberta iela 10, Rīga

e-pasts: mara.harju@gmail.com

2012. gada jūnijā Imulas upē tika ievākti makrozoobentosa paraugi augšpus un leļpus Vānes pagasta un Matkules pagasta bioloģiskām notekūdeņu attīrīšanas iekārtām, lai noskaidrotu, kā mainās makrozoobentosa organismu sastāvs un noskaidrotu, kādu ietekmi uz upes ekoloģisko stāvokli atstāj šīs notekūdeņu attīrīšanas iekārtas. Ekoloģiskās kvalitātes vērtējums balstījās uz Imulas upes makrozoobentosu, jo bentiskie bezmugurkaulnieki ir stabili un reprezentatīvi upes stāvokļa rādītāji.

Makrozoobentoss Imulas upē tika ievākts, izmantojot surbera paraugu ievākšanas ierīci ar tvēruma laukumu 0,0625 m². No ievāktiem paraugiem 3 bija 300 m leļpus un 3 paraugi - 300 m augšpus Matkules notekūdeņu attīrīšanas iekārtām, un 2 paraugi tika ievākti 200 m leļpus un 2 paraugi - 200 m augšpus Vānes notekūdeņu attīrīšanas iekārtām.

Imulas upes gultne pie Vānes notekūdeņu attīrīšanas iekārtām ir regulēta un tās dziļums 2012. gada jūnija mēnesī piekrastē svārstās no aptuveni 30 cm līdz 60 cm. Gultni klāj smiltis un detritā slānis. Straumes ātrums šajā vietā ir neliels - 0,06 līdz 0,1 m/s. Augšpus Vānes notekūdeņu attīrīšanas iekārtām kopumā bija sastopamas 22 sugas un Šenona sugu daudzveidības indekss bija 2,194. Dominējošās taksonomiskās grupas: *Diptera*, *Bivalvia*, *Oligochaeta*, *Gastropoda*, bet mazāk pārstāvētas *Hirudinea*, *Diptera*, *Crustacea*, *Heteroptera*, *Odonata*, *Plecoptera* un *Trichoptera*. Saprobītātes indeksa vērtība bija 2,24, un tā atbilst vidēji piesārņotam līmenim. Leļpus notekūdeņu attīrīšanas iekārtām dominējošā grupa bija *Oligochaeta*, bet ievērojami mazākā skaitā bija sastopam *Heteroptera*, *Ephemeroptera*, *Diptera*, *Odonata*, *Crustacea*, *Turbellaria*, *Trichoptera*. Kopuma tika konstatētas 22 sugas un Šenona sugu daudzveidības indekss bija 2,503. Saprobītātes indeksa vērtība bija 2,63, un tā atbilst stipram piesārņojuma līmenim.

Imulas upes dziļums jūnija mēnesī pie Matkules pagasta notekūdeņu attīrīšanas iekārtām svārstās no 16 cm līdz 37 cm. Upes gultni klāj smiltis, oļi, akmeņi un ūdensaugi. Straumes ātrums – 0,30 līdz 0,50 m/s. Augšpus Matkules notekūdeņu attīrīšanas iekārtām

dominēja sekojošas taksonomiskās grupas: *Ephemeroptera*, *Trichoptera* un *Bivalvia*, bet mazākā skaitā bija *Hirudinea*, *Heteroptera*, *Diptera*, un *Oligochaeta*. Kopumā tika konstatētas 28 sugas un Šenona sugu daudzveidības indekss bija 2,301. Saprobītātes indeksa vērtība 1,92, un tā atbilst vidēji piesārņotam līmenim. Lejpus Matkules notekūdeņu attīrīšanas iekārtām tika konstatēti sekojošas taksonu grupas, no kurām visvairāk bija *Ephemeroptera*, *Trichoptera* un *Oligochaeta*, bet mazākā skaitā sastopamas bija *Hirudinea*, *Heteroptera*, *Bivalvia*, *Diptera*. Kopumā bija sastopamas 29 sugas un Šenona sugu daudzveidības indekss bija 2,186. Saprobītātes indeksa vērtība 1,72, un tā atbilst vidēji piesārņotam līmenim. Kopumā Imulas upē esošie makrozoobentosa organismi uzrāda, ka upe ir vidēji piesārņota.

SLOCENES UPES HIDROMORFOLOĢISKAIS RAKSTUROJUMS

Jolanta JĒKABSONE

LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, Vides zinātnes nodaļa

e-pasts: jolanta.jekabs@gmail.com

Latvijā ūdens kvalitāte tiek noteikta pēc ķīmiskajiem un bioloģiskajiem rādītājiem, bet Ūdens struktūrdirektīvā integrēts arī hidromorfoloģiskā novērtējuma princips, kas papildina ķīmiskos un bioloģiskos rādītājus un ļauj tos kvalitatīvāk interpretēt. Prasības hidromorfoloģiskajam novērtējumam ir iekļautas MK noteikumos Nr. 858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību”, kas nosaka, ka pie hidroloģiskajiem rādītājiem pieder caurplūdumu režīms, saistība ar pazemes ūdeņiem, upes nepārtrauktība. Pie morfoloģiskajiem rādītājiem pieder upes gultnes veids, platuma un dziļuma izmaiņas, straumes ātrums, substrāta sastāvs, piekrastes zonas struktūra.

Slocenes upes garums ir 44 km, baseina laukums 315 km² un tā ietilpst Rietumlatvijas hidroloģiskajā rajonā. Sateces baseinā lauksaimniecības zemes aizņem 43 %, meži 43% un purvi 11%.

2012. gada augustā tika veikta hidromorfoloģiskā novērtēšana, izmantojot Lielbritānijā izstrādāto Upju hidromorfoloģisko vērtējumu metodi. Tika aprēķināti Vides modifikācijas un Vides kvalitātes indeksi. Lai novērtētu un aprēķinātu Slocenes upes hidromorfoloģisko kvalitāti, tika izvēlēti 6 pēc iespējas dažādi posmi visā upes garumā. 1. posms atrodas upes augštecē ~ 5 km no iztekas. 2. posms atrodas 10 km no iztekas un ir vienīgā vieta līdz Tukuma pilsētai, kur nav veikti meliorācijas pasākumi. 3. posms (15 km no iztekas) ir augšpus Tukuma pilsētas un plūst cauri ganībām un mazdārziņiem. 4. posms (19 km no iztekas) un 5. posms (20 km no iztekas) atrodas Tukuma pilsētas teritorijā, attiecīgi kur agrāk bijis ezers un kur saglabājusies senleja. 6. posms ~ 34 km no iztekas (un 10 km no grīvas) ir lejtecē praktiski vienīgā pieejamā vieta 0,5 km leļpus Valguma ezera.

Vides kvalitātes indeksa (HQA) vērtības apsekotajos upes posmos svārstās no 12 punktiem (zema kvalitāte) līdz 59 punktiem (laba kvalitāte). Neviens no upes posmiem nav sasniedzis atbilstību „augstai kvalitātei”. Visaugstākā kvalitāte novērojama 6.posmā leļpus Valguma ezeram, kur antropogēno darbību limitē meža masīvs un praktiski neesoša ceļu infrastruktūra. Viszemākās kvalitātes posms atrodas upes augštecē 5 km no iztekas un tas vairāk atgādina novadgrāvi.

HQA un HMS indeksu novērtējums Sloceņu upei

Posms	HQA punkti	HQA indeksa novērtējums	HMS punkti	HMS indeksa novērtējums	Zemes lietojums
1.posms	12	Zema kvalitāte	31	Ievērojami pārveidota vide	lauksaimniecība
2.posms	48	Labā kvalitāte	0	Neskarta vide	mežs
3.posms	20	Zema kvalitāte	24	Ievērojami pārveidota vide	lauksaimniecība
4.posms	22	Zema kvalitāte	23	Ievērojami pārveidota vide	pilsēta
5.posms	46	Vidēja kvalitāte	15	Redzami pārveidota vide	pilsēta
6.posms	59	Labā kvalitāte	0	Neskarta vide	mežs

Vides modifikācijas indekss svārstās (HMS) no 0 (neskarta vide) līdz 31 (ievērojami pārveidota vide). Vismazāk pārveidoti ir 2. un 6. posms, kam ir stāvas un dziļas ielejas, kurās sedz meži, kas pasargā šīs vietas no cilvēku darbības. Visvairāk pārveidots ir 1. posms, kas atrodas pašā upes augštecē: gultne ir pilnībā iztaisnota, nav palienes, upes aizaugums ar niedrēm sasniedz pat 80%.

Starp vides kvalitātes indeksu un vides modifikācijas indeksu novērojama vāja korelācija, lai gan 2. un 6. posmā, kur ir augstākās HQA vērtības, modifikācijas indeksa vērtība ir 0. HMS un HQA pastāv kopsakarība ar upes tipu un krastu morfoloģiju. Kopumā upes ritrāla posmi ir ar augstākām HQA un zemākām HMS vērtībām. Arī vietās, kur ir dziļāka ieleja un stāvāki krasti, upes vides kvalitāte ir augstāka.

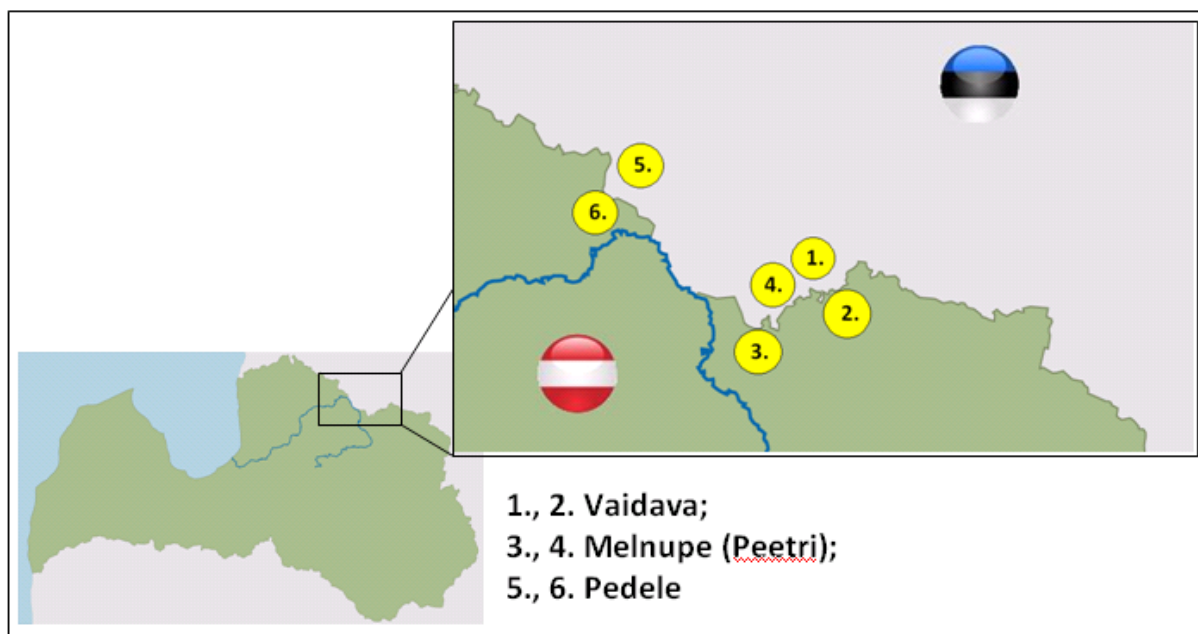
PERIFĪTISKO KRAMAĻĢU SABIEDRĪBAS MAZAJĀS UPĒS IGAUNIJAS PIEROBEŽĀ

Inga KONOŠONOKA

LU Aģentūra – Bioloģijas institūts, Hidrobioloģijas laboratorija

e-pasts: inga_kono@inbox.lv

Pārrobežas ūdensobjektu izpētes projekta Gauja/Koiva ietvaros 2012. gada jūlijā tika ievākti kramaļģu paraugi trīs upēs. Paraugu ievākšana tika veikta Gaujas labā krasta pietekās, katrā upē izvēloties divus punktus tā, lai tiktu iekļauti paraugi gan no Latvijas, gan no Igaunijas teritorijas (1. attēls). Ekspedīcijas tika organizētas sadarbībā ar zinātniekiem no Tartu Maalikool, paraugus vēlākai savstarpējai rezultātu salīdzināšanai ievāca abu pušu pētnieki.



1. attēls Paraugu ievākšanas karte

Ievāktie paraugi apstrādāti atbilstoši Eiropas savienībā pieņemtajam standartam „European Guidance standard for diatom sampling EN 13946”. Igaunijas monitoringa programmā upes ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai izmanto trīs kramaļģu indeksus : TDI (Trophic Diatom Index), SPI (Pollution Sensitive Index) un WAT (Watanabe). No iegūtajiem rezultātiem šie indeksi tika izvēlēti rezultātu salīdzināšanai. Lielākā daļa paraugošanas punktu uzrādīja labu ekoloģisko kvalitāti, izņemot divus punktus – Melnupe (4.) un Pedele (6.), kas abi atradās Latvijas teritorijā. 1. tabulā apkopotas kramaļģu indeksu vērtības.

	IPS		WAT		TDI		Status	
	Estonia	Latvia	Estonia	Latvia	Estonia	Latvia	Estonia	Latvia
Vaidva LV	13,6	14,3	14,1	15,5	53,4	54,2	G	G
Vaidva EE	13,6	14,6	14,1	14,9	53,4	70	G	G
MelnupeLV	12,8	14,5	12,5	12,5	89,1	81	M	M
Melnupe EE	14,5	15,2	15,0	13,9	72,6	71,9	G	G
Pedele LV	13,8	13,5	11,0	12	67,9	63,4	M	M
Pedele EE	14,2	12,9	14,7	16,9	64,5	66,1	G	G

1. tabula. Pētījumā iegūto kramaļģu indeksu vērtības, krāsojuma nozīme – zils – augsta, zaļš – laba, dzeltens – vidēja, oranžs – zema, sarkans – slikta ekoloģiskā klase; G – good (laba), M – moderate (vidēja).

No trim izmantotajiem indeksiem, IPS norādīja uz labu ekoloģisko kvalitāti visos paraugošanas punktos, savukārt novērtējot pēc TDI, lielākā daļa paraugošanas vietu bija pieskaitāmas vidējai kvalitātei. TDI ir vienīgais indekss, ko neietekmē tādi faktori kā upes gultnes tips un hidromorfoloģija, tas ir daudz vairāk atkarīgs no ūdens fizikāli ķīmiskajām īpašībām, nekā citi indeksi (Vilbaste, 2004.)

Paraugošanas vietas savstarpēji atšķirās pēc dominējošo sugu sastāva (2.tabula). Vietās ar augstāku ekoloģisko kvalitāti procentuāli lielāku daļu no saskaitītajiem vāciņiem sastāda *Achnanthydium minutissimum*, savukārt punktos, kas novērtēti ar vidēju kvalitāti, lielākā skaitā atrodamas *Amphora pediculus* un *Gomphonema* ģints kramaļģes. Pedelē (6.) tika konstatēts liels skaits planktonisko kramaļģu no ģints *Aulacoseira*, kas skaidrojams ar uzpludinājuma ietekmi.

	Latvijas teritorijā	Igaunijas teritorijā
Vaidava	<i>Achnanthydium minutissimum</i> Kützing	<i>Achnanthydium minutissimum</i> Kützing
	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg
	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	<i>Amphora pediculus</i> Kützing (Grunow)
	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh
	<i>Cymbella affinis</i> Kützing	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot
	<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller)Bory
Melnupe (Peetri)	<i>Amphora pediculus</i> Kützing (Grunow)	<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh
	<i>Melosira varians</i> Agardh	<i>Achnanthydium minutissimum</i> Kützing

	<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh <i>Rhoicosphaenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing)Grunow <i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller)Bory <i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot
Pedele	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen <i>Achnantheidium minutissimum</i> Kützing <i>Gomphonema parvulum</i> Kützing <i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh <i>Navicula gregaria</i> Donkin <i>Staurosira pinnata</i> Ehrenberg	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg <i>Gomphonema parvulum</i> Kützing <i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh

2. tabula. Paraugošanas punktos ievāktajos paraugos atrastās dominējošās kramaļģu sugas.

1. Vilbaste, S., Jarvekulg, R., Pall, P., Piirsoo, K., Trei, T., Viik, M. 2004. *Diatom indices and stream typology in Estonia*. Oceanological and Hydrobiological Studies Vol. XXXIII, No.1. 3-10.

JONSELEKTĪVO ELEKTRODU IZMANTOŠANAS IESPĒJAS ŪDENSTILPJU KVALITĀTES PĒTĪJUMOS

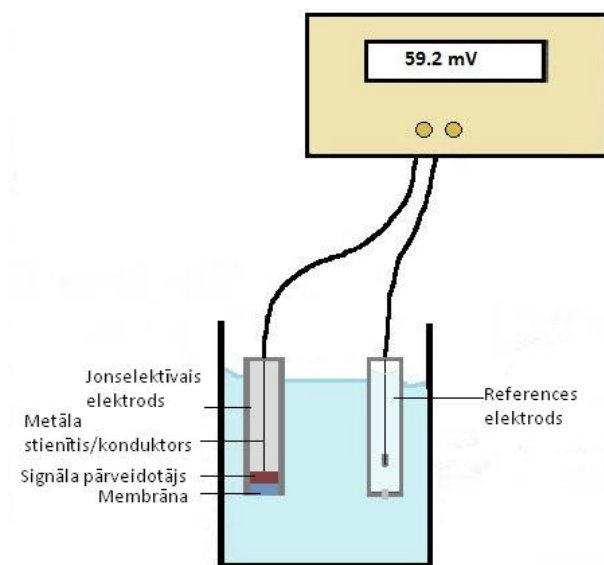
Ilga KOKORĪTE^{1,2}, Andreas BRAND¹, Bernhard WEHRLI¹*

*1 Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Kastanienbaum,
Switzerland*

2 LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, Alberta iela 10, Rīga

**e-pasts: ilga.kokorite@lu.lv*

Jonselektīvie elektrodi pieder potenciometrisku sensoru grupai. Detekcijas sistēmu potenciometrijā veido indikator- jeb jonselektīvais elektrods, references elektrods un potenciometrs (1.att.). Jonselektīvā elektroda būtiskākā sastāvdaļa ir membrāna, kas satur jonoforu (ķīmisku savienojumu, kas selektīvi saista konkrētu analītiķi), jonapmaiņas vielas un lipofilus sāļus pretesības samazināšanai. Elektrisko kontaktu starp jonselektīvo membrānu un konduktoru nodrošina vai nu elektroda iekšējais šķīdums ar zināmu analītiķa koncentrāciju, kurā iemērķts metāla stienītis ar Ag/AgCl₂ pārklājumu vai arī īpaši polimēri, kas pārveido jonu lādiņu signālu elektronu plūsmā (cieta kontakta jonselektīvie elektrodi; angl. „solid contact ion-selective electrodes”).

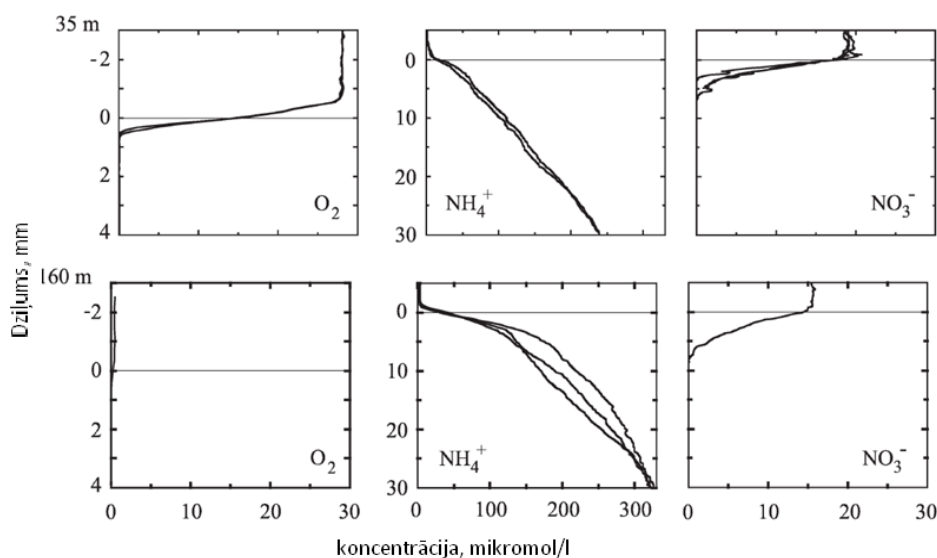


1. attēls. Detekcijas sistēmas elementi potenciometrijā un cieta kontakta jonselektīvā elektroda uzbūve.

Pēdējā desmitgadē ir panākts ievērojams progress potenciometrijā un, izmantojot jonselektīvo elektrodus, ir iespējams noteikt daudzu jonu aktivitātes pat līdz subnanomolārai koncentrācijai (Bakker, Pretsch, 2005). Daudzi pētnieki izstrādā jaunas polimēru matricas gan

jonselektīvajai membrānām, gan arī elektriskā kontakta nodrošināšanai starp membrānu un metāla stienīti, lai uzlabotu potenciāla stabilitāti, membrānas mehānisko izturību, novērstu potenciāla izmaiņas, kas rodas dažādu traucējošu apstākļu ietekmē, piem., gaismas un pH izmaiņu, O₂ vai CO₂ difūzijas dēļ (Lindfors, 2009; Sutter *et al.*, 2004). Pēdējos gados elektriskā kontakta nodrošināšanai tiek izmantotas arī oglekļa nanocaurulītes (Crespo *et al.*, 2008). Pašlaik daudzas pētnieku grupas (Rubinova *et al.*, 2007; Hernandez *et al.*, 2010) izstrādā tehnoloģiskos risinājumus elektrodu miniaturizācijai, kas pavērtu jaunas iespējas potenciometrijas metožu praktiskai pielietošanai.

In-situ mērījumos iegūtos augstas izšķirtspējas datus (2.att.) iespējams izmantot, lai novērtētu ezeros un ūdenskrātuvēs noritošos biogeoķīmiskos procesus, piemēram, organisko vielu mineralizāciju sedimentos atkarībā no izšķīdušā skābekļa un organiskā oglekļa satura (Maerki *et al.*, 2009), vielu apriti un oksidēšanās-reducēšanās procesus, kas norisinās ļoti plānā ūdens-sedimentu robežslānī (Brand *et al.*, 2009). Veicot regulāru kalibrēšanu, elektrodu mērījumus iespējams izmantot arī monitoringa vajadzībām, lai iegūtu precīzāku informāciju par izšķīdušo jonu satura mainību un to kopējām slodzēm (Müller *et al.*, 2003). Tā kā jonometriski iespējams noteikt izšķīdušo jonu aktivitāti (t.s. brīvo jonu saturu), tad potenciometriskās metodes ir izmantojamas arī ekotoksikoloģijā, lai novērtētu piesārņojuma (piem., smago metālu) apriti, akumulēšanos un ietekmi uz organismiem (Bakker, Pretsch, 2005).



2.attēls. Izšķīdušā skābekļa nitrātu un amonija jonu saturs Cūgas ezera (Šveice) piegrunts slānī; *in-situ* mikroprofili (Maerki *et al.*, 2009).

Izmantojot potenciometriskos jonselektīvos elektrodus, kā arī amperometriskos un optiskos sensorus, iespējams veikt *in-situ* mērījumus tieši ūdenstilpēs un iegūt kompleksus

datu par fizikāli-ķīmisko parametru mainību ar augstu telpisko un temporālo izšķirtspēju (2.att.). Šādus rezultātus nav iespējams iegūt ar tradicionālajām paraugu ievākšanas un analīzes metodēm.

Elektrodu izmantošanas iespējas tiek pētītas SCIEX-NMSch atbalstīta projekta „Applying new sensor technology to the analysis of sediment-water exchange processes” ietvaros.

Literatūra:

1. Bakker, E., Pretsch, E. 2005. *Potentiometric sensors for trace-level analysis*. Trends in Analytical Chemistry, 24(3): 199-207.
2. Lindfors, T. 2009. *Light sensitivity and potential stability of electrically conducting polymers commonly used in solid contact ion-selective electrodes*. J.Solid State Electrochem. 13: 77-89.
3. Crespo, G., Macho, S., Rius, X. 2008. *Ion-selective electrodes using carbon nanotubes as ion-to-electron transducers*. Anal.Chem. 80:1316-1322.
4. Sutter, J., Radu, A., Peper, S., Bakker, E., Pretsch, E. 2004. *Solid-contact polymeric membrane electrodes with detection limits in the subnanomolar range*. Anal.Chim.Acta 523: 53-59.
5. Hernandez, R., Riu, J., Rius, X. 2010. *Determination of calcium ion in sap using carbon nanotube-based ion-selective electrodes*. Analyst. 135: 1979-1985.
6. Rubinova, N., Chumbimuni-Torres, K., Bakker, E. 2007. *Solid-contact potentiometric polymer membrane microelectrodes for the detection of silver ions at the femtomolar level*. Sensors and Actuators B. 121:135-141.
7. Maerki, M., Muller, B., Dinkel, C., Wehrli, B. 2009. *Mineralization pathways in lake sediments with different oxygen and organic carbon supply*. Limnol.Oceanogr. 54(2):428-438.
8. Müller, B., Reinhardt, M., Gächter, R. 2003. *High temporal resolution monitoring of inorganic nitrogen load in drainage waters*. J.Environ.Monit. 5:808-812.
9. Brand, A., Dinkel, C., Wehrli, B. (2009) *Influence of the diffusive boundary layer on solute dynamics in the sediments of a seiche-driven lake: A model study*. J.Geophys.Res. 114, G01010.

SMAGO METĀLU KONCENTRĀCIJAS RĪGAS LĪČA PIEKRASTES AUGOS

Irīna KUĻIKOVA, Zinta SEISUMA

Latvijas Universitāte Bioloģijas institūts, Jūras ekoloģijas laboratorija

e-pasts: lukir@inbox.lv

1977.-1979. g. veicām pirmos smago metālu koncentrāciju pētījumus Rīgas līča zaļalģēs (*Cladophora glomerata*, *Cl. fracta*, *Enteromorpha intestinalis*), brūnalģēs (*Fucus vesiculosus*) un sārtaļģēs (*Furcellaria fastigiata*) (Сейсума З. , Куликова, И. и др., 1984).

No 1997.g. līdz 2010.g. veicām sistemātiskus Rīgas līcim raksturīgāko un izplatītāko ūdens augu smago metālu (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Mn, Fe) koncentrāciju izpēti.

Augi tika ievākti ar ūdenslīdēja palīdzību Mērsraga, Saulkrastu un Ainažu piekrastes stacijās. Metālu koncentrācijas noteiktas ar liesmas atomabsorbcijas spektrometru VARIAN Spektra AA 880, Hg – ar FIMS Perkin Elmer. Rezultātu precizitātes kontrolei metālu analizēšanai augos izmantots starptautiski pieņemts standarts – BCR^R - 060. Paraugu ievākšanas stacijās ar akmeņiem vai dolomīta jūras dibenu augājs bija izkārtots zonās. Seklākās daļās – vistuvāk ūdens virsmai valdošās bija *Chlorophyta* – zaļalģes (*Cladophora glomerata*, *Enteromorpha intestinalis*), dziļāk (3-5m) *Phaeophyta* – brūnalģes (*Fucus vesiculosus*) un vēl dziļāk (5m) *Rhodophyta* – sārtaļģes (*Ceramium tenuicorne*, *Furcellaria lumbricalis*, *Polysiphonia* sp.).

Charophyta – mieturalģes (*Chara aspera*) un *Magnoliophyta* – augstākie augi (*Myriophyllum* sp., *Potamogeton pectinatus*, *Zanneckella palustris*) apdzīvo nogulumiežus – smilts, māla, dūņu pamatus piekrastes mierīgākās ieplakās. Plaši izplatītās brūnalģes *F. vesiculosus* un zaļalģes *Cl. glomerata* tiek izmantotas kā metālu bioindikatoru organismi.

Visvairāk pētīto bioindikatoru brūnalģu *F. vesiculosus* smago metālu koncentrāciju dati analizēti mūsu rakstos (Seisuma, Kuļikova, 2008; Seisuma *et al.*, 2011).

Apkopojot daudzgadīgos rezultātus par Rīgas līča ūdensaugiem, konstatējām, ka katra suga uzkrāj sev raksturīgus metālu daudzumus. Tā plaši izplatītās zaļalģēs *C. glomerata* uzkrājās augstas Pb, Mn un Fe koncentrācijas, brūnalģēs *F. vesiculosus* - augstas Cd un Zn koncentrācijas. Sārtaļģēm *C. tenuicorne*, *F. lumbricalis*, *Polysiphonia* sp. ir raksturīgs visplašākais metālu (Cu, Mn, Cd, Pb, Zn Ni un Fe) spektrs ar visaugstākām koncentrācijām. Zaļalģe *E. intestinalis* un mieturalģe *C. aspera* uzkrāj augstākās Hg koncentrācijas. Augstākiem augiem *P. perfoliatus* ir zemas Ni, Pb, Cd koncentrācijas. Brūnalģes *F. vesiculosus* satur zemākās Fe koncentrācijas.

Pa gadiem augiem varbūt būtiskas smago metālu koncentrāciju izmaiņas, tā 2003.g. Mērsragā mieturaļģe *C. aspera* raksturojās ar zemākām Cd, Cu, Zn, Ni, Mn koncentrācijām, bet 2005.g. tā satur jau augstākās Pb, Cu, Ni un Mn koncentrācijas salīdzinot ar *F. vesiculosus*, *C. glomerata* un *Z. palustris*. Metālu koncentrāciju izmaiņas aļģēs pa gadiem parāda arī mūsu 1999., 2001. un 2003.g. iegūtie rezultāti : Saulkrastos Pb, Cu, Mn un Fe koncentrācijas brūnaļģēm *F. vesiculosus* visaugstākās bijušas 1999.g., bet Mērsragā Cu koncentrācija zaļāļģē *C. glomerata* ir visaugstākā 2003.g, bet Hg – 1999.g.

2003.g. salīdzinot metālu koncentrācijas ekoloģiski atšķirīgās makroaļģēs *F. vesiculosus* un *C. glomerata*, kuras ievāktas Mērsragā un Saulkrastos, konstatējām, ka Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Ni un Fe koncentrācijām ir nelielas atšķirības atkarībā no paraugu ņemšanas vietas. Izņēmums bija Mn, kura koncentrācija Mērsraga *C. glomerata* bija 5 reizes lielāka kā Saulkrastos, kura varētu būt saistīta ar Mn koncentrāciju lielo daudzumu Mērsraga sedimentā. 2003. un 2005.g. salīdzinot divu plaši izplatīto aļģu metālu koncentrācijas Mērsragā un Saulkrastos, varam secināt, ka neatkarīgi no paraugu ņemšanas vietas vienmēr augstākās Cd, Zn un Ni koncentrācijas ir brūnaļģei *F. vesiculosus*, bet augstākās Pb un Fe – zaļāļģei *C. glomerata*.

Veicot Galvenā komponenta analīzi (PCA) ar Varimax rotāciju Rīgas līča aļģu (*Fucus*, *Cladophora*) metālu koncentrāciju rezultātiem varam secināt, ka makrofītos - *Fucus vesiculosus* izteikta sekojošu metālu korelācija - Hg, Zn, Ni, Mn (0,71-0,83, $p < 0,05$) un *Cladophora glomerata* – Pb, Zn, Ni, Mn, Fe (0,74-0,97, $p < 0,05$).

Autori izsaka pateicību Dr. E. Boikovas vadītajam Latvijas Zinātņu Padomes grantam Nr. 03.0999 par finansiālu atbalstu, kā arī Naurim Petrovicam par makroaļģu ievākšanu.

Literatūra:

1. Seisuma, Z., Kuļikova, I. 2008. Smago metālu ilgtermiņa raksturs Rīgas līča brūnaļģē *Fucus vesiculosus*. Klimata mainība un ūdeņi: 115-117.
2. Seisuma, Z., Kulikova, I., Botva, U., Boikova, E. 2011. Long-term investigation of metal concentration in brown algae *Fucus vesiculosus* from the Gulf of Riga, Baltic Sea. Proc. Latvian Acad. Sci., Section B, 65, 5/6, 186-191.
3. Сейсума З., Куликова, И. Вадзис Д., Легздиня М. 1984. Тяжелые металлы в гидробионтах Рижского залива. Серия "Биология Балтийского моря". V, Рига, Зинатне, 179 стр.

LAZDONAS GRUPAS EZERU KASKĀDES AUTOTROFO ORGANISMU STRUKTURĀLĀS IZMAIŅAS ANTROPOGĒNĀS IETEKMES REZULTĀTĀ.

Evija LAKOTKO

LU Bioloģijas fakultāte, Hidrobioloģijas katedra

e-pasts: evijalakotko@inbox.lv

Lazdonas ezeru kaskādes sistēmā ietilpst 8 ezeri – Viļvānu ezers, Ķemeru jeb Pusēkļu ezers, Ganiņš, Mušķis, Baltiņš, Starpezers un Melnezers. Daļa no ezeriem ir savienoti, iztaisnojot Niedruškas upi un izrokot meliorācijas grāvjus, tādējādi izveidojot savienotu ezeru kaskādi: Viļvānu ezers, Baltiņš un Starpezers. 70. gados Viļvānu ezerā sāka iepludināt notekūdeņus no Lazdonas, kas krasi pasliktināja ūdens kvalitāti un ķīmiskie rādītāji norādīja uz hipereitrofa ezera statusu. Ilgākā laika periodā, vērojama visu 3 ezeru eitrofikācija, kas radījusi sapropeļa uzkrāšanos un ezeru ieplaku aizpildīšanos (SIA „Metrum”, 2007). Kopš 2009. gada notekūdeņus vairs neiepludina Viļvānu ezerā.

Pētījuma mērķis ir izpētīt, kā savstarpēji saistīta hidroekosistēma pati dabīgi attīrās un kā mainās trofijas gradients cauri tekošās upes tecējuma virzienā, par indikatoriem izmantojot autotrofo organismu sabiedrības.

2012. gada augustā ezeros noteikta makrofītu sastopamība un sugu sastāvs, kas analizēts pēc Brauna-Blankē skalas un transektu metodes līdztekus ar fitolitorāles kartēšanu. Paraleli ievākti fitoplanktona paraugi un ūdens ķīmiskajām analīzēm, kas veiktas LU ĢZZF Vides kvalitātes monitoringa laboratorijā, izmantojot šādas metodes – HCO_3^- ūdens cietības noteikšana; titrimetriska kopējās cietības noteikšana ar trilonu B; titrimetriska Ca^{2+} jonu noteikšana ar trilonu B; Mg^{2+} jonu daudzuma aprēķināšana ūdens paraugā; spektrofotometriska H-NH_4^{4+} daudzuma noteikšana; P-PO_4^{3-} noteikšana ar askorbīnskābes metodi; spektrofotometriska NO_3^- un NO_2^- jonu noteikšana ūdenī. Mērīts arī pH, ūdens elektrovadītspēja, lai noteiktu ezeru tipus. Atkārtotas ūdens ķīmiskā analīzes tiks veiktas 2013. gada ziemā.

Pēc ūdens ķīmiskajām analīzēm tika noteikts ezeru tips. Viļvānu ezers ir sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību, savukārt pārējie ezeri ir sekli dzidrūdens ezeri ar augstu ūdens cietību. Visiem ezeriem, izņemot Viļvānu ezeru, lielāka biogēno elementu koncentrācija ūdenī konstatēta janvārī, savukārt mazāka augustā, kad bija veģetācijas maksimums. Iespējams, šada Viļvāna ezera atšķirība skaidrojama ar to, ka ezers ir diseitrofs un humusvielas iespējams apsorbē biogēnos elementus. Makrofītu izplatību ezeros ļoti būtiski ietekmē ezeru ģeomorfoloģija (Alahuhta *et al.* 2011). Ezeros biežāk sastopamākās makrofītu

sugas – parastā niedre *Phragmites australis*, šaurlapu vilkvālīte *Typha angustifolia*, mazais ūdenszieds *Lemna minor*, ūdensrozes *Nymphaea sp.*, dzeltenā lēpe *Nuphar lutea*, peldošā glīvene *Potamogeton natans* un iegrimusī raglape *Ceratophyllum demersum*. Tomēr makrofītu sastāvs un dominance mainās cauri tekošās upes tecējuma virzienā – Viļvānu ezerā dominē halofīti un amfībiskie augi, savukārt Starpezerā – elodeīdi un nimfeīdi. Šāda atšķirība skaidrojama ar to, ka Viļvānu ezers no visiem pētītajiem ezeriem ir brūnūdens ezers, līdz ar to lielā ūdens krāsainība limitē iegremdēto ūdens augu izplatību (Poikāne 2000). Vislielākais makrofītu aizaugums konstatēts seklākajā ezerā – Starpezerā. Visos ezeros (Viļvānu ezerā, Baltiņā un Starpezerā), izņemot kontroles ezerā (Pusēkļu ezerā) konstatēta masveidīga cianobaktēriju *Planktolyngbya limnetica* un *Cylindrospermopsis raciborskij* savairošanās.

Literatūra:

1. Poikāne S. 2000. Latvijas ezeru tipoloģija: teorija un prakse. Maģistra darbs. Rīga, Latvijas Universitāte, 197 lpp.
2. Alahuhta J., Vuori K-M., Luoto M. 2011. Land use, geomorphology and climate as environmental determinants of emergent aquatic macrophytes in boreal catchments. Helsinki: Boreal environment research 16: 185-202 pp.
3. SIA „Metrum”. 2007. Praulienas pagasta teritorijas plānojuma: Vides pārskats. Prauliena, 48 lpp.

REPŠU (*COREGONUS ALBULA*) BAROŠANĀS LATVIJAS EZEROS.

Liene MORKĀNE

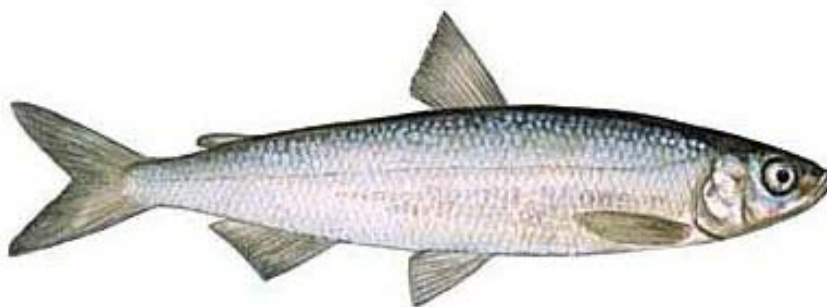
e-pasts: liene_morkane14@inbox.lv

Latvija ir viena no Austrumeiropas valstīm, kurai raksturīgākais ainavas elements un ekoloģisko ķēžu neatņemama sastāvdaļa ir ezeri. Latvijā ir aptuveni 4 000 ezeru, kuru platība ir virs viena hektāra. Latgales augstienē koncentrējas 40% no visa Latvijas ezeru kopskaita.

Ministru Kabinets (turpmāk MK) noteica kvalitātes normatīvus virszemes un pazemes ūdeņiem un definēja prioritāros zivju ūdeņus (MK Nr. 118. 2002.03.12.). Viena no prioritāro ūdeņu kategorijām ir lašveidīgo zivju ezeri. Saskaņā ar 2002.03.12. MK noteikumu Nr. 118 2.pielikumu Latvijā ir 26 šādi ezeri. Lielākā daļa lašu dzimtas sugu ir ievestas, zivjaudzētavās pavairotas un audzētas. Latvijas dabīgajās ūdenstilpnēs ir sastopamas sekojošas lašveidīgās zivis: lasis, taimiņš, straute forele, alata, repsis un sīga, no kurām pēdējās 3 sugas ietvertas Latvijas Sarkanajā grāmatā.

Viena no Latvijas ezeru lašveidīgajām zivīm ir repsis - *Coregonus albula*. Latvijā 20. gs. 30. gados repsis bija sastopams 30 ezeros. 50.- 60. gados tas tika konstatēts jau tikai 11 ezeros. Savukārt pagājušā gadsimta 90. gados *Coregonus albula* bija sastopams tikai piecos ezeros – Ežezērā, Lejas, Nirzas, Rāzns un Usmas ezerā. *Coregonus albula* izzūd no Latvijas ezeriem. Kopš 1995. gada repsis (*Coregonus albula*) ir iekļauts Latvijas Sarkanās grāmatas reto sugu (3.) kategorijā, kā arī ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstā (MK Nr. 396. 2000.14.11.). Sarūkošā repšu ezeru skaita dēļ ir svarīgi veikt pētījumus par tā barošanos, dzīves kvalitāti, apkārtējās vides kvalitāti un, protams, cilvēku ietekmi uz lašveidīgo zivju ezeriem Latvijas ilgtspējīgas attīstības kontekstā.

Lašveidīgajām zivīm ir samērā primitīvs izskats - to vēdera spuras ir novietotas tuvāk astei, kā arī tauku spura atrodas salīdzinoši tuvu astes spurai. Kopumā šīs zivis ir slaidas, ar noapaļotām zvīņām un šķeltu asti (1. att.).



1. attēls. Repsis (*Coregonus albula*).

Repsis (latīniski - *Coregonus albula*, angliki – vendace (cisco), krieviski - ряпушка) ir tipisks lašveidīgo zivju pārstāvis Latvijas ezeros un pieder planktofāgo zivju grupai. Zooplanktona organismu daudzveidība un tās mainība tieši ietekmē planktofāgo zivju eksistenci un pielāgošanās spējas jauniem apstākļiem. Tāpēc ir svarīgi izpētīt, ar kurām no zooplanktona sugām barojas *Coregonus albula*.

Tika veikta repšu nozveja un nozvejtām zivīm tika izņemti kuņģi, kuru saturs tika analizēts Daugavpils Universitātes Ekoloģijas institūta laboratorijā (2. att.).



2. attēls Repšu nozveja. Foto A.Škute.

Par pētījuma vietām tika izvēlēti Latgales reģiona ezeri, kuros vēl mīt repši – Sventes ezers, Rāznas ezers, Drīdzis un Stirnu ezers. Galvenais uzdevums bija nozvejojot pēc iespējas lielāku skaitu repšu. Diemžēl tas nav tik vienkārši izdarāms, jo, pirmkārt, repši ir reto sugu sarakstā, tātad to skaits nav liels. Otrkārt, nav zināmas tiešas vietas ezeros, kur būtu simt procentīga garantija nozvejojot zivis. Šo iemeslu dēļ kopumā tika nozvejots sekojošs skaits repšu – Sventes ezerā 22 eksemplāri, Rāznas ezerā tikai 7, Drīdzī – 50, bet Stirnu ezerā – 60 repši. Visi iegūtie repšu kuņģi tika izpreparēti, un to sastāvs tika izanalizēts zem mikroskopa.

Viena no pētījumu vietām bija Sventes ezers - viens no retajiem lašveidīgo zivju ezeriem Latvijā. Analizējot zivju kuņģu saturu tika konstatēts, ka no ezerā mītošajiem zooplanktona pārstāvjiem repšiem ir iecienīti – *Cyclops* sp. un *Bosmina* sp.. Salīdzinot kuņģu saturu ar zooplanktona sastāvu ezerā, var secināt, ka *Coregonus albula* barošanās ir visai selektīva, jo kuņģos



konstatētās sugas nav to skaitā, kas sastopamas ezerā masveidīgi. Zooplanktona vertikālā izvietojuma analīze rāda, ka repši Sventes ezerā barojas dziļumā no 5-25 metriem.



Cyclops sp. (Copepoda)

Daphnia sp. (Cladocera)

Savukārt Drīdži *Coregonus albula* labprātāk barojas ar *Cyclop* sp., bet neatsakās arī no *Daphnia* sp..

Līdzīgi barojas arī repši Rāznas ezerā – ar ciklopiem un bosmīnijām. Diemžēl Rāznas ezera zivju kuņģu analīze neļauj pilnvērtīgi veikt secinājumus par repšu barošanu šajā ezerā, jo pētījumā tika izmantoti tikai septiņi kuņģi. Savukārt Stirnu ezera repšu kuņģu analīze ļauj secināt, ka šajā ezerā zivis dod priekšroku tieši *Cyclops* sp., turklāt lielā daudzumā. Divreiz mazāk repšu kuņģu saturā tika konstatēta *Bosmina* sp.

Galvenais mērķis nākotnē ir turpināt veikt *Coregonus albula* barošanās izpēti Sventes, Drīdža, Rāznas un Stirnu ezeros, lai precizētu iepriekšējos pētījumos iegūtos datus. Netiek izslēgta iespēja izpētīt un izanalizēt repšu barošanās īpatnības citos Latvijas lašveidīgajos ezeros - Alauksta, Alūksnes, Ārdavas, Bešēnu, Cārmaņa, Dagdas, Dubuļu ezeros, Ežezērā, Galšūnā, Geraņimovas Ilzas, Jazinkas, Laucesas, Lejas ezeros, Lielā Gusena, Nirzas, Puzes, Riču, Sīvers, Stirnu, Tēpes, Usmas, Varnaviču un Zosnas ezeros.

PLASTMASAS IZPLATĪBA ŪDENS VIDĒ UN TĀS POTENCIĀLĀ IETEKME UZ HIDROBIONTIEM

Liene MUZIKANTE^{1}, Vija JURKOVSKA¹, Rūta PEDECE², Maija BALODE^{1,2}*

1 Latvijas Hidroekoloģijas institūts

2 LU Bioloģijas fakultāte

**e-pasts: liene.muzikante@gmail.com*

Cilvēki vairs nespēj iedomāties savu ikdienas dzīvi bez plastmasas produktu izstrādājumu pielietošanas. Plastmasas produkcijas daudzums un tās izmantošana ir būtiski pieaugusi, pateicoties materiāla priekšrocībām pār tradicionālajiem materiāliem. Plastmasas produktu īpašības un to lētais ražošanas izcenojums, savienojumā ar šķietami vieglo produkta likvidēšanu, padara to par ļoti ērtu materiālu gan rūpniecībai, gan patērētājiem. Tomēr, tieši šīs īpašības, kas liek materiālam izskatīties pievilcīgam, ir bīstamas videi (Gorcyka 2009).

Plastmasas atkritumi dabā degradējas ļoti lēni, radot ilgtermiņa problēmu. Tie uzkrājas un akumulējas gan sauszemes, gan ūdens ekosistēmās. Turklāt, plastmasas izstrādājumi bieži vien ir peldoši, ļaujot tiem viegli pārvietoties ūdens vidē. Neskatoties uz noslēgtajiem starptautiskajiem līgumiem par ūdens piesārņojuma ierobežošanu un ūdens kvalitātes uzlabošanu, plastmasas produkcijas ražošana strauji turpina palielināties, attiecīgi radot lielāku ūdens piesārņojumu (Lattin *et al.* 2005, Plastic Europe 2006).

Vides piesārņojums ar plastmasas produktiem mūsdienās ir kļuvis par vienu no nozīmīgākajām cilvēces problēmām, kas rada nepieciešamību sabalansēt ekonomikas un sociālās vides attīstību, kā arī nodrošināt pilnvērtīgu vides aizsardzību. Pēdējo 15 gadu laikā ikgadējā globālā plastmasas produkcija ir pieaugusi divas reizes, sasniedzot 245 miljonus tonnu (Lithner 2011). Ir aprēķināts, ka aptuveni 6,4 miljoni tonnu atkritumu tiek izmesti ūdens vidē un katrā okeāna kvadrātkilometrā vidēji ir sastopami līdz pat 13 000 plastmasas atkritumu gabalu (HELCOM/UNEP 2007). Plastmasas materiāli sastāda apmēram 60 – 80 % no ūdens piesārņojuma un aptuveni 90 % no visas pasaules peldošajiem atkritumiem (Gordon 2006). Tipiskā aina saistībā ar plastmasas piesārņojumu ir piekrastes zonā sastopamās izlietotās plastmasas pudeles un maisiņi vai ūdenī peldoši plastmasas gabali. Tomēr, tā ir tikai neliela daļa no plastmasas atkritumu radītā piesārņojuma (Gorcyka 2009).

Bieži vien ar aci nesaskatāmie, mazie plastmasas gabaliņi „mikroplastmasa” rada vēl lielākus draudus videi un cilvēkiem. Tā sastopama ūdens ekosistēmās, uzkrājoties pelaģiskajā zonā un sedimentos. Mazo izmēru dēļ (< 5mm), mikroplastmasa ir viegli pieejama visiem ūdens barības ķēdes locekļiem. To sastāvs un relatīvi lielais virsmas laukums veicina toksisku

organisko piesārņotāju absorbciju, plastmasas materiālam kļūstot toksiskākiem un negatīvi ietekmējot vidi. Daudzi ūdens organismi šo plastmasas materiālu uzskata par barību un uzņem organismā. Mikroplastmasas uzņemšana organismā izraisa to pārnesei tālāk pa barības ķēdi (Gordon 2006, Teuten *et al.* 2009). Pētījumu rezultāti parāda, ka mikroplastmasu uzņem ne tikai ūdensputni un zivis, bet arī zooplanktona organismi. Plastmasas uzkrāšanās organismā samazina reproduktīvās sistēmas aktivitāti, vai pat izraisa badošanos un to bojāeju (Gorcyka 2009). Kaut arī plastmasa mūsdienās ir plaši izplatīta un tās ražošanas tempi aizvien pieaug, tikai pēdējos gados sāk parādīties informācija par šī materiāla inhibējošo ietekmi uz ūdens organismiem un vidi kopumā (Cole *et al.* 2011). Lielākā daļa plastmasas veidu paši par sevi nav bīstami, tomēr ražošanas procesā tiem tiek pievienotas dažādas ķīmiskās vielas, kas var būt kaitīgas apkārtējai videi (Moore 2008).

Laboratorijas eksperimentos tika pētīta dažādu plastmasas izstrādājumu potenciālā ietekme uz dažāda trofiskā līmeņa ūdens organismiem. Kā testobjekti tika izmantoti: fitoplanktona organismi - zaļalģes *Desmodesmus communis*; zooplanktona organismi – *Daphnia magna* un *Artemia salina*; zoobentosa pārstāvji - *Monoporeia affinis*, *Gammarus pulex*, *Corophium volutator* un *Hyalella azteca*. Eksperimentiem tika izvēlēti astoņi dažādi plastmasas produktu izstrādājumi, pārstāvot sešus dažādus plastmasas veidus: 1) polivinilhlorīdu (PVC) – iesiešanas vāki, kompaktdiski un fitoplanktona paraugu pudeles, 2) polipropilēnu (PP) – plastmasas trauki, 3) poliuretānu (PU) – trauku sūkļi, 4) policarbonātu (PC) - 18,9 l dzeramā ūdens pudeles, 5) polistirēnu (PS) – plastmasas olu konteineri, 6) zema blīvuma polietilēnu (LDPE) – atkritumu maisi. Eksperimentāli tika noteikta zooplanktona un zoobentosa organismu mirstība un fitoplanktona organismu augšanas inhibīcija vienādas koncentrācijas plastmasas materiālu šķīdumos. Visi plastmasas produkti tika mehāniski sadalīti 10x10 mm lielos gabalos un 10 g materiāla ievietoti 100 ml ūdens. Produktu šķīdumi tika turēti 20 °C temperatūrā septiņas dienas. Lai atdalītu plastmasu no šķīdumiem, tika izmantots gan parastais filtrpapīrs, gan GF/C filtrs.

Eksperimentu rezultāti kopumā parādīja, ka 60 % testētajiem plastmasas produktiem ir negatīva ietekme uz fitoplanktona un vēžveidīgo augšanu un attīstību. Lielākā materiālu toksicitāte tika konstatēta kompaktdiskiem, kas ražoti no polivinilhlorīda (PVC) un trauku sūkļiem, kuru ražošanā izmantots poliuretāns (PU). Vismazākā negatīvā ietekme uz testa organismiem tika novērota izmantojot plastmasas traukus, kas veidoti no polipropilēna (PP), iesiešanas vākus, kas veidoti no polivinilhlorīda (PVC) un plastmasas olu traukus, kas veidoti no polistirēna (PS). Mikroalģes raksturojās ar zemāku jutību pret plastmasas izstrādājumu inhibējošo iedarbību nekā vēžveidīgie. Tika iegūti atšķirīgi rezultāti izmantojot divas dažādas filtrēšanas metodes, norādot uz iespējamo mikroplastmasas nokļūšanu ūdensorganismu

barības traktā un to mehānisko iedarbību. Kopumā var secināt, ka plastmasas produktiem ir negatīva ietekme uz dažāda trofiskā līmeņa ūdens organismu attīstību.

Literatūra:

1. Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway T. S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*. 62: 2588-2597 pp.
2. Gorcyka M. 2009. Environmental risks of microplastics. Ph.D. thesis. University of Amsterdam. 171 pp.
3. Gordon M. 2006. Eliminating Land-based Discharges of Marine Debris. In: *California: A Plan of Action from The Plastic Debris Project*, California State Water Resources Control Board, Sacramento, CA.
4. HELCOM/UNEP. 2007. Assessment of the Marine Litter problem in the Baltic region and priorities for response. HELCOM.
5. Lattin G., Moore C., Zellers A. 2005. Density of Plastic Particles found in zooplankton trawls from coastal waters of California to the North Pacific Central Gyre. In: *Proceedings of the Plastic Debris, Rivers to the Sea Conference*. California.
6. Lithner D. 2011. Environmental and Health hazards of chemicals in plastic polymers and products. Ph.D. thesis. University of Gothenburg. 47 pp.
7. Moore C. J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat, *Environmental Research* 108, 131-139.
8. Plastics Europe. 2006. Analysis of Plastics Production, Demand and Recovery in Europe; Plastics Europe, Association of Plastic Manufacturers: Brussels, 1-20 pp.
9. Teuten E. I., Saquing J. M., Knappe D. R. U., Barlaz M. A., Jonsson S., Bjarn A., Rowland S. J., Thompson R. C., Galloway T. S., Yamashita R., Ochi D., Watanuki Y., Moore C., Viet P. H., Tana T. S., Prudente M., Boonyatumanond R., Zakaria M. P., Akkavong K., Ogata Y., Hirai H., Iwasa S., Mizukawa K., Hagino Y., Imamura A., Saha M., Takada H. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 2027-2045

ZOOPLANKTONA CENOŽU STRUKTŪRAS MAINĪBA DAUGAVAS VIDUSTECES POSMĀ PAVASARA PALU PERIODĀ 2007. GADĀ

Jana PAIDERE^{1*}, *Dāvis GRUBERTS*², *Artūrs ŠKUTE*³

1,3 Daugavpils Universitātes Ekoloģijas institūts, Vienības iela 13, Daugavpils

2 Daugavpils Universitātes Ķīmijas un ģeogrāfijas katedra, Parādes iela 1, Daugavpils

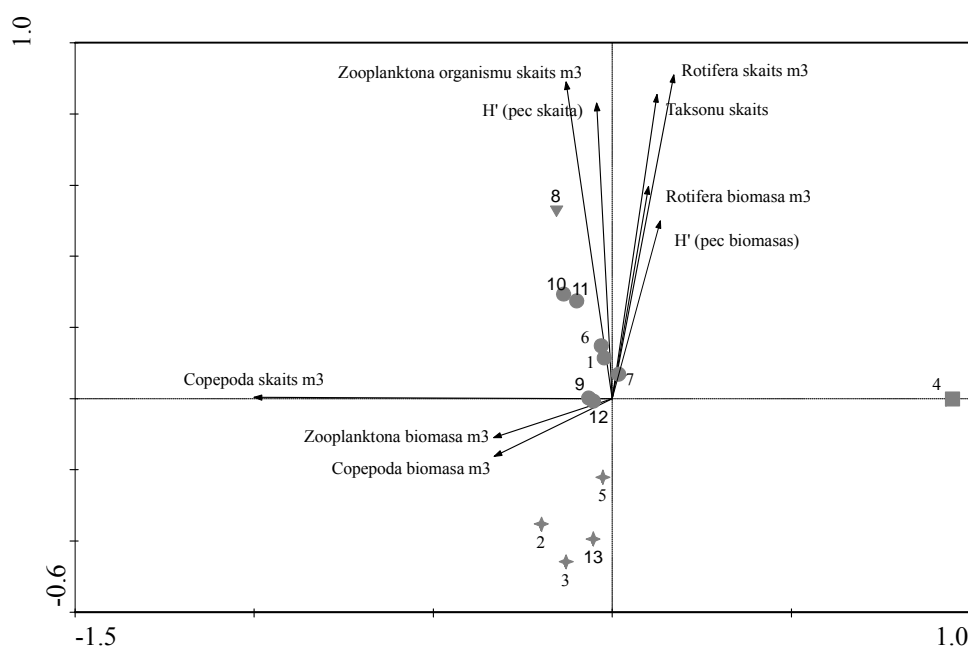
* e-pasts: jana.paidere@du.lv

2007. gada 28. marta palu perioda drenāžas fāzē no Daugavpils līdz Dunavai apmēram 51 km garumā tika realizēta ūdens paraugu ievākšana, ūdens sastāva un pašu ūdens masu pētījumi plūstošā ūdenī laikā jeb realizēta tā saucamā Lagranža pētījuma metode (Perry, Rudnick, 2003; Price, 2006; Dickey *et al.*, 2008). Dreifs tika veikts 12 stundas, nepārtraukti (no plkst. 06.00 līdz 18.00) sekojot līdzī pētāmajai ūdens masai. Dreifa realizēšanai tika izmantots četrvietīgs jūras glābšanas plosts, kurš piestiprināts pie piepūšamās laivas. Dreifa laikā ik pēc stundas tika ievākti zooplanktona paraugi un veikti ūdens fizikāli-ķīmisko parametru mērījumi.

Vidējais ātrums ar kādu pārvietojās platforma bija 4,4 km h⁻¹ un Daugavas straumei šajā laikā bija samērā augsta turbulence. Dreifa laikā mainījās arī ūdens fizikāli-ķīmiskie parametri. Piemēram, elektrovadītspēja un temperatūra dienas laikā palielinājās, bet izšķīdušais skābeklis samazinājās, savukārt citi rādītāji tādi kā duļķainība un caurredzamība būtiski neizmainījās. Pētījuma rezultāti parādīja, ka ietekme uz ūdens fizikāli-ķīmisko parametru izmaiņām ir atkarīga no meteoroloģiskajiem apstākļiem (saules starojuma intensitātes), stagnējošajiem palieņu ūdeņiem un ūdens masu turbulences, kas savukārt ir atkarīga gan no straumes ātruma, gan no upes gultnes morfoloģijas (Gruberts *et al.*, 2012).

Pētītajā posmā bija identificēti 20 zooplanktona taksoni. Taksonu skaits svārstījās no 4 līdz 11 taksoniem paraugā. Visās paraugu ievākšanas vietās pārstāvētākie taksoni un īpatņi bija *Keratella cochlearis*, *Synchaeta* sp. no Rotifera un naupliji no Copepoda. *Keratella serrulata* un *Testudinella* sp. bija reti sastopami taksoni. Pēc zooplanktona organismu skaita dominējošā grupa bija Rotifera (vidēji 8600 ind. m⁻³) un pēc biomasas – Copepoda (vidēji 0,009 g m⁻³). Zooplanktona taksonu skaits, organismu skaits un sugu daudzveidības indekss (H') pētījuma posmā bija mainīgs, tomēr vislielākais organismu skaits, taksonu skaits, sugu daudzveidības indekss (H') bija vietās, kur straumes ātrums kļūst lēnāks un upes gultne seklāka (6., 8., 10., 11. paraugu ievākšanas vietas) (1. attēls). Par to liecina negatīvā būtiskā korelācija starp tādiem parametriem kā straumes ātrums un Rotifera biomasa (Pīrsona

korelācijas koeficients $r = -0,60$), un korelācija starp straumes ātrumu un Copepoda skaitu (Pīrsona korelācijas koeficients $r = -0,52$). Negatīva korelācija bija arī starp pārējiem zooplanktona parametriem, piemēram, starp sugu daudzveidības indeksu (H'), Rotifera skaitu un straumes ātrumu, bet mazāk izteikta (zem 50%). Papildus GLM (*Vispārinātais lineārais modelis (Generalized linear models, CANOCO for Windows)*) analīze uzrādīja, ka pastāv būtiska negatīva sakarība starp duļķainību un sugu daudzveidības indeksu (H' pēc skaita) ($p < 0,03$), bet starp duļķainību un Copepoda skaitu – būtiska pozitīva sakarība ($p < 0,03$).



1. attēls. Daugavas vidusteces Rugeļi - Dunava posma paraugu ievākšanas vietu salīdzinājums pēc zooplanktona cenožu kvantitatīvajiem rādītājiem, 2007. gada martā (PCA, *Principal Component Analysis* rezultāti).

Šāds zooplanktona organismu skaita un biomasas mainīgums var norādīt kā uz to izplatību, tā sajaukšanos turbulentajos Daugavas ūdeņos. Savukārt zooplanktona organismu skaita, taksonu skaita un sugu daudzveidības indeksa (H') palielināšanās, jo īpaši 8. paraugu ievākšanas vietā, var būt saistīta ar mazāk kustīgas ūdens masas veidošanos Daugavas ūdeņiem sajaucoties ar palieņu ūdeņiem lejpus Daugavpils (1. attēls). Šāda palieņu ūdeņu sajaukšanās ar upes ūdeņiem, kas ietekmēja zooplanktona cenožu (sadalījumu, sastāvu, barošanu, biomasas un skaita pieaugumu) bija novērota vairākos līdzīgos pētījumos (Keckeis *et al.*, 2003; Welker, Walz, 1999; Hein *et al.*, 2001). Piemēram, Māsas un Mozeles (*Moselle*) upes pētījumos tika noskaidrots, ka zooplanktona cenožu sadalījumu ietekmē gan upes morfoloģiskie un hidroloģiskie apstākļi, gan pietekas (Viroux, 1999). Tādu sugu kā *Keratella serrulata*, *Lophocharis* sp., *Testudinella patina*, *Trichocerca capucina* parādīšanās Daugavas ūdeņos iespējams norāda uz palieņu un pieteku nesto ūdeņu ietekmi, jo tās ir tipiskas seklu

(litorāles), eitrofu ūdeņu sugas, vai pat distrofu ūdeņu sugas (Pejler, 1983; Bērziņš, Pejler, 1989). Īslaicīga vasaras litorālu formu parādīšanās Daugavā leļpus Berezovkas ietekas tika novērota arī 2006. gada septembra plūdu periodā (Paidere, 2008).

Pozitīva būtiska sakarība starp duļķainību un Copepoda organismu skaitu, ko galvenokārt veidoja naupliji un Cyclopoide kopepodīti, var liecināt par ūdens masā dreifējošā suspendētā materiāla kvalitāti. Daudzi pētījumi, arī eksperimentālie, pierāda, ka Cyclopoide kopepodītu, naupliju un citu Copepoda taksonu nozīmīgs barības avots ir organiskas izcelsmes suspendētās daļiņas, kas savukārt piesaista bakterioplanktonu (Keckeis *et al.*, 2003; Arendt *et al.*, 2011). Upju-palieņu sistēmās šādu organiskās izcelsmes daļiņu avots galvenokārt ir palienes (Tockner *et al.*, 1999; Ward *et al.*, 2002; Amoros, Bornette, 2002). Šādas sakarības veidošanās var norādīt uz organiskām vielām bagāto Daugavas vidusteces palieņu ūdeņu ienesi Daugavā un zooplanktona attīstību šajos upes posmos un to lomu barības vielu un organismu pārnēsē palu drenāžas fāzē.

Kopumā šī pētījuma rezultāti liecina, ka zooplanktona cenožu attīstību un sastāvu Daugavas vidustecē palu drenāžas fāzē ietekmē gan straumes ātrums, gan palieņu un lielāko applūdušo pieteku ieplūstošie ūdeņi. Iespējams, lielais straumes ātrums un turbulentie ūdeņi ar lielu neorganisko daļiņu koncentrāciju negatīvi ietekmē zooplanktona barošanos un attīstību. Savukārt, vietās ar mazāk kustīgo ūdens masu, kuras veidojas Daugavas ūdeņiem sajaucoties ar palieņu ūdeņiem, iespējama gan Daugavas ūdeņu papildināšanās ar organiskas izcelsmes suspendētām daļiņām, gan zooplanktona organismu ienešana ar palu ūdeņiem Daugavā. Piemēram, planktona pētījumos Reinas upē pavasara laikā, izmantojot līdzīgu pētījumu metodi, tika konstatēts, ka lielās pietekas upē ienes gan zooplanktonu, gan fitoplanktonu, gan ciliātus un bakterioplanktonu (Scherrwass *et al.*, 2010). Savukārt, analizējot lēni tekošu posmu, vecupju un hidroloģiskā savienojuma nozīmi regulētajos Donavas upes posmos, tika norādīts, ka šādiem posmiem ir liela nozīme upju ekosistēmu bioģeoķīmiskajos procesos. Ūdens līmenim ceļoties un notiekot ūdens apmaiņai ar stagnējošajām ūdens masām, tiek nodrošināta barības vielu apmaiņa un nodrošināts planktona produktivitātes pieaugums (Hein *et al.*, 2005).

Literatūra:

1. Amoros, C. & G. Bornette. 2002. *Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains*. *Freshwater Biology* 47: 761-776.
2. Arendt, K. E., J. Dutz, H. S. Jónasdóttir, S. Jung-Madsen, J. Mortensen, F. E. Møller & T. G. Nielsen. 2011. Effects of suspended sediment on copepod feeding in a glacial influenced sub-Arctic fjord. *Journal of Plankton Research* 33(10): 1526-1537.

3. Bērziņš, B. & B. Pejler. 1989. *Rotifer occurrence and trophic degree*. Hydrobiologia 172: 171-180.
4. Dickey, D. T., E. C. Itsweire, M. A. Moline & M. J. Perry. 2008. *Introduction to the Limnology and Oceanography Special Issue on Autonomous and Lagrangian Platforms and Sensors (ALPS)*. Limnology and Oceanography, 53 (5/ 2): 2057-2061.
5. Gruberts, D., J. Paidere, A. Škute & I. Druvietis. 2012. *Lagrangian drift experiment on a large lowland river during a spring flood*. Fundamental and Applied Limnology 179 (4): 235-249.
6. Hein T., W. Reckendorfer, J. Thorp & F. Schiemer. 2005. *The role of slackwater areas and the hydrologic exchange for biogeochemical processes in river corridors: examples from the Austrian Danube*. Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 155 (Large Rivers 15): 425-442.
7. Keckeis, S., C. Baranyi, T. Hein, C. Holarek, Riedler P. & F. Schiemer. 2003. *The significance of zooplankton grazing in a floodplain system of the River Danube*. Journal of Plankton Research 25 (3): 243-253.
8. Paidere, J. 2008. *Zooplanktons Daugavas upes – palieņu sistēmā*. Klimata mainība un ūdeņi. Rakstu krājums, Rīga, Latvijas Universitāte, 83-91.
9. Pejler, B. 1983. *Zooplanktonic indicators of trophy and their food*. Hydrobiologia 101: 111-114.
10. Perry, M. J., & D. L. Rudnick. 2003. *Observing the oceans with autonomous and Lagrangian platforms and sensors: The role of ALPS in sustained ocean observing systems*. Oceanography 16 (4): 31-36.
11. Price, J. F. 2006. *Lagrangian and Eulerian representations of fluid flow: Kinematics and equations of motion*. – Woods Hole Oceanographic Institution, Woods Hole, MA, 91.
12. Scherwass, A., T. Bergfeld, A. Schöl, M. Weitere & H. Arndt. 2010. *Changes in the plankton community along the length of the River Rhine: Lagrangian sampling during a spring situation*. Journal of Plankton Research 32(4): 491-502.
13. Tockner, K., N. P. D. Reiner, F. Schiemer & V. J. Ward. 1999. *Hydrological connectivity and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river floodplain system (Danube, Austria)*. Freshwater Biology 41: 521-535.
14. Viroux, L. 1999. *Zooplankton distribution in flowing waters and its implications for sampling: case studies in the River Meuse (Belgium) and the River Moselle (France, Luxembourg)*. Journal of Plankton Research 21(7): 1231-1248.
15. Ward, V. J., F. Malard & K. Tockner. 2002. *Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors*. Landscape Ecology 17(Suppl. 1): 35-45.
16. Welker, M. & N. Walz. 1990. *Plankton dynamics in river-lake system – on continuity and discontinuity*. Hydrobiologia 408(409): 233-239.

PLASTMASAS IZDALĪTO VIELU IETEKME UZ SĀNPELŽU SUGU IZDZĪVOTĪBU

Rūta PEDECE^{2*}, Liene MUZIKANTE¹, Evita STRODE², Maija BALODE^{1,2}

1 Latvijas Hidroekoloģijas institūts

2 LU Bioloģijas fakultāte

* ruta.pedece@gmail.com

Plastmasa mūsdienās ir viens no nozīmīgākajiem materiāliem tās zemo izmaksu un daudzo pielietojumu dēļ (Gorcyka 2009). Pieaugot ražošanas apjomam, ievērojami pieaudzis plastmasas atkritumu apjoms, kas ir radījis globālas problēmas jūru un okeānu vides kvalitātei (Lattin *et al.*, 2005). Plastmasas materiāli paši par sevi nav kaitīgi, taču tie var saturēt dažādas cilvēkiem un apkārtējai videi kaitīgas ķīmiskās vielas (Moore 2008).

Eksperimentos tika pārbaudīta dažādu plastmasas produktu potenciālā ietekme uz trīs sānpelžu sugu izdzīvotību pēc septiņu dienu ilgas ekspozīcijas. Tika pagatavoti plastmasas materiālu šķīdumi ūdenī ar četriem dažādiem plastmasas veidiem. Tika izmantoti kompaktdiski, plastmasas pudeles un iesiešanas vāki, kas gatavoti no polivinilhlorīda (PVC), trauku sūkļi no poliuretāna (PU), atkritumu maisi, kas gatavoti no zema blīvuma polietilēna (LDPE) un plastmasas trauki, izgatavoti no polipropilēna (PP). Lai noskaidrotu, vai plastmasas materiālu (PP, PVC, LDPE, PU) ūdens vidē izdalītās vielas ir potenciāli toksiskas, tika izmantotas divas sāļūdens sānpelžu sugas - *Monoporeia affinis* un *Corophium volutator*, kā arī viena saldūdens sānpelžu suga - *Hyalella azteca*. Eksperimentāli tika noteikta testa organismu mirstība vienādas koncentrācijas šķīdumos, kuri saturēja 10 g plastmasas materiāla uz 100 mL ūdens.

Saldūdens sānpelžu sugu *H. azteca* no plastmasas izdalītās vielas ietekmēja visvairāk – to mirstība vienādas koncentrācijas šķīdumos bija augstāka nekā jūras sānpelžu sugu mirstība. *H. azteca* vislielākā mirstība tika novērota CD-R kompaktdisku šķīdumā (100% mirstība pēc 48 h), kā arī plastmasas pudeļu šķīdumā (50% mirstība pēc 48 h ekspozīcijas, 75% mirstība pēc 96 h). Vismazāk toksiskais materiāls bija atkritumu maisi – 0% mirstība pēc 48 h, 4% mirstība pēc 96 h. Jūtīga pret no kompaktdisku šķīduma izdalītajām vielām bija arī sānpelžu suga *C. volutator* – pēc 48 h tika novērota 29% indivīdu mirstība, bet pēc 96 h mirstība palielinājās līdz 63%. Šo sugu vismazāk ietekmēja atkritumu maisu šķīdums un iesiešanas vāku šķīdums.

M. affinis izcēlās ar salīdzinoši visaugstāko toksisko rezistenci. Tika novērots, ka vislielāko toksisko efektu izraisīja PVC materiāli (kompaktdisku šķīdumā organismu mirstība pēc 48 un 96 h bija 21%, plastmasas pudeļu šķīdumā mirstība no 17% pēc 48 h palielinājās līdz 25% pēc 96 h, bet iesiešanas vāku šķīdumā pēc 96 h ekspozīcijas mirstība sastādīja 21%). Vismazāk toksiskais produkts bija atkritumu maisi, kuru šķīdumā *M. affinis* izdzīvotība bija 100%.

Pēc iegūtajiem rezultātiem var spriest, ka sāļūdens sugas *M. affinis* un *C. volutator* izeļas ar augstāku toksisko rezistenci nekā saldūdens suga *H. azteca*. Vislielāko toksisko efektu izraisīja CD-R kompaktdiski, kas bez potenciāli toksiskā PVC materiāla, satur arī sudraba pārklājumu (Lithner *et al.*, 2008). Otrs toksiskākais materiāls bija no PVC izgatavotās pudeles. Tāds plastmasas materiāls kā no zema blīvuma polietilēna (LDPE) ražotie atkritumu maisi sāņpelžu mirstību ietekmēja vismazāk.

Literatūra:

1. Gorcyka M. 2009. Environmental risks of microplastics. Ph.D. thesis. University of Amsterdam. 171 pp.
2. Lattin G., Moore C., Zellers A. 2005. Density of Plastic Particles found in zooplankton trawls from coastal waters of California to the North Pacific Central Gyre. In: Proceedings of the Plastic Debris, Rivers to the Sea Conference. California.
3. Lithner D., Damberg J., Dave G., Larsson A. 2009. Leachates from plastic consumer products – Screening for toxicity with *Daphnia magna*, *Chemosphere* 74, 1195-1200.
4. Moore C. J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat, *Environmental Research* 108, 131-139.

HEINRIHS SKUJA - IZCILS LATVIJAS UN ZVIEDRIJAS AĻĢU PĒTNIEKS

Alfons PITERĀNS

LU Bioloģijas fakultāte

e-pasts: alfons.piterans@lu.lv

Pagājušajā gadā atzīmējam izcilā aļģu pētnieka Heinriha Skujas 120. gadadienu. Savas dzīves gaitas sācis 1892. g. 8. septembrī Jūrmalā, Majoros, galdnieka ģimenē. Jau no mazotnes dzīvi interesējies par dabu un ceļojumiem. Pirmās skolas gaitas saistās ar labdarības skolu. Pēc skolas beigšanas vienu gadu ceļojis ar latvju burinieku pa jūrām, aizceļojot līdz Meksikai. Pēc ceļojuma atgriežoties Latvijā, no 1910. – 1912. gadam mācās vidusskolas vakara kursos. Pēc skolas pabeigšanas Heinrihs Skuja atkal dodas ceļojumā, šoreiz kājām, apceļojot daļu Zviedrijas, Holandi un Vāciju.

Sākoties 1. pasaules karam, ģimene pārceļas uz Baku, kur strādā par tehniķi – zīmētāju, kā arī pēta Apšeronas pussalas floru. Heinrihs Skuja Latvijā atgriežas 1920.g. un tiek iesaukts armijā un 1922.gadā demobilizējas. Šajā gadā iestājas LU Matemātikas un dabaszinātņu fakultātē kā brīvklauštājs. Studentu zinātnisko darbu konkursā Heinrihs Skuja par zinātniski pētniecisko darbu „Mērsraga – Ragaciema piekrastes aļģu flora” iegūst pirmo godalgu un ar LU dekānu padomes lēmumu tiek ieskaitīts Dabaszinātņu nodaļas studentu skaitā. Studiju laikā Heinrihs Skuja pilda asistenta palīga pienākumus un cītīgi turpina Latvijas saldūdens aļģu pētījumus. Dabaszinātņu nodaļu sekmīgi beidz 1929. gadā un tiek ievēlēts par jaunāko asistentu, 1930. gadā par normālasistentu, no 1931. g. par vecāko asistentu. 1935.g. habilitējas augu morfoloģijas un sistemātikas institūtā un kā privātdocents lasa izvēlētās nodaļas no protistoloģijas, kā arī kursu „Simbiozes parādības protistos”. Par algoloģiskiem pētījumiem 1929. g. saņem Kultūras fonda un 1931.g. Kr. Barona prēmiju. No 1940. g. strādā par docentu. 1943. g. 14. oktobrī aizstāv disertāciju par tēmu „Pētījumi par Ķīnas, sevišķi tās dienvidrietumu daļas, aļģu floru un veģetāciju” un iegūst dabaszinātņu doktora grādu. 1943. g. H. Skujam piešķir profesora nosaukumu, 1944.g. 16. septembrī ar Universitātes rektora rīkojumu uzdod profesoram H. Skujam pildīt Augu morfoloģijas un sistemātikas institūta un Botāniskā dārza direktora pienākumus sākot ar 1944.g. 29. augustu.

Jau 1924.g. H. Skuja publicē savu studenta darbu par Mērsraga – Ragaciema piekrastes aļģēm. Tajā atrodam ziņas ne tikai par aļģu sugu sastāvu, bet arī par to ekoloģiju. Savus pētījumu rezultātus viņš publicē LU Botāniskā dārza rakstos vairākos turpinājumos un ārzemju žurnālos. Viņa mīļākā aļģu grupa – *Batrachospermum* ģints, kuras pētījumiem veltījis daudz

laika un bija daudz izdarījis. Viss Latvijā savāktais materiāls par Batrachospermum ģinti kara laikā gāja bojā. Bija iecerēts monogrāfisks pētījums par ģints sistemātiku, bioloģiju un ekoloģiju. H. Skujas plašās zināšanas par aļģu sugu daudzveidību, ļauj atklāt zinātnei jaunas sugas. Tā jau 1926. g. tiek aprakstīta zinātnei jauna sārtaļģu ģints *Kylinella latvica* no Usmas ezera. Ģints nosaukta par godu zviedru aļģu pētnieka H. Kilinam. Vēlāk apraksta zinātnei jaunu ģinti par godu pirmajam latviešu botāniķim Jānim Ilsteram un nosauc par *Ilsteria quadrijuncta*, par godu bioloģiem Ozoliņiem – *Cryptomonas ozolinii*, par godu sūnu pētniekam Nikolajam Maltam – *Mougeotia maltae*, tāpat sugas nosaukums veltīts Rīgai – *Chlamydomonas rigensis*. Plašāki pārskati par Latvijas aļģēm publicēti Latvijas Universitātes Botāniskā dārza rakstos „Priekšdarbi Latvijas aļģu florai 1 – 4 (1926 – 1928) un „Materiāli Latvijas aļģu florai 1 -2 (1934, 1939)”. Darbi bagātīgi ilustrēti ar autora zīmējumiem. 1931. g. publicē plašu darbu par Moricsalas aļģēm, kurā minēts 321 aļģu taksons, kur arī atklātas zinātnei jaunas sugas. 1929.g. publicē materiālus par Rietumigaunijas salu Sāremā un Hiumā saldūdens aļģēm. H. Skuja publicējis pārskatus ne tikai par aļģēm, bet arī ķērpjiem, sēnēm. Tāpat publicējis populārzinātniskus rakstus žurnālā „Daba un zinātne”. Savas publikācijas bagātīgi ilustrējis ar paša zīmējumiem.

Heinrihs Skuja pievērsās arī dažādu aļģu grupu pētījumiem, piem. Par saldūdens aļģes Lithoderma ģints pētījumiem publicē 1925.gadā, par ģints Furcilia pētījumiem 1927.g., diskusiju par Pleurodiscus ģinti 1932.g. u.c.

H. Skujas devums Latvijas aļģu izpētē ir milzīgs, viņš pamatīgi izpētīja saldūdens aļģes un guva izcilus panākumus. Izvērtēja līdz tam laikam publicētos materiālus par aļģēm. Pētījumu rezultātā no zināmām 200 aļģu sugām palielinājās līdz 2300 sugām. No tām 50 aprakstītas kā zinātnei jaunas sugas un varietātes, 11 ģintis un 2 dzimtas. Viņš pētīja ne tikai aļģu sugu sastāvu, bet arī pievērsās aļģu attīstības cikliem, ekoloģijai un sistemātikai.

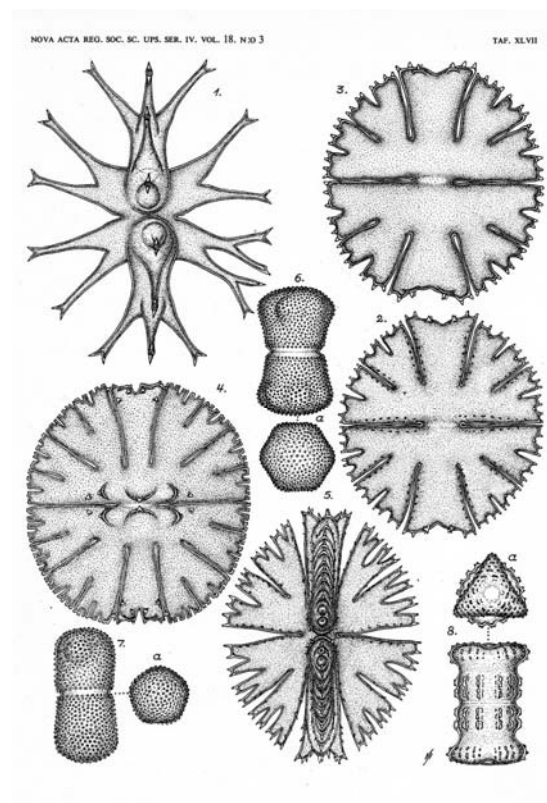
Pateicoties viņa izcilajām spējām orientēties plašajā aļģu daudzveidībā un spējā ātri un precīzi tās noteikt, pievērsa daudzu pasaules algologu ievērību, sakarā ar viņa publikācijām dažādos pasaules izdevumos. Seko piedāvājumi viņam no dažādām ārzemju ekspedīcijām apstrādāt ievāktos aļģu materiālus. Tā atsūtītajos Vīnes Zinātņu akadēmijas Ķīnas ekspedīcijas aļģu materiālos, H. Skuja atrod vairāk kā 700 aļģu taksonus, 6 jaunas ģintis un 36 jaunas zinātnei sugas (1937), prof. C. Rēģeļa atsūtītos Grieķijas un Mazāzijas ekspedīcijas laikā ievāktos aļģu paraugus, H. Skuja apstrādājot vākumus konstatē vairāk kā 300 aļģu sugas, ko publicē 1937.g. H. Skuja apstrādā Vācu Centrālāzijas ekspedīcijas, Zundu salu ekspedīcijas, P. Kondes Brazīlijas u.c. vākumus. Materiāli publicēti dažādos ārzemju žurnālos. 1936.g. atsūtīto Birmas vāko aļģu materiālu, H. Skuja apstrādāja un 1939. g. sagatavoto manuskriptu nepaguva

publicēt, publicē tikai pēc 2. pasaules kara Zviedrijā 1949.gadā. Apstrādātajos materiālos arī aprakstītas zinātnei jaunas varietātes, sugas un ģintis.

No 1944.g.viņa turpmākā dzīve un zinātniskā darbība saistās ar Upsalas universitātes botānikas institūtu. Pēc ierašanās viņš ātri iekļaujas algoloģisko pētījumos Upsalas universitātē (1.att.). No 1947.g. iegūst asociētā profesora amatu botānikā, kur strādā līdz pat aiziešanai pensijā. Šajā periodā H. Skuja vada ikgadējus kursus saldūdens algoloģijā, pateicoties viņam, ļoti aktivizējas Upsalas fikoloģijas biedrība. 1958. g. viņu ievēl par Upsalas universitātes goda doktoru.



1. attēls. H. Skuja laboratorijā Upsalā



2. attēls. H. Skujas aļģu zīmējumi

1961.g. viņam par Zviedrijas saldūdens fitoplanktona pētījumiem piešķīra lielo Bjerkena prēmiju.

Strādādams Upsalas universitātē H. Skuja jau 1948.g. publicē monogrāfiju par Upsalas apkārtnes ezeru fitoplanktonu, bet 1956.g. publicē monogrāfiju par Zviedrijas centrālās daļas ezeru fitoplanktona taksonomiju un bioloģiju, bet 1964.g. plašu darbu par Abisko reģiona ezeru aļģu floru un veģetāciju (2.att.). Visi publicētie darbi bagātīgi ilustrēti ar paša zīmējumiem. Zviedrijas periodā publicētajās monogrāfijās aprakstītas 29 jaunas ģintis, 450 jaunas sugas un

varietātes, ko papildina lieliski izpildīta 171 lapa ilustrāciju, katrā lapā ir daudzu sugu zīmējumi. Lielāko daļu aļģu paraugu pētījumiem ievāca pats H. Skuja, izņemot nedaudzos, ko palīdzēja ievākt darba kolēģi. Pēdējais darbs par Jaunzelandes purvu aļģēm tiek publicēts 1976. g., kura publicēšanu viņš nepiedzīvo. Darbā aprakstītas 389 sugas un 64 varietātes, tās bagātīgi ilustrētas ar autora zīmējumiem. 1972.g. 19. jūlijā izcilā latviešu zinātnieka H. Skujas sirds pārstāj pukstēt.

Savas zinātniskās darbības laikā H. Skuja aprakstījis vairāk nekā 700 zinātnei jaunu sugu un varietāšu, 30 jaunas ģintis, 15 dzimtas, 1 rindu Pelonematales un nodalījumu Glaucophyta.

Daudzi pasaules algologi un laikabiedri ir daudz rakstījuši par H. Skujas nozīmi algoloģijas attīstībā. Viņam par godu ir nosauktas jaunas aļģu ģintis: Skujapelta (1937), Skujaella (1938), aprakstītas un nosauktas viņā vārdā jaunas aļģu sugas: *Chlamydomonas skujae* (1929), *Spirogyra skujae* (1938), *Batrachospermum skujae* (1944), *Diceras skujai* (1955), *Cosmarium skujae* (1965) u.c.

LATVIJAS NAI NOTEKŪDEŅU EKOTOKSICITĀTE UN TO IZPLŪDES VIETAS EKOLOĢISKĀS KVALITĀTES NOVĒRTĒJUMS PĒC MAKROZOOBENTOSA ORGANISMIEM

Ieva PUTNA^{1,2*}, *Evita STRODE*², *Liene MUZIKANTE*^{1,2}, *Agnija SKUJA*³,
*Elga PARELE*³, *Maija BALODE*^{1,2}, *Ingrīda PURIŅA*¹

1 Latvijas Hidroekoloģijas Institūts, Daugavgrīvas 6, Rīga, Latvija

2 Latvijas Universitāte Bioloģijas fakultāte, Kronvalda bulv. 4, Rīga, Latvija

3 Latvijas Universitāte Bioloģijas institūts, Miera iela 3, Salaspils, Latvija

* e-pasts: ieva.putna@lhei.lv

Note kūdeņi atšķiras no dabā esošajiem ūdeņiem gan pēc ķīmiskā, gan bioloģiskā sastāva. Kaitējums videi, kas rodas no neattīrītu notekūdeņu nonākšanas vidē, ir atkarīgs no notekūdeņu apjoma, piesārņojošo vielu sastāva un koncentrācijas, kā arī no vietas un vides, kur notekūdeņi tiek novadīti. Neattīrītu notekūdeņu nokļūšana dabiskās ūdenstilpēs nodara lielu kaitējumu videi un cilvēku veselībai, tāpēc ir ļoti svarīgi gan pilsētu centralizētajās, gan individuālajās attīrīšanas iekārtās notekūdeņus attīrīt līdz pēc iespējas videi nekaitīgākam stāvoklim.

Latvijā daļa attīrīto notekūdeņu nonāk jūrā tieši, bet otra daļa ieplūst saldūdens ūdenstilpēs, galvenokārt, upēs un grāvjos. Tālāk, daudzkārtīgi atšķaidoties, pa sateces baseina upēm šie notekūdeņi, nonāk jūrā. Lai samazinātu piesārņojumu, aizsargātu un saglabātu bioloģisko daudzveidību Baltijas jūrā, piekrastes valstis ir parakstījušas Helsinku konvenciju par Baltijas jūras reģiona jūras vides aizsardzību (1992.), kā arī ir izstrādājušas un apstiprinājušas HELCOM Baltijas jūras rīcības plānu (2007.), kas paredz līdz 2021. gadam sasniegt labu Baltijas jūras vides stāvokli. Lai novērtētu kādas un cik lielos apmēros bīstamās vielas nonāk Baltijas jūrā, Latvijas Hidroekoloģijas institūts piedalījās vairākos starptautiska mēroga pētījumu projektos. BSRP projektā COHIBA "Bīstamo vielu kontrole Baltijas jūras reģionā" (2009. – 2012.) (Strāķe *et al.*, 2011; Balode *et al.* 2010) tika konstatēts, ka viens no galvenajiem piesārņojošo vielu emisijas avotiem ir municipālās notekūdeņu attīrīšanas iekārtas (Pilke *et al.*, 2012). Savukārt BONUS projektā BEAST "Antropogēnā stresa bioloģiskā ietekme uz Baltijas jūras ekosistēmas veselību" (2008 – 2011), izmantojot biotestēšanas un biomarkēšanas metodes, tika noteikts Baltijas jūras sedimentu ekotoksikoloģiskais stāvoklis un izstrādāts bioloģisko efektu monitoringa plāns (Lehtonen *et al.*, 2012).

Šobrīd Latvijas Republikas likumdošana pieprasa tikai notekūdeņu ķīmisko analīžu monitoringu, savukārt, ES atbalsta arī notekūdeņu ekotoksikoloģisko testēšanu. Eiropas valstīs ekotoksikoloģiskos testus veic daudzās valstīs, piemēram, Nīderlandē, Vācijā, Somijā u.c.. Tas atvieglo toksisku ūdeņu identificēšanu un piesārņotāja konstatēšanu. Arī Integrētā piesārņojuma samazināšanas un kontroles direktīvā 2008/1/EC (Eiropas Komisija (EK), 2008) ir ietverts tiešā toksiskā efekta novērtēšanas princips, kas ir ekotoksikoloģisko testu pamatā, un atzīts par piemērotu monitoringa veidu.

Pētījuma **mērķis** bija novērtēt bioloģiski attīrītu notekūdeņu negatīvo ietekmi no četrām notekūdeņu attīrīšanas iekārtām (NAI), izmantojot vairākus ūdens un sedimentu ekotoksicitātes testus, un notekūdeņu izplūdes vietas ekoloģisko stāvokli novērtējot pēc makrozoobentosa organismiem.

Lai ar biotestēšanas palīdzību noteiktu attīrītu **notekūdeņu toksiskumu** un izvērtētu to potenciālo ietekmi uz izplūdes zonas **sedimentu kvalitāti**, laika posmā no 2011.gada maija līdz 2012. gada maijam, tika veikta atkārtota notekūdeņu (5x) un sedimentu paraugu (3x) ievākšana. Notekūdeņu ekotoksicitāte tika noteikta izmantojot 4 biotestēšanas standartmetodes: *Daphnia magna* imobilizācijas testu (EN ISO 6341:1996), luminescento baktēriju inhibīcijas testu (*Vibrio fischeri* LVS EN ISO 11348-3:1998), saldūdens aļģu augšanas inhibīcijas testu (*Desmodesmus communis* LVS EN ISO 8692:2005) un sāļūdens vēžveidīgo - *Artemia salina* testu (ArtoxKit M standarta metodika). Sedimentu ekotoksicitāte tika noteikta pamatojoties uz US EPA (1996., 2002.) standarta metodiku, par testobjektiem izvēloties divas sānpeļņu sugas - *Gammarus pulex*, ievākta Latvijas dabiskajos ūdeņos (Siguldā Kaļķugravā) un *Hyalella azteca* (iegādāta no Chesapeake Kultūru kolekcijas (ASV)). Lai novērtētu **attīrītu notekūdeņu ietekmi uz ūdenstecēm**, kurās tie izplūst, 2012. gada maijā tika ievākti makrozoobentosa paraugi ~50 m lejpus un augšpus notekūdeņu izplūdes vietas. Paraugi tika ievākti izmantojot modificētu AQEM (Vispārējā metode Eiropas upju ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai, izmantojot makrozoobentosa organismus saskaņā ar ES Ūdeņu Struktūrdirektīvu) metodi (AQEM Consortium, 2002).

Attīrītu notekūdeņu ekotoksicitātes testu rezultāti liecina par periodisku attīrītu notekūdeņu toksicitāti. Galvenie iemesli toksicitātes fluktuācijai ir saistīti ar laikapstākļu sezonālajām izmaiņām (temperatūras, nokrišņu daudzuma svārstības), ieplūstošo notekūdeņu plūsmas intensitātes maiņu diennakts laikā (radot nevienmērīgu slodzi aktīvajām dūņām), kaitīgu vielu klātbūtni (kas var radīt aktīvo dūņu bojāeju), u.c. Jāpiemin, ka dažādu testorganismu jutība savstarpēji atšķiras, tādēļ notekūdeņu ekotoksicitāti ne vienmēr varēja konstatēt ar visiem testobjektiem vienlaicīgi un, ja arī varēja, to toksiskums atšķīrās. Salīdzinot testorganismu jutību, notekūdeņu testos visjutīgāk reaģēja *D.magna*, bet

vistolerantākie testorganismi bija *V.fischeri*, *D.communis* un *A.salina* raksturojas kā vidēji tolerantas sugas. *V.fischeri* un *D.communis* testos varēja novērot augstāku bioluminescences un augšanas stimulāciju, kas vairāk liecina par organisku- vai neorganisku netoksisku vielu klātbūtni un pierāda notekūdeņu lomu eitrofikācijas veicināšanā. Arī **ekoloģiskās kvalitātes novērtējums pēc makrozoobentosa** organismiem divu NAI gadījumā uzrāda ūdensteces ekoloģiskās kvalitātes pasliktināšanos notekūdeņu izplūdes vietā. **Sedimentu ekotoksicitātes testi** uzrāda ilgstoša laika perioda kumulatīvo efektu, tomēr šai pētījumā biotesti norāda uz mainīgu sedimentu toksicitāti visās attīrīto notekūdeņu izplūdes vietās, ko izraisa mainīgais notekūdeņu ķīmiskais sastāvs gada griezumā, piesārņojuma akumulēšanās un izskalošanās procesi. Salīdzinot sedimentu testos izmantoto organismu (sānpeļņu *G. pulex* un *H. azteca*) jutību, iegūtie rezultāti apstiprina iepriekš veiktos pētījumus – *H. azteca* piemīt augstāka jutība pret piesārņotājiem kā *G. pulex* (Strode un Balode, 2013).

Pētījums pierāda, ka Latvijā nepieciešams pilnveidot vai uzlabot NAI esošos notekūdeņu attīrīšanas procesus.

Literatūra:

1. AQEM Consortium. 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
2. Artoxkit. 1990. Artemia Toxicity Screening Test for Estuarine and Marine Waters, Standard operational procedure. Creasel, Deinze, Belgium: 22 pp.
3. Balode M., Manusadzianas L., Mielžynska D., Munne P., Nakari T., Nerrasaite G., Pöllumäe A., Putna I., Scharf E. M., Schulz E., Schuman A., Talvari A. 2010. Ring-test Report of the COHIBA project WP3. www.cohiba-project.net/publications
4. Baltijas jūras rīcības plans. 2007. HELCOM. Krakova, Polija.
5. EC, 2008. Integrated Pollution Prevention and Control Directive (IPPC), Directive 2008/1/EC.
6. Helsinku konvencija (Baltijas jūras reģiona jūras vides aizsardzības konvencija). 1992.
7. ISO. 1996. LVS EN ISO 6341:1996. Ūdens kvalitāte - *Daphnia magna* straus (CLADOCERA, CRUSTACEA) kustību inhibēšanas noteikšana - Akūtā toksiskuma tests. VSIA Latvijas Standarts
8. ISO. 1998. LVS EN ISO 11348-3:1998 Ūdens kvalitāte. Ūdens paraugu inhibējošās iedarbības noteikšana uz *Vibrio fischeri* gaismas izstarojumu (Luminiscējošo baktēriju tests). 3. daļa: Liofilizētu baktēriju lietošanas metode.
9. ISO. 2005. LVS EN ISO 8692:2005. Ūdens kvalitāte. Saldūdens aļģu augšanas inhibēšanas tests ar viensūnas zaļajģēm. (aizstāj LVS EN 28962:2004). VSIA Latvijas Standarts.

RĪGAS JŪRAS LĪČA EKOSISTĒMAS *ECOPATH* MODELIS

Ivars PUTNIS^{1*}, *Bärbel MÜLLER-KARULIS*², *Georgs KORŅILOVS*¹, *Fausts ŠVECOVS*¹,
*Līna LIVDĀNE*², *Gunta RUBENE*¹, *Iveta JURGENSONE*²

*1 Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūts "BIOR", Daugavgrīvas
8, Rīga*

2 Latvijas Hidroekoloģijas institūts, Daugavgrīvas 8, Rīga

* e-pasts: Ivars.Putnis@bior.gov.lv

Rīgas jūras līcis ir Baltijas jūras ekosistēmas daļa ar augstu bioloģisko produktivitāti. Rīgas jūras līcim raksturīga lēna ūdens apmaiņa ar Baltijas jūras atklāto daļu, kas kopā ar upju notecēm nosaka līča zemo sāļuma līmeni, kas savukārt ierobežo atsevišķu jūras sugu sastopamību līcī. Specifiskais sugu sastāvs, barošanās attiecības un ierobežotās migrācijas ļauj izdalīt līci kā atsevišķu ekosistēmu, kas atšķiras no jūras atklātās daļas. No vienas puses līča ekosistēma trofiski kopumā ir sarežģītāka par jūras atklātās daļas ekosistēmu, jo zemā sāļuma dēļ līcī ir sastopamas arī saldūdens zivju sugas, taču, no otras puses, kopējā saldūdens sugu biomasa līča ekosistēmas kontekstā ir vērtējama kā zema un galvenās trofiskās ķēdes veido jūras sugas, kas ir pielāgojušās līča iesāļajam ūdens režīmam. No galveno enerģijas plūsmu viedokļa līča ekosistēma ir vienkāršāka nekā jūras atklātās daļas ekosistēma, līcī dominē 1 planktonēdāja zivju suga - reņģe (*Clupea harengus membras*), kuras plēsēju skaits (menca, lasis, roņi) vērtējams kā salīdzinoši zems, tādēļ galveno vielu apriti līča ekosistēmā notiek 3 trofiskajos līmeņos: fitoplanktons - zooplanktons - planktonēdājas zivis (reņģe).

Lai korekti atspoguļotu ekosistēmas funkcionēšanu, vielu apriti, saistības caur trofiskajiem līmeņiem, vides faktoru ietekmi, veidotu nākotnes scenāriju prognozes u.tml., nepieciešams veidot ekosistēmas modeļus, kas ietver pēc iespējas plašāku informāciju par visiem trofiskajiem līmeņiem.

Pētījumā tika analizēta Rīgas jūras līča ekosistēmas trofiskā struktūra pielietojot *Ecopath* modelēšanas metodi. Modelēšanas vajadzībām tika izmantotas institūta "BIOR" un Latvijas Hidroekoloģiskā institūta vēsturisko datu rindas, ietverot informāciju par pirmprodukciju, fitoplanktonu, zooplanktonu un zivīm laika posmam no 1980-2011.gadam. Papildus 2011. un 2012. gadā tika ievākti sezonālo ciklu raksturojoši dati par pirmprodukciju, fitoplanktona biomasas dinamiku, zooplanktona sugu dinamiku, reņģes barošanos, reņģes krājuma dinamiku un vecumsastāvu. Balstoties uz pieejamo datu specifiku, līča ekosistēmas galveno plūsmu raksturošanai un *Ecopath* modeļa veidošanai tika izdalītas 16 funkcionālās grupas balstoties uz 2011 un 2012.gadā ievākto datu rindām (1.tabula).

1.tabula.

Rīgas jūras līča *Ecopath* modeļa funkcionālās grupas un to apraksts.

Nr.	Grupās nosaukums	Avots	Apraksts
1.	Pieaugusi reņģe	ICES*	Pieaugušās reņģes biomasā (1+). ICES WGBFAS* darba grupas aprēķinu rezultāti (ICES 2012)
2.	1 gadu veca reņģe	ICES	1 gadu vecas reņģes biomasā. ICES WGBFAS darba grupas aprēķinu rezultāti (ICES 2012)
3.	Brētliņa	BIOR*	Brētliņas biomasā. Rīgas jūras līča hidroakustiskās uzskaites rezultāti (jūlijs)
4.	Stagars	BIOR	Stagara biomasā. Rīgas jūras līča hidroakustiskās uzskaites rezultāti (jūlijs)
5.	Mizīdas	BIOR	Mizīdu sugu biomasā. Aptuveni izteikta pēc vēsturiskajiem datiem.
6.	<i>Cercopagis pengoi</i>	BIOR	Zooplanktona sezonālā biomasā (maijs-oktobris)
7.	<i>Limnocalanus macrurus</i>	BIOR	Zooplanktona sezonālā biomasā (maijs-oktobris)
8.	<i>Eurytemora affinis</i>	BIOR	Zooplanktona sezonālā biomasā (maijs-oktobris)
9.	<i>Acartia</i> spp.	BIOR	Zooplanktona sezonālā biomasā (maijs-oktobris)
10.	<i>Bosmina longispina</i>	BIOR	Zooplanktona sezonālā biomasā (maijs-oktobris)
11.	<i>Rotatoria</i>	BIOR	Zooplanktona sezonālā biomasā (maijs-oktobris)
12.	Cits mezozooplanktons	BIOR	Zooplanktona sezonālā biomasā (maijs-oktobris)
13.	Cianobaktērijas	LHEI*	Cianobaktēriju sezonālā biomasā
14.	Fitoplanktons	LHEI	Fitoplanktona sezonālā biomasā
15.	Detrits ūdens slānī	LHEI	Ūdens slānī esošā detrita funkcionālā grupa
16.	Detrits sedimentos	LHEI	Sedimentos esošā detrita funkcionālā grupa

* Saīsinājumi: ICES - Starptautiskā Jūras pētniecības padome (International Council for the Exploration of the Sea),

WGBFAS - Baltijas jūras zivju krājumu novērtēšanas darba grupa (Baltic Fisheries Assessment Working Group),

BIOR - Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūts,

LHEI - Latvijas Hidroekoloģijas institūts

Ecopath modelēšanas metode balstās uz programmu *Ecosim with Ecopath* (EwE), (ver. 6.3. Christensen *et.al.*, 2008). EwE ir hidroekosistēmu modelēšanas programma, kas sastāv no 3 galvenajiem komponentiem:

Ecopath – ekosistēmas statisks un balansēts modelis,

Ecosim – ekosistēmas modeļa dinamiska simulācija laikā,

Ecospace – ekosistēmas modeļa dinamiska simulācija laikā un telpā.

Pētījumā tika pielietota *Ecopath* komponente, lai varētu gūt priekšstatu par saikni starp dažādiem līča ekosistēmas trofiskajiem līmeņiem un organisko vielu aprites intensitāti. Izveidotā *Ecopath* komponente nākotnē tiks pielietota *Ecosim* modeļu scenāriju veidošanā un validācijā. Modelis tika veidots balstoties uz informāciju par 16 funkcionālajām grupām (2.tabula). Katras funkcionālās grupas izveidei nepieciešama informācija par tās biomasu ekosistēmā (B), P/B (produktivitāte/biomasa) un Q/B (patēriņš/biomasa) koeficientiem kā arī barības sastāvu (3.tabula).

2.tabula.

Rīgas jūras līča *Ecopath* modeļa funkcionālās grupas un galvenie parametri.

Nr.	Grupās nosaukums	B (t/km ²)	P/B	Q/B	EE	Nozveja (t/km ²)
1.	Pieaugusi reņģe	6.86	0.6	8	0.42	1.7466
2.	1 gadu veca reņģe	0.84	0.7	10	0.12	0.0684
3.	Brētliņa	0.35	0.5	12	0.46	0.0794
4.	Stagars	1.02	0.5	12	0.10	0.0500
5.	Mizīdas	0.10	7.5	25	0.73	
6.	<i>Cercopagis pengoi</i>	0.33	20	70	0.81	
7.	<i>Limnocalanus macrurus</i>	3.94	20	80	0.29	
8.	<i>Eurytemora affinis</i>	3.64	35	100	0.42	
9.	<i>Acartia</i> spp.	0.75	35	100	0.78	
10.	<i>Bosmina longispina</i>	1.19	35	100	0.45	
11.	<i>Rotatoria</i>	1.35	40	120	0.40	
12.	Cits mezozooplanktons	0.90	35	100	0.70	
13.	Cianobaktērijas	1.60	267		0.10	

14.	Fitoplanktons	7.50	267	0.36
15.	Detrīts ūdens slānī			0.18
16.	Detrīts sedimentos			0.0014

3.tabula.

Rīgas jūras līča *Ecopath* modeļa funkcionālo grupu barības sastāvs.

Nr.	Upuris\Plēšējs	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	Pieaugusi reņģe												
2	1 gadu veca reņģe												
3	Brētliņa												
4	Stagars												
5	Mizīdas	0.01											
6	<i>Cercopagis pengoi</i>	0.09	0.05										
7	<i>Limnocalanus macrurus</i>	0.34	0.05	0.05	0.05	0.10	0.10						
8	<i>Eurytemora affinis</i>	0.44	0.40	0.30	0.33	0.10	0.20	0.05					
9	<i>Acartia</i> spp.	0.05	0.20	0.20	0.07	0.10	0.20	0.03					
10	<i>Bosmina longispina</i>	0.05	0.20	0.30	0.40	0.10	0.20	0.01					
11	<i>Rotatoria</i>			0.05	0.05	0.10	0.20	0.05					
12	Cits mezozooplanktons	0.02	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.05					
13	Cianobaktērijas							0.01	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
14	Fitoplanktons					0.10		0.50	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70
14	Detrīts ūdens slānī							0.30	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
15	Detrīts sedimentos					0.30							
16	Kopā	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1

Ecopath modeļa pamatvienādojums reprezentē masas balansu katrai funkcionālajai grupai i sistēmā, kas sastāv no n funkcionālajām grupām. Funkcionālās grupas i

produktivitāte, ko veido nozveja, plēsonības radītā mirstība, biomasas akumulācija, neto migrācija un cita mirstība tiek izteikta pēc formulas:

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M2_i + E_i + BA_i + P_i \cdot (1 - EE_i) \quad (1)$$

Kur P_i - kopējā produktivitāte grupai i , Y_i - nozvejas lielums grupai i , B_i - grupas i biomasas, $M2_i$ - grupas i izēšanas apjoms, E_i - neto migrācija (emigrācija-imigrācija) grupai i , BA_i - biomasas akumulācija grupai i un $P_i \cdot (1 - EE_i) = MO_i$, kas reprezentē pārējo mirstību grupai i . EE_i ir ekotrofiskais koeficients, kas norāda grupas i produktivitātes daļu, kas pāriet uz nākošo trofisko līmeni.

Vienādojums (1) var tikt izteikts kā:

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_j \cdot DC_{ji} - \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad (2)$$

Kur P/B - attiecība starp produktivitāti un biomasu, Q/B - attiecība starp patēriņu un biomasu, DC_{ji} - barības objekta i daļa plēsēja j barības sastāvā. No vienādojuma (2) *Ecopath* veido vairāku lineāru vienādojumu sēriju katrai funkcionālajai grupai nosakot 1 nezināmo parametru, kas var būt B (biomasas), P/B (produktivitāte/biomasas), Q/B (patēriņš/biomasas) vai EE (ekotrofiskā efektivitāte). Parasti aprēķināta tiek EE , jo ekosistēmā tas praktiski ir neizmērāms lielums. Modeļa balansēšanai papildus nepieciešama informācija par funkcionālo grupu nozvejām, migrācijām, biomasas akumulācijas apmēru, asimilācijas lielumu un barības sastāvu.

Ecopath modelī funkcionālajām grupām enerģijas ienākošajām un izejošajām plūsmām ir jābūt balansētām, veidojot sakarību:

$$\text{PATĒRIŅŠ} = \text{PRODUKTIVITĀTE} + \text{RESPIRĀCIJA} + \text{NEASIMILĒTĀ RACIONĀ DAĻA} \quad (3)$$

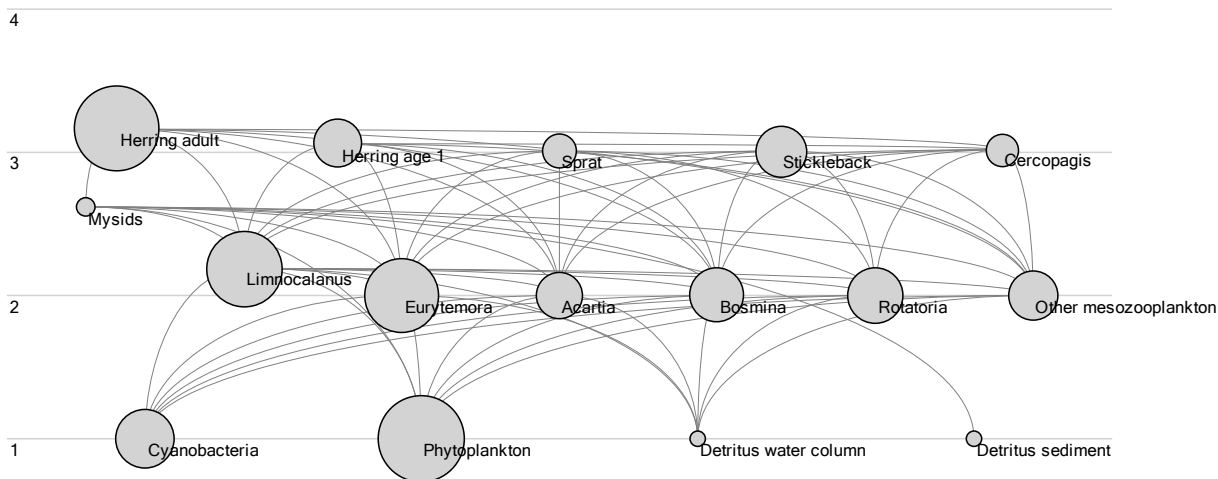
Respirācija tiek noteikta kā starpība starp patēriņu un produktivitāti (plus neasimilētā racionā daļa). Balstoties uz iepriekšminētajām sakarībām pēc vienādojumiem (2) un (3), modelis tiek balansēts un kalpo par pamatu vielu plūsmu raksturošanai un scenāriju veidošanai. No ievades datu kvalitātes un parametriem (2.un 3.tabula) faktiski ir atkarīga modeļa tālākā darbība. Lai modeļa ievades dati būtu pēc iespējas precīzāki, tika izmantotas pagaidām pieejamās datu rindas no pilniem sezonālo ciklu novērojumiem 2011 un 2012.gadā (1.tabula). P/B un Q/B koeficienti tika izvēlēti un parametrizēti balstoties uz literatūras datiem (Mauchline 1998;

Harvey *et al.*, 2003; Tomczak *et al.*, 2012). Izejot no enerģijas aprites likumsakarības - noslēgtā un balansētā ekosistēmā P/B koeficients ir ekvivalents kopējai mirstībai pie nosacījuma, ja nenotiek biomasas akumulācija. Reņģei kopējā mirstība tika izteikta balstoties uz ICES WGBFAS darba grupas rezultātiem (ICES, 2012) apvienojot informāciju par reņģes dabīgo un zvejas mirstību vecuma grupās. Barības sastāvs reņģei tika izteikts pēc barošanās pētījumiem 2011.gadā, savukārt citām funkcionālajām grupām pēc literatūras avotiem (Mauchline 1998; Lankov *et al.*, 2010).

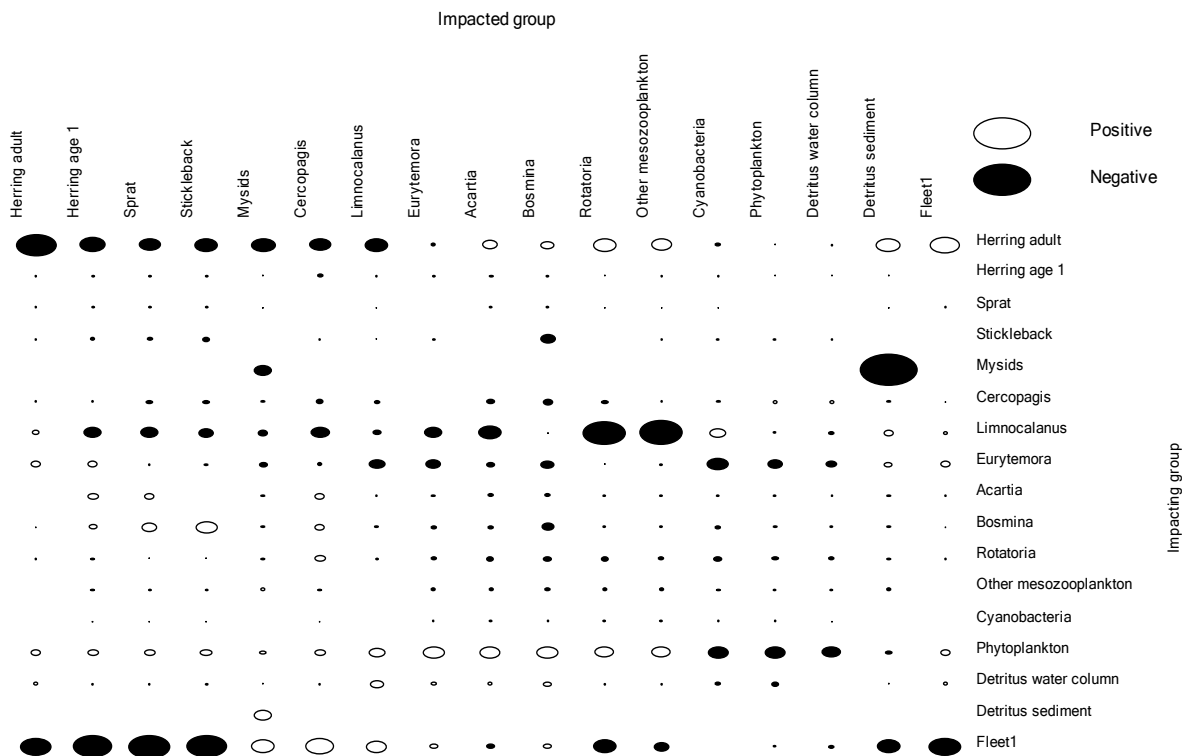
Modeļa parametrizācijā un validācijā lietotas PreBal pieejas rekomendācijas (Link, 2010), kas ļauj pārliecināties, ka modelētās vielu plūsmas un trofisko līmeņu parametri no ekoloģijas teorijas viedokļa ir reāli.

Ar *Ecopath* modeļa parametrizāciju tika noteikti funkcionālo grupu ekotrofiskie koeficienti EE (2.tabula). Modelis ir balansēts, ja EE koeficients nepārsniedz 1. EE koeficients, kas pārsniedz vērtību 1, norāda uz to, ka ar esošajiem modeļa parametriem funkcionālā grupa ekosistēmā pēc biomasas tiek izmantota vairāk nekā tās faktiskā biomasas ekosistēmā, kas nav iespējams. *Ecopath* modeļa parametrizācijas mērķis ir panākt, lai EE koeficienti būtu samērīgi un nepārsniegtu vērtību 1. Ja EE koeficients ir 1, tad visa funkcionālās grupas daļa tiek izmantota ekosistēmā un tās biomasas pāriet uz augstākiem trofiskajiem līmeņiem. 2. tabulā redzams, ka zemākas EE vērtības ir grupām, kuru biomasas ekosistēmā ir liela, piemēram, fitoplanktonam, kur $B=7.5 \text{ t/km}^2$, $EE=0.36$, kas norāda, ka 36% fitoplanktona produkcijas apēšanas rezultātā pāriet uz augstāku trofisko līmeni, pārējā biomasas veido detritu. Augstākas EE vērtības ir funkcionālajām grupām, kuru biomasas ekosistēmā ir mazas un kuras ietilpst barības objektu sastāvā plēsējiem ar lielām biomasām piemēram, mizīdas, kur $B=0.1 \text{ t/km}^2$, $EE=0.73$. Mizīdas ietilpst reņģes barības sastāvā rudens periodā, tāpēc modelī tika pieņemts, ka mizīdas veido tikai nelielu reņģes barības raciona daļu - 1% (3.tabula, koeficients 0.01). Ja šī daļa tiktu palielināta līdz 2%, tad modelis nebūtu balansēts - EE būtu lielāks par 1, kas nozīmē to, ka teorētiski reņģe apēstu vairāk mizīdu nekā to ir ekosistēmā, kas nav iespējams.

1.attēlā redzama shematiska *Ecopath* modeļa trofiskā struktūra un saistības starp funkcionālajām grupām. Pēc barošanās attiecībām funkcionālās grupas veido 3 trofiskos līmeņus. Aplīšu lielums reprezentē funkcionālās grupas relatīvo biomasu ekosistēmā. Lielākās biomasas sastāda fitoplanktons, zooplanktons *Limnocalanus* un *Eurytemora* kā arī pieaugusī reņģe. Detrita biomasas nav reprezentatīva, jo modeļa struktūrā detrits pagaidām ir veidots kā grupa, kur nonāk neizmantotā (mirusī) biomasas daļa no citām funkcionālajām grupām.



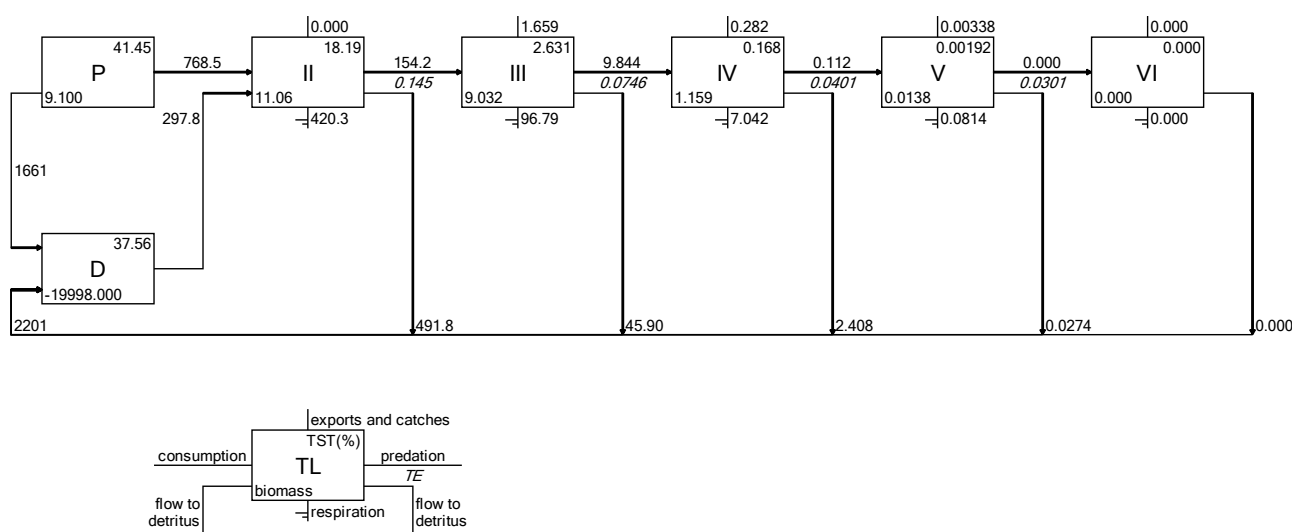
1.attēls. Rīgas jūras līča *Ecopath* modeļa trofiskā struktūra.



2.attēls. Rīgas jūras līča *Ecopath* modeļa funkcionālo grupu savstarpējā ietekme.

Pēc funkcionālo grupu savstarpējās ietekmes (2.attēls), redzams, ka pieaugusī reņģe negatīvi ietekmē savus galvenos barības objektus un pārējās planktonēdājas sugas, konkurējot par barības resursiem. Pozitīvā ietekme attiecībā uz mazāk svarīgiem reņģes barības

objektiem (*Acartia*, *Bosmina*, *Rotatoria*) rodas no tā, ka reņģe ēd arī plēsīgās zooplanktona sugas (*Cercopagis*, *Limnocalanus*), samazinot šo sugu izēšanas ietekmi uz citām zooplanktona sugām. Mizīdu negatīvā ietekme uz detritu sedimentos skaidrojama ar to, ka modelī mizīdas ir vienīgā grupa, kas patērē detritu no sedimentiem. Nozvejas (Fleet1) pozitīvi ietekmē zivju galvenos barības objektus, taču negatīvi ietekmē izmēros mazākas zooplanktona sugas (*Acartia*, *Rotatoria*, u.c.), kas tiek vairāk izēstas palielinoties plēsīgo zooplanktona sugu biomasām. Funkcionālo grupu negatīvā ietekme pašām uz sevi skaidrojama ar iekšsugas konkurences palielināšanos biomasas pieauguma rezultātā. Savstarpējā ietekme pamatā ir atkarīga no barošanās attiecībām un nišas konkurences.



3.attēls. Rīgas jūras līča *Ecopath* modeļa struktūra (Lindeman spine).

Pēc *Ecopath* modeļa struktūras 3.attēlā (Lindemana trofiskās ķēdes sadalījums), pirmproducenti (1.trofiskais līmenis) sastāda 41.45% kopējo vielu aprites ciklā (TST - Total system throughput). Salīdzinoši lielu daļu sastāda arī detrits - 37.56%, ko pamatā veido lielā fitoplanktona plūsma uz detritu - 1661 t/km²/gadā. Plūsma no detrita uz 2.trofisko līmeni sastāda 297.8 t/km²/gadā, savukārt no 2.trofiskā līmeņa uz detritu tiek novizītas 491.8 t/km²/gadā, kas norāda uz detrita biomasas akumulāciju, ko pamatā veido plūsmas no 1 un 2.trofiskā līmeņa.

Izveidotais Rīgas jūras līča *Ecopath* modelis pagaidām ir konceptuālā stadijā un nākotnē tiks pilnveidots iekļaujot papildus informāciju par funkcionālajām grupām un svarīgākajiem parametriem. Pēc pilnas 2011 un 2012.gadā ievākto datu apstrādes šis modelis kalpos kā reference galveno vielu plūsmu raksturošanai. ECOSIM modelēšanas vajadzībām un scenāriju veidošanai (dinamisks modelis laikā) vēsturisko datu specifikas dēļ paredzēts veidot sezonālus modeļus pavasara un vasaras periodam.

Pētījums izstrādāts ar ERAF projekta „Rīgas līča ekosistēmas funkcionālā modeļa izstrāde efektīvas nacionālās politikas Baltijas jūras aizsardzībai nodrošināšanai un ilgtspējīgas ekosistēmas izmantošanas veicināšanai” (Nr.2010/0287/2DP/2.1.1.1.0/10/APIA/VIAA/040) atbalstu.

Literatūra:

1. Christensen V., Walters J.C., Pauly D.W., Forrest R., 2008. *Ecopath with ecosim version 6. User Guide*. Lenfest Ocean Futures Project: 1-235.
2. Harvey C.J., Cox S.P., Essington T.E., Hansson S., Kitchell J.F., 2003. *An ecosystem model of food-web and fisheries interactions in the Baltic Sea*. ICES Journal of Marine Science, 60: 939-950.
3. ICES, 2012. *Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS)*. April 2012. ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2012/ACOM:10, 335-379.
4. Lankov A., Ojaveer H., Simm M., Põllupüü M., Möllmann C., 2010. *Feeding ecology of pelagic fish species in the Gulf of Riga (Baltic Sea): the importance of changes in the zooplankton community*. Journal of Fish Biology, 77: 2268-2284.
5. Link J.S., 2010. *Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: A plea for PREBAL*. Ecological Modelling, 221: 1580-1591.
6. Mauchline J. 1998. *The Biology of Calanoid Copepods*. Academic Press. 373-381.
7. Tomczak M.T., Niiranen S., Hjerne O., Bleckner T., 2012. *Ecosystem flow dynamics in the Baltic Proper - Using a multi-trophic dataset as a basis for food-web modelling*. Ecological modelling, 230: 123-147.

INVASIVE FISH PERCCOTTUS GLENII (PERCIFORMES: GOBIOIDEI: ODONTOBUTIDAE) DISTRIBUTION IN CATCHMENT BASINS OF SALMONID LAKES IN LATVIA

Mihails PUPINS^{1*}, *Aija PUPINA*²

¹ *Daugavpils University, Institute of Ecology, Vienibas 13, Daugavpils, LV-5400, Latvia*

² *Latgales Zoodarzs, Vienibas 27, Daugavpils, LV-5400, Latvia*

* eco@apollo.lv

The natural habitat of *Perccottus glenii* (Dybowski 1877) distribution is the Far East of Russia, north-east China, and northern North Korea (Reshetnikov, 2009). *Perccottus glenii* is an invasive species in Europe and Asia. *Perccottus glenii* is registered now in many countries of Europe: Belarus, Bulgaria, Estonia, Finland, Germany, Hungary, Italy, Latvia, Lithuania, Moldavia, Poland, Romania, Serbia, Slovakia, Ukraine, (Kosco *et al.*, 2003; Nalbant *et al.* 2004; Reshetnikov, 2005; Novak *et al.*, 2008; Kosco, 2009; Pliks, Aleksejevs, 2006; Reshetnikov, 2009; Semenchenko *et al.*, 2009; Ureche *et al.*, 2009), the species extends the natural habitat in Russia (Polakov, Buzmakov, 2008). One single point of finding of *Perccottus glenii* is marked for Latvia in Daugavpils district, also probably the species is presented in Bauska, Cesis, Riga and Valmiera districts (Pliks, Aleksejevs, 2006). *Perccottus glenii* ("rotans" in Latvian) is one invasive species of alien fishes species in Latvia. This makes the study of distribution of *Perccottus glenii* in a catchment basins of salmonid lakes in Latvia actual.

The study of the distribution of *Perccottus glenii* in Latvia is carried out since 2004. The researched territory was the southern and south-eastern regions of Latvia, in what most salmonid lakes are situated. The search of *Perccottus glenii* was carried out in the water bodies, situated in catchment basins of salmonid lakes, connected or not connected with them. We used a net fishing and interviewing of local fishermen. The net fishing was carried out by mowing of aquatic vegetation in different zones of reservoir. Identification of *Perccottus glenii* was accomplished according to the key of Kuznecov B.A. (1974). We interviewed fishermen, before the interviewing we checked their ability to identify the species. The catchment basin was marked as inhabited by *Perccottus glenii* if at little one *Perccottus glenii* was found in the basin.

In results of the research *Perccottus glenii* (1.att.) was found in different water bodies of catchment basins of these salmonid lakes in Latvia: Ārdavs, Bešēnu, Cārmaņa, Dagdas,

Drīdzis, Galšūns, Jazinks, Rāznas, Riču (Pupiņš, Pupiņa, 2006; 2012), Sīvers, Stirnu, Sventes, Tērpes, Varnaviču, Zosnas.

All the lakes are situated on the south-eastern part of Latvia. The catchment basins have a large number of water bodies of different types and sizes, which are often connected by streams, rivers or canals and are good ways for future spreading of *Perccottus glenii*.



Figure 1. *Perccottus glenii* from catchment basin of Riču lake.

We thank LIFE+ Project LIFE09NAT/LV/000239 "Conservation of rare reptiles and amphibians in Latvia", Institute of Ecology of Daugavpils University, Daugavpils City Council, Latgales Zoo. We thank A. Skute, V. Batarags (Latvia), A. Reshetnikov (Russia) for the consultations and cooperation.

References:

1. Kosco, J. 2009. Non-native fishes in the Middle Europe, a review. "Aquatic biodiversity international conference", Sibiu/Romania/European Union: 3-4.
2. Kosco, J., Lusk, S., Halacka, K., Luskova, V. 2003. The expansion and occurrence of the Amur sleeper (*Perccottus glenii*) in eastern Slovakia. *Folia Zool.*, 52 (3): 329-336.
3. Kuznecov, B.A. 1974. *Opredelitel pozvonocnyh zhivotnyh fauny SSSR*. Chast 1. Prosveschenie: 190 p. (in Russian)
4. Nalbant, T., Battes, K., Pricope, F., Ureche, D. 2004. First record of the Amur sleeper *Perccottus glenii* (Pisces, Perciformes: Odontobutidae) in Romania. *Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"*, Vol.XLVII: 279-284.
5. Novak, M., Szczerbik, P., Tatoj, K., Popek, W. 2008. Non-native freshwater fishes in Poland: an overview. *AACL Bioflux*, 1(2): 173-191.

6. Plikss, M., Aleksejevs, E. 2006. *Percottus glehni* Dyb. <http://www.latvijasdaba.lv/4/view_0_descr.asp?id=98> (in Latvian)
7. Polakov, A.D., Buzmakov, G.T. 2008. Opasnost zahvata rotanom (*Perccottus glenii*) vodoyomov Sibiri. *Nauchnyi zhurnal "Fundamentalnye issledovaniya"*, Rossiyskaya Akademiya Estestvoznaniya, Nr.6. (in Russian).
8. Pupiņš, M., Pupiņa, A. 2006. *Sarkanvēdera ugunskrupja Bombina bombina (Linnaeus, 1761) sugas aizsardzības plāns Latvijā*. Dabas aizsardzības pārvalde, Rīga: 82.
9. Pupiņš, M., Pupiņa, A. 2012. Invasive fish *Perccottus glenii* in biotopes of *Bombina bombina* in Latvia on the north edge of the fire-bellied toad's distribution. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*, Suppl. 3, 2012: 82 – 90.
10. Reshetnikov, A. 2005. Introduced fish, rotan *Percottus glenii* -an unavoidable threat for European amphibians. *Froglog*, Nr.67: 3-4.
11. Reshetnikov, A.N. 2009. Sovremennyyi areal ryby rotana (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) v Evrazii. *Rossiyskiy zhurnal biologicheskikh invaziy*, Nr.1: 17-27. (in Russian)
12. Semenchenko, V.P., Rizevsky V.K., Mastitsky S.E., Vezhnovets V.V., Pluta M.V., Razlutsky V.I., Laenko T. 2009. Checklist of aquatic alien species established in large river basins of Belarus. *Aquatic Invasions*, Vol.4, Issue 2: 337-347.
13. Ureche, D., Battes, K., Ureche, C. 2009. Research regarding the distribution of the invasive species *Perccottus glenii* Dybowski 1877 (Pisces: Osteichthes) within the upper midbasin of the river Siret, Romania. "*Aquatic biodiversity international conference*". Sibiu/Romania/European Union: 34 p.

ENGURES EZERA GADA CIKLA LIMNOLOĢISKĀ IZPĒTE

Roberts ŠILINŠ^{*1}, *Ivars DRUVIETIS*², *Arkādijs POPPELS*³,

1 Engures dabas parks, e-pasts:

2 LU Bioloģijas fakultāte

3 Rīgas Nacionālais Zooloģiskais dārzs

*e-pasts: eedp@inbox.lv,

Engures ezera hidroekosistēma, tās struktūra un īpatnības galvenokārt ir pētītas vasaras pilnbrieda periodā (Sprinģe *et al.* 2000, Briede *et al.* 2000, Sprinģe *et al.* 2007, Sprinģe *et al.* 2011). Lai gūtu pilnīgāku priekšstatu par hidrobiontu dzīves cikliem un attīstību ezerā ar mērķi turpināt jau iepriekš veiktos pētījumus, laika posmā no 2011. gada novembra līdz 2012. gada decembra mēnesim 10 paraugošanas vietās tika veikta fitoplanktona un zoobentosa sabiedrību sukcesionālās attīstības izpēte. (1. att.).

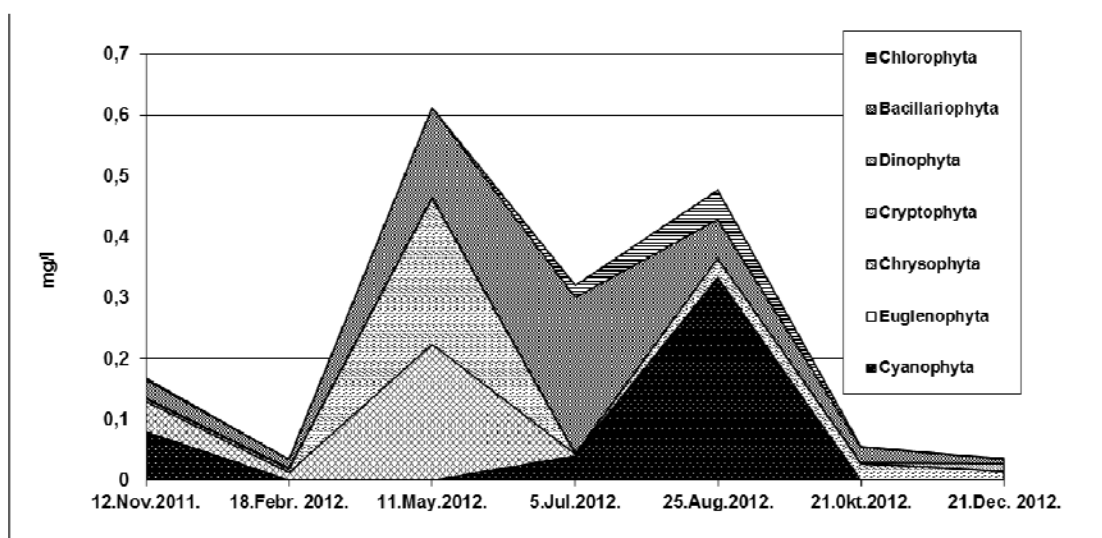


1. attēls. Paraugošanas vietas Engures ezerā.

http://www.varam.gov.lv/lat/likumdosana/starptautiskie_ligumi/daba/files/text/starpt_ligumi//Engure.jpg

Paraugošanas vietās visā novērojumu periodā, līdzīgi kā iepriekšējos gados, konstatēts nabadzīgs fitoplanktons ar zemu biomasu (Druvietis, 1997., Sprinģe *et al.* 2000.; 2007., Šiliņš

u.c. 2012.). Ezera fitoplanktona sabiedrību sukcesionālā attīstība notiek raksturīgi mērenā klimata joslā atrodošamies makrofītu tipa ezeriem dzidrūdēšanas stadijā (Druvietis, 2012). Engures ezerā ir novēroti 2 nelieli „fitoplanktona attīstības maksimumi”, kur pavasara maksimumu veido kramaļģes - Bacillariophyta, zeltainās aļģes - Chrysophyta un kriptofītaļģes – Cryptophyta, savukārt vasaras maksimumu veido cianobaktērijas (zilaļģes- Cyanophyta), kramaļģes – Bacillariophyta un zaļaļģes – Chlorophyta. Būtiski ir tas, ka gan pavasara, gan arī vasaras fitoplanktona biomasas ir zemas, kas raksturīgi ūdenstīpēm ar labu ekoloģisko statusu (2. attēls).



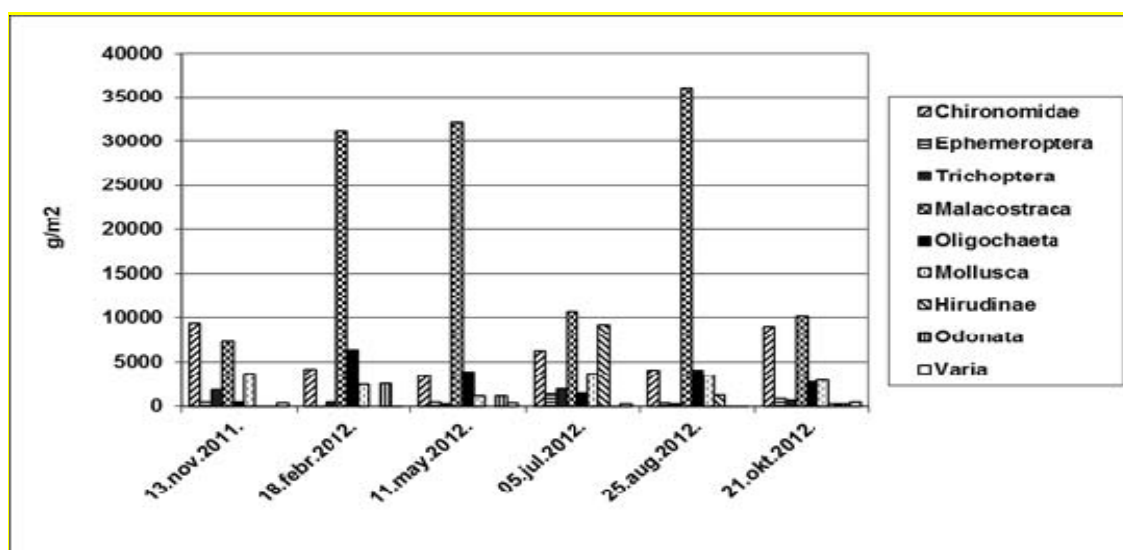
3. attēls. Fitoplanktona vidējās biomasas (mg l^{-1}) Engures ezera paraugošanas vietās laika periodā no 2011. gada novembra līdz 2012. gada decembrim.

Engures ezerā novērota sekojoša fitoplanktona sugu sukcesionālā nomainīšana (Tab. 1.).

1. Tabula. Fitoplanktonā dominējošo aļģu sugu sukcesionālā nomainīšana.

12. nov. 2011. ⇒	18. febr. 2012. ⇒	11. maij. 2012. ⇒	5. jūl. 2012. ⇒	25. aug. 2012. ⇒	21. okt. 2012. ⇒	21. dec. 2012.
<i>Dinobryon</i>	<i>Dinobryon</i>	<i>Synedra</i>	<i>Aulacoseira</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Cryptomonas</i>	<i>Cryptomonas</i>
<i>Microcystis</i>	<i>Melosira</i>	<i>Navicula</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Rhodomonas</i>	<i>Gymnodinium</i>
<i>Cryptomonas</i>	<i>Synedra</i>	<i>Cocconeis</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Dinobryon</i>	<i>Cymbella</i>
<i>Fragilaria</i>	<i>Pinnularia</i>	<i>Synura</i>	<i>Dinobryon</i>	<i>Fragilaria</i>	<i>Nitzschia</i>	<i>Navicula</i>
<i>Navicula</i>		<i>Rhodomonas</i>		<i>Nitzschia</i>		<i>Nitzschia</i>
<i>Melosira</i>		<i>Cryptomonas</i>		<i>Scenedesmus</i>		
<i>Botryococcus</i>				<i>Botryococcus</i>		
<i>Scenedesmus</i>				<i>Cryptomonas</i>		

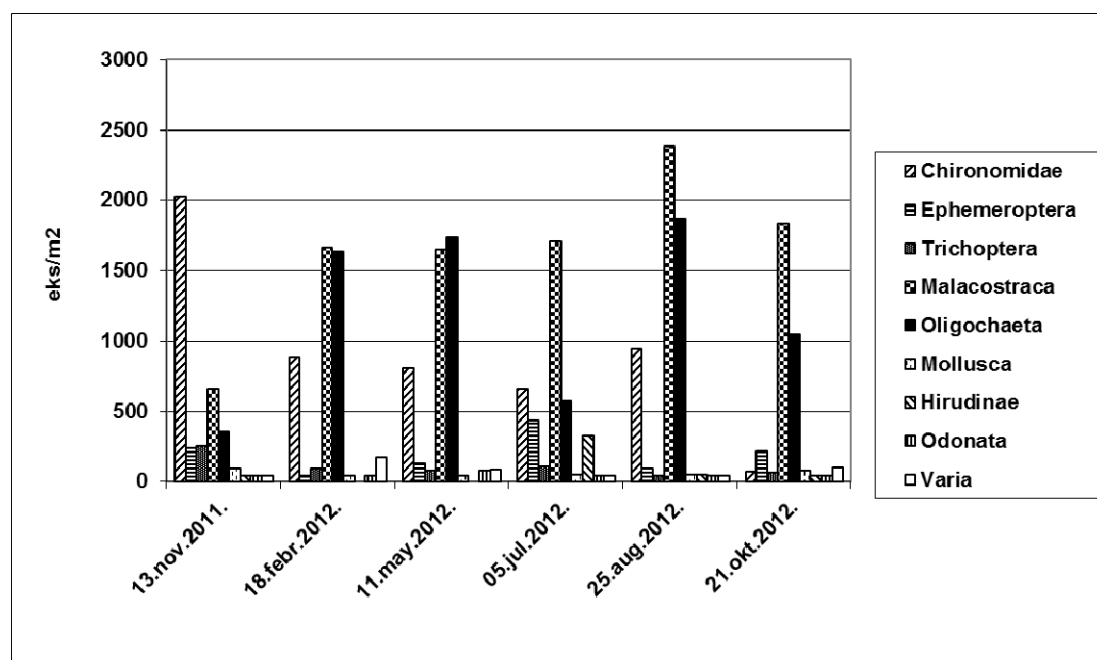
Engures ezera makrozoobentosā lielāko biomasu veido vēžveidīgie, odu kāpuri, moluski un mazsaru tārpi. Augstākais īpatņu skaits un lielākās zoobentosa dzīvnieku biomasas konstatētas augustā (4., 5. att.).



4. attēls. Engures ezera makrozoobentosa vidējo biomasu (g/m^2) dinamika pētījuma laikā no 2011. novembra līdz 2012. gada oktobrim.

Zoobentosā dominē *Asellus aquaticus*, *Caenis* sp. juv., *Cloeon dipterum*, *Oligochaeta*, *Chironomidae*, *Valvata piscinalis*, *Valvata cristata*, *Valvata naticina*, *Bithynia tentaculata*, *Viviparus contectus*, *Physa fontinalis*, *Planorbis planorbis*, *Gyraulus albus*, *Galba palustris*, *Acroloxus lacustris*, *Pisidium amnicum*, *Sphaerium corneum*, *Glossiphonia complanata*, *Piscicola geometra*, *Coenagrion vernale*, *Ischnura elegans*, *Lestes virens*, *Helipus* sp., *Mystacides azurea*, *Cyrtus flavidus*, *Athripsodes aterrimus*, *Notonecta glauca*, *Sigara* sp.juv., *Acari* sp. un citas sugas, kas ezerā nelielā daudzumā dzīvo patstāvīgi, bet paraugos konstatējamas neregulāri.

Vislielāko zoobentosa dzīvnieku skaitu visu gadu veido vēžveidīgie – *Asellus aquaticus* (660 eks/m²– 2384 eks/m²), kam seko mazsaru tārpi (356 eks/m² – 1864 eks/m²), odu kāpuri (68 eks/m² – 2024 eks/m²) un viendienītes (40 eks/m² – 436 eks/m²). Visā pētījuma laikā pārējo zoobentosa grupu skaits ir neliels ir robežās no 40 eks/m² līdz 248 eks/m². Visi konstatētie bezmugurkaulnieki veido daudzveidīgu, bagātu un vērtīgu zivju barības bāzi, kas nodrošina zivis visā gada garumā (5. att.).



5. attēls. Engures ezera makrozoobentosa organismu vidējais īpatņu skaits (eks/m²) pētījuma laikā no 2011. novembra līdz 2012 gada oktobrim.

Secinājumi:

1. Pēc zoobentosa organismiem zivju barības bāzi līdzīgi kā iepriekšējā gadā var novērtēt kā bagātu un daudzveidīgu, kas nodrošina zivis un ūdensputņus visā gada garumā.
2. Zoobentosā dominējošās bezmugurkaulnieku grupas Chironomidae, Malacostraca un Ephemeroptera novērtējamas kā ļoti vērtīga sastāvdaļa zivju racionā.
3. Viendienīšu (Ephemeroptera) klātbūtne cauru gadu norāda uz pietiekošu skābekļa daudzumu un labu ezera ūdens kvalitāti.
4. Fitoplanktona sugu sastāva sukcesija, zemās biomasas ļauj ezera ekoloģisko stāvokli novērtēt kā labu.

Literatūra.

1. Briede A., Klavins M., Rodinov V. 2000. Chemical composition of Lake Engures (Engure), Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences*, Vol. 54, Nr. 5/6, p. 160-163.
2. Druvietis I. 1997. Aļģes kā ekoloģiskā stāvokļa rādītājas Latvijas ūdenstilpēs. Promocijas darba kopsavilkums. Latvijas Universitāte. LU Bioloģijas institūts.
3. Druvietis I. 2012. Peculiarities of Phytoplankton Communities in Clear Water and Brown Water Shallow Lakes in Latvia. International Scientific Conference on Water, Climate and Environment 28 May - 2 June 2012 - Ohrid, Republic of Macedonia. <http://balwois.com/2012/USB/papers/580.pdf>
4. Sprinģe G., Druvietis I., Parele E. 2000. The plankton and benthos communities of the lagoon lake Engures, Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences*, Vol. 54, No. 5/6: 164-169.
5. Sprinģe G., Briede A., Druvietis I., Parele E., Rodinivs V., 2007. Changes of the Hydroecosystem of Lagoon Lake Engure, Latvia, (1995-2006). *Climate Change in Latvia*. ed. M. Kļaviņš. University of Latvia. Riga: pp. 193-208.
6. Sprinģe G., Briede A., Druvietis I., Grinberga L., Konošonoka I., Parele E., Rodinivs V., Skuja A. 2011. Long-term Development of the Hydroecosystem of the Lake Engure and its Influencing Factors. *Scientific Journal of Riga Technical University. Environmental and Climate Technologies*. DOI: 10.2478/v10145-011-0034-y: Volume 7.
7. Šiliņš R., Druvietis I., Poppels A. 2012. Engures ezera limnoloģiskā izpēte vēla rudens periodā. LU 70 Zinātniskā konference. „Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība. Referātu tēžu krājums. Rīga, 11-15. lpp. http://kalme.daba.lv/faili/konferences_seminari/2012/LU_70_konf_tezu_krajums_24_02_2012.pdf lpp..

DIENVIDSUSĒJAS ŪDENS ĶĪMISKĀ SASTĀVA SEZONĀLĀ MAINĪBA NERETAS CIEMĀ

Santa VAĻULE

LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

e-pasts: santa.valule@gmail.com

Dienvidsusēja ietilpst Lielupes baseina apgabalā un ir Mēmeles labā krasta pieteka, kas sākas Ilūkstes pauguraines ZR. Pētījums par Dienvidsusējas ūdens ķīmisko sastāvu tika veikts upes posmā, kas atrodas Neretas ciemā. Paraugi tika ievākti 6 ņemšanas vietās laika posmā no 2011. gada novembra līdz 2012. gada novembrim. Pirmā paraugošanas vieta izvēlēta augšpus Neretas HES, kur nav vērojama uzpludinājuma ietekme, otrā paraugu ņemšanas vieta ir augšpus HES, kur jau ir uzpludinājums, trešā vieta ir leļpus HES, ceturkā un piektā – attiecīgi ap 100 metriem augšpus un leļpus attīrīto notekūdeņu ievadīšanas vietas Dienvidsusējā, bet sestā ap 350 m leļpus attīrīšanas iekārtām. To ievākšanas mērķis bija noskaidrot ķīmisko parametru kvalitāti un mainības raksturu.

Ūdens paraugu analīzes tika veiktas Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Vides kvalitātes un monitoringa laboratorijā, izmantojot spektrofotometriskās metodes nitrātjonu, nitrītjonu, amonija jonu, fosfātjonu un krāsainības noteikšanai, turbidimetrisko metodi sulfātjonu noteikšanai, titrimetrijas ar 0,1 M HCl metodi hidrogēnkarbonātjonu, titrimetrijas ar Trilonu B metodi kopējās cietības, kalcija un magnija jonu, titrimetrijas ar sudraba nitrātu metodi hlora jonu noteikšanai un titrimetrijas ar Na₂S₂O₃ bioķīmiskā skābekļa patēriņa 5 dienās noteikšanai, kā arī ūdens pH noteikšana ar elektroķīmisko metodi (pH-metrs), elektrovadītspēju ar konduktometrijas metodi.

Iegūtie rezultāti aptver trīs no četrām gada sezonām: vasaru, rudeni un ziemu. Ziemas periodā 2012. gadā visaugstākās vērtības ir sulfātjoniem (robežās no 14 līdz 18 mg/l), kā arī paaugstinātas ir fosfātjonu, hidrogēnkarbonātjonu (ap 320-330 mg/l), kalcija jonu (ap 71-76 mg/l) koncentrācijas un kopējās cietības (vidēji 5,9 mg·ekv/l) vērtības. No noteikto parametru vērtībām ziemas sezonā viszemākās tās ir amonija jonu (robežās no 0,56 līdz 0,70 mg/l) koncentrācijām un pH (vidēji 7,54). Savukārt vasaras sezonā 2012. gadā visu parametru iegūtie lielumi ir vidēji, īpaši nenorādot tendences tiem būt paaugstinātiem vai pazeminātiem.

2011. gada novembrī iegūtie rezultāti norāda uz augstām hlorīdjonu (vidēji 23,7 mg/l), hidrogēnkarbonātjonu (vidēji 363 mg/l), kalcija (vidēji 79,6 mg/l) un amonija jonu (robežās no 1,3 līdz 1,7 mg/l), kā arī kopējās cietības (vidēji 6,4 mg·ekv/l), elektrovadītspējas (vidēji 615 μS/cm) un pH (aptuveni 8) vērtībām. Taču 2012. gada novembrī augstākie ir nitrātjonu (vidēji 5,6 mg/l), fosfātjonu (vidēji 0,04 mg/l), nitrītjonu (robežās no 0,028 līdz 0,029 mg/l) un ūdens krāsainības (vidēji 396 °Pt/Co) rādījumi, kurus noteica lielais ūdens līmenis upē. Paaugstinātā ūdens daudzuma upē ietekmē galveno jonu (Ca²⁺, Mg²⁺, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻)

koncentrācijas līdz ar to bija zemas. Savukārt 2012. gada septembrī ņemto ūdens paraugu rezultāti norāda uz līdzīgām vērtībām kā 2011. gada novembrī. Šajās abās reizēs ir zemi nitrīciju (robežās no 0,006 līdz 0,009 mg/l) un nitrātu (robežās no 0,1 līdz 0,7 mg/l), fosfātu (robežās no 0,002 līdz 0,025 mg/l) un krāsainības (44-51 °Pt/Co 20.11.2011. un 74-84 °Pt/Co 16.09.2012.) lielumi salīdzinājumā ar citām paraugu ņemšanas reizēm.

Iegūtie elektrovadītspējas lielumi norāda uz to, kāda kopumā ir tendence dažādiem ķīmiskajiem rādītājiem sezonāli variēt. Ziemas periodā parasti šie rādītāji ir paaugstināti. Iegūtie korelācijas koeficienti starp elektrovadītspēju un pārējiem rādītājiem parāda ciešu savstarpējo sakarību, kas ir statistiski ticama vairumā gadījumu ($\alpha=0,01^{**}$).

No iegūtajiem rezultātiem var secināt, ka sezonālitate ir tikai viens no galvenajiem faktoriem, kas ietekmē ķīmisko parametru mainību, un tā nozīme ir noteicoša galvenokārt bioloģiskajos procesos, ietekmējot biogēno elementu saturu ūdenī.

CARNIKAVAS GAREZERU MAKROFĪTU VEĢETĀCIJAS RAKSTUROJUMS UN TO EKOĻOĢISKĀ STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS

Lauma VIZULE

LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, Vides zinātnes nodaļa

e-pasts: vizule.lauma@inbox.lv

Dienvidu, Vidējais un Ziemeļu Garezers atrodas Rīgas Jūras līča Vidzemes jūrmalā. Garezeri, kas veido triju ezeru ķēdi, ir visizteiksmīgākie jomu ezeri Latvijā un atbilst Latvijā īpaši aizsargājamam saldūdens biotopam – semidistrofiem ezeriem (Dienvidu Garezerā šis biotops pārklājas ar citu aizsargājamu biotopu - mīkstūdens ezeriem ar ezereņu *Isoëtes* un vai lobēliju *Lobelia* un krasteņu *Littorella* audzēm), taču to ekoloģiskā kvalitāte netiek kontrolēta. Bet saskaņā ar Eiropas Parlamenta un Padomes „Ūdens struktūrdirektīvu” 2000/60/EC līdz 2015.gadam visos Eiropas Savienības dalībvalstu ūdensobjektos ir jāsasniež vismaz labs ūdeņu ekoloģiskais stāvoklis. Makrofiti ir vieni no ūdeņu bioloģiskās kvalitātes elementiem, kurus, veicot to sugu sastāva un sastopamības novērtēšanu, ir jāizmanto ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanai.

Pētījumi Garezeros, ar mērķi novērtēt to ekoloģisko kvalitāti, kā indikatororganismus izmantojot makrofitus, tika veikti 2012.gada augustā.

Kopumā ezeros tika konstatēti 36 augstāko ūdensaugu taksoni. Augstākais makrofitu taksonu skaits – 27, tika konstatēts Dienvidu Garezerā. Sugas ar visaugstāko sastopamību pētāmajos ezeros ir dzeltenā lēpe *Nuphar lutea*, parastā niedre *Phragmites australis*, slaidais grīslis *Carex acuta*, purva vārnkāja *Comarum palustre* un vītoli vējmietīņš *Lythrum salicaria*. Gan pēc sugu skaita, gan makrofitu kopējās sastopamības visos Garezeros dominējošais ir helofītu augājs. Augstākais sugu skaits un makrofitu kopējā sastopamība novērota seklākajā dziļuma zonā (0 - 1m). Lielākais maksimālais dziļums, kādā makrofiti sastopami - 3,15 m, tika noteikts Dienvidu Garezerā, kas skaidrojams ar augstāku ūdens caurredzamību un zemāku ūdens krāsainību salīdzinot ar Vidējo un Ziemeļu Garezeru.

Augstākā bioloģiskā daudzveidība – augstākās Šennona indeksa ($H' = 0,913$) un zemākās Simpsona indeksa ($D = 0,135$) vērtības, tika noteikta Ziemeļu Garezerā. Visos trijos Garezeros esošā sugu daudzveidība ir tikai nedaudz zemāka par maksimāli iespējamo sugu daudzveidību. Arī izlīdzinātības koeficients norāda uz augstu bioloģisko daudzveidību, jo esošā sugu sadalījuma vienlīdzība ir tuva maksimāli iespējamai.

Ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas metodes uzrāda atšķirīgus rezultātus. Atbilstoši Igaunijā pielietotajai ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas metodei Dienvidu Garezerā tika noteikta „vidēja” ekoloģiskā kvalitāte, bet Vidējā un Ziemeļu Garezerā – „vidēja” starp „slikta”. Latvijai pielāgotā Igaunijas metode uzrāda „labu” ekoloģisko kvalitāti visos Garezeros, atšķirīgās novērtējuma pieejas dēļ. Tomēr pastāv krasa atšķirība starp novērtējumu izoetīdiem/harofītiem un pārējām makrofitu grupām, tādēļ diskutabls ir jautājums par to iekļaušanu šāda veida kvalitātes kritērijos. Arī atbilstoši Polijā pielietotajam *Ecological State Macrophyte Index* ekoloģiskā kvalitāte visos Garezeros ir „laba”. Lielbritānijā izstrādātais „*Lake Macrophyte Nutrient Index*” uzrāda, ka Dienvidu un Vidējā Garezerā ir „laba” ekoloģiskā kvalitāte, bet Ziemeļu Garezerā – „vidēja”. Pētījuma gaitā tika izmantoti arī Vācijā izstrādātie „*Reference index*” un „*Macrophyte index*”, taču neatbilstošā sugu sastāva dēļ tos nebija iespējams pielietot Garezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā.